



LIBRO DE TRABAJOS TÉCNICOS ORALES





INDICE

1. AGUA POTABLE
2. RESIDUOS
3. AGUAS RESIDUALES
4. LEGISLACIÓN Y REGULACIÓN DE POLÍTICAS PÚBLICAS
5. AIRE
6. GESTIÓN AMBIENTAL
7. ENERGÍAS RENOVABLES Y EFICIENCIA ENERGÉTICA
8. CAMBIO CLIMÁTICO Y CICLO DE VIDA
9. ECONOMÍA AMBIENTAL
10. EDUCACIÓN AMBIENTAL
11. COMPONENTE SOCIAL
12. TOXICOLOGÍA AMBIENTAL
13. SUELOS
14. SALUD AMBIENTAL

TEMÁTICA: AGUA POTABLE

[00003] REMOCIÓN DE ALGAS DEL LAGO DE CHAPULTEPEC, EN LA CIUDAD DE MEXICO

ANA CECILIA TOMASINI ORTIZ ¹, ANTONIO RAMÍREZ GONZÁLEZ ²,
ESPERANZA RAMÍREZ CAMPEROS³, LINA CARDOSO VIGUEROS⁴

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua^{1,2,3,4}

atomasini@tlaloc.imta.mx¹; tramirez@tlaloc.imta.mx²; eramirez@tlaloc.imta.mx³;
lina_cardoso@tlaloc.imta.mx

Resumen

El lago de Chapultepec, está situado al oeste de la Ciudad de México. En éste lago, se han observado fuertes floraciones de cianobacterias, ocasionando una coloración verde brillante al agua, espuma que se mantiene sobre la superficie y mal olor. Por tal motivo, en marzo de 2016, de una planta de bombeo existente en el lugar, se adaptó una planta piloto de coagulación-floculación, alimentada con agua del mismo lago para el retiro de algas y el agua tratada se regresa por gárgolas a los lagos. Por lo que desde el 2015 hasta el 2017, se monitoreó la densidad de algas (Clorofila *a*) y la calidad del agua de este lago y del 2016 al 2017, se estuvo monitoreando el Influyente y Efluente de dicha planta. Obteniendo del proceso de coagulación-floculación un Efluente con una remoción del 86% del Color, 85% de Turbiedad, 91% de Clorofila *a*, 79% de Fósforo total y 39% de Nitrógeno total. La calidad del agua de los lagos Menor y Mayor, se ha beneficiado con la puesta en operación de la planta, ya que, se ha logrado aumentar la Transparencia en un 77%, y disminuir la Turbiedad 92%, la Clorofila *a* 68%, Fósforo 28% y Nitrógeno 69%. Lo cual ha evitado los florecimientos de *Microcystis spp.*, proporcionando un mejor aspecto a los lagos.

Palabras claves: Algas, Calidad del agua, Clorofila, Coagulación, floculación, Nutrientes, Transparencia, Turbiedad.

Abstract

Lake Chapultepec is located to the west of Mexico City. In this lake, there have been strong blooms of cyanobacteria, causing a bright green coloration to the water, foam that is maintained on the surface and odor. For this reason, in March 2016, of an existing pumping plant in the place, a pilot plant

was adapted coagulation-flocculation, fed with water from the same lake for the removal of algae and the treated water is returned by gargoyles to the lakes. Therefore, from 2015 to 2017, the density of algae (Chlorophyll *a*) and water quality of this lake were monitored and from 2016 to 2017, the influent and effluent of the plant was monitored. Obtaining the coagulation-flocculation process an effluent with a removal of 86% of Color, 85% Turbidity, 91% Chlorophyll *a*, 79% Phosphorus and 39% Nitrogen. The water quality of the lakes Minor and Major, has benefited from the start-up of the plant, since, has been achieved increase transparency by 77%, and decrease the Turbidity 92%, Chlorophyll *a* to 68%, Phosphorus 28% and Nitrogen 69%. This has prevented the blooms of *Microcystis spp.*, providing a better look to the lakes.

Key words: Algae, Chlorophyll, Coagulation, Flocculation, Nutrients, Transparency, Turbidity, Water quality.

Introducción

Los lagos urbanos son ambientes acuáticos muy importantes para las grandes ciudades, ya que representan lugares significativos de recreación para sus habitantes. Actualmente son los cuerpos de agua que, un mayor número de personas visita, conoce y utiliza, (Oliva-Martínez, *et al*, 2008). Son altamente artificiales, muchas veces hipertróficos y una gran cantidad de gente entra en contacto con ellos. El conocimiento de su ecología es escaso, por lo tanto, es muy importante generar programas para su manejo. Por la magnitud de los impactos antropogénicos que reciben, son muy vulnerables a los cambios en la calidad del agua. En México hay muchos lagos en estas condiciones sobre todo en las grandes ciudades. Estos lagos pueden tener la siguiente problemática: muy baja transparencia, agua de coloración muy verde; florecimientos incontrolados de algas; y azolvamiento, en época de lluvias

reciben escurrimiento de tierra y basura disminuyendo poco a poco la profundidad de los mismos. Las actividades permitidas cerca de los lagos, para atender a los visitantes, incluyen la preparación y venta de alimentos, la renta de botes y lanchas y otras actividades recreativas, lo que aumenta la cantidad de desechos que pueden llegar a sus aguas. Tienen aportación de agua de diferentes fuentes puntuales o difusas. Las fuentes de abastecimiento de este tipo de lagos pueden ser plantas de tratamiento de aguas residuales cercanas, estas aguas tienen altas concentraciones de nutrientes que, junto con la radiación solar, son factores que provocan la floración de microalgas, estas al acumularse tienen aspecto y olor desagradable y disminuyen la calidad del agua, poniendo también en riesgo la vida acuática del lago (Birch y McCaskie, 1999; Pineda-Espinoza, *et al.*, 2011).

El lago de Chapultepec, está situado al oeste de la Ciudad de México, abarca una superficie total de 60,240 m², de los cuales 12,240 m² están representados por islas. Su perímetro es de 1,883 m y su cuenca alberga 49,525 m³ de agua con una profundidad, media de 1.0 m y máxima de 1.8 m, con un tiempo de retención hidráulica de 11 días. La longitud máxima registrada es de 432 m (norte-sur) y el ancho máximo de 208 m (este-oeste). La alimentación del lago proviene de tres fuentes: el Río Hondo, una planta de tratamiento de aguas residuales y las pequeñas descargas de aguas negras sin tratar, provenientes de los locales comerciales asentados en la periferia (Alcocer, *et al.*, 1988).

En éste lago, se han observado fuertes floraciones de cianobacterias, donde se han identificado las siguientes especies: *Anabaena fallax*, *A. helicoidea*, *Anabaenopsis tanganyikae*, *Aphanocapsa incerta*, *Geitlerinema carotinosum*, *Leptolyngbya boryana*, *L. tenerima*, *Microcystis spp.*, *Microcystis aeruginosa*, *M. novacekii*, *M. panniformis*, *M. cf. protocystis*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena mucicola* y *Synechocystis endophytica*. Los florecimientos de cianobacterias como *Microcystis spp.* son recurrentes durante todo el año, ocasionando una coloración verde brillante al agua, espuma que se mantiene sobre la superficie y mal olor. (Pérez-Morales, *et al.*, 2016)

La problemática de la eutrofización del lago se agudizó y fue precisamente que, se incrementaron el nitrógeno y fósforo a 8.8 y 4.7 mg/L (Alcocer, *et al.*, 1988). Por otra parte, el pH fue mayor a 10 y corresponde al intervalo óptimo documentado para el crecimiento de cianobacterias, el cual se ubica entre 7.5 y 10 (Vela, *et al.*, 2007). Este factor contribuyó al desarrollo de los florecimientos, ya que las cianobacterias tienen preferencia por ambientes neutros y alcalinos (Giraldez-Ruiz *et al.*, 1999). La temperatura fue superior a los 20°C y de acuerdo a otros estudios, se comprobó que el crecimiento de estas aumenta conforme se incrementa la temperatura, alcanzándose un crecimiento máximo por arriba de los 23°C (Chorus y Bartram, 1999; Roset, *et al.*, 2001; Jöhnk *et al.*, 2008).

Como resultado de esto, el lago ha presentado algunas características del estado de hipertrofia por su poca profundidad y elevados tiempos de residencia del agua debido a flujos reducidos o nulos de entrada y salida del agua, falta de estratificación, regímenes de nutrientes y oxígeno no

balanceado y productividad muy alta, tomando como parámetro concentraciones de Clorofila *a*. (Oliva-Martínez *et al.*, 2008, Pérez-Morales, *et al.*, 2016)

Para la remoción de algas se utilizan diferentes tecnologías de tratamiento. La separación de las algas depende fuertemente del tamaño y forma de la célula, de la densidad de la célula húmeda y sus aglomerados y de la carga superficial. Con base en sus características se emplean diferentes tecnologías para su separación tales como: floculación, flotación, sedimentación, centrifugación y separación asistida eléctricamente. La floculación de las algas se produce al modificar la carga eléctrica, que puede lograrse por cambios en el pH, con la adición de coagulantes químicos o con la exposición de las algas a un campo eléctrico. Algunas especies tienden a autoflocular a un pH específico cuando su metabolismo baja, aunque la autofloculación generalmente es mínima, puede ser un método inicial para concentrar las algas (Sirin, *et al.*, 2012).

Los floculantes químicos más utilizados son las sales inorgánicas tales como los cloruros o los sulfatos de aluminio, hierro o zinc; compuestos orgánicos sintéticos tales como polímeros catiónicos y aniónicos; productos naturales como almidones y quitosano. Las sales de aluminio son muy eficientes. Los cloruros son más eficientes que los sulfatos para la remoción de algas. (Papazi, *et al.*, 2010). Los polímeros de alto peso molecular pueden reaccionar rápidamente con las algas por medio de los mecanismos de atrapamiento y barrido, sin embargo, la composición de las algas puede inhibir los mecanismos de floculación, (Ma *et al.*, 2012).

Por tal motivo, en marzo de 2016, de una planta de bombeo existente en el lugar, se adaptó una planta piloto de coagulación-floculación, alimentada con agua del mismo lago para el retiro de algas y el agua tratada se regresa por gárgolas a los lagos. Por lo que desde el 2015 hasta el 2017, se monitoreó la densidad de algas (Clorofila *a*) y la calidad del agua de este lago y del 2016 al 2017, se estuvo monitoreando el Influyente y Efluente de dicha planta.

Objetivo

Monitorear la densidad de algas (Clorofila *a*) y la calidad del agua del influente y efluente de la planta, y al mismo tiempo del lago, antes y después del arranque de la planta de coagulación-floculación, y comprobar si mejora o no la calidad del agua del lago.

Metodología

En marzo de 2016, de una planta de bombeo existente en el lugar, se adaptó una planta piloto de coagulación-floculación alimentada con agua del mismo lago para el retiro de algas y el agua tratada se regresa por gárgolas a los lagos. Utilizando como coagulante-floculante, Policloruro de Aluminio (PACWTS-47) y un polímero catiónico PQOV760. Con un gasto de operación de 37 L/s (Figura 1).

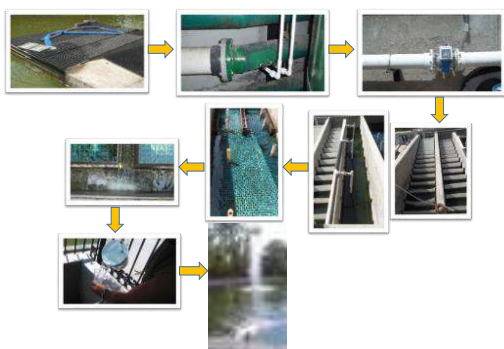


Figura 1. Planta Piloto coagulación-floculación-sedimentación.

Para determinar la dosis de floculante se realizó un ensayo fijando la dosis de coagulante en 50 mg/L, siendo ésta la que mejores resultados obtuvo con el coagulante PACWTS-47. Se varió la dosis del floculante (floculante PQOV760) desde 1 ppm hasta 2.25 ppm en intervalos de 0.25 ppm. La mejor dosis de floculante fue la de 2 ppm. (Figura 2)



Figura 2. Comportamiento del proceso con Policloruro de aluminio (PAC).

Con la finalidad de evaluar la calidad de los cuerpos de agua, después de la colocación de la planta piloto de coagulación-floculación, se realizaron determinaciones analíticas en campo de los parámetros asociados con la problemática de la presencia de algas en el influente y efluente de la planta, y en los cuerpos de agua, de acuerdo con lo descrito a continuación:

En la planta se estuvo tomando muestras del influente y del efluente. Para el lago, se establecieron 7 puntos de muestreo, en los cuales se tomaron los lunes, miércoles y viernes, entre las 11:30 y las 13:00 horas, que se determinaron como: PM00, PM01 (correspondiente a la entrada del agua del Canal) y PM02, que se ubican L. Menor. Los puntos PM05, PM08, PM11 y PM13, que se ubican en el L. Mayor (Figura 2).

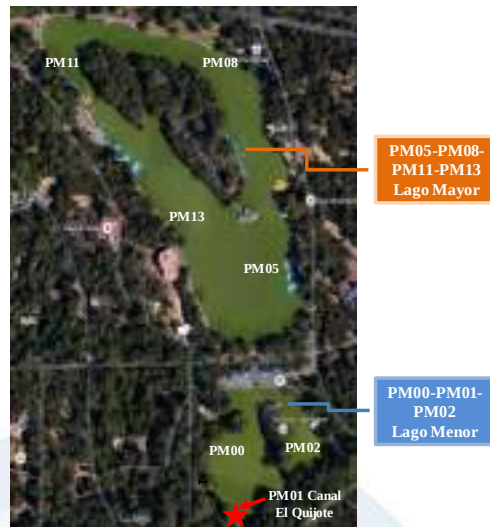


Figura 2. Vista en planta de los puntos de muestreo para 2016-2017 (PM: puntos de muestreo)

En la planta y puntos de muestreo se determinaron los siguientes parámetros de campo: Transparencia (Disco Secchi, DS), turbiedad (NTU) y color. Se midieron estos parámetros con ayuda de un turbidímetro HACH, modelo 2100P: colorímetro HACH, modelo DR900.

Cada quince días se tomaron muestras para los siguientes análisis químicos: Fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), ya que son los nutrientes esenciales para el crecimiento de las algas, y clorofila *a* (Cla). Los primeros dos por el método HACH y el último con el método APHA.

Resultados

Empezaremos con los resultados de los muestreos de influente y efluente de la planta de coagulación-floculación, durante el periodo de 2016 al 2017.

Los resultados de la medición de Color, se muestran los promedios semanales, en la Figura 3. Donde se observa que, al inicio, en lo que se establecía la planta, no fue muy buena la remoción, pero ya establecida esta mejoró. Obteniendo promedios anuales de 254 Pt/Co para Influyente y 46 Pt/Co, en el Efluente, en el 2016 y para el 2017, se obtuvo un promedio de 294 y 29 Pt/Co, respectivamente, con una remoción final del 86%.

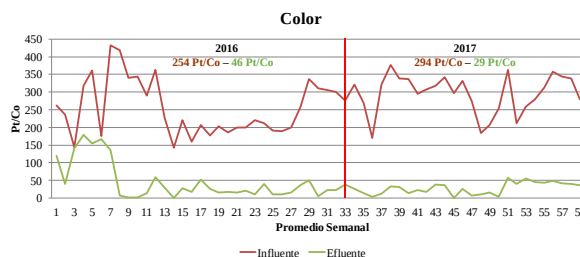


Figura 3. Comportamiento del Color en la planta, periodo 2016-2017

Los resultados de la medición de Turbiedad, se muestran los promedios semanales, en la Figura 4. Donde se observa una buena remoción, obteniendo promedios anuales para el 2016, de 28 NTU para Influyente y 5 NTU, en el Efluente, y para el 2017 se obtuvo un promedio de 24 y 2 NTU, respectivamente, con una remoción final del 85%.

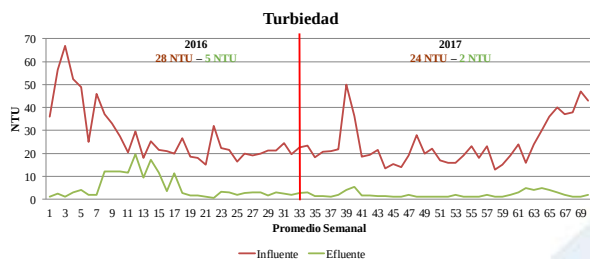


Figura 4. Comportamiento de Turbiedad en la planta, periodo 2016-2017

Los resultados de la medición de Clorofila *a*, se muestran en la Figura 5. Donde se presentan los días de muestreo quincenales del periodo 2016 al 2017. Observándose una muy buena remoción de este. Obteniéndose los promedios anuales para el 2016, de 241 µg/L para Influyente y 27 µg/L, en el Efluente, y para el 2017, se obtuvo un promedio de 248 y 16 µg/L, respectivamente, con una remoción final del 91%.

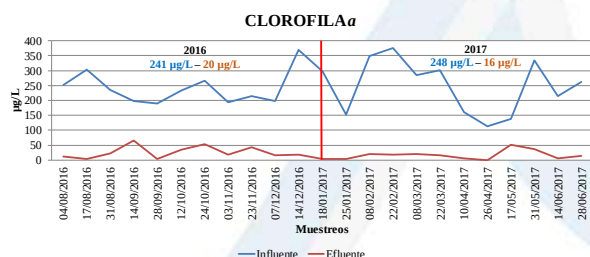


Figura 5. Comportamiento de Clorofila *a* en la planta, el periodo 2016-2017

Los resultados de la medición de Fósforo total, se muestran en la Figura 6. Donde se presentan los días de muestreo quincenales del periodo 2016 al 2017. Obteniéndose promedios anuales para el 2016, de 1.2 mg/L para Influyente y 0.44 mg/L, en el Efluente, y para el 2017 se obtuvo un promedio de 1.4 y 0.2 mg/L, respectivamente, con una remoción del 79%.

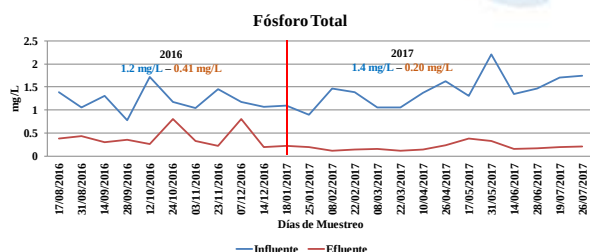


Figura 11. Comportamiento del Fósforo total en la planta, el periodo 2016-2017

Los resultados de la medición de Nitrógeno total, se muestran en la Figura 7. Donde se presentan los días de muestreo quincenales del periodo 2016 al 2017. Donde se observa una baja considerable en el 2017 de este, tanto en el Influyente como en el efluente. Obteniéndose promedios anuales para el 2016, de 8.8 mg/L para Influyente y 5.7 mg/L, en el Efluente, y para el 2017 se obtuvo un promedio de 3.9 y 2.1 mg/L, respectivamente, con una remoción del 39%.

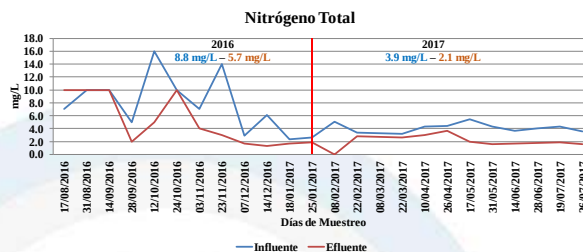


Figura 7. Comportamiento del Nitrógeno total en la planta, periodo 2016-2017

A continuación, se presentan los resultados de los muestreos en el L. Menor y L. Mayor, para ver como impactó la puesta en marcha de dicha planta en los lagos.

En la Figura 8, se muestra el promedio semanal de la Transparencia en el L. Menor y en el L. Mayor, durante el periodo noviembre de 2015 al 28 de junio de 2017. Apreciándose que, durante el 2015, la Transparencia es mínima en los meses de noviembre y diciembre. Donde el promedio del 2015 para el L. Menor fue de 10 cm y para el L. Mayor fue de 12 cm. A partir de marzo del 2016, se puso en operación la planta de coagulación – floculación, logrando que se incremente la Transparencia de los lagos. Para el 2016 el promedio anual fue de 45 cm para el L. Menor y 38 cm para el L. Mayor, y en el 2017, el promedio anual fue de 52 y 45 cm respectivamente. Mostrando claramente una mejoría en la transparencia de los lagos, siendo más notorio en el L. Menor. Teniendo un aumento en transparencia del 82% en el L. Menor y un 73% en el L. Mayor.

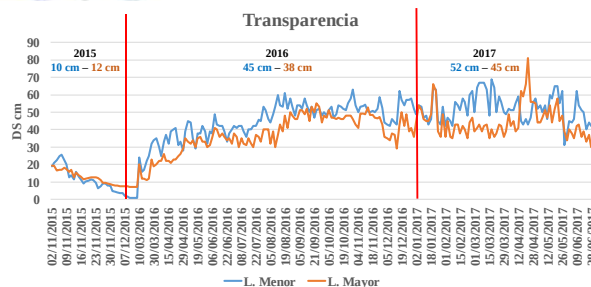


Figura 8. Promedios de la Transparencia en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017

En la Figura 9, se muestra el promedio semanal de la Turbiedad durante el periodo 2015 al 2017. Apiciándose que, durante el 2015, en el mes de diciembre, hubo un fuerte incremento de esta en el L. Menor. A partir de marzo de 2016, se ve cómo va decreciendo la Turbiedad en ambos lagos. Obteniendo promedios anuales, en el 2015, en L. Menor se obtuvo un promedio de 393 NTU y L. Mayor 158 NTU, el cual baja a 19 y 27 NTU, respectivamente, en el 2016, y para el 2017, se obtuvo un promedio de 13 y 19 NTU, respectivamente, decreciendo considerablemente. Teniendo una mejoría del 97% en el L. Menor y en el L. Mayor del 88%.

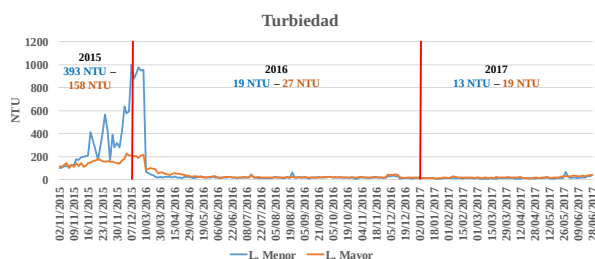


Figura 9. Promedios de la Turbiedad en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017

El parámetro de Color solo se midió durante el 2016 y 2017. En la Figura 10, se muestran los promedios semanales. Apiciándose que, en el 2016, durante la temporada de lluvias, baja considerablemente en ambos lagos, por la dilución. En el 2017 se incrementan, principalmente, en el L. Mayor. Obteniendo los promedios anuales, para el 2016 en el L. Menor es de 197 Pt/Co y en el L. Mayor de 261 Pt/Co, y para el 2017, 215 y 281 Pt/Co respectivamente. Esto debido por la temporada de secas y la alta radiación solar de la época, provocando un incremento en la productividad algal.

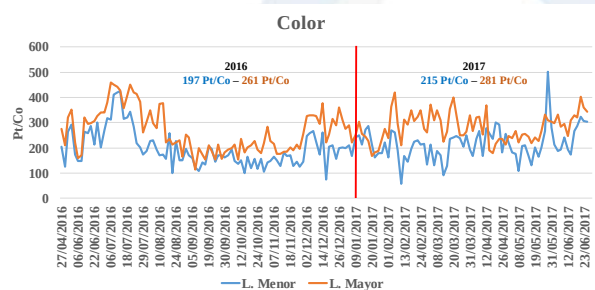


Figura 10. Promedios semanales de Color en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2016-2017

En la Figura 11, se muestran los días de muestreo y valores obtenidos de Clorofila *a* durante el 2015 al 2017. Apiciándose que, en el 2015, ésta fue muy alta y después de la puesta en marcha de la planta, en el 2016, bajó considerablemente. En el 2017 se incrementan levemente ésta, por la misma causa que aumentó el color, siendo más alta en el L. Mayor. Sin embargo, se pudo observar una reducción del 71% en el L. Menor y en el L. Mayor una reducción del 66%, con respecto al 2015. Obteniendo los promedios anuales, en el 2015 para el L. Menor de 786 µg/L y en el L. Mayor de 725 µg/L.

Para el 2016 hubo una baja considerable, con 177 y 225 µg/L, respectivamente, incrementándose levemente para el 2017, con 225 y 250 µg/L. Teniendo una remoción del 71% en el L. Menor y del 65% en el L. Mayor.

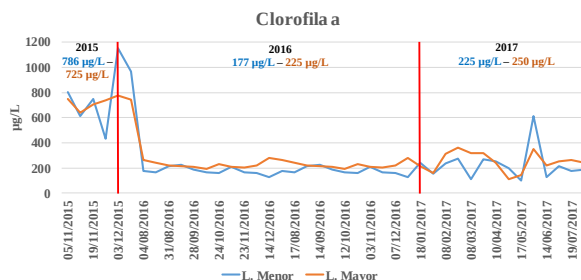


Figura 11. Comportamiento de Clorofila *a* en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017

En la Figura 12, se muestran los días de muestreo y valores obtenidos del Fósforo Total durante el 2015 al 2017. Observando que, en el 2015, éste fue muy alto y después de la puesta en marcha de la planta, en el 2016, bajó considerablemente. En el 2017 se incrementan levemente ésta, siendo más alta en el L. Menor. Obteniendo los siguientes promedios anuales, para el 2015 un promedio de 2.2 mg/L, en el L. Menor y 1.7 mg/L, en el L. Mayor. Para el 2016, hubo una baja a 1.0 y 1.1 mg/L, respectivamente, y para el 2017, se incrementa levemente en 1.6 y 1.2 mg/L respectivamente. Con una reducción del 27% en el L. Menor y en el L. Mayor un 29%.

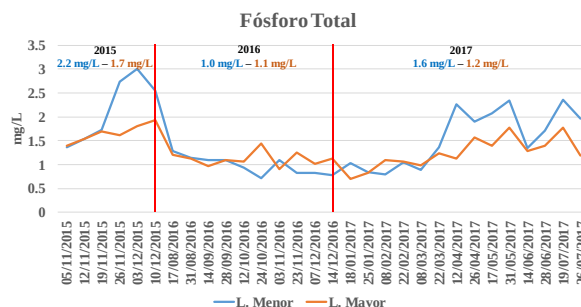


Figura 12. Comportamiento del Fósforo Total en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017

En la Figura 14, se muestran los días de muestreo y valores obtenidos del Nitrógeno Total durante el 2015 al 2017. Apiciándose que, en el 2015, éste fue muy alto. En el 2016, con la planta operando, bajó considerablemente. En el 2017 continúa bajando ésta, Teniendo unos picos al alza el L. Menor. Obteniendo los siguientes promedios anuales: Para el 2015 fueron de 13.8 mg/L, en ambos lagos. Para el 2016, de 6.8 y 6.7 mg/L, respectivamente, reduciéndose casi a la mitad, y para el 2017, se obtuvo un promedio de 4.6 y 3.4 mg/L. Con una reducción del 67% en el L. Menor y en el L. Mayor un 75%.

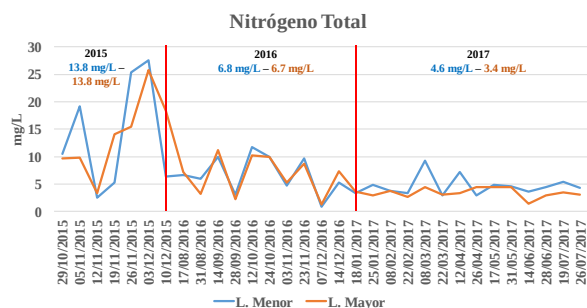


Figura 14. Comportamiento del Nitrógeno Total en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017

Discusión

El proceso de coagulación-floculación fue efectivo para la remoción de las algas (Clorofila *a*) con un 91%, seguido por el color, con un 86%, turbiedad 84.61%, Fósforo total un 76% y por último el Nitrógeno total un 39%. Lo cual, favoreció una fuerte mejoría en la calidad del agua de los lagos, en los parámetros de Transparencia, Turbiedad y Clorofila *a*, ya que, los promedios anuales de la medición de Transparencia del 2015, para el L. Menor fue de 10 cm y para el L. Mayor fue de 12 cm, para el 2016 el promedio anual fue de 45 cm para el L. Menor y 38 cm para el L. Mayor, y en el 2017, el promedio anual fue de 52 y 45 cm respectivamente. Aumentando ésta en un 82% en el L. Menor y un 73%, en el L. Mayor. Con respecto a la Turbiedad, también se observa la franca mejoría, ya que, en el 2015, en L. Menor se obtuvo un promedio de 393 NTU y L. Mayor 158 NTU, el cual baja a 19 y 27 NTU, respectivamente, en el 2016, y para el 2017, se obtuvo un promedio de 13 y 19 NTU, respectivamente. Teniendo una remoción del 97% en el L. Menor y del 88% en el L. Mayor. Por último, la Clorofila *a*, en el 2015 el promedio anual para el L. Menor fue de 786 µg/L y en el L. Mayor de 725 µg/L. En el 2016 hubo una baja considerable, con 177 y 225 µg/L, respectivamente, incrementándose levemente para el 2017, con 225 y 250 µg/L. Con una remoción final del 71% en el L. Menor y 66% en el L. Mayor.

Alcocer y colaboradores en 1988, reportaron concentraciones de Nitrógeno total y Fósforo total a 8.8 y 4.7 mg/L, respectivamente. Lo que se encontró en el presente estudio las concentraciones de Nitrógeno total fueron, para el 2015 el promedio global fue de 13.8 mg/L, muy altas y por arriba de lo reportado por Alcocer y colaboradores. Para el 2016, de 6.7 mg/L, reduciéndose casi a la mitad, y para el 2017 se obtuvo un promedio de 4 mg/L. Con una reducción del 67% en el L. Menor y de 75% en el L. Mayor. En el caso del fósforo, se obtuvo para el 2015 un promedio de 2.2 mg/L en el L. Menor y 1.7 mg/L en el L. Mayor. Para el 2016 hubo una baja a 1 y 1.1 mg/L, y para el 2017, en 1.6 y 1.2 mg/L, respectivamente. Con un porcentaje de remoción del 27% en el L. Menor y 29% en el L. Mayor.

En el 2015 se estuvieron presentando algunos florecimientos de *Microcystis spp.*, principalmente en el L. Menor, y a partir del 2016, estos no se han dado en ninguno de los dos lagos.

Conclusiones

El proceso de coagulación-floculación fue efectivo para la remoción de microalgas, Fósforo y Nitrógeno en el lago de Chapultepec.

La calidad del agua de los lagos Menor y Mayor, se ha beneficiado con la puesta en operación de la planta de coagulación-floculación para el retiro de algas. Ya que, se ha logrado aumentar la Transparencia en un 77%, y disminuir la Turbiedad en un 92%, la Clorofila *a*, 68%, Fósforo, 28% y Nitrógeno, 69%. Lo cual ha evitado los florecimientos de *Microcystis spp.*, proporcionando un mejor aspecto a los lagos.

Bibliografía

- Alcocer, J., Ato, E., Bles, E. y Vilaclara, G. (1988). Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago viejo de Chapultepec. *Contaminación Ambiental*, 4: 43-56.
- Birch, S., y McCaskie, J. (1999). "Shallow urban lakes: a challenge for lake management" *Hydrobiologia*, 395(0), 365-378. Springer, Ed.
- Chorus, I. y Bartram, J., (1999). *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E y FN Spon, London, 416 pp.
- Giraldez-Ruiz, N., Bonilla I. y Fernandez-Piñas, F. (1999). "Role of external calcium in homeostasis of intracellular pH in the cyanobacterium *Anabaena* sp. Strain PCC7120 exposed to low pH". *New Phytology*, 141: 225-230.
- Jöhnk, K.D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M. y Stroom, J.M., (2008). Summer heatwaves promote *fl* orações of harmful cyanobacteria". *Global Change Biology*, 14:495-512.
- Ma, M., Ruiping, L., Huijuan, L., y Jiuhui, Q. (2014). "Mn(VII)-Fe(II) pre-treatment for *Microcystis aeruginosa* removal by Al coagulation: simultaneous enhanced cyanobacterium removal and residual coagulant control". *Water Research*, 65: 73-84.
- Oliva-Martínez, M. G., Rodríguez-Rocha, A., Lugo-Vázquez, A. y Sánchez-Rodríguez, M. R. (2008). Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18 (1):1-13
- Papazi, A.; Makridis, P., y Dicanach, P. (2010). "Harvesting *Chorella minutissima* cell coagulants". *J. Appl Phycol*, 22:348-355
- Pérez-Morales, A., Olivos-Ortiz, A., Quijano-Sheggia, S. I., Espinoza-Rodríguez, C. H. y Jiménez-Santos, M. A. (2016). Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México. En:

Florecimientos Nocivos en México. García-Mendoza, E.; Quijano-Scheggia, S. I.; Olivos-Ortiz, A., y Núñez-Vázquez, E. J. (Eds). Ensenada, México, CISESE. pp. 408-421

Pineda-Mendoza, R., Martínez-Jerónimo, F., Garduño-Solórzano, G. y Olivera-Ramírez, O. (2011). Características morfológicas y moleculares de Cianobacterias filamentosas aisladas de florecimientos de tres lagos urbanos Eutróficos de la Ciudad de México. *Polibotánica*. 31:31-50, ISSN 1405-2768.

Roset, J., Aguayo, S. y Muñoz, M.J. (2001). Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Review in Toxicology*. 18: 65-71.

Sirin, S., Trobazo, R., Ibañez, C., y Salvado, J. (2012). “Harvesting the Microalgae with polyaluminum chloride, aluminium sulphate, chitosan and alkalinity-induced flocculation”. *J Appl Phycol* 24:1067-1080.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005). 21ed. American Public Health Association/
American Water Work Association/Water Environment Federation. Washington, D. C.

Vela, L., Sevilla, E., Martín, B., Pellicer, S., Bes, Ma. T., Fillat, M. F., y Peleato, Ma. L., (2007). Las microcistinas. *Real Academia de Ciencias*. Zaragoza. 62. 135-146.



[00014] AGUA POTABLE PARA POBLACIONES VULNERABLES Y MARGINALES: UNA OPCIÓN FACTIBLE

OSCAR EFREN OSPINA ZUÑIGA¹

Universidad Cooperativa de Colombia¹

osefos@gmail.com¹

Palabras Claves

Calidad, agua, tratamiento casero

Abstract

The conventional treatment of water for consumption has meant a great advance in the sanitary conditions and in the quality of life of millions of people, but it requires technical processes and chemical reagents for its clarification, filtration and disinfection that, due to its technological level and economic costs, has been inaccessible for marginal and vulnerable populations, especially in rural areas of Latin America and Africa, condemned to consume water of poor quality and with risk to their health. This critical situation can be reversed through the use of low cost materials to build treatment plants for home use that have the essential conventional processes, applying extracts of natural products (phytochemicals) for clarification and disinfection of water, whose operation and maintenance is simple and feasible for anyone; being an example of this the project called AQUA designed in the Cooperative University of Colombia and carried out in the north of Nicaragua (Somoto) during the years 2016 and 2017, characterized by having rural population in a marginal and vulnerable condition that consumed water of poor quality, achieving benefit several families through the implementation of a home treatment plant, using seeds of the moringa oleifera bush (moringaceae) as a reagent for the clarification and disinfection of water, with satisfactory results that currently allows the consumption of treated water, being the same beneficiaries who they perform the whole process; being an example to follow for the solution to the current problem of the consumption of poor quality water by millions of people.

Introducción

La contaminación del agua es una problemática recurrente en países en vía de desarrollo, y especialmente en poblaciones marginales y vulnerables, dada la imposibilidad económica de acceder a sistemas eficaces de saneamiento, medios capaces de proporcionar protección contra las enfermedades diarreicas, el cólera, el tífus y otras transmitidas a través del agua, siendo

la causa de millones de muertes infantiles cada año. Para lograr la potabilización es preciso someterla a varios procesos elementales, que comprenden: clarificación, desinfección, acondicionamiento químico y organoléptico. En Colombia se utilizan tradicionalmente como coagulantes Sulfato de Aluminio, Sulfato Férrico y para la desinfección cloro y otra gama de productos químicos, que, además, es causante de daños irreversibles en la salud del conglomerado social cuando se consume en grandes proporciones o durante largos periodos.

Según el Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas DANE, la baja cobertura en algunas regiones está estrechamente ligada a la morbilidad y mortalidad infantil. Cada año en Colombia mueren aproximadamente 13.600 niños y niñas menores de 5 años. Más de la mitad ocurren por causas prevenibles y muchas de ellas como consecuencia de la mala calidad del agua. Además, muchos más sufren de diarrea crónica, desnutrición, enfermedades e infecciones que comprometen su desarrollo físico, emocional e intelectual (UNICEF, 2011).

La dificultad por los altos costos económicos de plantas de tratamiento de agua potable PTAP, y los productos químicos industriales usados para la clarificación y desinfección, además de la dificultad en el manejo, operación y mantenimiento de estos sistemas que se vuelven complejos para comunidades marginales y vulnerables, no ha permitido el consumo de agua potable a millones de personas, siendo una situación crítica que afronta especialmente la población rural; puede resolverse a partir del uso de tecnologías alternativas que se construyan de forma económica y logrando el reemplazo de los productos químicos industriales por productos naturales que abundan en la región, aplicados en plantas de tratamiento caseras de fácil uso y por demás eficientes, denominadas AQUA (Guevara, Ramírez, Ospina, 2007)

Esta sencilla solución implica la enseñanza y réplica de la tecnología a los directos beneficiarios, para que se apropien de la solución garantizando su aplicabilidad, réplica masiva, beneficios socio- económicos y sanitarios, pero principalmente su sostenibilidad en el tiempo. Los resultados obtenidos en Nicaragua, permiten determinar que es factible el uso de tecnologías alternativas apoyadas en el uso de productos naturales para clarificar y desinfectar el agua.

Su aplicación práctica se dio en la zona norte de Nicaragua (Somoto), caracterizada por deficiente oferta hídrica superficial, donde la población se abastece de agua almacenada en reservorios o lagunetas a cielo abierto, producto de la escorrentía de agua de lluvia (cosecha de agua), que al estar expuesta al ambiente, se contamina física, química y microbiológicamente, no siendo apta para el consumo humano, pero ante la ausencia de otras fuentes hídricas, la población la utiliza sin ningún tipo de tratamiento y con su consecuente efecto en la salud. La recolección del agua para abastecimiento humano se realiza directamente del reservorio, según se indica en la fotografía 1. Allí también toman agua el ganado vacuno y caballar, contribuyendo en el proceso de contaminación.



Fotografía 1. Recolección de agua de reservorios para abastecimiento humano, Somoto (Nicaragua)
Fuente: Catie (2017)

Durante el año 2016 y 2017, el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza – CATIE Nicaragua, apoyado financieramente por la Agencia de Cooperación Suiza, realizó el proyecto de aprovechamiento de la moringa olifera como fuente de ingresos familiares en la población rural de Somoto, siendo el tratamiento del agua para consumo una opción viable a partir del uso de sus semillas para clarificar y desinfectar, siendo crucial la participación de la Universidad Cooperativa de Colombia en el desarrollo de la planta de tratamiento casera y el uso del coagulante en ella, para lograr el objetivo de suministrar agua tratada a la población.

Objetivos

Desarrollar una tecnología alternativa que permita potabilizar el agua para población marginal y vulnerable, accesible a sus condiciones socio-económicas y culturales, mediante el diseño de una planta de tratamiento casera con procesos convencionales, para uso como solución unifamiliar que permita su operación y mantenimiento por parte de los beneficiarios, usando la moringa olifera como coagulante primario para clarificar y desinfectar.

Metodología

La investigación de diseño metodológico exploratorio y experimental, se desarrolló mediante el diseño de una planta de tratamiento casera denominada AQUA, que posee los procesos convencionales para la clarificación y desinfección del agua, aplicado a agua de lluvia recolectada superficialmente en reservorios a cielo abierto (cosecha de agua), para su uso doméstico, por tratarse el norte de Nicaragua de una región de baja precipitación y ausencia de fuentes superficiales que permitan el abastecimiento de la población.

Como coagulante y desinfectante se utilizó extractos de semillas de moringa olifera (*moringaceae*) como fotoquímico, dada la abundancia de producción en la región donde es cultivada por buena parte de la población, mediante un proyecto integral realizado desde el año 2016 por el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza – CATIE Nicaragua, realizándose ensayos de tratabilidad mediante pruebas de jarras para determinar dosis, tiempos de floculación y sedimentación, y gradientes de velocidad óptimos, usando la moringa y su aplicabilidad en la planta de tratamiento casera con agua cruda extraída de reservorios de agua de lluvia donde se abastece la población rural de Somoto (Nicaragua). La desinfección se evaluó con indicadores de coliformes totales y fecales; *Escherichia Coli*.



Figura 1. Construcción de plantas caseras de tratamiento del agua y proceso de capacitación de la comunidad para su uso, con resultados de calidad de agua
Fuente: Catie (2017)

Para el diseño, construcción y operación de la planta de tratamiento casera AQUA, se siguió las normas técnicas existentes y para su diseño se emplearon materiales de fácil consecución, biodegradables y de bajos costos, que integró los procesos básicos: Mezcla rápida, coagulación – floculación, sedimentación, filtración y desinfección, para tratar pequeños caudales de agua que garantizan el abastecimiento en viviendas como soluciones individuales o

integradas, de tal manera que se usaron materiales livianos, económicos, no tóxicos y duraderos.

Resultados Y Discusión

La planta casera se diseñó siguiendo los parámetros establecidos por el Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico de Colombia, norma R.A.S. (Ministerio de Desarrollo Económico de la República de Colombia, 2000) y aspectos técnicos de diseño básico (Arboleda, 2000), así como los procesos de tratamiento de agua (Romero, 1997).



Figura 2. Proceso de tratamiento convencional del agua, tren de tratamiento realizado.

Fuente: el autor

Está concebida para operar por efecto de la gravedad (flujo descendente) sin consumo de energía, siendo manipulada por una persona, con aplicación del producto natural extraído de la moringa olifeira. Su durabilidad puede ser superior de 15 años, dadas las calidades de los materiales, permitiendo el tratamiento convencional del agua para caudales que abastecen una vivienda. Está conformada por un recipiente plásticos (botellón de 20 litros), para realizar la floculación con paletas de madera o metálicas en un eje vertical giratorio manipulado manualmente, previa aplicación del coagulante, y allí mismo ocurre la sedimentación una vez formado el floc. La filtración se realiza en cartuchos de lecho filtrantes de diferentes materiales granulares, que permitieron el finado del proceso de tratamiento.

Fotografía 2. Plantas caseras de tratamiento de agua para consumo, entregadas a la población rural de Somoto (Nicaragua)

Fuente: Catie (2017)



El diseño obedeció a la remoción de los indicadores de contaminación evidenciados en los ensayos de calidad de agua cruda realizados, cuyos resultados arrojaron especialmente alto contenido turbidez, color y hierro, siendo favorable el oxígeno disuelto, alcalinidad, pH y la conductividad presente.

La preparación del coagulante se realizó a partir de la maceración de las semillas de moringa olifeira, como se indica en la figura 3, donde se utilizó un molino convencional y se realizó su tamizado para obtener partículas con tamaño inferior a 100 micrómetros, como se muestra en la figura 4, por ser las de mejor comportamiento como coagulante.



Figura 3. Preparación de la moringa como coagulante natural.

Fuente: el autor



Figura 4. Proceso de tamizado de la moringa molida en tamices de tamaño inferior a 00 micrómetros.

Fuente: el autor

Los resultados obtenidos fueron satisfactorios, permitiendo la planta casera de tratamiento AQUA, la remoción de turbidez hasta valores inferiores a 500 UNT, 700 UPC de color aparente, y coliformes totales y fecales, entre otros. La clarificación se puede evidenciar en la fotografía 3, donde está el agua cruda del reservorio, y la tratada luego del proceso en la planta AQUA.



Fotografía 2. Resultados de calidad de agua de La planta AQUA (antes y después)

Fuente: Catie (2017)

Conclusiones

Los antecedentes históricos demuestran que en las actuales circunstancias no es posible para comunidades vulnerables y marginales, especialmente en el área rural, acceder al agua potable, y de continuar así, estarán condenadas a subsistir consumiendo agua cruda con contaminantes diversos que les seguirá deteriorando su calidad de vida, incluso ocasionándoles la muerte. La solución surge considerando las principales causas que impiden el consumo masivo de agua potable: la falta de recursos económicos y el nivel de dificultad de la tecnología, inapropiada culturalmente para la comunidad beneficiada. Este proyecto plantea una alternativa

técnica que resuelve integralmente el problema, involucrando como columna vertebral la *sostenibilidad desde una visión ingenieril*. Abre la posibilidad de explorar nuevas perspectivas para quitarle a millones de personas el lastre de sufrir las nefastas consecuencias de usar agua poluta para su subsistencia. La tecnología presentada es accesible a la población porque con elementales y sencillos principios ingenieriles permitirá acceder al agua potable sin distinción.

El uso de especies vegetales para extraer muestras con propiedades aglutinantes y útiles en el proceso de tratamiento del agua para consumo humano, es una realidad. Los resultados evidencian la posibilidad del uso de productos naturales para reemplazar los coagulantes químicos industriales en el tratamiento del agua para consumo humano, viable ambiental, social, económica, técnica y con responsabilidad ambiental. Implementar esta tecnología limpia, redundará con gran impacto en la disminución del efecto ambiental producido por químicos de uso frecuente (cloro, sulfato de aluminio) en todos sus procesos: producción, transporte, manipulación, uso, efecto residual, y disposición final. Es probable que existan otras especies vegetales con mayor potencial coagulante a las descritas, lo cual contribuiría al mejoramiento de los resultados de esta alternativa e implicaría un compromiso académico e intelectual de proseguir la investigación.

Por las condiciones mismas de la tecnología, las repercusiones a nivel local y nacional permitirán mejorar la calidad de vida. Mitigaría los efectos de morbi-mortalidad que producen los químicos residuales sobre la salud humana, ahorro de recursos en el tratamiento de enfermedades gástricas y diarreicas, especialmente en la población infantil por el consumo de aguas no tratadas. Un efecto intrínseco de la propuesta está representado en la disminución de los gastos que generaría esta tecnología en la canasta familiar, pues se presupone una disminución ostensible de recursos para el tratamiento del agua con productos limpios. Contribuye a disponer de agua apta para consumo sin riesgo para su salud por efectos directos y secundarios y a bajo costo.

La planta casera de tratamiento de agua AQUA, se concibió a partir del año 2008 en la Universidad Cooperativa de Colombia, y su materialización se llevó a cabo en Somoto – Nicaragua, donde llevo la solución al tratamiento del agua a población marginal y vulnerable; demostrando la amplia posibilidad de diseñar y construir nuevas alternativas en el tratamiento del agua, con soluciones sencillas y accesibles para el entorno socio-económico de las comunidades rurales donde se aloja la población más pobre de la región. Se rompe el paradigma de la inaccesibilidad de tecnologías para potabilizar el agua en áreas rurales. El concepto básico aplicado en el diseño, construcción y operación de esta planta casera, abre la imaginación a la ingeniería en América Latina para diseñar prototipos más avanzados, con mayor capacidad de caudal para soluciones multifamiliares, con materiales más económicos, durables, reciclados y reutilizados.

La concepción básica de la planta AQUA es su sencillez, de tal manera que pueda ser fácilmente fabricada, operada y mantenida, con materiales disponibles en el entorno, lo cual facilita la apropiación de la tecnología y por ende garantiza su sostenibilidad al no requerir energías industriales en la operación.

La principal conclusión que puede tenerse, es la que inspiró el título de este trabajo: ***el agua potable para poblaciones vulnerables y marginales: una opción factible.***

Referencias Bibliográficas

1. Arboleda, J. (2000). Teoría y práctica de la purificación del agua - Tercera edición Tomo 1. Santafé de Bogotá: Nomos S.A.
2. Arias, A.; Ramírez, H.; Ospina, O. (2009). Desinfección del agua para consumo, con productos naturales [Tesis meritoria de pre-grado]. Ibagué: Universidad Cooperativa de Colombia seccional Ibagué.
3. Decreto 1575 (2007). Sistema para la protección y control del agua para consumo humano. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia.
4. Guevara, D.; Ramírez, H.; Ospina, O. (2007). Procesos de coagulación y floculación de aguas para consumo, con productos naturales [Tesis meritoria de pre-grado]. Ibagué: Universidad Cooperativa de Colombia seccional Ibagué.
5. Peña, E.F.; Ramírez, H.; Ospina, O. (2008). Procesos de coagulación y floculación de aguas para consumo, con productos naturales fase II [Tesis meritoria de pre-grado]. Ibagué: Universidad Cooperativa de Colombia seccional Ibagué.
6. Ministerio de Desarrollo Económico de la República de Colombia (2000). Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico R.A.S. 2000.
7. Resolución 2115 (2007). Características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano. Ministerio de la Protección Social de la República de Colombia.
8. Romero, J.A. (1997). Acuípurificación – Diseño de sistemas de purificación de aguas. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
9. ROMERO, J.A. (2000). Purificación del agua. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
10. UNICEF (2011). El agua potable, el saneamiento y el ambiente sano: Un derecho humano. Extraído el 30 de agosto de 2011 de: <http://www.unicef.org.co/0-aguaysaneamiento.htm>.

[00016] EL ALUMINIO COMO POTENCIAL CONTAMINANTE EN EL AGUA PARA CONSUMO HUMANO: ANÁLISIS EN EL DEPARTAMENTO DEL TOLIMA, REGION CENTRAL DE COLOMBIA

OSCAR EFREN OSPINA ZUÑIGA¹; LUISA FERNANDA BULLA OBANDO²; OSCAR HERNAN CARDONA GARCIA³

Universidad Cooperativa de Colombia¹

osefos@gmail.com¹; luisabulla1@hotmail.com²; oscar.cardona@campusucc.edu.co³

Palabras Claves

Aluminio, agua, contaminante, riesgo

Abstract

Aluminum was evaluated in drinking water for seven years (period 2008 to 2015) in the 47 municipalities of the department of Tolima, central region of Colombia, analyzing its natural or anthropogenic incorporation, obtaining that in more than 30% of the municipalities it was submitted eventually aluminum in concentrations higher than the maximum allowed during the evaluated period, which are supplied by surface water sources characterized by high turbidity in rainy seasons that involve demanding clarification processes, but there are flaws in the clarification in drinking water treatment plants PTAP, referring to inadequate application of optimal doses, deficient intensity of agitation and speed gradients, inefficient times of flocculation and sedimentation, leaving residual aluminum in the treated water. In addition, the coagulant used in several locations are inorganic aluminum compounds (aluminum sulfate, preferably), characterized by leaving remnants and allowing the aluminum to be solubilized with residual effect in the water, causing re-stabilization of the charges of the particles in suspension and post-flocculation in the distribution network. The natural composition of the soil in this region is of volcanic origin, which releases aluminum by natural erosive processes contained in soil material that comes into contact with surface water, whose ubiquity in the environment makes it more abundant in the earth's crust. The use of coagulants called PAC contributes to the reduction of aluminum, evidenced in several locations that use aluminum hydroxychloride with efficient clarification and residual aluminum concentrations below the maximum allowable.

Introducción

El aluminio es un componente natural del agua debido principalmente a que forma parte de la estructura de las

arcillas y puede estar presente en forma soluble en sistemas coloidales, responsables de la turbiedad. Es un metal ubicuo en el medio y el más abundante en la corteza terrestre, apareciendo siempre combinado con otros elementos (Soni, White, Flamm, Burdock, 2001), es liberado al medio por procesos naturales, procesos de erosión del suelo y erupciones volcánicas, y por acciones antropogénicas, pudiendo incorporarse al agua para consumo humano, no solo de forma natural, sino como un contaminante emergente por residual del proceso de tratamiento que utiliza sales de aluminio como coagulantes en la clarificación, siendo 0,20 mg/l la concentración máxima permitida por la normativa en Colombia (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia, 2007), debido a su potencial riesgo para la salud humana por encima de este rango. En concentraciones altas y durante prolongado tiempo, el aluminio puede pasar al torrente sanguíneo acumulándose en el hígado, huesos y músculos estriados, interfiriendo con el transporte de hierro y produciendo algunos tipos de anemia, disminuyendo la absorción de calcio ocasionando dolores, deformaciones y fracturas de huesos, incluso en población infantil, y si pasa al cerebro producir enfermedades neurológicas, atribuyéndose como una de las causas del Alzheimer.

A partir de la expedición de la Resolución 2115 de 2007 (Ministerio de la Protección Social de la República de Colombia, 2007), se inició el control del agua para consumo mediante el indicador de calidad de agua IRCA, cuyos registros permiten definir la evidente presencia retrospectiva de contaminación por aluminio en sistemas de acueducto de varios municipios del departamento del Tolima, exponiendo a una vasta población urbana al riesgo que implica consumirlo durante tiempo prolongado y por encima del máximo permisible por la normativa nacional e internacional con su consecuente efecto en la salud humana.

La evaluación de las plantas de tratamiento que expusieron alto contenido de aluminio en el agua para consumo, presentaron deficiencias hidráulicas y operativas en el proceso de clarificación, donde se usa sulfato de aluminio como coagulante, encontrándose inadecuada aplicación de dosis óptimas por deficiencia o ausencia de ensayos en el equipo de jarras; o por deficiente intensidad de agitación y de gradientes

de velocidad en la mezcla rápida y floculación; el uso de coagulación por barrido cuando las condiciones de calidad de agua cruda exigen por adsorción; tiempos de floculación y sedimentación por fuera del óptimo.

El tipo de coagulante usado también influyó en el residual de aluminio, porque en la mayoría de municipios afectados se usan como coagulantes, compuestos inorgánicos de aluminio (sulfato de aluminio), caracterizado por dejar residuales y permitiendo solubilizarse el aluminio en el agua clarificada y post-floculación en la red de distribución, tanques de almacenamiento y albercas domiciliarias; pero en aquellas plantas de tratamiento donde se usaron coagulantes policloruros de aluminio – PAC, como integrantes de una nueva generación de coagulantes alternativos, dieron mejor desempeño respecto a mínimos residuales de aluminio.

Objetivo

Evaluar la contaminación por aluminio del agua para consumo humano en población urbana del departamento del Tolima, en la región central de Colombia, determinando su potencial origen y cumplimiento de la normativa vigente.

Metodología

El tipo de investigación realizada es cuantitativa con diseño metodológico de carácter exploratorio y descriptivo, en la cual se definió la presencia de aluminio en el agua cruda y tratada para consumo humano, según la recopilación de registros históricos disponibles de calidad de agua para las 47 localidades urbanas del departamento del Tolima, región central de Colombia, de las cuales se escogieron 3 de ellas por presentar características diferentes de presencia de aluminio: Ibagué, porque registró aluminio de forma esporádica y en pocas muestras, además de ser la localidad más poblada y de mayor relevancia por tratarse de la capital del departamento del Tolima, Armero-Guayabal por no presentar aluminio en el agua para consumo, y Melgar porque registra aluminio en varios de los muestreos realizados en los últimos años; todo ello en comparación con su concentración referente al rango máximo permisible en la normativa vigente, establecida por la resolución 2115 (Ministerio de la Protección Social, Ministerio De Ambiente, Vivienda Y Desarrollo Territorial, 2007).



Figura 1. Localización del departamento del Tolima en Colombia, con los 47 municipios que lo conforman.

Fuente: SIGAC



Fotografía 1. Visitas técnicas fuentes de abastecimiento de Armero-Guayabal, Melgar e Ibagué (Tolima)

Fuente: los autores

Se escogió al acueducto de Melgar para realizar muestreos de agua cruda y tratada, por evidenciar mayor presencia de aluminio en los muestreos históricos, para evaluar su potencial incorporación en el proceso de tratamiento del agua, como origen antrópico. Se realizaron visitas técnicas a las plantas de tratamiento de agua de las 3 localidades en estudio y a las fuentes de abastecimiento de los municipios de Melgar e Ibagué. Las muestras tomadas se realizaron de la siguiente forma: agua cruda tomada de la fuente hídrica de abastecimiento, que para el caso del municipio de Melgar se refiere al río Sumapaz y la quebrada la Palmara, y para Ibagué el río Combeima. El agua tratada se tomó de dos puntos diferentes en la red de distribución, en el caso de Melgar; y de un punto en Ibagué. Se realizaron visitas técnicas a las fuentes de abastecimiento para su reconocimiento de contaminación natural y antrópica, que puedan incidir en la incorporación de aluminio en los cuerpos de agua.



Fotografía 2. Toma de muestra de agua cruda en Melgar

Fuente: los autores

Fotografía 3. Toma de muestra de agua tratada en Melgar

Fuente: los autores



La determinación de residual de aluminio en el agua, se hizo mediante espectrofotómetro Hach 2800 disponible en el laboratorio con acreditación de alta calidad de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Ibagué, IBAL S.A. ESP.

De los tres municipios en estudio, Melgar evidenció la presencia eventual y reiterada de aluminio en los últimos años, por lo tanto se realizó la evaluación hidráulica básica de su mezcla rápida en la planta de tratamiento de agua potable PTAP, por tratarse del proceso donde se aplica el coagulante con contenido de aluminio y verificar su eficiencia y potencial causa de incorporación de este elemento en el agua. La mezcla rápida se realiza en una estructura hidráulica tipo canaleta Parshall, donde además de aplicar y mezclar el coagulante, se mide el caudal de entrada.

La evaluación comprendió la revisión visual del comportamiento del fluido en dicha estructura y realización del levantamiento topográfico arquitectónico de la canaleta Parshall, para calcular los parámetros que evidencian su eficiencia, como el número de Froude, el tiempo de mezcla y el gradiente de velocidad; todo ello como complemento a la definición de su eficiencia de remoción de contaminantes a partir del indicador del riesgo de la calidad de agua IRCA registrado oficialmente por el Instituto Nacional de Salud en su sistema de vigilancia de calidad de agua potable SIVICAP.

El levantamiento topográfico de la canaleta Parshall permitió definir sus dimensiones y poder hacer comparativamente su correlación con la correspondiente pre-establecida (Azevedo, Acosta, Muciño, 1976), procediéndose a su cálculo a partir de las ecuaciones definidas para obtener velocidades que garanticen la adecuada mezcla en la masa de agua, conformación de resalto hidráulico y tipo de flujo según el número de Froude y gradiente de velocidad que determina la intensidad de agitación, con lo cual se determinó su eficiencia.

Resultados Y Discusión

Con los registros de calidad de agua cruda y potable del periodo 2008 – 2016 de las zonas urbanas del departamento del Tolima, se definió la presencia y concentraciones de aluminio, información oficial correspondiente al Instituto Nacional de Salud sobre la caracterización físico-química del agua para consumo, mediante su programa de vigilancia denominado SIVICAP, cuyo análisis permite determinar que los municipios con concentraciones superiores al rango máximo permisible por la normativa colombiana (0.2 mg/l), realizan potabilización del agua mediante plantas de tratamiento, mientras que en todos los municipios donde no se realiza, el aluminio presentó concentración sin riesgo.

El consolidado de municipios que evidenciaron aluminio en el agua para consumo humano durante el periodo 2008 – 2016, se muestran en la figura 1, pudiendo con ello deducir que más del 70% de la población urbana del departamento del Tolima estuvo expuesta al consumo y potencial incidencia en la salud por aluminio.



Figura 1. Municipios del Tolima con eventual presencia de aluminio en el agua para consumo, período 2008 – 2016.

Fuente: los autores.

Los municipios del departamento del Tolima que no realizaron tratamiento del agua para consumo humano, se identificaron por la presencia permanente de coliformes totales y fecales, y la ausencia de cloro residual en los muestreos realizados, aunque varios de ellos poseen planta de tratamiento de agua PTAP, pero por diversas causas pudieron no estar operando para potabilizar el agua para consumo, y algunas de ellas haber funcionado eventualmente en el periodo de estudio pero sin cumplir con los requerimientos de calidad de agua de la resolución 2115/07.

Los municipios que no realizaron tratamiento del agua, no presentaron aluminio residual en el agua para consumo; pudiendo colegirse que la incorporación del aluminio se debió a origen antrópico ocurrido en las plantas de tratamiento del

agua PTAP, y no a las condiciones de calidad de agua de las fuentes hídricas de abastecimiento. El coagulante utilizado para la clarificación del agua, puede contribuir a la incorporación de aluminio residual, como es el caso de las sales de aluminio utilizadas y especialmente el sulfato de aluminio, el cual es de uso masivo en la región por su bajo costo y fácil adquisición. Existen otro tipo de coagulantes que han mostrado mayor eficiencia en determinadas condiciones de calidad de agua cruda, y con bajos residuales de aluminio en el agua para consumo, como los policloruros de Aluminio PAC.

En el municipio de Melgar se realizaron ensayos de calidad de agua para determinar la concentración de aluminio en agua cruda y tratada, teniendo en cuenta que evidencia residuales de aluminio en el agua para consumo, y utiliza actualmente el coagulante Sulfato de Aluminio tipo B para la clarificación. Para ello se establecieron 3 puntos de muestreo, uno para agua cruda a la entrada de la PTAP y dos en la red de distribución. Los resultados de laboratorio arrojaron los resultados consignados en la tabla 1. Las fuentes hídricas de abastecimiento de agua de Melgar (río Sumapaz y quebrada la Palmara), poseen bajo contenido de aluminio, pero una vez tratada sufre incremento.

MUESTRA No.	TIPO DE AGUA	TURBIEDAD (NTU)	pH	CONDUCTIVIDAD (S/cm)	COLOR (UPC)	HIJERO (mg/l)	ALUMINIO (mg/l)
1	Cruda	39,70	7,79	79	250	0,50	0,07
2	Tratada	1,43	6,71	96	13	0,16	0,11
3	Tratada	0,74	5,47	353	14	0,34	1,44

Tabla 1. Resultados físico – químicos del agua del acueducto de Melgar

Fuente: los autores



Fotografía 4. Ensayos de calidad de agua en el laboratorio

Fuente: los autores

La mezcla rápida se realiza en una estructura hidráulica donde se genera resalto hidráulico además de servir de aforador, siendo una canaleta Parshall con ancho de garganta 1ft para tratar un caudal que varía según la temporada del año. Dadas las condiciones del agua cruda, prevalece la alta concentración

de coloides manifestado en valores de turbidez promedio relativamente altos durante el año, y baja alcalinidad, que requiere coagulación por Adsorción (Andia, 2000).

Según el RAS 2000 (Ministerio de Desarrollo Económico, 2017), la coagulación por adsorción se realiza en un tiempo de mezcla menor a 1 segundo entre el coagulante con la masa de agua, requiriendo intensidades de agitación que se calculan para gradientes de velocidad entre 700 s⁻¹ y 1000 s⁻¹, y entre 3000 s⁻¹ y 5000 s⁻¹, con lo cual se garantiza remoción eficiente de sólidos en suspensión y coloides del agua. Al comprobar las dimensiones de la canaleta existente en la PTAP de Melgar, las dimensiones coinciden con las establecidas por el Ing. Parshall. Se calcularon los parámetros de la canaleta, obteniéndose que el resalto hidráulico formado no es consistente (no cumple con el número de Froude), pero la intensidad de agitación es adecuada por el valor del gradiente de velocidad, y se cumple la relación entre *altura del agua/ancho de garganta*, considerándose que en general la canaleta Parshall cumple para este caudal y es adecuada como mezcla rápida para los requerimientos de la PTAP de Melgar, pero se está desaprovechando teniendo en cuenta la coagulación por desestabilización-adsorción se realiza en un tiempo menor de 1 segundo, aplicando la solución de coagulante en el punto de mayor turbulencia, lo que no ocurre en dicha PTAP y se hace al final del resalto hidráulico.

La trazabilidad de aluminio realizada en el año 2016 a la fuente de abastecimiento de la ciudad de Ibagué, capital del departamento del Tolima: río Combeima, se hizo en 7 estaciones de muestreo a lo largo del mismo y a sus tres principales afluentes, según se describe en la figura 2.

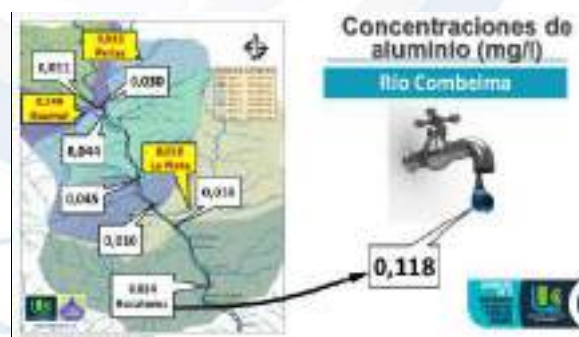


Figura 2. Trazabilidad de aluminio a lo largo del río Combeima, municipio de Ibagué

Fuente: los autores

Los resultados obtenidos por García, Galeano, Gaviria, García y Ospina (2016), muestran cambios de concentración de aluminio lo largo del río Combeima, producto de diferentes afluentes y población que contribuyen o no en ello, hasta el sitio de captación del sistema de acueducto de Ibagué, donde la concentración arrojada fue de 0.034 mg/l y en la red de distribución 0.118 mg/l, mostrando un incremento producto

del proceso de tratamiento, pero cumple al estar por debajo del máximo permisible (0,2 mg/l). De los 3 afluentes evaluados, la quebrada Guamal es la de mayor aporte de aluminio, con una concentración de 0.14 mg/l.

Conclusiones

Buena parte del aluminio presente en el agua para consumo urbano en el departamento del Tolima, obedece a un contaminante como subproducto incorporado en el mismo tratamiento del agua y específicamente en la clarificación, donde por problemas operativos y/o técnicos se está haciendo el proceso de forma ineficiente. Las fuentes hídricas de abastecimiento de los municipios visitados, presentan bajas concentraciones de aluminio que se incorporan de forma natural por la geoquímica de los suelos de la región, como se describe en la figura 3.

Los fallos en el proceso de clarificación que se realiza en las PTAP, obedecen a ineficiencias operativas por la no realización de ensayos de tratabilidad por ausencia de equipos o por desconocimientos técnicos, no determinación de dosis óptimas, deficiente medición de caudal, equipos de dosificación de coagulante descalibrados, por deficiencias hidráulicas en los procesos de mezcla rápida, floculación o sedimentación.

Las consecuencias que ocasiona el consumo permanente por encima del rango máximo permisible y a largo plazo de aluminio, puede estar acarreado consecuencias en la salud humana de una vasta población urbana del Tolima, que bien merece ser revisado para evitar consecuencias futuras de incidencia en la salud especialmente en población infantil dada su vulnerabilidad.



Figura 3. Origen natural de aluminio en el agua superficial

Fuente: la Autora.

La presencia de altos contenidos de aluminio en el agua implica un costo económico adicional por exceso de este insumo químico, cuyo costo se ve reflejado en la tarifa que cada usuario debe pagar para sostener el sistema de acueducto,

que para localidades con bajos ingresos económicos familiares puede poner en riesgo su sostenibilidad y en algunas ocasiones se suspende.

Se recomienda seguir investigando las diversas causas de incorporación de aluminio en otras localidades del departamento del Tolima, entendiendo que cada caso es particular y requiere de su estudio y evaluación para mitigar su efecto, pudiendo encontrarse similitud a lo investigado en Melgar.

Referencias Bibliográficas

Azevedo Netto, J., Acosta Álvarez, G., Muciño Porras, J. (1976). Manual de Hidráulica. Harla editores. 6 ed. México D.F. 1976. ISBN 9789686199765. 578 P.

Colombia. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación – ICONTEC (2008). Norma Técnica Colombiana – NTC-5667-5 del 03 de septiembre de 2008. Calidad del agua. Muestreo. Parte 5: Directrices para el muestreo de agua potable de instalaciones de tratamiento y sistemas de distribución por tubería. Bogotá, D.C. 2008.

Colombia. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación – ICONTEC (2004). Norma Técnica Colombiana – NTC-5667-3 del 03 de noviembre de 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Directrices para la preservación y manejo de las muestras. Bogotá, D.C. 2004. García, C., Galeano, V., Gaviria, L: García, C. y Ospina, O. (2016) Modelo de evaluación del recurso hídrico de la ciudad de Ibagué. Universidad Cooperativa de Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia (2007). Decreto 1575: Sistema para la protección y control del agua para consumo humano.

Ministerio de Desarrollo Económico de la República de Colombia (2000). Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico R.A.S. 2000.

Ministerio de la Protección Social de la República de Colombia (2007). Resolución 2115: Características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano.

Severiche Sierra, C., Castillo Bertel, M., Acevedo Barrios, R. (2013). Manual de métodos analíticos para la determinación de parámetros fisicoquímicos básicos en aguas. Fundación Universitaria Andaluza Inca Garcilaso para eumed.net. Cartagena de Indias. 2013. Disponible en internet en: <http://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1326/index.htm>.

Soni, White, Flamm, Burdock (2001). Safety evaluation of dietary aluminum. Regul Toxicol Pharmacol 2001;33(1):66-79

[00018] LA QUINTA LINEA DE AGUA POTABLE A JERUSALEM

NATHAN COLUMBUS¹; BEN-AMI SOREK²

SNC Consultants¹, Inc. MEKOROT, Israel National Water Co.²

natancolumbus@gmail.com¹; sncon35@gmail.com¹; asorek@mekorot.co.il²

Palabras Clave: agua, acueducto, Jerusalem

Abstract

The city of Jerusalem is located at an altitude of approximately 600 m.a.s.l. and the annual precipitation about 575mm/year. At the present the metropolitan area has about 800,000 residents. The principal sources of water when the State of Israel was established some 70 years ago was from ground water, supplemented by a pipeline that imported water from the foothills at the rate of about 135l/s. As the city expanded and population grew and at the same time the standard of living improved, consumption increased and a second, third and fourth pipelines were constructed in 1953, 1979 and 1994 respectively, bringing additional 2,500l/s to the city. As time passed, ground water levels were declining, making it ever more difficult to pump water from depths of over 400 meters and many of the wells had to be abandoned. The master plan prepared for the city envisaged the construction of a fifth line to deliver at the full demand horizon about 18m³/sec through an 80" steel and reinforced concrete pipeline that will run for over 30 Km. from the foothills delivering water from the desalination plants along the coast and connecting to the National Carrier. The pipeline will run as a covered pipeline for about 16 Km, and later on an 100" pipeline in a tunnel of 14Km in order to preserve the environment. The tunnel is being drilled at present with a 4 meters diameter and different depths, depending on the topography along the route, ranging from 300 meters to a mere 30 meters depth. Completion is expected in 2020 and the water to be delivered will attend demand until 2065. The overall investment in the project will amount to about 2,5 Billion US dollars.

Introducción

La quinta línea de agua a Jerusalem es un proyecto innovador y con componentes bastante efectivos para reducir los efectos negativos al medio ambiente, por un lado, e incorporando elementos innovadores en el transcurso de la línea. Aunque se trata de una línea de 100", la demanda de agua en el presente no llenara la línea y así se reducirá el consumo de energía en el presente, más dejando ya una línea lista para la demanda

futura. Además, la línea que tiene su inicio al lado del acueducto Nacional llevara el agua ya desalinizada desde la costa y complementando con agua de pozos. Una serie de reservatorios sera construido a lo largo de la linea bien como



Figure 1. Acueductos anteriores a Jerusalem

las facilidades contra golpe de ariete, defensa catódica, pozos y huecos verticales de acceso etc.

Objetivos

El objetivo principal es tener una línea de conducción nueva, moderna e eficiente que suministra y atenderá la demanda de agua potable de buena calidad y de suministro seguro a Jerusalem para los próximos 50 años. Además, se elaboró los diseños de tal modo para minimizar los efectos negativos al medio ambiente, la flora, florestas, y comunidades a lo largo de la línea.

Antecedentes

Israel esta con un clima semi arido lo que define un sistema climático con lluvias en el invierno (diciembre-marzo) y además incertezas sobre la precipitación con épocas frecuentes de sequias, por un lado y posibles inundaciones, por otro lado. En los últimos anos el país ha sufrido una serie de sequias que sigue este ano también, lo que fortalece la necesidad de encontrar una solución duradera y de confianza. La ciudad de Jerusalem que se encuentra en una altitud de

aproximadamente 600 metros sobre el nivel del mar fue abastecida en épocas lejanas de pozos y manantiales. Como consecuencia del crecimiento de la ciudad y el aumento de la demanda de agua hubo mayor bombeo de los pozos y los niveles dinámicos han caído de modo constante llegando al punto que no fue posible seguir bombeando por falta de bombas verticales con capacidad de bombear el agua de estos niveles que a las veces llegaron a más de 450 metros bajo el nivel de terreno. En 1936 fue construida la primera línea de agua a Jerusalem, que fue de pozos desde la planicie en la parte oriental del país hacia la ciudad de Jerusalem. En seguida, de acuerdo al crecimiento de la ciudad 3 líneas adicionales fueron construidas en 1953, 1979, y 1994 llevando en total un caudal de aproximadamente 2,5 m³/segundo. Fig. 1 muestra el mapa de Israel y la localización de Jerusalem.



Figure 3 - Mapa de Israel y localización de Jerusalem

Aunque hubo avances tecnológicos en este respecto desarrolladas en Israel que mejoraron las bombas eléctricas verticales para bombear estas profundidades, los caudales han bajado y la eficiencia fue reducida de modo serio. Por otro lado, la sequía que el país ha pasado en la última década con la consecuencia de falta de agua en el acueducto nacional nos ha forzado de buscar otras fuentes y la solución más efectiva de punto de vista técnica e económica fue la construcción de

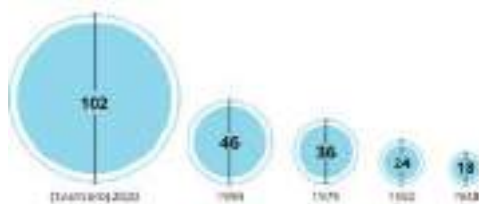


Figure 4. Los 5 acueductos a Jerusalem y sus diámetros

varias plantas desaladoras a lo largo de la costa mediterráneo, que hoy en día ya producen más de 20m³/sec. Estas plantas que utilicen la tecnología de Osmosis Reversa serán la principal fuente de agua potable para las próximas décadas, siendo que es siempre posible construir más plantas de acuerdo a la demanda y de esta manera asegurar a la población y la economía del país un abastecimiento continuo libre de efectos climáticos. Fig. 2 muestra las distintas líneas de conducción construidas en los últimos 80 años.

Las distintas líneas de conducción de diámetros diferentes en épocas pasadas se muestran en la Fig. 3.

Metodología

La metodología empleada fue, por un lado, bastante clásica o sea estudio del crecimiento de la población y la demanda de



Figure 2. Escenario de recuperación ambiental

agua para las próximas décadas. Una vez determinada la demanda de agua para el horizonte meta, o sea 2065 se inició en paralelo el estudio de los distintos tipos de tubería y las alternativas de rutas a seguir para llegar a la ciudad de Jerusalem. Llevando en consideración aspectos técnicos e económicos se partió para una línea de 80" -100" fabricada de acero y protegida en su interior por hormigón reforzado para mejor proteger y extender la vida útil de la línea contra corrosión y otros efectos negativos. Adicionalmente, este acueducto atiende los criterios más rígidos contra efectos de temblores y actividad sísmica. Además de la línea de conducción se planificó construir estructuras contra el golpe de ariete, y protección catódica contra corrosión siendo que

la demanda de agua varía a lo largo del día bien como entre estaciones del año están siendo construidos varios reservorios para poder atender los piques de demanda diaria y de verano. Fig. 4 muestra 2 reservorios en fase de construcción. En paralelo se inició un estudio ambiental para



Figure 7. Reservorios con capacidad de 30,000m³ en construcción

determinar los efectos de esta línea al medio ambiente y las medidas necesarias para proteger la flora, las florestas y el medio ambiente en general. De este modo se definió la ruta



Figure 6. Localización de las plantas desoladoras

seleccionada en base de criterios técnicos, económicos y ambientales.

El sistema nacional de agua que fue elaborado y construido en 1964 tuvo su fundamento hidráulico en el hecho que la fuente principal es el Lago de Galileo que se encuentra a los 200 metros bajo nivel del mar, con sifones, túneles, canales y acueductos que llevarán el agua hacia el centro de la demanda, o sea el centro y sur del país. Desafortunadamente, hubo por un lado una serie de sequías que redujo el potencial de

bombear agua desde el Lago del Galileo, por un lado, y por otro lado la demanda de agua ha aumentado por el crecimiento de la población y la mejora de la calidad de vida de tal forma que fue indispensable encontrar una solución duradera a largo plazo. Como ya fue señalado anteriormente, las plantas



Figure 9. Sección del túnel excavado y cementado



Figure 5. Sitios arqueológicos a lo largo del acueducto

desaladoras quedaron como la solución más adecuada para el abastecimiento de agua potable para el futuro. Entretanto, para riego la principal fuente son las aguas residuales tratadas de acuerdo al tipo de cultivo donde será utilizado. Y de algunos manantiales y pozos.

En base de lo que fue señalado se re estructuró el sistema nacional de agua y en lugar de llevar el agua desde el norte al centro y sur el sistema ahora lleva el agua desde las plantas desaladoras que se encuentran al bordo del mar mediterráneo, en el oeste del país hacia el sur, este y norte. Fig. 5 muestra la localización de las plantas desaladoras.

Además de aspectos ingenieriles y ambientales un otro aspecto bastante importante precisaba atención. Se trata de sitios archivológicos que de acuerdo a las leyes tendrán de ser

preservados. Consecuentemente, hubo necesidad de ajustar los planos y diseños para no destruir o afectar las ruinas archivológicas lo que causo costos adicionales bien como una demora adicional en la realización de las obras. Fig. 6 muestra algunas de las ruinas en el trayecto del acueducto.

Como ya fue señalado aspectos ambientales fueron bastante importantes en la determinación de la ruta y el hecho de utilizar un túnel de 14 Km para la parte final del acueducto. De cualquier modo, sea donde pasa el acueducto se reemplazará la vegetación, arboles y otros elementos de la naturaleza una vez concluida la obra Fig. 7 muestra un escenario de recuperación ambiental.



Figure 8. La máquina de perforación

El Proyecto

El proyecto es compuesto de varios componentes. La parte occidental que es una tubería de 80" cubierta en el terreno que tiene su inicio alrededor de Hulda conectado a la parte oriental del acueducto nacional que lleva el agua desde las plantas desaladoras. Este trecho que extiende unos 16 Km termina en Eshtaol donde se inicia la parte oriental del sistema con una tubería de 100" dentro de un túnel que está siendo excavado en el presente y que tiene una longitud de 14 Km y cuyo diámetro es por vuelta de entre 3,5- 4 metros y llega a Ein Karem, localizado en la parte sur de Jerusalem donde termina el túnel y vuelve a ser la línea cubierta hacia el centro de bombeo para la distribución de agua a los distintos sectores de la ciudad. 2 de los acueductos anteriores serán desactivados y reemplazados por una nueva línea que será conectada al nuevo acueducto en su parte oriental donde el diámetro sería de 100". Los caudales que esta nueva línea está diseñada es para llevar hasta 65,000 m³/hora, o aproximadamente 18 m³/ sec. en horas y estaciones de alta demanda. (Ecolog,2016)

A lo largo de la línea, tanto la tubería como el túnel serán construidos los componentes para protección contra golpe de ariete bien como protección catódica, reservorios de agua para poder atender la demanda de agua en distintas horas del día y distintas estaciones del año y estaciones de bombeo para levantar el agua del nivel de 320m.s.n.m a la altura necesaria de Jerusalem, alrededor de 600 metros. El túnel está siendo construido con una máquina perforadora especial que pesa 170 toneladas, tiene una extensión de 240 metros, y perfora un diámetro de 4 metros en ritmo de 24 metros por día. Como consecuencia de la perforación del túnel tendrán un excedente de 400,000 m³ de tierras que serán removidos a depósitos especiales.

Figura 8 muestra la maquina perforadora que extiende 240 metros, pesa 170 toneladas y avanza unos 25 metros por día.

La máquina alcanza realizar la perforación, remoción del material y cubriendo con cemento el túnel en seguida. La expectativa es que las obras terminen en el inicio de 2020. Fig. 9 muestra el túnel excavado y el refuerzo del cemento interior del túnel.



Figure 9. Sistema nacional de agua

Fig. 10 muestra un corte de oeste al este del túnel que está siendo perforado, indicando con flechas los 4 muelles verticales para acceso, huecos verticales y pequeños reservorios de compensación para proteger contra los efectos golpe de arriete, y control El túnel que se extiende aproximadamente 14 Km tendrá un pendiente de entre 1%-3% con un promedio de 1,7% para llegar al nivel de Ein Karem na parte sur de Jerusalem ubicado a 520 m.s.n.m.

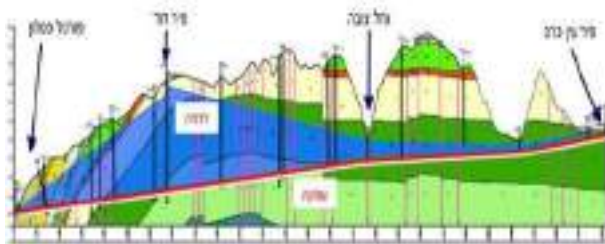


Figure 10. Corte del oeste al este del túnel excavado

Conclusiones y Resumen

En conclusión, el nuevo acueducto a Jerusalem será conectado al sistema nacional de agua llevando las aguas de las plantas desoladoras vía el acueducto nacional al nuevo acueducto a Jerusalem. Fig. 11 muestra el plan del sistema nacional de agua lo cual será utilizado para conectar las plantas desoladoras al nuevo proyecto del acueducto a Jerusalem

Estas plantas desoladoras que utilicen la tecnología de Osmosis Reversa serán la principal fuente de agua potable para las próximas décadas, siendo que es siempre posible construir plantas adicionales de acuerdo a la demanda, y de

esta manera asegurar a la población y la economía del país un abastecimiento continuo libre de efectos climáticos. Está claro que esta fuente de agua potable significa un costo más alto de las alternativas anteriores de pozos, manantiales o del Lago de Galileo. Sin embargo, esta fuente quedo la única solución factible en consecuencia de sequias frecuentes, crecimiento de la población y la mejora en la calidad de vida con el aumento de consumo per cápita.

La inversión en este proyecto nacional es estimada en \$700 Millones. (Ems,2016). El costo de un metro cubico considerando costos fijos y variables es estimado en aproximadamente \$ 3,50 y con la conclusión de la obra la ciudad de Jerusalem tendrá asegurada suficiente agua para atender la demanda para los próximos 50 anos

Referencias

- Ecolog (2016) La quinta línea de agua a Jerusalem (en Hebraico)<http://www.ecolog.co.il>
- EMS (2016) La quinta sistema de agua a Jerusalem. (en Hebraico) <http://www.emsmekorotprojects.com>

[00031] PRUEBAS PILOTO DE PROCESOS DE MEMBRANA PARA POTABILIZAR AGUA SALOBRE DE POZO PROFUNDO

IVÁN EMMANUEL VILLEGAS MENDOZA¹; MARTÍN PIÑA-SOBERANIS²;
ANTONIO JAVIER GARCÍA-LÓPEZ³; ANGÉLICA JULIETA ALVILLO-RIVERA⁴;
JOSÉ DE JESÚS LINARES-OCAMPO⁵

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua^{1, 2, 3, 4, 5}

mr.villegass@hotmail.com¹; mpina@tlaloc.imta.mx²; javier_garcia@tlaloc.imta.mx³;
angjulieta1@hotmail.com⁴; j.linareso@hotmail.com⁵

Palabras Clave

Nanofiltración, potabilización, arsénico, agua salobre.

Abstract

The technical and economic feasibility of using two models of commercial nanofiltration membranes (Filmtec NF90 and NF270) and one of reverse osmosis (Hydranautics CPA-5) to purify brackish water from a deep well located in the north of Mexico that contains high concentration (mg/L) of: arsenic (0.082 ± 0.03), sulfates ($1\ 781.33 \pm 188.29$), total hardness (1564.67 ± 117.71) and total dissolved solids ($1\ 937.67 \pm 162.18$) was evaluated. To carry out the study, a pilot plant was used to obtain product water recovery levels similar to those obtained by large-scale membrane systems ($\geq 70\%$). The work flow was 15.85 GPM (1 L/s). The results indicated that the most suitable membrane to make drinking water was NF270, which corresponds to the membrane with the lowest nominal capacity to reject sodium chloride (50%), and which operates at a lower pressure (70 psi), since it produced a water with the best quality for human use at a lower operating cost.

Although the water produced by the three membranes complied with the regulations for drinking water established by different organizations and international agencies, only the membrane NF270 allowed obtaining a product water that does not require post-treatment (remineralization), since its lower rejection capacity of salts, allowed to obtain a chemically balanced water, without tendency to cause health problems related to the absence of salts, or corrosion problems in the water supply system.

Introducción

La escasez de agua potable que afecta la zona norte de México ha provocado que se busquen fuentes de agua no convencionales, siendo la extracción de agua de acuíferos profundos una de las alternativas más viables.

El agua de los acuíferos profundos puede contener una variedad de elementos (pej. arsénico, sulfatos, hierro, fluoruros) que pueden sobrepasar las concentraciones límite establecidas para consumo humano. Su presencia puede no estar relacionada con actividades antropogénicas, si no que puede deberse a procesos naturales, como resultado de las condiciones geoquímicas en el acuífero, o debido a la geología específica de un área (Edmunds & Shand, 2008)

La presencia geológica de arsénico en diversos acuíferos de la república mexicana y el aprovechamiento intensivo de éstos, han tenido como consecuencia que el agua de suministro a la población de distintas ciudades del país contenga concentraciones de arsénico superiores a los límites máximos permisibles establecidos por la normatividad Mexicana (0.025 mg/L) (Calderón-Mólgora et al., 2012), por la Organización Mundial de la Salud (WHO) y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) (ambos límites establecidos en 0.01 mg/L).

El arsénico es uno de los contaminantes inorgánicos más peligrosos presentes en el agua potable. El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés), ha clasificado el arsénico inorgánico como un carcinogénico humano; su ingesta, a través del agua de bebida está relacionada con el riesgo de contraer cáncer y daños en la piel.

Las tecnologías utilizadas actualmente a nivel internacional para la remoción de arsénico son coagulación-filtración, adsorción sobre: 1) alúmina activada, 2) óxidos de hierro y 3) dióxido de titanio, intercambio aniónico, electrodiálisis y ósmosis inversa, sin embargo, para tratar agua subterránea con alto contenido de sólidos disueltos, es necesario emplear una

tecnología que permita remover una amplia variedad de contaminantes a la vez, a un precio asequible, como es el caso de la ósmosis inversa.

La ósmosis inversa es una tecnología de membranas que se caracteriza por remover eficientemente los minerales y sales del agua, pero genera un agua con ausencia de iones que produce problemas en la salud de la población y problemas de corrosión en las tuberías y/o estructuras auxiliares en los sistemas de distribución (Liang et al., 2013; El-Azhar et al., 2012) motivo por el cual es indispensable contar con sistemas de post-tratamiento para remineralizar el agua, lo que incrementa el costo de inversión/operación.

La nanofiltración es una tecnología de membranas que se ha desarrollado particularmente durante los últimos seis años, sus propiedades de separación y purificación se ubican entre la ultrafiltración y la ósmosis inversa, son de creciente interés debido a su versatilidad como una herramienta de separación.

Las membranas de nanofiltración operan típicamente rechazando eficientemente sales inorgánicas multivalentes (como SO_4^{2-}) a presiones modestas (70-150 psi) y con menor consumo de energía en comparación con la ósmosis inversa (Aguiar et al., 2018). Esto hace que la nanofiltración sea altamente competitiva en términos de selectividad y costo-beneficio cuando se compara con métodos de separación tradicionales.

La separación de soluciones multi-iónicas mediante nanofiltración es difícil de predecir dada la naturaleza compleja de las interacciones que ocurren entre los iones y la membrana. Esto ha provocado la ausencia de un modelo riguroso que permita comprender el proceso de separación, y predecir la remoción de arsénico en una solución multi-iónica (Labban et al., 2017). Por lo cual, es de carácter obligatorio el realizar pruebas piloto en cada sitio donde se vaya a instalar un sistema de potabilización.

Existen algunos estudios sobre la remoción de arsénico y otros iones mediante nanofiltración. Por ejemplo, Kia et al. (2007) evaluó el efecto de factores químicos en la remoción de arsénico, mientras que Figoli et al. (2010) se enfocó en factores hidráulicos y fisicoquímicos; por otra parte, Jadhav et al. (2016) evaluó la influencia de diversos factores hidráulicos y químicos para la remoción simultánea de fluoruros, arsénico, nitratos y sulfatos; sin embargo, estos estudios se han realizado utilizando agua sintética, y utilizando una sola membrana, lo que involucra tener una baja recuperación de agua producto (~15 %), por lo cual no se considera representativo para plantas potabilizadoras a gran escala, las cuales utilizan factores de recuperación $\geq 70\%$, con la finalidad de minimizar costos y rechazar la menor cantidad de agua posible. En los procesos de membrana, el factor de recuperación de agua producto está directamente relacionado con la calidad de agua producto. Un factor de recuperación bajo permite obtener una mayor capacidad de rechazo de

iones, es decir, una mayor remoción de contaminantes disueltos.

Objetivo

Verificar la viabilidad técnica y económica de potabilizar agua de pozo profundo contaminada con arsénico, sulfatos, dureza total y sólidos disueltos totales mediante procesos de nanofiltración y ósmosis inversa utilizando factores de recuperación $\geq 70\%$.

Metodología

Calidad del agua

El agua utilizada en el estudio provino de un pozo profundo ubicado en el norte de México. Las características del agua se muestran en la Tabla 1, y se compara con los criterios para agua potable que ha establecido la OMS y la USEPA.

Tabla 1. Características del agua de pozo profundo

Parámetro	Agua cruda (mg/L)	Valor guía OMS (mg/L)	Regulación USEPA (mg/L)
Arsénico	0.082±0.031	0.01	0.01
Aluminio	0.06±0.01	0.1	0.05 -0.2
Hierro	0.2±0.03	-	0.3
Fluoruros	1.12±0.23	1.5	4
Sulfatos	1 781±188	-	250
Dureza total (CaCO_3)	1 564±117	-	-
SDT	1 937±1 662	-	500

Descripción de la planta piloto utilizada y sus condiciones de operación

El equipo piloto de filtración por membranas utilizado en el estudio (Figura 1) fue diseñado y armado por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), y puede operar a un caudal de 15.85 GPM (1 L/s) utilizando membranas de nanofiltración o de ósmosis inversa. El equipo utiliza 18 membranas de 4" de diámetro por 18" de longitud que se colocan dentro de seis vasijas de alta presión (tres membranas en cada vasija). El arreglo de membranas (2:2:1:1) permite obtener factores de recuperación $\geq 70\%$, que corresponde a los niveles de recuperación típica de operación de sistemas a gran escala. El equipo cuenta con un filtro cartucho de

polipropileno de 5 micras de diámetro de poro para proteger a las membranas de la presencia de materia particulada. La Figura 2 muestra el esquema de la planta piloto.



Figura 1. Planta piloto de filtración por membranas

Las membranas utilizadas para realizar las pruebas de nanofiltración fueron marca Filmtec modelos NF90 y NF270, mientras que las utilizadas en el proceso de ósmosis inversa fueron marca Hydranautics modelo CPA-5. Los modelos de membrana se eligieron de tal manera que se permitió abarcar un amplio rango de capacidad nominal de rechazo de sales, y con ello se logró determinar para cada una de ellas la eficiencia de remoción de los contaminantes, la presión de trabajo y los costos de operación asociados. La Tabla 2 muestra el rechazo nominal de sales de las membranas utilizadas.

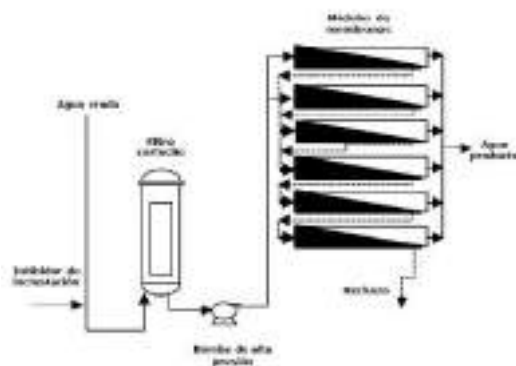


Figura 2. Esquema de la planta piloto

Tabla 2. Rechazo nominal de sales de las membranas utilizadas

Membrana	Rechazo nominal de sales (NaCl)
CPA-5	99.7 %

NF90	90-96 %
NF270	50 %

Determinación Analítica

Parámetros de calidad del agua como el arsénico, fluoruros, dureza total, sulfatos, sólidos disueltos totales (SDT), alcalinidad, temperatura y pH fueron medidos durante todo el estudio.

Los métodos y equipos utilizados para determinar la calidad del agua fueron los siguientes: la concentración de arsénico (As) se determinó con un equipo arsenator Wagthech, los iones fluoruros (F^-) con un electrodo selectivo de iones (Thermo Scientific 9609 BNWP), dureza total mediante titulación con EDTA, los sulfatos (SO_4) con el método de turbidimetría Hach 8051, la alcalinidad mediante titulación con ácido sulfúrico, los sólidos disueltos totales mediante análisis gravimétrico, mientras que el pH y la temperatura se determinaron con un potenciómetro Orion modelo 210.

Con el fin de confirmar las concentraciones determinadas mediante métodos rápidos, se tomó una muestra del agua tratada para su análisis en un laboratorio acreditado ante la entidad mexicana de acreditación (ema).

Variables de respuesta y cálculos de costo de operación.

Las variables de respuesta de las pruebas fueron la concentración remanente de contaminantes en el agua producto (permeado), la eficiencia de remoción de contaminantes, la presión de alimentación requerida y el índice de saturación langelier (ISL) obtenido en el permeado. El ISL se utilizó para determinar la necesidad de un proceso de post-tratamiento para remineralizar el agua, cuyo principal objetivo es producir un agua químicamente estable para minimizar la corrosión de partes metálicas y la desintegración de componentes de concreto en los sistemas de distribución de agua, así como para evitar perjuicios a la salud debidos a la ingesta de agua desmineralizada (Vingerhoeds *et al.*, 2016). El ISL se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$ISL = pH_a - pH_s = pH_a - ((9.3 + A + B) - (C + D)) \quad (1)$$

Dónde:

pH_a = pH del agua

pH_s = pH de saturación

$A = (\log_{10}[\text{Sólidos disueltos totales}] - 1) / 10$

$B = -13.12 * \log_{10} (\text{Temperatura del agua en } ^\circ\text{C} + 273) + 34.55$

$C = \log_{10} [Ca^{2+} \text{ en mg/L de } CaCO_3] - 0.4$

$D = \text{Log}_{10}$ [alcalinidad en mg/L de CaCO_3]

Los valores negativos de ISL indican que el agua tiene tendencia corrosiva; valores positivos indican tendencia incrustante, mientras que un valor de cero indica que el agua está en equilibrio químico, siendo el rango aceptable de 0 ± 0.5 .

El costo de operación al utilizar cada una de las membranas evaluadas se calculó relacionando el costo asociado a la energía consumida, los reactivos dosificados (reactivo anti incrustante) y las refacciones (membranas) con respecto al volumen producido, para obtener como base de comparación el costo por metro cubico de agua tratada (\$/m³).

Resultados Y Discusión

Calidad del agua

Los resultados de calidad del agua de los efluentes producidos al utilizar las membranas CPA5, NF90 y NF270 se muestran en las Tablas 3, 4 y 5 respectivamente, y se comparan con los valores límite establecidos por la OMS y por la USEPA. Los niveles de remoción alcanzados fueron acordes al rechazo nominal de sales de las membranas, siendo la membrana de ósmosis inversa CPA5 la que alcanzó mayores niveles de remoción de contaminantes, mientras que la de nanofiltración NF270 fue la que removió en menor medida los contaminantes presentes. Todas las membranas evaluadas fueron eficientes para remover el arsénico presente. El efluente de las tres membranas cumplió con las regulaciones establecidas por la WHO y la EPA, sin embargo, la concentración de sales en el efluente de las pruebas realizadas con las membranas CPA5 y NF90 fue muy baja, con nula concentración de carbonatos-bicarbonatos (alcalinidad), obteniéndose valores de ISL de -4.5 y -3.5 respectivamente. Estos valores indican que el agua tiene una tendencia a ser muy corrosiva, lo que es perjudicial a la salud humana debido a que la corrosión de las tuberías se encuentra asociada con riesgos a la salud por la liberación no deseada de iones metálicos (Fe, Pb, Cu y Zn) (Birnhack *et al.*, 2011). Además, se ha reportado que beber agua desmineralizada o un líquido hipotónico puede ser perjudicial a la salud debido a la baja ingesta mineral (Vingerhoeds *et al.*, 2016). Por otra parte, el efluente de las pruebas con membranas NF270 permitió obtener una concentración moderada de sales, con valor ISL de -0.5, el cual se encuentra en el rango aceptable para un agua en equilibrio químico.

Tabla 3. Resultados de calidad del agua obtenidos con la membrana Hydranautics CPA5

Parámetro	Efluente CPA5	Remoción (%)	Límite OMS	Límite USEPA

	(mg/L)		(mg/L)	(mg/L)
Arsénico	ND	100	0.01	0.01
Sulfatos	16±7	99±0.4	-	250
Dureza total (CaCO_3)	15±3	99±0.16	-	-
SDT	42±1	98±2	500	500
Fluoruros	ND	100	1.5	4
pH (unidades)	6.36 ± 0.3	-	6.5-8.5	6.5-8.5
Alcalinidad (CaCO_3)	ND	100	-	-
ISL	-4.5	-	-	-

Tabla 4. Resultados de calidad del agua obtenidos con la membrana Filmtec NF90

Parámetro	Efluente NF90 (mg/L)	Remoción (%)	Límite OMS (mg/L)	Límite USEPA (mg/L)
Arsénico	ND	100	0.01	0.01
Sulfatos	51±8	96±0.6	-	250
Dureza total (CaCO_3)	57±6	97±0.3	-	-
SDT	136±1	90±0.1	500	500
Fluoruros	0.11 ± 0.05	90.5±4.3	1.5	4
pH	6.65±0.12	-	6.5-8.5	6.5-8.5
Alcalinidad (CaCO_3)	ND	100	-	-
ISL	-3.5	-	-	-

Tabla 5. Resultados de calidad del agua obtenidos con la membrana Filmtec NF270

Parámetro	Efluente NF270 (mg/L)	Remoción (%)	Límite OMS (mg/L)	Límite USEPA (mg/L)
Arsénico	ND	100	0.01	0.01
Sulfatos	64±9	96±0.56	-	250
Dureza total (CaCO_3)	69±3	96±0.13	-	-
SDT	260±1	81±0.1	500	500
Fluoruros	0.36±0.05	68±6	1.5	4
pH	7.8±0.07	-	6.5-8.5	6.5-8.5
Alcalinidad (CaCO_3)	48±1	28±2	-	-
ISL	-0.5	-	-	-

Estos resultados indican que, si se utilizan membranas de ósmosis inversa o de nanofiltración con elevado rechazo

nominal de sales, en este caso la membrana NF90, se requerirá de un sistema de post-tratamiento para acondicionar (remineralizar) el agua, antes de ser enviada a distribución.

Consumo de energía

La Tabla 5 muestra la presión de alimentación y el consumo de energía requerido al utilizar las diferentes membranas. La membrana de ósmosis inversa (CPA5) requirió más del doble de presión en comparación a la membrana NF-270, y un 70% más energía. La membrana de nanofiltración NF-90 se mantuvo en un rango intermedio.

Tabla 5. Presión requerida y consumo de energía

Membrana	Presión de alimentación (psi)	Consumo de energía (kW-h)
CPA-5	150	4.1
NF-90	90	3.25
NF-270	70	2.4

Costo de tratamiento

El costo de operación y mantenimiento, que considera los costos por consumo de energía eléctrica, reactivos químicos requeridos, y refacciones (membranas) se calculó en 0.36 USD/m³ para la membrana CPA5, 0.34 USD/m³ para la NF-90 y 0.29 USD/m³ para la NF-270, lo que muestra la ventaja económica de utilizar la membrana NF-270.

Conclusiones

Los resultados de la evaluación permitieron determinar que la membrana más adecuada para llevar a cabo el proceso de potabilización de agua salobre de pozo profundo sujeta a estudio fue la de nanofiltración con bajo nivel de rechazo nominal de sales (50%) NF-270. El uso de esta membrana permitió remover el 100% del arsénico presente (0.82 mg/L), y disminuir las concentraciones de otros contaminantes, obteniendo un agua producto que cumple con las regulaciones para agua potable establecidas por la WHO y la USEPA sin necesidad de remineralizar el agua producto para estabilizarla químicamente y evitar problemas de corrosión, así como problemas a la salud humana. Aunado a esto, el uso de la membrana NF-270 permitió obtener el costo de operación más bajo (0.29 USD/m³ de agua tratada) entre las tres membranas evaluadas, lo que reafirmó la conveniencia de utilizar este tipo de membrana para la calidad del agua estudiada.

Referencias Bibliográficas

Aguiar, A., Andrade, L., Grossy, L., Pires, W., Amaral M. (2018). Acid mine drainage treatment by nanofiltration: a study of membrane fouling, chemical cleaning and membrane ageing.

Separation and Purification Technology. 192:185-195.

Birnhack, L., Voutchkov, N. & Lahav, O. (2011). Fundamental chemistry and engineering aspects of post-treatment processes for desalinated water- A review. *Desalination*. 273, 6-22.

Calderón-Mólgora, C, Quezada-Jiménez, M, Segura N, Hernández C. (2012) Remoción de arsénico mediante procesos de membrana. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 3: 37-51.

Edmunds W. y Shand P. (2008). Natural Groundwater Quality Blackwell Publishing, Singapore.

El-Azhar, F., Tahaikt, M., Zouhri, N., Zdeg, A., Hafsi, M., Tahri, K., Bari, H., Taky, M., Elamrani, M. & Elmidaoui, A. (2012). Remineralization of Reverse-Osmosis (RO)-desalted water for a Moroccan desalination plant: optimization and cost evaluation of the lime saturator post. *Desalination*, 30, 46-50.

Figoli, A., Cassano, A., Criscuoli, A., Salatut, M., Uddin, M., Islam, M., Drioli, E. (2010). Influence of operating parameters on the arsenic removal by nanofiltration. *Water research*. 44:97-104.

Jadhav, S., Marathe, K., Rathod, V. (2016). A pilot scale concurrent removal of fluoride, arsenic, sulfate and nitrate by using nanofiltration: Competing ion interaction and modelling approach. *Journal of Water Process Engineering*. 13: 153-167.

Kia, S., Dong, B., Zhang, Q., Xu, B., Gao, N., Causseranda, C. (2007). Study of arsenical removal by nanofiltration and its application in China. *Desalination*. 204:374-379.

Labban, O., Liu C., HaurChong, H and Lienhard J. (2017). Fundamentals of low-pressure nanofiltration: membrane characterization, modeling, and understanding the multi-ionic interactions in water softening. *Journal of membrane Science*. 521:18-32.

Liang, J., Deng, A., Xie, R., Gomez, M., Hu, J., Zhang, J., Nam, C., & Adin, A. (2013). Impact of seawater reverse osmosis (SWRO) product remineralization on the corrosion rate of water distribution pipeline materials. *Desalination*. 311, 54-61.

Vingerhoeds, M., Nijenhuis-de Vries, M., Ruepert, N., Van-Der-Laan, H., Bredie, W. & Kremer, S. (2016). Sensory quality of drinking water produced by reverse osmosis membrane filtration followed by remineralization. *Water Research*. 94, 42-51.

[00045] GESTÃO ASSERTIVA DA ACURÁCIA DO PARQUE DE HIDRÔMETROS APÓS A CRIS HÍDRICA – MAIS RESULTADOS COM MENOS RECURSOS

**HÉRCULES DA GRAÇA PEREIRA¹; DÉBORA SOARES²; CÍCERO FERREIRA
BATISTA³**

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo Sabesp^{1, 2, 3}

**hpereira@sabesp.com.br¹; dsoares@sabesp.com.br²; cfbatista@sabesp.com.br³;
cicerofbat@yahoo.com.br³**

Palavras Chaves

Gestão Assertiva, Acurácia da Medição, Hidrômetros, Perdas Aparentes.

Abstract

The biggest challenge in the management of the hydrometer park in companies is to maintain accuracy along with a compatible cost.

The severe water crisis that occurred in the city of São Paulo in 2014 and 2015 had significant consequences on the use of water by customers with a 28% reduction. And in the face of the UN scenario that in 2030 we will have the water consumption added by 50% it will be increasingly worrying to limit consumption to the supply of water.

Hence the accuracy of measurement is increasingly significant not only in the quantification of water supplied to the customer, but also in water resources management policies and in tariff policies that will ensure sustainability for the company and society.

Even with 3 different consumption scenarios: before, during and after the water crisis. In the water crisis, the dissemination throughout the national territory of the crisis in São Paulo and Minas Gerais caused the rational use by customers, even in Brazilian states such as Santa Catarina and Rio Grande do Sul, with a water abundance, which reduced consumption by 15%.

The complexity of hydrometer park management after the water crisis has been overcome by continuous training of the workforce, partnership with suppliers of hydrometers, planning incorporating learning in the appropriate use of technologies to the dynamics of changes in consumption with significant gains in recovery loss and billing.

The gains were significant in billing and loss recovery.

Introdução

O maior desafio na gestão do parque de hidrômetros nas empresas é manter a acurácia aliada a um custo compatível.

A severa crise hídrica que ocorreu na cidade de São Paulo em 2014 e 2015 teve consequências significativas no uso da água pelos clientes com redução de 28%. E diante do cenário ONU de que em 2030 teremos o consumo de água acrescentado em 50% será cada vez mais preocupante delimitar o consumo à oferta de água.

Daí a acurácia da medição tem cada vez maior significância não só na quantificação da água fornecida ao cliente quanto nas políticas de gestão dos recursos hídricos e nas políticas tarifárias que garantirão sustentabilidade à empresa e à sociedade.

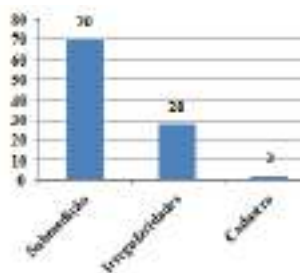
Podemos falar em 3 cenários diferentes de consumos: antes, durante e após a crise hídrica. Na crise hídrica a divulgação em todo território nacional da crise em São Paulo e Minas Gerais já provocou o uso racional pelos clientes até em estados brasileiros como Santa Catarina e Rio Grande do Sul com abundância hídrica tiveram com redução de 15% no consumo. Logo o cliente mudou sua relação com a água impactando significativamente na acurácia da medição.

A Unidade de Negócio, denominada OC da Empresa vem desde 2004 com uma gestão assertiva na acurácia da medição, ou seja, reduzir a submedição, Figura 1 e 2.

Figura 1. Componentes do Controle e Redução de Perdas Aparentes. Adaptado de Tardelli Filho (2004)



Figura 2. Percentual de Participação nas Perdas Aparentes



A submedição nos hidrômetros pode ser provocada por diversos fatores, como o perfil de consumo, a qualidade da água, condições ambientais e climáticas, a velocidade da água que passa pelo hidrômetro, o correto dimensionamento e a posição de instalação, conforme Arregui et al. (2006).

A complexidade de trocar com assertividade aumentou durante e após a crise hídrica. Onde os clientes tiveram que procurar alternativas de uso racional da água. Tais alternativas se fez pelo uso intenso de equipamentos economizadores de água (torneiras, vasos sanitários, chuveiros, etc.). Algumas alternativas foram provisórias como o uso da água do chuveiro para o vaso sanitário sendo deixada de lado tão logo a crise foi superada.

A complexidade da gestão do parque de hidrômetros após a crise hídrica tem sido superada pela capacitação contínua da força de trabalho, parceria com os fornecedores de hidrômetros, planejamento incorporando o aprendizado no uso adequado das tecnologias às dinâmicas de mudanças no consumo com ganhos significativos na recuperação de perdas e de faturamento. Juntar principalmente as unidades de engenharia e comercial em diálogo contínuo só traz os melhores resultados.

Objetivos

Os objetivos deste trabalho é demonstrar que uma gestão assertiva na gestão do parque de hidrômetros é possível quando há interação dos envolvidos com a redução das perdas aparentes mesmo num cenário de pós-crise cheio de incertezas quanto ao consumo.

Metodologia

A partir de reuniões quinzenais do pessoal de engenharia e comercial denominada como reuniões de alinhamento da curva ABC. Define quais hidrômetros deverão ser trocados (demanda) e qual o melhor hidrômetro a ser instalado (capacidade x tecnologia). Além destas reuniões também temos os Encontros Técnicos com Fornecedores de Hidrômetros que ocorrem mensalmente visando o desenvolvimento dos fornecedores, a capacitação contínua da força de trabalho e a prospecção de conhecimento a baixo custo.

Na definição de quais hidrômetros deverão ser trocados (demanda). O grupo em conjunto sugere as variáveis que farão parte dos critérios de escolha, tais como: trocar com consumos acima da tarifa mínima, faixa do fator de troca (índice ponderado entre idade de instalação e totalização de consumo), limites máximos e mínimos de totalização aceitáveis, área com ou sem gestão de pressão, faixas tarifárias, tecnologias instaladas, clientes com usos concomitantes de ligação e poço artesiano, etc. Estes critérios a cada ano são alterados em função da capacitação contínua da força de trabalho e do aprendizado da dinâmica das mudanças nos cenários de consumos e de melhor aplicação das tecnologias de hidrômetros existentes de forma assertiva e sustentável, Tabela 1 e 2.

Tabela 1. Evolução Assertiva das Tecnologias de Hidrômetros de Pequena Capacidade

Parque de Hidrômetros de Pequena Capacidade		
Tecnologia	% Instalado 2017	% Previsto 2018
Velocimétrica	98,24	94,89
Volumétrica	1,74	4,95
Ultrassônica	0,02	0,16

Tabela 2. Evolução Assertiva das Tecnologias de Hidrômetros de Grande Capacidade

Parque de Hidrômetros de Grande Capacidade		
Tecnologia	% Instalado 2017	% Previsto 2018
Velocimétrica	79,8	46,06
Volumétrica	4,15	4,15
Ultrassônica	14,04	47,78

Para definir qual o melhor hidrômetro a ser colocado, após a definição da demanda, cada ER – Escritório Regional com as definições conjuntas das reuniões de Alinhamento da Curva ABC irá redimensionar o hidrômetro para adequação da capacidade e escolher a tecnologia adequada para ser instalada. Para adequação utilizamos as três metodologias de redimensionamento desenvolvidas conforme (Batista et al. 2009).

Grande importância tem na escolha da melhor aplicação da tecnologia os Encontros Técnicos com os Fornecedores de Hidrômetros e aqui é uma criação da MC iniciada em abril de 2006. Tendo como objetivos o desenvolvimento dos fornecedores, a capacitação contínua da força de trabalho e a prospecção de conhecimento a baixo custo. São encontros com a seguinte formatação: a partir de agenda definida até novembro do ano anterior com a participação de 6 fornecedores de hidrômetros, uma reunião mensal com cada um. Com a agenda definida um mês antes é solicitado pela unidade de gestão da MC ao fornecedor que prepare em Power Point dois assuntos para o dia do encontro: um assunto escolhido pela gestão e outro escolhido pelo fornecedor, através de e-mail de grupo dos interessados para toda empresa é enviado convite sujeito a confirmação. A riqueza está em que diversas pessoas de diferentes expertises participam e os assuntos são pesquisados e trazidos pelo fornecedor. Até o momento já foram 218 encontros técnicos e podemos ver abaixo alguns assuntos tratados, Tabela 3.

Tabela 3. Assuntos dos Encontros Técnicos com Fornecedores de Hidrômetros

Data	Assunto Específico
27/04/2006	Treinamento Básico Hidrômetros 200 pessoas da UN.
16/09/2010	Redução da Submedição no Cenário de Queda de Consumo
13/03/2015	Tecnologia de medição x Crise hídrica
09/12/2015	Medição de água - uma visão de futuro
29/03/2016	Tecnologia embarcada em ultrassônicos, aplicação e resultados

26/07/2016	Nível econômico desejável nas trocas de hidrômetros
13/10/2016	Como as novas tecnologias podem ajudar no diagnóstico da submedição

Resultados E Discussões

Podemos notar nos gráficos a seguir que os resultados foram bem significativos.

Na comparação entre 2016 (pós-crise hídrica) e 2013 (antes da crise hídrica) houve mais resultado na recuperação de faturamento (+195%), porém menos quantidade de trocas (-36%), Figura 3.

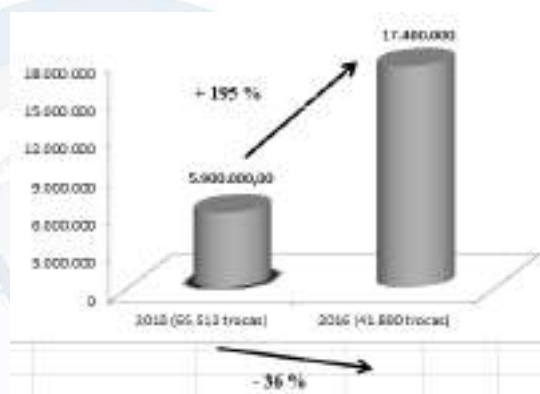


Figura 3. Mais Faturamento com Menos Trocas de Hidrômetros

Na análise dos resultados das trocas, nota-se que a OC teve maior assertividade em sua estratégia de trocas de hidrômetros, conforme demonstra o quadro comparativo com as demais uns (Unidades de Negócio), Tabela 4.

Tabela 4. OC Mais Assertiva – Maior Ganho por Troca em Comparação com as Melhores da Empresa.

Trocas de Hidrômetros - 2016			
Unidade de Negócio	Qtde	Volume	Ganho por Troca
		m3	m3/Lig x mês
OC	41.890	1.921.029	7,24
OX	109.986	1.834.448	2,21
OZ	52.633	1.795.592	5,21
OT	42.061	1.000.287	3,53
OU	38.993	725.678	3,42

Os resultados da estratégia adotada são ainda mais expressivos se notar que o volume micromedido de todo o parque de hidrômetros da OC teve uma redução de 18% em 2016 (pós-crise hídrica) em relação a 2013 (antes da crise hídrica). Figura 4.

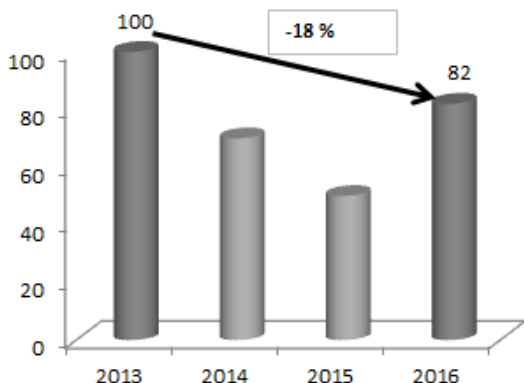


Figura 4. Redução do Volume Micromedido de Todo Parque de Hidrômetros.

E ainda Houve uma migração para a tarifa mínima (0 a 10 m³/mês) de 42% para 53% dos clientes da OC.

É importante que cada vez mais priorizemos as perdas aparentes. Cada empresa fornecedora de água necessita de uma interação cada vez maior com as partes interessadas para diagnósticos assertivos que possa direcionar ações sustentáveis para todos.

Fica ainda um convite para que as empresas fornecedoras de água troquem conhecimentos de suas melhores praticas e se possível também de seus insucessos.

Conclusões

Gerar mais resultados com menos recursos é possível quando se cria um ambiente de trabalho e inseri neste contexto uma equipe com capacitação contínua na busca de uma gestão disruptiva do parque de hidrômetros.

Conclui-se que com uma gestão disruptiva do parque de hidrômetros, através da capacitação contínua da força de trabalho, da parceria com os fornecedores de hidrômetros, do planejamento incorporado pelo aprendizado dinâmico no uso adequado das tecnologias

às mudanças no consumo é possível transformar perdas em ganhos para todos.

Não podemos falar em consolidação do consumo, pós-crise hídrica ainda (Batista et al. 2016), mas ações tempestivas e assertivas no planejamento, no bom redimensionamento do parque de hidrômetros aliada a aplicação de tecnologias adequadas. Permitiram recuperar o faturamento da maior parte da Submedição (submedição econômica, pois o uso racional da água dificulta e poderá dificultar ainda mais a obtenção de melhores resultados nas baixas vazões de pelo menos 50% dos clientes.

A estratégia de trocas de hidrômetros é uma atividade continua, pois as variáveis envolvidas são dinâmicas. Para tanto a capacitação precisa ser continua e a interação entre os envolvidos internos e externos precisa ser privilegiada.

É necessário buscar continuamente o conhecimento sobre os cenários e suas variáveis mais significativas num trabalho integrado entre os envolvidos na gestão do parque de hidrômetros.

Além disso, é necessário verificar os limites de cada tecnologia de hidrômetro existente no mercado e buscar alternativas de medição.

A estratégia se mostrou assertiva e com resultados significativos. E demonstrou que a criatividade para reaprender e a integração entre as diversas áreas envolvidas são aliadas significativas na gestão do parque de hidrômetros no ambiente incerto dos pós-crise hídrica para que o mais com menos seja efetivo e perene na OC.

Referências Bibliográficas

- Batista, C. F., Mendonça, JC Jr., Lowering under metering of meter park practical tools for resizing. Water Loss 2009, Cape Town, South Africa 2009.
- Tardelli F. J., Controle e redução de perdas nos sistemas públicos de abastecimento de água, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.
- Batista, C. F., Pereira, H. G., Soares, D., Gestão do parque de hidrômetros nos cenários antes, durante e pós crise hídrica, Latin American Utility Week, São Paulo, Brasil, 2016.
- Arregui, F., Cabrera E. Jr., Cobacho, R., (2006) Integrated Water Meter Management, London: IWA Publishin.

[00074] QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIA COM AGROPECUÁRIA INTENSIVA NO SUL DO BRASIL

**ADILSON PINHEIRO¹; DERLI ALLES²; EDSON TORRES³; VANDER KAUFMANN⁴;
GUSTAVO ANTONIO PIAZZA⁵**

Fundação Universidade Regional de Blumenau^{1,2,3,4,5}

**pinheiro2907@gmail.com¹; pinheiro@furb.br¹; dalles@furb.br²; ettotorres@gmail.com³;
vanderkaufmann@gmail.com⁴; gustavoapiazza@gmail.com⁵**

Resumo: Impactos antrópicos estão associados de degradação ambiental, apresentando alta variabilidade temporal e espacial devido à complexidade dos sistemas naturais e das atividades humanas. Desta forma objetivou-se avaliar a dinâmica da qualidade da água em bacia hidrográfica com agricultura intensiva e diferentes usos da terra. O trabalho foi realizado na bacia do ribeirão Fortaleza em São João do Oeste (SC). Foram utilizados dados quinzenais de cloreto, nitrato, fosfato, sulfato, sódio, amônio, potássio, magnésio, cálcio, carbono total, carbono orgânico total e carbono inorgânico para 3 sub-bacias. Carbono orgânico total e carbono inorgânico, coletados trimestralmente foram analisados para a água do solo em diferentes usos da terra: pastagem, mata nativa, florestamento eucalipto e agricultura. Observou-se que existe diferença entre a área preservada da bacia para com a parte de uso agrícola e urbana. A área mais preservada estocou mais carbono orgânico do que os usos do solo menos conservacionistas.

Palavras-Chave – Bacia agrícola, uso da terra, Bioma Mata Atlântica.

Introdução

A qualidade de corpos de água superficiais é influenciada por diversos fatores de origem natural ou antrópica. Os principais fatores antrópicos estão associados a mudança no uso da terra (BLAINSKI et al., 2017), os quais produzem efeitos sobre variáveis climáticas, hidrológicas e de qualidade das águas. Isso tende a ocorrer em virtude do manejo de florestas, do uso intensivo de solo para agricultura, da urbanização e da industrialização, entre outros fatores.

O Estado de Santa Catarina apresenta destaque na economia brasileira por sua atividade agropecuária, com significativa ocupação da terra por pequenos e médios produtores. Isto provoca intensa fragmentação da paisagem e distribuição espacial relativamente homogênea. Na vertente atlântica, a atividade agropecuária é, em geral, extensiva enquanto que a região oeste, ela é intensiva. Estudos têm mostrado que a qualidade da água em bacias hidrográficas da vertente atlântica do estado de Santa Catarina apresenta pequena variabilidade espacial (GIRARDI et al., 2016; PINHEIRO et

Abstract

Anthropogenic impacts are associated with environmental degradation, high temporal and spatial variability due to the nature of natural systems and human activities. The objective of this study was to evaluate water quality in the catchment with intensive agriculture and different land use. The work was carried out in the Fortaleza catchment in São João do Oeste (SC). Bi-monthly salts of chloride, nitrate, phosphate, sulfate, sodium, ammonium, potassium, magnesium, calcium, total carbon, total organic carbon and inorganic carbon were used for 3 catchment. Total organic carbon and inorganic carbon, collected quarterly were analyzed for soil water in different uses: pasture, native forest, eucalyptus afforestation and agriculture. It is observed that there is a difference between a preserved area of the catchment for a part of agricultural and urban use. The most preserved area is more organic carbon than less conservative land uses.

Keywords: Agricultural catchment, landuse, Atlantic Forest Biome.

al., 2014; ZUCCO et al., 2012) e interanual (PIAZZA et al., 2018).

Diferentes usos do solo, podem alterar o regime hídrico natural de corpos d'água alterando a qualidade. Deste modo, o monitoramento de rios está sendo realizado para comparar padrões hidrológicos e químicos em bacias hidrográficas com diferentes usos do solo (OUTRAM et al., 2014). Como os eventos de alta precipitação influenciam no aumento do escoamento superficial e promovem a lixiviação do solo, consequentemente há a entrada de elementos químicos na água que alteram as suas características.

A qualidade da água está cada vez mais impactada devido a atividades antrópicas. A conversão de áreas naturais em áreas de agricultura afeta o equilíbrio do ecossistema. Desta forma a agricultura é uma importante fonte de poluição da água devido ao lançamento de resíduos que podem ser convertidos em poluição de solo e água (ZUCCO et al., 2012).

Neste contexto, o presente trabalho teve como finalidade avaliar a dinâmica da qualidade da água em bacia hidrográfica com agricultura intensiva e diferentes usos do solo.

Metodologia

Descrição geral da bacia do ribeirão Fortaleza

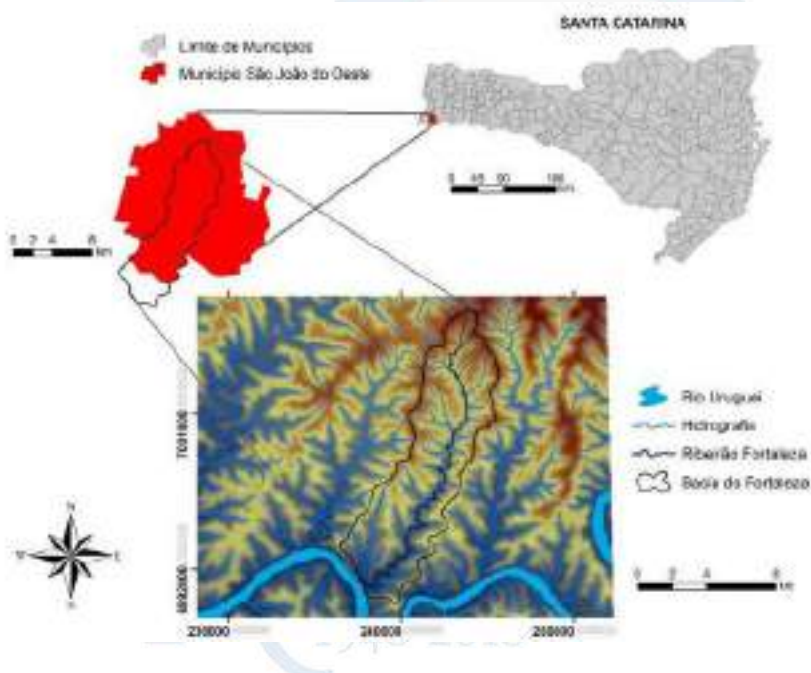
A bacia do ribeirão Fortaleza está localizada no Extremo Oeste do Santa Catarina (Figura 1). A bacia tem uma área de drenagem de 64 km². O ribeirão Fortaleza é afluente da margem direita do Rio Uruguai. A variação de altitude é de 160 a 600 metros acima do nível do mar. Conforme a classificação de Thornthwaite, o clima da região é o Mesotérmico Super Úmido, com precipitações anuais entre 1900 e 2200 mm. Por Koeppen, subtropical úmido. Os solos encontrados na bacia são Cambissolos e Nitossolos (EMBRAPA, 2004), e o Bioma é a Floresta Estacional Decidual.

Uso da terra e classes de estudo do ribeirão Fortaleza

A bacia do ribeirão Fortaleza é uma bacia agrícola intensiva baseada em suinocultura. O uso da terra da região consiste de 35,4% de áreas de floresta nativa; 37,2% de agricultura; 17,6% de pastagem; 2,7% de florestas plantadas (*pinus spp.* e *eucalyptus spp.*); 7,0% de área construída. As principais culturas agrícolas na região são o cultivo de milho (*Zea mays*) e o soja (*Glycine max*) durante a primavera/verão e aveia preta (*Avena strigosa*) durante outono/inverno. Antes de cada cultivo doses de fertilizantes são aplicadas para a fertilização do solo, dentre eles compostos de nitrogênio (N), fósforo (P₂O₅) e triplofosfato (TSP), potássio (K₂O, KCl), ureia (CH₄N₂O), nitrato de amônia (NH₄NO₃), sulfato de amônia ((NH₄)₂SO₄). Também são adicionados dejetos suínos e cama de aviário. A bacia é caracterizada pela grande produção de suínos, gado leiteiro e aves.

Figura 1 –
Localização e
altimetria da bacia
do ribeirão
Fortaleza, São João
do Oeste (SC).

Fonte: Piazza (2018).



Monitoramento hidrometeorológico e de qualidade da água

O monitoramento hidrometeorológico e de qualidade da água na bacia hidrográfica teve início em agosto de 2013 e foi analisado até dezembro de 2017. Os dados de qualidade são provenientes de amostragens quinzenais, coletadas de forma aleatória, sem consideração de eventos de cheia. As amostras de água foram coletadas em 3 sub-bacias do ribeirão Fortaleza, à montante (P1), na calha parshall (P2) e à jusante (P3). Para estes pontos de monitoramento foram analisados os ânions cloreto (Cl⁻), nitrato (NO₃⁻), fosfato (PO₄³⁻) e sulfato (SO₄²⁻); e os cátions sódio (Na), amônio (NH₄⁺), potássio (K), magnésio (Mg) e cálcio (Ca). A série do carbono também foi monitorada (carbono total [TC], carbono orgânico total [TOC] e carbono inorgânico [IC]).

A coleta da água seguiu a NBR 9898 que dispõe sobre as condições exigíveis para a coleta e a preservação de amostras de água. A coleta da água do rio foi manual, desta forma, conforme a norma, tomou-se precaução em relação à assepsia, mergulhando o frasco rapidamente a cerca de 15 a 30 cm abaixo do nível da água. O frasco ficou no sentido oposto da corrente. As amostras coletadas foram armazenadas em frascos de polipropileno e caixa térmica a 4 °C.

Para a coleta da água do solo (soluto) foram utilizados lisímetros de sucção (Sonda Terra®) (MARQUES et al., 2012) em quatro diferentes usos do solo: Pastagem (PA),

Agricultura (AG), Reflorestamento de Eucalipto (EU) e Mata Nativa (MN). Analisou-se somente o carbono orgânico total e o carbono inorgânico. Estas amostras foram coletadas trimestralmente de abril de 2017 a janeiro de 2018. Os lisímetros foram construídos com tubo de PVC rígido de 25 mm de diâmetro. Na parte superior foi colocado um tubo de acrílico de 5 cm acoplado ao cano de PVC e vedado por um septo de borracha para a realização das coletas. Na parte inferior de contato com o solo, existe uma cápsula porosa de cerâmica. No equipamento também foi colocado uma tampa para proteção. Quando é aplicado vácuo no interior do lisímetro há um fluxo de água pela cápsula porosa. A água fica armazenados no interior do lisímetro.

Foram instalados em cada sistema de uso da terra cinco lisímetros de sucção nas profundidades 20, 40, 60, 80 e 100 cm. Para a coleta do soluto no solo, 24 horas antes da coleta foi realizada a sucção do ar do interior do lisímetro de sucção com a ajuda de uma bomba de vácuo manual da UMS®, com a aplicação de -600 mBar. As coletas foram realizadas no período das 9 às 13 horas. Após 24 horas foi coletada a amostra de água do solo com a ajuda de uma mangueira de silicone acoplada em uma seringa de 60 mL. A amostra foi transferida para um frasco de polietileno devidamente identificado e armazenada em caixa refrigerada até posterior análise.

Análises laboratoriais

As análises de cátions e ânions foram realizadas em um cromatógrafo de troca iônica da marca DIONEX AG4A, equipado com uma coluna de separação aniônica, uma supressora e um detector de condutividade. Os ânions seguiram metodologias propostas pela DIONEX (2010). As curvas de calibração das análises foram realizadas com padrões obtidos junto a DIONEX, utilizando-se 5 soluções na faixa de 1 a 10 mg/L. As leituras dos padrões foram realizadas em quintuplicata e das amostras em duplicatas. A ocorrência dos analitos foi expressa em valores de concentração para todas as amostras. Os cromatogramas dos padrões de íons apresentaram adequada resolução e limites de detecção e quantificação. Foram utilizados para confecção de eluentes e reagentes para análise e curva de calibração, água proveniente do sistema Milli-Q com resistividade de 18 MW, e reagentes Chemis®, Merck, e J.T. Baker.

As concentrações de carbono total (TC), carbono orgânico total (TOC) e carbono inorgânico (IC) das amostras de água foram quantificados utilizando o analisador de carbono orgânico total marca SHIMADZU modelo TOC – V CPH (KAUFMANN et al., 2014). Foi desenvolvida uma curva de calibração com três pontos em triplicata utilizando soluções padrão para TOC (PTOC) rastreada ao SRM 84L NIST-USA na concentração de 1000 mg L⁻¹ e 100 mg L⁻¹. Foram utilizados pontos na concentração de 1000 e 100 mg L⁻¹ e o ponto 10 mg L⁻¹ e obtido por meio de diluição. O coeficiente de variação determinado foi de 1,5 % (reprodutibilidade).

Análise de dados

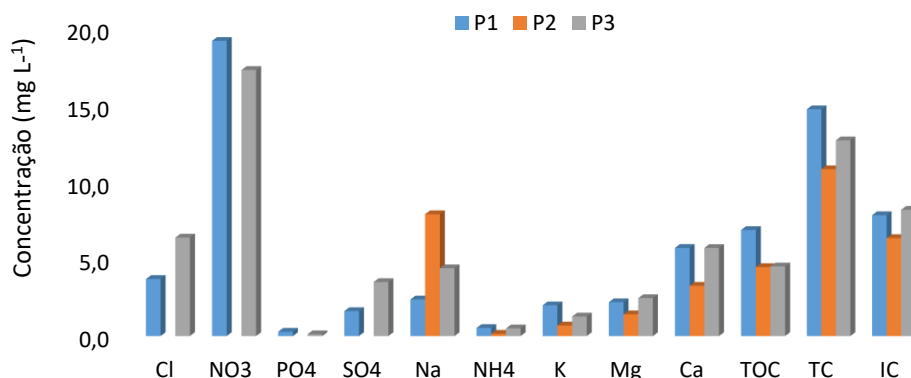
Os resultados obtidos foram submetidos primeiramente ao teste de Shapiro-Wilk, com o objetivo de verificar se os dados seguem uma distribuição normal. Para análise dos efeitos dos diferentes usos do solo sobre a concentração de TC, TOC e IC e para comparar se as médias de cátions, ânions e série de carbono eram estatisticamente diferentes, foi aplicado o teste de variância ANOVA e as médias comparadas pelo teste de Tukey, com nível de significância de 0,05. Os dados foram organizados no software Excel e os testes estatísticos foram realizados no software *Statistica* 10.0.

Resultados E Discussão

A ANOVA demonstrou que as concentrações da sub-bacia P2 são estatisticamente diferentes do que as sub-bacias P1 e P3 (Figura 2). De acordo com a ANOVA, P1 e P3 são estatisticamente diferentes de P2 nas concentrações de sódio (Na), magnésio (Mg), cálcio (Ca) e carbono inorgânico (IC). A sub-bacia P2 possui quase 100% de floresta preservada, sendo que P1 e P3 possuem característica urbana e agrícola respectivamente. Para o Cl⁻, NO₃⁻ e SO₄²⁻, P1 apresentou diferença em relação a P3. Nenhuma diferença estatística foi encontrada para as espécies químicas PO₄³⁻, NH₄⁺, K, TOC e TC. Em relação as concentrações máximas, P1 é mais concentrado em NO₃⁻, PO₄³⁻, NH₄⁺, K, Ca, TOC e TC, enquanto P2 é mais concentrada em Na e P3 em Cl⁻, Mg e IC.

A diferença encontrada entre a sub-bacia P2 e as sub-bacias agrícolas e urbanas pode ser, em parte, relacionada com as diferenças do uso da terra e nos tipos de solos. As elevadas concentrações em TOC e TC na sub-bacia P1 pode ser associada aos despejos de efluentes humanos. As concentrações elevadas de Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ e K nas sub-bacias agrícolas e urbanas (P1 e P3) podem estar associadas ao uso de fertilizantes nas áreas agrícolas como N, P, K, NH₄NO₃, (NH₄)₂SO₄, KCl e TSP, além das associações por meio de dejetos animais e despejos de efluentes humanos (GIRARDI et al., 2016).

Figura 2 – Médias das concentrações nas seções de monitoramento na bacia do ribeirão Fortaleza, São João do Oeste (SC).



A concentração de TOC na água do solo variou em função da profundidade e do uso da terra. Para todos os sistemas de uso, a concentração de TOC diminuiu com o aumento da profundidade. A concentração de TOC para a profundidade de 0-20 cm foi de 12,80 mg L⁻¹ para a MN e diferiu significativamente apenas da PA. Para as demais

profundidades não houveram diferenças significativas na concentração de TOC entre os sistemas de usos (Tabela 1).

Tabela 1 – Valores médios de carbono orgânico total na água do solo, em diferentes usos e profundidades.

Profundidade do solo (cm)	Uso da terra			
	MN	AG	PA	EU
	mg L ⁻¹			
20	12,80 (±3,51)Aa	8,49 (±2,98)Ab	5,56 (±3,21)Ab	5,91 (±2,64)Ab
40	5,01 (±1,23)Ba	5,99 (±1,19)Aa	4,59 (±3,17)Aa	4,79 (±2,10)Aa
60	4,60 (±2,20)Ba	3,37 (±3,24)Ba	3,25 (±2,16)Aa	3,18 (±1,36)Aa
80	3,59 (±3,27)Ba	2,03 (±2,28)Ba	2,80 (±1,96)Aa	3,01 (±4,20)Aa
100	2,50 (±5,79)Ba	2,65 (±5,01)Ba	1,99 (±2,03)Aa	1,12 (±0,79)Aa

Obs.: Valores seguidos da mesma letra (maiúsculas) na coluna, entre diferentes profundidades do solo, não diferem significativamente entre si, conforme Anova, *pos-hoc* Tukey (n.s. = 5%). Obs.: Valores seguidos da mesma letra (minúsculas) na linha, entre diferentes usos do solo, não diferem significativamente entre si, conforme Anova, *pos-hoc* Tukey (n.s. = 5%).

Entre os usos da terra estudados, a MN é a que possui maior aporte de matéria orgânica no solo, principalmente devido ao acúmulo de restos de plantas e animais, formando a serrapilheira com constante ciclagem de nutrientes. Esta constante incorporação de matéria orgânica eleva as concentrações de carbono na fração complexada (GUIMARÃES et al. 2012). Outro fator que pode estar relacionado é o teor de umidade elevada nas primeiras camadas do solo, favorecendo também a ação microbiana (JACINTHE, 2015). A PA apresentou as menores concentrações de carbono orgânico no solo principalmente devido ao menor aporte de matéria orgânica morta e não possuir serrapilheira, onde a atividade microbiana fica limitada a quantidade de matéria orgânica disponível (TAN et al., 2014).

Para a concentração de IC na água do solo também verificou-se variação em função da profundidade e do uso da terra. A AG e PA foram as que apresentaram as maiores concentrações de IC nas camadas menos profundas, com média de 11,30 e 12,20 mg L⁻¹ respectivamente.

Não foram evidenciadas diferenças entre as profundidades de 40, 60, 80 e 100 cm entre os usos da terra. Porém a AG apresentou a maior média entre as camadas com 9,10 mg L⁻¹ e a MN a menor 4,59 mg L⁻¹. Na Tabela 2, podemos observar as médias de concentração.

Tabela 2 – Valores médios da concentração de carbono inorgânico na água do solo, em diferentes usos e profundidades.

Profundidade do solo (cm)	Uso da terra			
	MN	AG	PA	EU
	mg L ⁻¹			
20	5,50 (±3,25)Aa	12,20 (±3,47)Aa	11,30 (±2,57)Aa	4,16 (±1,78)Aa
40	4,91 (±4,07)Aa	9,83 (±5,61)Aa	6,67 (±1,28)Aa	6,27 (±3,31)Aa
60	5,27 (±3,13)Aa	8,29 (±2,12)Aa	6,50 (±8,55)Aa	5,82 (±2,11)Aa
80	3,65 (±2,32)Aa	7,97 (±3,90)Aa	6,32 (±6,13) Aa	5,67 (±4,81)Aa
100	3,61 (±2,72)Aa	7,23 (±5,25)Aa	6,17 (±7,31)Aa	5,93 (±5,01)Aa

OBS.: Valores seguidos da mesma letra na coluna (maiúsculas), entre diferentes profundidades do solo, não diferem significativamente entre si, conforme Anova, *pos-hoc* Tukey (n.s. = 5%). OBS.: Valores seguidos da mesma letra na linha (minúsculas), entre diferentes usos do solo, não diferem significativamente entre si, conforme Anova, *pos-hoc* Tukey (n.s. = 5%).

A agricultura foi o uso da terra que apresentou as maiores concentrações de carbono inorgânico no solo. Enquanto que o carbono orgânico é proveniente da decomposição da matéria orgânica, o carbono inorgânico é principalmente derivado de carbonatos. Desta forma podemos sugerir que a maior concentração de carbono inorgânico no soluto na Agricultura, em camadas menos profundas do solo, pode ser devido a adubação química, revolvimento do solo e

lixiviação (JACINTHE, 2015). O carbono inorgânico na água do solo é classificado em carbonatos primários e secundários. Os carbonatos primários são gerados a partir do material de origem do solo. Já os carbonatos secundários são formados pela dissolução e precipitação de material carbonatado de origem e derivados do intemperismo em silicato de cálcio (MORTATTI et al., 2006; TAN et al., 2014).

Conclusão

Na bacia hidrográfica do ribeirão Fortaleza, existe diferença entre a área preservada da bacia hidrográfica para com a parte de uso agrícola e urbana. O resultado demonstrou qualidade adequada das águas da bacia, para diversos usos (recreacional e mesmo agrícola), sem tratamento.

Também pôde ser observado que a área mais preservada estocou mais carbono orgânico do que os usos do solo menos conservacionistas. Desta forma a preservação das áreas de floresta nativa contribuem para a mitigação dos gases estufa.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Incentivo à Pesquisa - Artigo 170 da FURB, a FAPESC (termo de outorga 2016TR2525) e ao CNPq (Processo 309980/2017-8)

Referências

Associação Brasileira De Normas Técnicas - ABNT. NBR 9898. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987, 22 p.

Blainski, E.; Porras, E. A. A.; Garbossa, L. H. P.; Pinheiro, A. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. RBRH, v. 22, e33, 2017.

Dionex, Achieving Low Baseline Noise for Anion Determinations by Suppressed Conductivity Using Carbonate Eluents. Dionex Application, D-Library, TN47. 2010.

Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (Santa Catarina). Solos do Estado de Santa Catarina. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004.

Girardi, R.; Pinheiro, A.; Garbossa, L. H. P.; Torres, E. Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil, RBRH, v. 21, n. 3, p. 514-524, 2016.

Guimarães, D. V.; Gonzaga, M. I. S.; Melo Neto, J. O.; Reis, A. F.; Lima, T. S.; Santana, I. L. Qualidade da matéria orgânica do solo e estoques de carbono e nitrogênio em fragmento de Mata Atlântica do município de Neópolis, Sergipe. Scientia Plena, v. 8, n. 4, p. 1-5, 2012.

Jacinthe, P. A. Carbon dioxide and methane fluxes in variably-flooded riparian forests. Geoderma, v. 241-242, p. 41-50, 2015.

Kaufmann, V.; Pinheiro, A.; Castro, N. M. R.; Transporte de compostos de carbono, nitrogênio e fósforo pelo

escoamento da água em solos agrícolas na região Sul do Brasil. RBRH, v. 19, n. 1, p. 75-86, 2014.

Klimaszyk, P.; Rzymiski, P.; Piotrowicz, R.; Jonia, T. Contribution of surface runoff from forested areas to the chemistry of a through-flow lake. Environmental Earth Sciences, v. 73, p. 3963–3973, 2015.

Marques, J. D. O. M.; Luizão, F. J.; Teixeira, W. G.; Ferreira, S. J. F. Variações do carbono orgânico dissolvido e de atributos físicos do solo sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia central. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v. 36, n. 2, p. 611-622, 2012.

Mortatti, J.; Oliveira, H.; Bibian, J. P.; Lopes, R. A. Bonassi, J. A. Probst, J. L. Origem do carbono inorgânico dissolvido no rio Tietê (São Paulo): reações de equilíbrio e variabilidade temporal. Geochimica Brasiliensis, v. 20, p. 267-277, 2006.

Outram, et al. High-frequency monitoring of nitrogen and phosphorus response in three rural catchments to the end of the 2011–2012 drought in England. Hydrological Earth Systems Science, v. 18, p. 3429–3448, 2014.

Piazza, G. A. Mapa da bacia hidrográfica do ribeirão Fortaleza. Laboratório de Geoprocessamento e

Sensoriamento Remoto (LABGEO) da FURB (Universidade Regional de Blumenau), ano 2018.

Pinheiro, A.; Schoen, C.; Schultz, J.; Hackbarth Heinz, K. G.; Gohr Pinheiro, I; Deschamps, F. C. Relação Entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água em Bacia Hidrográfica Rural no Bioma Mata Atlântica. RBRH. v.19, p.127 - 139, 2014.

Ribeiro, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological Conservation, London, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

Sanches, F. O.; Verdum, R.; Fisch, G. Tendência de longo prazo das chuvas diárias no sudoeste do rio grande do sul: os eventos extremos e a arenização. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 7, n. 6, p. 1100-1109, 2014.

Tan, W. F.; Zhang, R.; Cao, H.; Huang, C. Q.; Yang, Q. Y.; Wang, M. K.; Koopal, L. K. Soil inorganic carbon stock under different soil types and land uses on the Loess Plateau region of China. Catena. v. 121, p. 22-30, 2014.

Zucco, E.; Pinheiro, A.; Soares, P. A. Deschamps, F. C. Qualidade das águas em uma bacia agrícola: subsídios ao programa de monitoramento. Revista de Estudos Ambientais. v. 14, n. 3, p. 88-97, 2012.

[00089] IDENTIFICACIÓN DE LA PRESENCIA DE ATRAZINA EN FUENTES DE AGUA SUPERFICIAL MEDIANTE ANÁLISIS DE ABSORBANCIA

**LINA MARCELA FUENTES LÓPEZ¹; PATRICIA TORRES LOZADA²; CAMILO
CRUZ VÉLEZ³; LUZ EDITH BARBA HO⁴; ANDREA PÉREZ VIDAL⁵**

Universidad del Valle^{1,2,3,4,5}

lina.fuentes@correounivalle.edu.co¹; patricia.torres@correounivalle.edu.co²;
camilo.cruz@correounivalle.edu.co³; luz.barba@correounivalle.edu.co⁴; andreaperezvidal@hotmail.com⁵

Palabras clave: Absorbancia UV, Fuentes de agua superficial, Atrazina, Longitud de onda.

Abstract:

The presence of organic compounds such as atrazine it is important to monitor due to its effects on aquatic life and human health. The quantification of pesticides is expensive and it is required a long response time. In this study, at five concentrations of Atrazine (0.005, 0.10, 0.50, 1.00 and 2.00 mg/L) doped in distilled and raw water from the Cauca River, were analyzed the absorption spectrum in terms of UV absorbance at different wavelength (200-300 nm), finding that the wavelength commonly used as an indicator of organic matter (UV₂₅₄), does not accurately represent the presence of non-natural organic matter such as pesticides; in the case of distilled water, the range was 221-224 nm and for raw water, was 215-218 nm, which indicates the importance of knowing the water matrix to be studied and the possibility of quantifying organic compounds such as atrazine by means of absorbance.

Introducción

Las fuentes de agua superficial son importantes para la producción de agua potable; sin embargo, están expuestas a efluentes de agua residual y escorrentía agrícola (Papadakis et al. 2015). Conocer los niveles de contaminación del agua permite evaluar su potencial aprovechamiento y plantear estrategias de mejoramiento para procesos de tratamiento de agua potable (Croll 1991).

Los plaguicidas son contaminantes químicos de gran relevancia actual por su asociación con efectos crónicos en la salud humana (Lesmes & Binder 2013). La atrazina es uno de los plaguicidas de mayor aplicación a nivel mundial, particularmente para cultivos de maíz y caña de azúcar

(Jablonowski et al. 2010), debido a su alta solubilidad en agua, uso masivo y persistencia en el suelo, presentan alto riesgo de lixiviación, dando como resultado contaminación de fuentes de agua subterránea y superficial (Mendas et al. 2012).

Por lo anterior, la importancia del monitoreo y cuantificación de plaguicidas en fuentes de agua superficial, sin embargo, su medición es costosa con mayores tiempos de respuesta comparados con variables de rápida medición como la turbiedad, color y absorbancia UV. Sharp et al. (2006) y Ghernaout et al. (2009) muestran la correlación entre parámetros como COD, color y UV. En el caso de la absorbancia, algunos compuestos orgánicos absorben luz UV (longitud de onda (λ): 190–380 nm) de forma proporcional a su concentración, siendo una variable útil para la estimación cualitativa de sustancias orgánicas (WHO 2008). La atrazina absorbe radiación UV a una λ de 223 nm (Lazorko & Achari 2009).

En Colombia, el Río Cauca abastece cerca del 25% de la población asentada en su área de influencia, sin embargo, el incremento del riesgo químico influye en los costos y complejidad del tratamiento para su potabilización (Perez-Vidal et al. 2016). Por lo cual, establecer una correlación entre variables de rápida y fácil medición implicaría disminución de costos y tiempos de respuesta y la posibilidad de estimar a nivel operacional, la presencia de sustancias que aportan materia orgánica como los plaguicidas (ej: atrazina).

Objetivo

Evaluar el potencial de utilizar una variable sencilla, rápida y de bajo costo como la absorbancia UV como indicadora de la presencia de compuestos orgánicos como la Atrazina en fuentes de agua superficial.

Metodología

Preparación del agua dopada con Atrazina

Para la preparación del agua dopada con atrazina, se utilizó Agua Destilada (AD) y Agua Cruda (AC) del río Cauca tomada de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino de la ciudad de Cali – Colombia. Ambas se doparon con cinco concentraciones de atrazina (0.005, 0.10, 0.50, 1.00 y 2.00 mg/L: Fairbairn et al. 2015; Estevez et al. 2016), a partir de una solución de atrazina de 20 mg/L, utilizando un producto comercial con 80% de pureza.

Evaluación del espectro de absorbancia UV

Utilizando un espectrofotómetro DR5000 (HACH), se realizó el espectro de absorbancia UV (cm^{-1}) para el AC sin dopar y cada tipo de agua dopada. El rango de λ evaluado fue 200 a 300 nm, de acuerdo con Kim et al. (2016) quien reporta absorción UV en este rango para moléculas orgánicas. Este proceso se realizó con muestras de AC tomada en cuatro periodos de tiempo diferentes.

Resultados y discusión

Agua cruda y agua dopada con atrazina

En la Tabla 1 y 2 se presentan las mediciones de pH (Unidades) y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), tanto para el AC y AD, como para el agua dopada con cada concentración de atrazina.

Tabla 1. pH del AC, AD y dopada con cada concentración.

pH(Unidades)				
	Muestreo-1	Muestreo-2	Muestreo-3	Muestreo-4
AD-sin dopar	-	7.56	7.32	6.50
0.005-AD	7.35	5.95	6.09	5.71
0.10-AD	6.86	5.79	5.88	5.48
0.50-AD	6.89	5.62	5.35	5.66
1.00-AD	6.21	5.39	5.30	5.40
2.00-AD	6.83	5.88	5.88	5.88
AC-sin dopar	7.05	7.35	7.27	7.19
0.005-AC	7.32	7.46	6.88	7.00
0.10-AC	7.28	7.58	7.02	7.13
0.50-AC	7.28	7.30	7.05	7.03
1.00-AC	7.31	7.10	7.15	7.22
2.00-AC	7.66	7.33	7.02	7.08

De acuerdo con la Tabla 1, se observa que para el AD la Atrazina influye levemente en el pH, siendo mayor para el AD e inferior al añadir el plaguicida. Lo cual no ocurre en el caso del AC, donde se presenta poca variabilidad al añadir el plaguicida.

Tabla 2. Conductividad del AC, AD y dopada con cada concentración

Conductividad($\mu\text{S}/\text{cm}$)				
	Muestreo-1	Muestreo-2	Muestreo-3	Muestreo-4
AD-sin dopar	1.03	1.11	1.11	1.13
0.005-AD	1.52	1.88	1.23	1.85
0.10-AD	1.51	3.05	1.38	2.20
0.50-AD	1.48	1.53	1.45	2.16
1.00-AD	2.46	1.70	1.38	2.54
2.00-AD	2.00	3.02	1.50	2.63
AC-sin dopar	107.60	101.20	104.20	101.80
0.005-AC	107.40	101.20	103.50	104.70
0.10-AC	108.60	102.90	104.10	105.60
0.50-AC	108.20	101.80	104.20	106.00
1.00-AC	108.20	102.30	104.10	106.00
2.00-AC	108.90	103.10	105.00	106.50

En la Tabla 2 se observa inicialmente la diferencia entre los rangos de conductividad del AD y el AC, lo que está relacionado con la complejidad del AC que es afectado por una cantidad de factores de riesgo asociados a los usos del suelo, vertimiento de aguas residuales, residuos agrícolas, etc (Perez-Vidal et al. 2016).

Desde el punto de vista del dopaje del plaguicida, en general en todos los casos la conductividad se mostró poco sensible al incremento de la atrazina. Según Casal (2011) existe una correlación directa entre conductividad y concentración de sólidos disueltos para cuerpos de agua dulce y salobres. En este sentido, se hace importante el estudio de otras variables que presentan mayor relación con la concentración de compuestos orgánicos.

Evaluación del espectro de absorbancia UV

Con los resultados de absorbancia UV en las diferentes λ , se graficó el promedio para cada tipo de agua y concentración, obteniendo para el AD la Figura 1 y para el AC la figura 2.

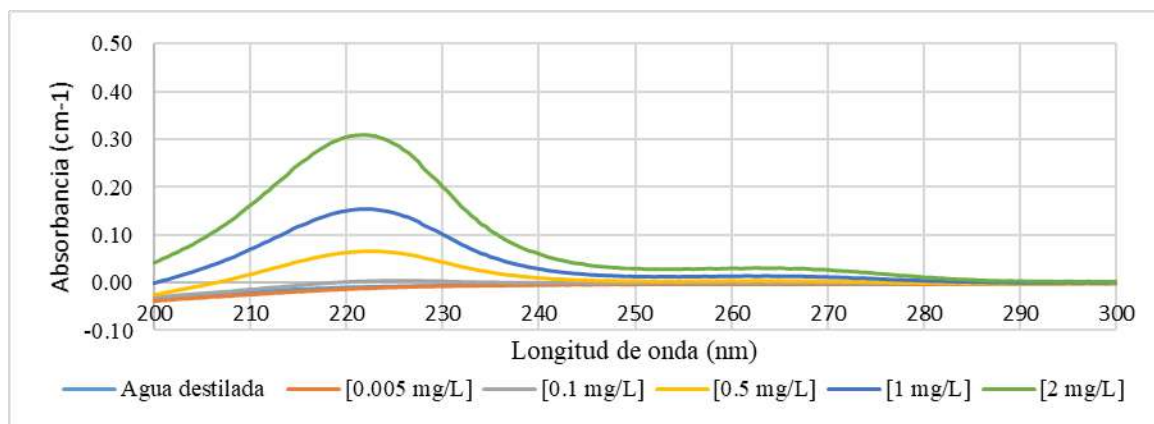


Figura 1. AD dopada con Atrazina

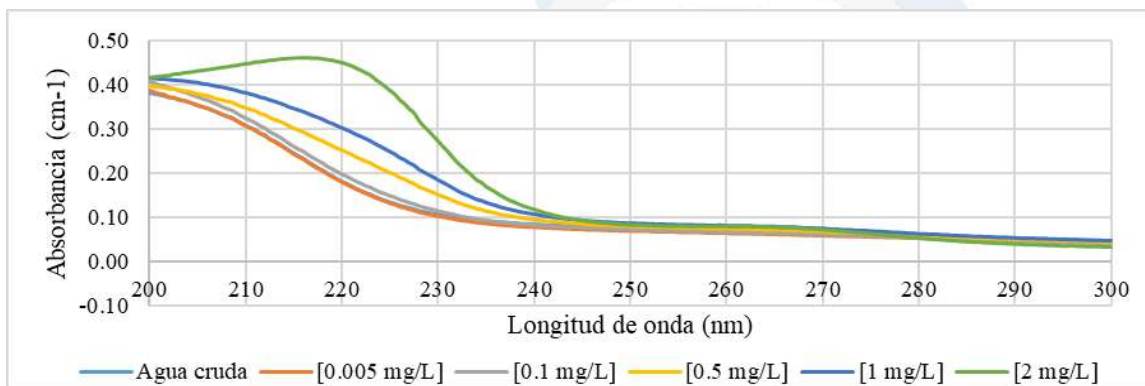


Figura 2. AC dopada con Atrazina

Al igual que la variabilidad observada en el ítem anterior, se observa un comportamiento de la absorbancia diferente entre el AD y el AC dopadas con el plaguicida en las diferentes concentraciones de este estudio.

Por otro lado, en las concentraciones de atrazina menores (0.005 y 0.10 mg/L) tanto en el AD como en el AC, presentan poca sensibilidad, lo que es más notable en el caso de las concentraciones mayores.

Los espectros de absorción realizados a partir del AD (Figura 1) muestran que el rango de longitud de onda donde se presentan los valores máximos de absorbancia, están entre 221-224 nm. Según Thomas & Burgess (2007) la longitud de onda utilizada para la determinación de la atrazina pura es 224 nm y según Lazorko & Achari (2009) 223 nm, lo que muestra la proximidad con los resultados encontrados.

En el caso del AC (Figura 2), se observa que la matriz del agua influye considerablemente en la absorbancia,

encontrándose una variación en el rango de longitud de onda 215-218 nm, comparado con el rango encontrado con AD.

Conclusiones

Este trabajo muestra que existe un alto grado de correlación entre la absorbancia UV y la presencia de compuestos orgánicos, siendo necesario identificar previamente el rango de longitud de onda representativo de la matriz del agua que se esté evaluando. En este caso se encontró que la sustancia de interés (Atrazina), fue sensible a la absorbancia UV, lo que sugiere la posibilidad de usarla como parte de un sistema de monitoreo simple y en tiempo real para el control de la calidad del agua para consumo humano.

Agradecimientos

Estudio financiado por Colciencias y la Universidad del Valle:
Proyecto C.I.2937.

APHA, AWWA and WEF, 2012. *Standard Methods for Water and Wastewater Examination* 22nd ed. American Public Health Association, Washington D.C., United States.

Casal, R., 2011. Procesos de potabilización de aguas salobres mediante tecnologías de membrana.

Croll, B., 1991. Pesticides in Surface Waters and Groundwaters. *Water and environment journal*, 5(4), 389–395.

Estevez, E., Cabrera, M. del C., Fernández-Vera, J.R., Molina-Díaz, A., Robles-Molina, J. and Palacios-Díaz, M. del P., 2016. Monitoring priority substances, other organic contaminants and heavy metals in a volcanic aquifer from different sources and hydrological processes. *Science of the Total Environment*, 551–552, 186–196.

Fairbairn, D., Karpuzcu, M., Arnold, W., Barber, B., Kaufenberg, E., Koskinen, W., Novak, P., Rice, P. and Swackhamer, D., 2015. Sediment-water distribution of contaminants of emerging concern in a mixed use watershed. *Science of the Total Environment*, 505, 896–904.

Ghernaout, D., Ghernaout, B. and Kellil, A., 2009. Natural organic matter removal and enhanced coagulation as a link between coagulation and electrocoagulation. *Desalination and Water Treatment*, 2(1–3), 203–222.

Jablonowski, N., Hamacher, G., Martinazzo, R., Langen, U., Köppchen, S., Hofmann, D. and Burauel, P., 2010. Metabolism and persistence of atrazine in several field soils with different atrazine application histories. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58(24), 12869–12877.

Kim, C., Eom, J.B., Jung, S. and Ji, T., 2016. Detection of organic compounds in water by an optical absorbance method. *Sensors*, 16(1), 1–7.

Lazorko, S. and Achari, G., 2009. Atrazine: its occurrence and treatment in water. *Environmental Reviews*, 17, 199–214.

Lesmes, C. and Binder, C., 2013. Pesticide flow analysis to assess human exposure in greenhouse flower production in Colombia. *International journal of environmental research and public health*, 10(4), 1168–85.

Meffe, R. and de Bustamante, I., 2014. Emerging organic contaminants in surface water and groundwater: a first overview of the situation in Italy. *The Science of the total environment*, 481, 280–95.

Mendas, G., Vuletic, M., Galic, N. and Drevenkar, V., 2012. Urinary metabolites as biomarkers of human exposure to atrazine: Atrazine mercapturate in agricultural workers. *Toxicology Letters*, 210(2), 174–181.

Papadakis, E., Tsaboula, A., Kotopoulou, A., Kintzikoglou, K., Vryzas, Z. and Papadopoulou, E., 2015. Pesticides in the surface waters of Lake Vistonis Basin, Greece: Occurrence and environmental risk assessment. *The Science of the total environment*, 536, 793–802.

Perez-Vidal, A., Torres-Lozada, P. and Escobar-Rivera, J., 2016. Hazard identification in watersheds based on water safety plan approach: case study of Cali-Colombia. *Environmental Engineering and Management*, 15(4), pp.861–872.

Sharp, E., Parsons, S. and Jefferson, B., 2006. The impact of seasonal variations in DOC arising from a moorland peat catchment on coagulation with iron and aluminium salts. *Environmental Pollution*, 140(3), 436–443.

Thomas, O. and Burgess, C. eds., 2007. *UV-visible Spectrophotometry of Water and Wastewater*, 1st ed.

World Health Organization (WHO), 2008. WHO guidelines for drinking-water quality. *WHO chronicle*, 38(3), 564.

[00104] AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DISTRIBUÍDA NA COMUNIDADE RURAL DE CAMPO GRANDE - EM OURO BRANCO/MG

ELIANE PRADO C C SANTOS¹; ELLEN CAROLINE REZENDE NETO²; PRISCILA RODRIGUES SILVEIRA³; RAISSA OLIVERIRA SIMAÕ⁴; VALENTINA FERREIRA GOMES CAMPOS⁵; ALESSANDRA RESENDE GOMES⁶

Universidade Federal de São João del-Rei^{1,2,3,4,5,6}

lilial2000@yahoo.com.br¹; eliane.santos@ufsj.edu.br¹; ellencrneto@gmail.com²;
pri_rodrigues@hotmail.com³; valentinafgc17@gmail.com⁴; raissaosimao@gmail.com⁵;
alessandragomes@ufsj.edu.br⁶

KeyWords: drinking water, groundwater, iron and manganese, rural community.

indiretamente para o surgimento de doenças de veiculação hídrica (FUNASA, 2015).

Abstract

In the present work a study was carried out to evaluate the quality of the water distributed to the population of the rural community of Campo Grande in Ouro Branco / MG, which is taken from an artesian well and does not receive any type of treatment. Samples were collected at three different points and analyzed for apparent color, turbidity, pH, and iron and manganese concentrations. It could be observed that the quality of the water distributed met the maximum limits established by the Brazilian potability standard for the parameters apparent color, all values were below 15uH, turbidity, values were lower than 1.0uT and the pH values were between 9 and 9.5. Regarding iron and manganese concentrations, values higher than the values of the Ordinance were found, which are 0.3mg.L⁻¹ and 0.13mg.L⁻¹, respectively, in the three evaluated points.

Conforme o Plano de Saneamento Básico Participativo de Ouro Branco, PLANSOB, a área rural da cidade de Ouro Branco, Minas Gerais, possui 29 comunidades que estão distribuídas em 260 km². Os domicílios das comunidades são abastecidos por diferentes soluções quais sejam: minas d'água, nascentes, cisternas, poços e reservatórios da prefeitura, cujas fontes são poços artesanais e mananciais superficiais (PLANSOB, 2011).

De acordo com relatos de moradores da área rural, existe deficiência no abastecimento de água em alguns horários e a água apresenta, algumas vezes, cor escura ou amarelada. Como o município de Ouro Branco encontra-se na região do Quadrilátero Ferrífero e, como a maior parte da água que abastece a área rural vem de poços subterrâneos, e não sofre qualquer tipo de tratamento, a cor turva pode estar relacionada à presença de ferro na água, que normalmente vem acompanhada pela presença do manganês.

A presença de ferro e de manganês na água pode ocasionar sabor amargo, coloração amarelada ou turva, além de manchar louças sanitárias e roupas durante a lavagem.

Quando esses metais estão presentes na água em concentrações acima dos valores estabelecidos pelo padrão de potabilidade Brasileiro – Portaria nº2 915/2011 do Ministério da Saúde – devem ser removidos, evitando, desta maneira, que a população rejeite uma água segura do ponto de vista microbiológico, embora apresente cor, em favor de uma água que tenha uma aparência mais clarificada mas que possa estar contaminada.

Diante disso, decidiu-se realizar um estudo da água utilizada para consumo humano na comunidade rural de Campo Grande em Ouro Branco-MG, a qual é captada em um poço subterrâneo e distribuída aos moradores sem tratamento.

Introdução

No Brasil, de acordo com os dados do Censo demográfico de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), cerca de 30 milhões de pessoas, o que corresponde a 15.6% da população brasileira, residem em área rural.

De acordo com os dados da Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios (PNAD, 2009), apenas 32.8% dos domicílios nas áreas rurais estão ligados a redes de abastecimento de água com ou sem canalização interna. Os serviços de saneamento prestados para essas populações apresentam elevado déficit de cobertura, fazendo com que o restante da população rural (67.2%) utilize poços protegidos ou não, colem água para consumo em chafarizes ou diretamente de cursos de água sem nenhum tratamento e ainda utilizem outras fontes alternativas geralmente insalubres; podendo contribuir direta e

Objetivos

- ✓ Avaliar a qualidade da água distribuída na comunidade rural de Campo Grande - Ouro Branco/MG por meio dos parâmetros cor, turbidez e pH;

- ✓ Investigar as concentrações de ferro e manganês presentes na água; e
- ✓ Avaliar a qualidade da água antes e após a distribuição para consumo humano.

Metodologia

A água distribuída à população rural da comunidade de Campo Grande pela prefeitura de Ouro Branco é captada em um poço artesiano e não recebe nenhum tratamento.

Para realizar os ensaios foram coletadas amostras d'água em duplicatas nos meses de setembro a novembro de 2017, em três pontos da comunidade rural, quais sejam: a) saída da bomba a qual é usada para retirar a água do poço, ponto 1 – P1 (Figura 1a); b) do reservatório onde se armazena a água após a sua extração do poço, ponto 2 – P2 (Figura 1b) e c) da torneira da casa de um morador da comunidade ponto 3 – P3 (Figura 1c).



(a) (b) (c)
Figura 1 - Pontos de coleta da água. (a) Saída da bomba, (b) Reservatório, (c) Residência

Os parâmetros quantificados durante a pesquisa foram: turbidez, pH, cor, concentrações de ferro e de manganês. Esses parâmetros foram escolhidos por serem alguns dos parâmetros de controle e vigilância da água, de acordo com a Portaria nº2 914/2011, padrão de potabilidade brasileiro. Além disso, como a população reclama que a água apresenta, muitas vezes, uma aparência turva e cor escura, decidiu-se fazer análises para quantificar as concentrações de ferro e manganês, por serem metais comuns de serem encontrados no solo e na água da região, pois a cidade de Ouro Branco localiza-se na região do quadrilátero ferrífero.

A presença desses metais na água pode ocasionar o problema relatado pela população, ou seja, cor na água podendo manchar louças sanitárias, roupas etc.

Os equipamentos utilizados na quantificação das amostras durante o estudo são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Equipamentos utilizados para quantificação das amostras.

Equipamento usados para realizar as

análises

Turbidímetro Digital Portátil Digimed-UT

pHmetro Digimed DN22

Espectrofotômetro Geahaka Modelo UIS 200G

Os reagentes usados durante as análises de ferro e manganês encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2 - Reagentes utilizados para análises de ferro e manganês

ReagentesFerro	ReagentesManganês
Ácido clorídrico	Sulfato de mercúrio
Cloridrato de Hidroxilamina	Ácido Nítrico
Acetato de Amônio	Ácido fosfórico 85%
Ácido acético glacial	Nitrato de prata
Fenantrolina Monohidratada	Ácido sulfúrico
Permanganato de Potássio	Oxalato de Sódio
Ácido sulfúrico concentrado	Permanganato de Potássio
Sulfato Ferroso Amoniacal	Bissulfito de Sódio
Alaranjado de metila	Nitrito de Sódio

Todas as análises foram realizadas no laboratório de Saneamento da Universidade Federal de São João Del Rei – Campus Alto Paraopeba - Ouro Branco/MG e seguiram as prescrições do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005).

Para avaliar os dados obtidos durante o estudo foram utilizados testes não paramétricos.

As análises estatísticas foram feitas utilizando o programa Statística 8. Para os testes de hipóteses, adotou-se o nível de significância (α) de 5%.

Resultados

Os valores médio, máximo e mínimo dos parâmetros pH, turbidez, das concentrações de ferro e manganês e da cor aparente obtidos nos três pontos de coleta encontram-se nas Tabelas 3, 4 e 5. O valor máximo de turbidez encontrado foi

de 3.34 uT no ponto 3 e o mínimo 0.42 no ponto 1 próximo ao poço.

Tabela 3 - Parâmetros obtidos no ponto 1 - bomba.

Análises	Valor médio	Valor máximo	Valor Mínimo
pH	7.15	7.76	6.58
Turbidez (uT)	0.54	0.90	0.35
Ferro (mg.L ⁻¹)	0.1	1.27	<0.05*
Manganês (mg.L ⁻¹)	<0.1*	0.34	<0.1*
Cor (uH)	1.05	5,37	0.37

*< limite de quantificação

Tabela 4. Parâmetros obtidos no ponto 2 - reservatório.

Análises	Valor médio	Valor máximo	Valor Mínimo
pH	7.08	7.40	6.76
Turbidez (uT)	0.42	0.64	0.29
Ferro (mg.L ⁻¹)	0.17	2.71	<0.05*
Manganês (mg.L ⁻¹)	0.1	0.37	<0.1*
Cor (uH)	1.01	5.15	0.15

*< limite de quantificação

Tabela 5. Parâmetros obtidos água no ponto 3 - residência.

Análises	Valor médio	Valor máximo	Valor Mínimo
pH	7.49	8.54	6.57
Turbidez (uT)	0.99	3.34	0.48
Ferro (mg.L ⁻¹)	0.23	2.48	<0.05*
Manganês (mg.L ⁻¹)	<0.1*	0.27	<0.1*
Cor (uH)	1.11	3.41	0.15

*< limite de quantificação

Como a água era captada em um poço subterrâneo, os resultados obtidos foram comparados com os limites máximos estabelecidos pelo padrão de potabilidade. Segundo esse

padrão, quando a água subterrânea atende à Portaria deve-se fazer somente sua desinfecção.

De acordo com a Portaria nº2 914/11 o valor máximo de turbidez é de 1,0 uT em 95% das amostras coletadas para águas subterrâneas. Contudo, em 5,0% das amostras pode-se aceitar uma turbidez de no máximo 5,0 uT. Tanto nas amostras do P1, quando do P2, todos os valores ficaram abaixo de 1.0 uT, atendendo a Portaria. Somente no ponto 3 – residência houve um valor superior 1,0 uT, contudo, foi inferior a 5,0uT. Isso pode estar relacionado com a falta da limpeza da caixa d'água na residência, a qual deve ser realizada pelo o morador.

De acordo com a Portaria o valor do pH pode variar entre 6.0 e 9.5. Pode-se observar que os valores de pH obtidos (Tabelas 3, 4 e 5) ficaram dentro desse limite.

A Portaria estabelece os limites máximos de 0.3 mg.L⁻¹ e 0.1 mg.L⁻¹ para as concentrações de ferro e manganês, respectivamente. Pode-se observar pelas (Tabelas 3, 4 e 5) que nos três pontos estudados os valores máximos ficaram acima desses limites. Neste caso, seria recomendado analisar a água por um período maior e avaliar a necessidade de algum tratamento para redução desses metais.

Todos os valores de cor aparente ficaram abaixo do limite estabelecido pela Portaria nº2 914/2011, ou seja, 15 uH.

Os gráficos *box-plot* (Figuras 3 e 4) permitem uma melhor visualização dos resultados obtidos por meio das análises estatísticas para avaliar se houve diferença significativa entre os pontos dos parâmetros analisados.

Conforme a Figura 3, pode-se observar que houve diferença significativa dos valores de turbidez entre os pontos da residência e do reservatório, pois a probabilidade (*p*) foi (*p*=0.000002), ou seja menor que 0,05; e entre os pontos do reservatório e da bomba, cujo valor de (*p*) foi (*p*=0.024111). Já, entre os pontos da residência e da bomba não houve diferença significativa (*p*=0.060915). Observa-se ainda, que a faixa entre os quartis 25% e 75% foi mais ampla para o ponto P3 – casa. Contudo, somente um valor ficou acima de 1.0 uT.

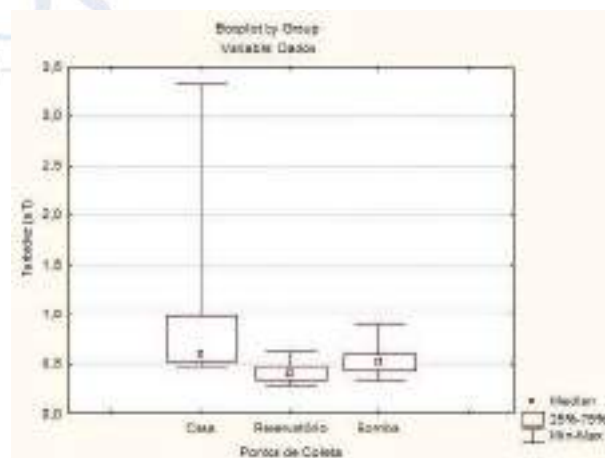


Figura 3 - Gráficos *Box-plot* para comparação de turbidez entre os pontos de coleta

De acordo com a Figura 4, pode-se verificar que não houve diferença significativa dos valores de cor aparente entre os três pontos analisados. Os valores de (p) obtidos foram ($p=1.0$), tanto para os pontos P1 e P2, quanto para os pontos P1 e P3. Já entre os pontos P2 e P3 o valor de (p) foi de ($p=0.688599$).

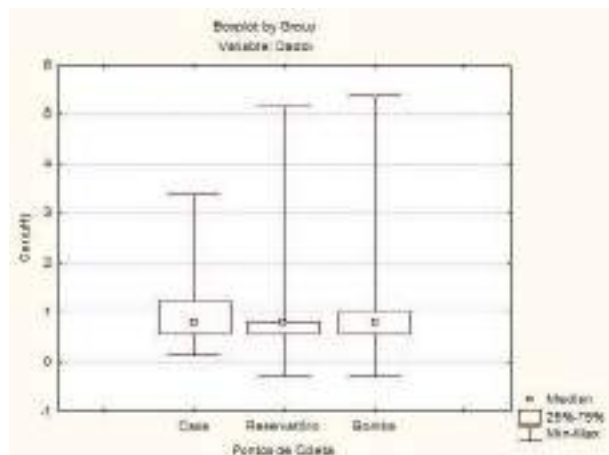


Figura 4 - Gráficos Box-plot para comparação de cor aparente entre os pontos de coleta

Para verificar se havia uma relação entre turbidez e a cor fez-se a correlação de postos de *Spearman*, a qual permite identificar se há relação de duas variáveis em uma função monótona, ou seja, se a turbidez aumenta, juntamente com a cor, ou vice-versa. Conforme pode observado, não houve correlação entre cor aparente e a turbidez ($p=0,071945$).

Conclusão

Diante dos resultados obtidos, pode-se concluir que a água distribuída para abastecimento da comunidade rural de Campo

Grande atendeu ao padrão de potabilidade brasileiro com relação aos parâmetros pH, turbidez, cor aparente. Contudo, foram encontradas concentrações de ferro e manganês superiores aos valores permitidos pela Portaria em algumas amostras.

Vale ressaltar, que mesmo atendendo aos parâmetros é importante fazer sua desinfecção, conforme exigência da Portaria 2 914/11.

Não houve diferença significativa entre os pontos analisadas do parâmetro cor aparente, os valores de (p) encontrados ficaram acima de 0,05.

Referências bibliográficas

BRASIL. Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

FUNASA - Fundação Nacional da Saúde, “Panorama do saneamento rural no Brasil”(2015), <<http://www.funasa.gov.br/site/engenharia-de-saude-publica-2/saneamento-rural/panorama-do-saneamento-rural-no-brasil/>>, acessado em 29/05/2017.

PLANSOB – Plano Municipal de Saneamento de Ouro Brando – MG, Novembro, 2011.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005). 21 st ed, American Public Health Association/American Water Works Associatio/Water Enviroment Federation, Washington, DC, USA.

[00139] ANÁLISIS DEL FUNCIONAMIENTO DE UNA POTABILIZADORA MEDIANTE MODELOS ARIMA: CASO DE ESTUDIO EN BOGOTÁ-COLOMBIA

EDGARDO ANTONIO REDONDO PEÑUELA¹, CARLOS ALFONSO ZAFRA MEJIA²

Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas^{1,2}

eredondo@ambiotec.co¹; earedondop@correo.udistrital.edu.co¹; czafra@udistrital.edu.co²; cazamej@yahoo.com²

Palabras Clave: Calidad del agua, Modelos ARIMA, Potabilización, Series de tiempo.

Abstract

This paper presents an evaluation of performance and water quality in the drinking water treatment plant “El Dorado” (Bogotá, Colombia) through ARIMA models. In addition, a comparative analysis between water quality parameters concentrations, Colombian legislation and guidelines established by the WHO and an analysis of the precipitation influence regarding changes in water quality supplied by the plant and, finally, a correlation analysis to identify control parameters for treatment. The results show the effectiveness of

ARIMA models to evaluate the drinking water treatment plant performance from a weekly standpoint (i.e., medium term),

and not from a daily standpoint (i.e., short term), due to constant changes in water quality parameters. Otherwise, the application of a weekly moving average (i.e., 7 days) in time series, reduce considerably the mean absolute percentage error (MAPE) in model predictions, suggesting a dependence on concentrations registered in previous weeks in a specific time, constituting as a planning tool in the medium term, regarding atypical events or contingencies during treatment. Consequently, the results of this research are useful for companies or treatment systems designers to make decisions about public health.

1.-Introducción

La ciudad de Bogotá (Colombia) se abastece principalmente a través de la red de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B.), la cual para el año 2010 alcanzó una cobertura en el servicio de acueducto del 99.93%. Sin embargo, el porcentaje restante de la población no contó con un servicio óptimo y fue susceptible de contraer enfermedades relacionadas con la calidad del agua. Al respecto, se evidenció entre los años 2008 y 2010 la ocurrencia de casos de hepatitis

aguda tipo A, enteritis y disentería amebiana aguda, contabilizando un total de 13058 y 9011 casos en las localidades de Usaquén y Chapinero, respectivamente (Secretaría Distrital de Salud, 2011).

A nivel colombiano, la Resolución 2115 (2007) establece el Índice de Riesgo de la Calidad del Agua para consumo humano (IRCA) como un instrumento de monitoreo y control frente a la calidad del agua suministrada por los prestadores de servicio. Sin embargo, dado el grado de simplicidad del índice y su fundamento en el cumplimiento o no con respecto a límites máximos establecidos por la legislación, este no permite analizar tendencias a mediano y largo plazo en la calidad del agua potable suministrada. Al respecto, González *et al.* (2010) reportaron que en muchas ocasiones los parámetros cumplen con la legislación pero éstos oscilan muy cerca del límite de admisibilidad, lo cual refleja un deterioro en la calidad del agua suministrada.

Para analizar las variaciones en el tiempo de los parámetros de calidad del agua se han desarrollado modelos estadísticos, los cuales se constituyen en una alternativa para este propósito. En este sentido, se pueden destacar los modelos autorregresivos integrados de promedios móviles (ARIMA); los cuales han sido implementados satisfactoriamente en investigaciones para la evaluación de la calidad del agua en diferentes contextos. Por ejemplo, Sun y Koch (1996) utilizaron modelos ARIMA para evaluar la salinidad en una bahía del estado de la Florida (Estados Unidos). Singh y Bhardwaj (2014) obtuvieron resultados satisfactorios al analizar parámetros como el pH, DBO y DQO en cuerpos de agua superficial, demostrando la efectividad de estos modelos para analizar el comportamiento temporal de estos parámetros y la realización de pronósticos.

2.-Objetivos

El objetivo principal de este artículo de investigación es evaluar el funcionamiento y la calidad del agua tratada en la potabilizadora “El Dorado” (Bogotá, Colombia) mediante modelos ARIMA. Posteriormente, se realiza un análisis comparativo del funcionamiento de la potabilizadora en relación a legislación de referencia: Organización Mundial de la Salud y legislación colombiana y la influencia de la

precipitación en el funcionamiento del sistema. Adicionalmente, se identifican los parámetros de calidad del agua indicadores del funcionamiento del sistema de potabilización. Finalmente, se desarrollan modelos ARIMA para estudiar en el corto y mediano plazo la operación de la potabilizadora.

3.-Metodología

3.1.-Descripción del área de estudio

La investigación se llevó a cabo en la potabilizadora (PTAP) “El Dorado” (Bogotá, Colombia). Esta PTAP hace parte del sistema de abastecimiento y distribución de agua potable de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B), la cual abastece a más de 300000 habitantes al sur de la ciudad (Matiz, 2008). La PTAP trata agua proveniente de tres embalses secuenciales de abastecimiento: Los Tunjos (2.4 millones de m³), Chisacá (7.4 millones de m³) y La Regadera (3.3 millones de m³). De esta manera, la PTAP trata directamente el agua captada del embalse La Regadera. El caudal promedio extraído del embalse La Regadera para tratamiento es de 0.4 m³/s, no obstante, la capacidad máxima de la PTAP es de 1.6 m³/s. El sistema de tratamiento es de tipo convencional: aireación, coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección mediante electrólisis salina-MIOX.

3.2.-Sistema de muestreo

Se recolectó información diaria para los siguientes parámetros: turbiedad, color, conductividad eléctrica, pH, alcalinidad total, cloruros, dureza total, hierro total, aluminio residual, cloro residual libre, cloro residual combinado, cloro residual total y sulfatos. El periodo de recolección de la información estuvo comprendido entre el 01/12/2006 y 28/02/2015 (3012 días). Los análisis fueron realizados por el laboratorio de calidad del agua de la planta.

3.3.-Análisis de la información

Fase 1. Procesamiento y análisis de la información: Inicialmente se evaluó la representatividad de la información verificando que se contara con más del 75% de los datos para cada una de las series de tiempo de los parámetros de calidad del agua considerados. Se realizó también un análisis estadístico descriptivo con el fin de detectar tendencias o anomalías en las series de tiempo. Mediante un análisis de correlación lineal se evaluaron las relaciones entre los parámetros de calidad del agua con el fin de establecer parámetros control o indicadores del funcionamiento de la PTAP. El procesamiento de la información se realizó mediante el software estadístico SPSS Versión 22.

Fase 2. Influencia de los periodos de aumento y disminución de la precipitación en el área de estudio: Se analizaron los cambios en las concentraciones de cada uno de los parámetros de calidad del agua medidos en la PTAP con respecto a las variaciones de la precipitación en el área de estudio. Los registros de precipitación diaria de la estación climatológica Santa María de Usme (4°28'52,7"N, -74°7'34,6"W) fueron suministrados por el Instituto de Hidrología, Meteorología y

Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM). A partir de la información recolectada, se establecieron los periodos de disminución y aumento de la precipitación mediante el método de quintiles y los rangos de clasificación propuestos por Bolognesi (1971) (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de periodos secos y lluviosos en relación a la precipitación mensual (Bolognesi, 1971)

Periodo climático	Quintil
Mes muy seco	$P < Q_1$
Mes seco	$Q_1 \leq P < Q_2$
Mes normal	$Q_2 \leq P < Q_3$
Mes lluvioso	$Q_3 \leq P < Q_4$
Mes muy lluvioso	$P > Q_4$

Nota. P = precipitación.

Fase 3: Identificación, estimación y verificación de los modelos ARIMA: A partir de la metodología propuesta por Box y Jenkins (1970) se construyeron los modelos ARIMA para las escalas de tiempo diaria y media móvil semanal. Esta última escala temporal como alternativa para la identificación de tendencias a mediano plazo durante el funcionamiento de la PTAP, debido a la variabilidad de la información de calidad del agua. En el análisis ARIMA se tuvieron en cuenta las tres etapas reportadas por Guerrero (2003): identificación, estimación y verificación. En la etapa de identificación del modelo ARIMA se determinaron los órdenes de los polinomios autorregresivos y de promedios móviles, así como el grado de diferenciación para cancelar la no estacionalidad de las series de tiempo; es decir, se determinaron los órdenes para p, d y q del modelo. La segunda etapa tuvo como objetivo determinar los valores para los parámetros $\phi_1, \dots, \phi_p$ y $\theta_1, \dots, \theta_p$ para cada modelo identificado mediante el método de máxima verosimilitud. Finalmente, en la tercera etapa se evaluaron los ocho (8) supuestos de verificación propuestos por Box y Jenkins (1970) con el fin de seleccionar el mejor modelo que se ajustara a la serie de tiempo en estudio.

4.-Resultados y discusión

4.1.-Análisis comparativo con límites legislativos

La turbiedad promedio diaria del agua tratada durante el periodo de muestreo fue de 0.27 UNT, con variaciones entre 0.03 y 1.84 UNT (Tabla 2); manteniéndose dentro del límite de admisibilidad establecido por la normatividad colombiana (2 UNT) y la Organización Mundial de la Salud (5 UNT). Así mismo, se observó que el 0.73% de los registros fueron mayores a 1.0 UNT, indicando una reducción en la eficiencia durante el proceso de potabilización durante esos días. Sin embargo, los resultados obtenidos fueron comparativamente menores a los reportados por investigaciones similares. Por ejemplo, Akoto et al. (2014) y Farooq y Hashmi (2007) reportaron valores promedios de turbiedad de 1.10 y 1.0 UNT, respectivamente.

En relación al pH, se presentó un valor promedio diario durante el periodo de investigación de 6.95; con variaciones entre 5.19 y 9.93 (Tabla 2). Se presentaron excedencias durante doce días, las cuales superaron los límites establecidos por la normatividad colombiana y la Organización Mundial de la Salud. Los resultados permitieron visualizar que los límites establecidos por la legislación colombiana para pH fueron más permisivos en relación a la OMS. El incumplimiento respecto al pH no presentó riesgo para la salud humana pero pudo probablemente estar relacionado con una disminución en la eficiencia operativa de la PTAP. Al respecto, Akoto et al. (2014) reportaron que el incumplimiento de este parámetro pudo estar principalmente relacionado con los procesos unitarios de coagulación y floculación, o con la aplicación de cal en el proceso de potabilización.

Las concentraciones promedio diarias de cloro residual libre fueron de 1.48 mg/L, con variaciones diarias entre 0.28 y 2.59 mg/L. La Organización Mundial de la Salud (2011) mencionó que es común suministrar agua con concentraciones mayores a 1.0 mg/L como prevención durante su distribución, y que no se han reportado efectos adversos al consumir agua con altas concentraciones de cloro. De esta manera, las concentraciones mayores al límite máximo admisible establecido por la legislación colombiana no significaron un riesgo para la salud pública, y pudieron probablemente estar relacionadas con la presencia de agentes reductores en el agua cruda (Ibarguen & Bernal, 2008).

En relación a los demás parámetros de calidad del agua, las mayores variaciones en orden de importancia fueron para los siguientes parámetros: (i) hierro total, (ii) aluminio residual, (iii) color, y (iv) cloruros; donde las concentraciones máximas fueron 34, 13, 10 y 5 veces superiores a las concentraciones promedio diarias (Tabla 2). Lo anterior, reflejó que las características del agua suministrada por la PTAP no fueron constantes a lo largo del tiempo; posiblemente por las características del agua cruda o por la dosificación de los reactivos utilizados en la potabilización. Por lo tanto, los resultados sugirieron que el agua suministrada por la PTAP fue apta para el consumo humano durante el periodo de investigación.

4.2.-Influencia de la precipitación en la potabilización

Se identificó que en el área de estudio las precipitaciones presentaron un régimen bimodal, donde la época seca se registró entre los meses de enero y marzo, y agosto y septiembre; mientras que la época de lluvias se registró entre los meses de abril y julio, y octubre y diciembre. La anterior tendencia puede verse afectada por la influencia de los fenómenos climáticos de la Niña y el Niño, los cuales ocurrieron entre los años 2010-2011 y 2013-2015, respectivamente. Las concentraciones promedio diarias de los parámetros de calidad del agua en la PTAP variaron en relación a la época de aumento y disminución de la precipitación. Por ejemplo, durante la época de lluvias los parámetros de turbiedad, conductividad eléctrica, dureza total y cálcica, hierro total, aluminio residual, cloro residual libre, combinado y total, y sulfatos tendieron a aumentar, en comparación con la época seca; mientras que los parámetros de color, pH, cloruros y alcalinidad total presentaron una disminución en sus concentraciones. Al respecto, Ibrahim y Abu-Shanab (2013) reportaron una tendencia similar en relación a la influencia de la precipitación. Para mayor claridad de la tendencia identificada, la Figura 3 presenta la variación de la turbiedad en relación a estos dos periodos climáticos durante el año 2011. En promedio, durante la época de lluvias la turbiedad se incrementó en un 15% con respecto a la época seca; registrándose valores máximos de 0.97 UNT mientras que durante la época seca no superaron los 0.5 UNT.

Los resultados obtenidos sugirieron que la eficiencia del proceso de potabilización estuvo condicionada por la variación de la precipitación registrada en el área de estudio, probablemente afectando las características físicas y químicas del agua captada. Al respecto, Romero (2005) reportó una tendencia similar en relación al incremento de la turbiedad en tiempo de lluvia; sugiriendo la necesidad de incrementar la concentración del coagulante (sulfato de aluminio) para su disminución y, por lo tanto, un incremento en la concentración de sus residuales (aluminio residual y sulfatos) en el agua tratada.

Tabla 2. Estadísticos para los parámetros de calidad del agua en la PTAP El Dorado

Parámetro	Unidad	Mínimo	Máximo	Media			Desviación estándar	Resolución 2115 de 2007 ^(a)	OMS ^(b)
				General	Época seca	Época de lluvias			
Turbiedad	UNT	0.03	1.84	0.27	0.26	0.28	0.14	2.0	5.0
Color	UPC	0.0	18.0	1.76	1.93	1.54	1.29	15.0	15.0
Conductividad eléctrica	µs/cm	4.69	119	57.3	56.9	57.7	10.3	1000	1000
pH	Unidades	5.19	9.93	6.95	6.98	6.92	0.28	6.5-9	6.5-8.5
Alcalinidad total	mg/L	2.0	22.0	7.61	8.03	7.12	2.06	200	200
Cloruros	mg/L	0.0	21.3	4.6	4.88	2.24	2.46	250	250
Dureza total	mg/L	1.53	39.3	17.4	17.1	17.7	3.17	300	500
Dureza cálcica	mg/L	4.79	28.1	15.4	15.1	15.8	2.86	-	-
Hierro total	mg/L	0.0	1.01	0.03	0.03	0.03	0.05	0.3	0.3
Aluminio Residual	mg/L	0.0	0.93	0.07	0.06	0.07	0.06	0.2	0.2

Cloro residual libre	mg/L	0.28	2.59	1.48	1.47	1.48	0.25	0.3-2	5
Cloro residual combinado	mg/L	0.0	11.0	0.12	0.11	0.13	0.21	-	-
Cloro residual total	mg/L	0.0	12.1	1.6	1.59	1.61	0.33	-	-
Sulfatos	mg/L	0.0	26.4	7.77	7.08	8.63	2.57	250	400

Nota. ^a: Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano (República de Colombia); ^b: Guidelines for drinking water quality-OMS (fourth edition)

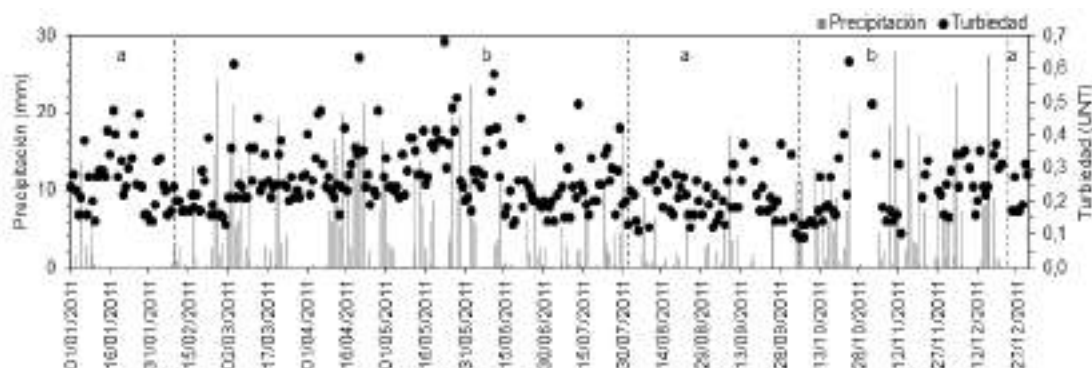


Figura 3. Variación de los valores de turbiedad en relación a la precipitación durante el año 2011. a) Tiempo de disminución, y b) tiempo de aumento de la precipitación en el área de estudio

4.3.-Relación entre parámetros de calidad del agua en la PTAP

El análisis de correlación se realizó bajo tres escalas de tiempo: diaria, semanal y mensual. Los resultados mostraron que las mejores correlaciones se presentaron bajo una escala de tiempo mensual (Tabla 3). Las mejores correlaciones fueron en orden de importancia para los siguientes parámetros: (i) cloruros, (ii) cloro residual libre, (iii) turbiedad, (iv) conductividad eléctrica, y (v) hierro total.

En cuanto a los cloruros, las correlaciones más elevadas se presentaron con los siguientes parámetros: conductividad eléctrica ($r = 0.68$), dureza cálcica ($r = -0.63$), dureza total ($r = -0.58$) y cloro residual libre ($r = -0.52$). La anterior tendencia probablemente se debió a que la conductividad del agua depende de la concentración de sustancias disueltas ionizadas (Romero, 2005), entre ellas el ion cloruro (Cl^-). Las correlaciones observadas entre el cloro residual libre y los demás parámetros fueron significativas en orden de importancia con respecto al hierro total ($r = 0.59$), cloruros ($r = -0.52$) y conductividad eléctrica ($r = -0.46$). Los

resultados difirieron con respecto a lo reportado por Barbooti et al. (2010), sin embargo, Romero (2005) mencionó que dicha correlación pudo estar asociada con el proceso de desinfección; donde el cloro al ser un agente oxidante se combinó rápidamente con el hierro (Fe^{++}) presente en el agua y a su vez el cloro residual libre (HOCl) reaccionó con este para formar Fe^{+++} .

De igual manera, para la turbiedad se observó una correlación directa con el hierro total ($r = 0.54$) y color ($r = 0.53$), e indirecta con la alcalinidad total ($r = -0.49$) y pH ($r = -0.41$). Lo anterior probablemente evidenció la influencia del pH y la alcalinidad en la eficiencia del proceso de potabilización en relación a la eliminación de la turbidez del agua. A partir de las relaciones expuestas, se sugirieron los siguientes parámetros en orden de importancia como los más representativos para evaluar el funcionamiento y la calidad del agua en la PTAP en estudio (indicadores de potabilización): (i) cloruros, (ii) cloro residual libre, (iii) turbiedad, (iv) conductividad eléctrica, y (v) hierro total.

Tabla 3. Coeficientes de correlación lineal de Pearson entre parámetros de calidad del agua (serie de tiempo mensual)

Parámetro	TUR	COL	CE	PH	ALC	CLO	DUT	DUC	HT	AR	CRL	CRC	CRT	SUL
TUR	1													
COL	0.53	1												

CE	-0.33	-0.19	1											
PH	-0.41	-0.08	0.48	1										
ALC	-0.49	-0.1	0.24	0.46	1									
CLO	-0.27	0.09	0.68	0.48	0.25	1								
DUT	0.2	-0.03	-0.05	-0.22	0.09	-0.58	1							
DUC	0.27	0.0	-0.19	-0.25	0.05	-0.63	0.96	1						
HT	0.54	0.43	-0.35	-0.33	-0.11	-0.3	0.32	0.37	1					
ALR	0.15	0.18	-0.13	-0.31	-0.38	-0.16	0.09	0.04	0.26	1				
CRL	0.4	0.34	-0.46	-0.29	-0.23	-0.52	0.4	0.44	0.59	0.11	1			
CRC	-0.11	-0.29	0.17	0.12	0.03	-0.21	0.19	0.16	-0.12	-0.16	0.05	1		
CRT	0.34	0.24	-0.38	-0.23	-0.21	-0.54	0.43	0.46	0.52	0.07	0.95	0.36	1	
SUL	0.15	-0.18	0.5	-0.03	-0.29	0.0	0.45	0.4	0.02	0.23	0.01	0.18	0.07	1

Nota. TUR: Turbiedad, COL: Color, CE: Conductividad eléctrica, ALC: Alcalinidad, CLO: Cloruros, DUT: Dureza total, DUC: Dureza cálcica, HT: Hierro total, AR: Aluminio residual, CRL: Cloro residual libre, CRC: Cloro residual combinado, CRT: Cloro residual total y SUL: Sulfatos. Los valores resaltados corresponden a correlaciones mayores o menores a 0.40 y -0.40, respectivamente.

4.4.-Análisis mediante modelos ARIMA

Se determinaron los modelos ARIMA (p,d,q) para las escalas de tiempo diaria y media móvil semanal a partir de los parámetros identificados como indicadores de la potabilización en la PTAP de estudio: (i) cloruros, (ii) cloro residual libre, (iii) turbiedad, (iv) conductividad eléctrica y (v) hierro total. Los modelos obtenidos para representar el comportamiento temporal de estas variables son presentados en la Tabla 4.

En relación al componente autorregresivo (p) de los modelos ARIMA desarrollados, los resultados mostraron a nivel diario que los parámetros como el hierro total y cloro residual libre no estuvieron influenciados por las concentraciones de días inmediatamente anteriores (ARIMA, p = 0). Esta tendencia

probablemente estuvo asociada a que estos parámetros dependen de condiciones controladas para garantizar un óptimo tratamiento del agua, específicamente en cuanto a la estabilización del pH y la dosificación del agente coagulante (sulfato de aluminio).

Por otro lado, parámetros como la turbiedad, conductividad eléctrica y cloruros presentaron una memoria corta a nivel diario. Es decir, las concentraciones en un momento específico dependieron de las concentraciones registradas durante uno y dos días inmediatamente anteriores (ARIMA, p = 1 y 2). Esto probablemente estuvo relacionado con las acciones correctivas asumidas durante los días anteriores para la potabilización del agua en la PTAP, posiblemente, por ejemplo, estuvieron asociadas con las variaciones de la turbiedad según la frecuencia de las lluvias.

Tabla 4. Modelos ARIMA para las variables indicadoras del funcionamiento en la PTAP

Parámetro	Modelo ARIMA ^a		R ²	MAPE ^d (%)	Modelo ARIMA ^b		R ²	MAPE (%)
	(p,d,q)	Transf. ^c			(p,d,q)	Transf.		
Turbiedad	(2,0,5)	Ln	0.578	24.90	(2,1,7)	Ln	0.956	4.709
	(3,0,3)	Ln	0.577	24.89	(3,1,7)	Ln	0.956	4.704
Conductividad eléctrica	(1,1,12)	Ln	0.856	4.888	(2,1,12)	Ln	0.992	0.949
	(1,0,12)	Ln	0.857	4.854	(2,1,11)	Ln	0.992	0.949
Cloruros	(1,1,3)	R	0.806	20.96	(1,0,16)	Ln	0.984	3.783
	(1,0,3)	R	0.786	21.77	(0,1,16)	Ln	0.984	3.768
Hierro total	(0,1,12)	R	0.524	70.41	(1,1,12)	R	0.916	21.04
	(0,1,15)	R	0.525	70.83	(1,1,14)	R	0.916	21.00
Cloro residual libre	(0,1,4)	R	0.400	10.52	(1,1,8)	N	0.969	1.621
	(0,1,6)	R	0.394	10.53	(2,1,7)	Ln	0.968	1.647

Nota: ^a: Escala de tiempo diaria; ^b: Escala de tiempo media móvil semanal; ^c: Transformación, Ln = Logaritmo natural, R = Raíz cuadrada, N = Ninguna, ^d: MAPE = Error absoluto porcentual promedio.

En cuanto al componente de promedios móviles, los resultados mostraron que las concentraciones en un momento específico estuvieron influenciadas por eventos aleatorios de días anteriores; específicamente, para los parámetros de conductividad eléctrica y hierro total, en los cuales se identificó la influencia de estos eventos hasta doce días atrás

(ARIMA, q = 12 y 15). Lo anterior, probablemente pudo atribuirse a que las fluctuaciones o cambios en la tendencia en las series de tiempo de estos parámetros no son notorias a corto plazo, debido a la gran variabilidad de las concentraciones en el tiempo. Por otro lado, parámetros como la turbiedad y cloruros, al presentar una baja variabilidad de

las observaciones con respecto a su valor medio, presentaron un menor orden para este término (ARIMA, $q < 5$).

En cuanto al ajuste de los modelos ARIMA desarrollados, se identificó que el coeficiente de determinación fue significativo ($R^2 > 0.75$) para parámetros como la conductividad eléctrica (1,0,12) y cloruros (1,1,3); mientras que los modelos para turbiedad, hierro total y cloro residual libre presentaron un bajo coeficiente de determinación, así como un error absoluto porcentual promedio (MAPE) de hasta 70% (Tabla 4). Esto indicó que los modelos no se ajustaron adecuadamente a la serie de tiempo, principalmente por la variabilidad en los registros diarios observados.

En relación a los resultados obtenidos para la escala de tiempo diaria, se identificó que las fluctuaciones en el corto plazo no permitieron evidenciar de manera clara la estructura temporal de las series de tiempo; por ello se realizó la aplicación de una media móvil para siete días o semanal, lo cual permitió visualizar de una mejor manera las tendencias en mediano plazo de los parámetros indicadores de la potabilización o funcionamiento de la PTAP. En este sentido, los modelos identificados no presentaron ordenes mayores a tres en cuanto al componente autorregresivo ($p = 3$); probablemente reflejando una fuerte dependencia de una y dos semanas inmediatamente anteriores en la operación o funcionamiento de la PTAP. Es decir, las series de tiempo fueron persistentes en el tiempo.

En cuanto al componente de promedios móviles, los resultados mostraron que las variaciones registradas durante semanas anteriores pudieron no asimilarse de manera instantánea. En otras palabras, estas variaciones tuvieron influencia en las series de tiempo después de varias semanas; tal como fue reportado por Guerrero (2003). En cuanto al ajuste de los modelos ARIMA a nivel semanal, los resultados mostraron mejores coeficientes de determinación ($R^2 > 0.90$) y menores MAPE (5%). Excepto para los modelos ARIMA desarrollados para hierro total (0,1,12 y 0,1,15), en los cuales el error absoluto porcentual promedio fue mayor a 21%. De esta manera, los resultados sugirieron que la eficiencia operativa de la PTAP se vio afectada por eventos registrados durante semanas anteriores, ya sea por variaciones en las características fisicoquímicas del agua captada debido por ejemplo a factores climáticos, o por la identificación de deficiencias durante su funcionamiento (i.e., calidad del agua suministrada).

5.-Conclusiones

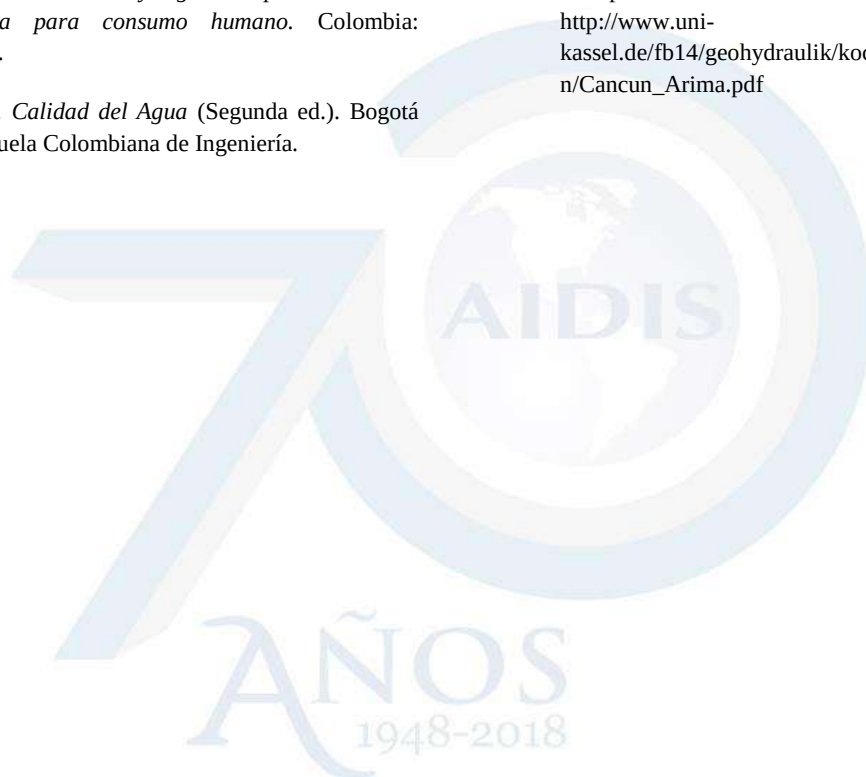
En el presente estudio los resultados muestran la utilidad de los modelos ARIMA para evaluar el funcionamiento de la PTAP bajo una escala de tiempo semanal (mediano plazo). Es decir, a nivel diario se presentan variaciones en los parámetros indicadores de potabilización que dificultan evaluar el funcionamiento de la PTAP en el corto plazo. La aplicación de la media móvil para siete días en las series de tiempo permite disminuir el error absoluto porcentual promedio (MAPE) de los pronósticos ARIMA, permitiendo evidenciar la influencia de las concentraciones registradas durante semanas

inmediatamente anteriores en un momento específico de tiempo. De esta manera, la utilización del enfoque ARIMA en plantas de potabilización probablemente se constituye como una herramienta de planeación de mediano plazo frente a eventos atípicos o contingencias durante su funcionamiento. Finalmente, los resultados de la presente investigación son útiles para las empresas o diseñadores de sistemas de potabilización para la toma de decisiones en el marco de la salud pública.

6.-Referencias

- Akoto, O., Gyamfi, O., Darko, G., & Rex, V. (2014). Changes in water quality in the Owabi water treatment plant in Ghana. *Applied Water Science*, 7(1), 175-186.
- Bolognesi, E. (1971). Análisis de criterios para clasificar totales mensuales de precipitación aplicados a series de Republica Argentina. *Meteorológica*, 2(1-3), 171-205.
- Box, G., & Jenkins, G. (1970). *Time Series Analysis, Forecasting and Control*. San Francisco: Holden - Day.
- Farooq, S., & Hashmi, I. (2007). Monitoring of Coliforms and chlorine residual in water distribution network of Rawalpindi, Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 140(1-3), 339-347.
- González, J., Gómez, N., & Quijano, A. (2010). Comparación entre los índices de agua potable IAP y los índice de riesgo de la calidad de agua para consumo humano IRCA utilizados para la determinación de la calidad del agua para consumo humano. *Revista Publicaciones e Investigación*, 4(1), 53-69.
- Guerrero, V. (2003). *Análisis estadístico de series de tiempo económicas*. México, D.F.: Thomson.
- Ibarguen, M., & Bernal, L. (2008). *Repositorio Universidad Tecnológica de Pereira*. Recuperado el 9 de Abril de 2018, de Trabajo de grado para optar por el título de Tecnólogo Químico: Establecer la demanda de cloro en el acueducto Tribunas Córcega de la Ciudad de Pereira: <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/1784/1/628166286132112.pdf>
- Ibrahim, H., & Abu - Shanab, M. (2013). Monitoring of some disinfection by-products in drinking water treatment plants of El-Beheira Governorate, Egypt. *Applied Water Science*, 3(4), 733 - 740.
- Matiz, F. (2008). *Proyecto de grado para optar por el título de Ingeniero Ambiental: Optimización del proceso*

- de floculación en la planta de tratamiento de agua potable El Dorado de Bogotá. Recuperado el 10 de Marzo de 2018, de Observatorio Ambiental de Bogotá: http://oab.ambientebogota.gov.co/apc-aa-files/57c59a889ca266ee6533c26f970cb14a/Optimizaci%F3n_proceso_floculaci%F3n_planta_%20tratamiento_%20aguapotable%20Dorado%20_Bogot%E1.pdf.PDF
- OMS. (2011). *Guidelines for Drinking Water Quality* (4° ed.). Malta: Organización Mundial de la Salud.
- Resolución 2115. (2007). *Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano*. Colombia: MAVDT.
- Romero, J. (2005). *Calidad del Agua* (Segunda ed.). Bogotá D.C: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Secretaría Distrital de Salud. (2011). *Secretaría Distrital de Ambiente*. Recuperado el 29 de Marzo de 2018, de Secretaría Distrital de Ambiente: http://ambientebogota.gov.co/c/document_library/get_file?uuid=17817255-1588-4942-ba6a-27dfa217ef29&groupId=55886
- Singh, K., & Bhardwaj, R. (2014). Statistical, time series, and fractal analysis of full stretch of river Yamuna (India) for water quality management. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 20-38.
- Sun, H., & Koch, M. (1996). *Geohydraulik Kassel*. Recuperado el 30 de Marzo de 2018, de http://www.uni-kassel.de/fb14/geohydraulik/koch/paper/1996/Cancun/Cancun_Arima.pdf



[00149] PROCESOS DE COAGULACIÓN, ADSORCIÓN Y DOBLE FILTRACIÓN RÁPIDA PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

Albertina González¹; Ana María Gallinella²; Hernán Quevedo³; Virginia Pacini⁴; Graciela⁵, Rubén⁶

Centro de Ingeniería Sanitaria - Facultad de Ciencias Exactas Ingeniería y Agrimensura - Universidad Nacional de Rosario^{1,2,3,4,5,6}

albertinagonzalez@hotmail.com¹; anaingallinella@yahoo.es²; hquevedo@fceia.unr.edu.ar³; vpacini@fceia.unr.edu.ar⁴; sanguine@fceia.unr.edu.ar⁵; rgfer@fceia.unr.edu.ar⁶

Abstract

In the Sanitary Engineering Centre the ArCIS-UNR® Process has been developed, which allows the arsenic removal in groundwater and has been applied in several treatment plants. It consists in a coagulation process with polyaluminium chloride and two stages of filtration: up flow prefiltration in gravel followed by a rapid filtration in sand. In view of the application of the process for localities with a greater number of inhabitants and greater demands on water quality, investigations were continued to optimize it. The first objective of this research was to replace the prefiltration-filtration system with a rapid double filtration system in sand that allows to reduce surfaces and construction costs maintaining the quality in the treated water. For this, natural waters were used in a pilot plant was operated with a rapid

double filtration treatment system, achieving efficiencies in arsenic removal between 80-90%, and twelve-hour operations.

In the second part of the investigation, the influence of silica and phosphates on the arsenic removal in the process was studied, since according to the literature they are the most interfering ions. In the experiences made with natural and prepared waters, a decrease in the arsenic removal was observed with the increase of the concentrations of silica and phosphates. In addition, an increase in the concentration of residual aluminium in treated water was observed as the silica concentration was increased, which would indicate that the high presence of that element inhibits the formation of the precipitates of aluminium hydroxide.

Palabras Claves: aguas subterráneas, arsénico, sílice, fosfatos

Introducción

Debido a la demanda de utilización de aguas subterráneas como fuente de agua para consumo, en el Centro de Ingeniería Sanitaria (CIS) se desarrolló el Proceso ArCIS-UNR®, que permite la remoción de arsénico, y que ha sido aplicado en varias plantas de tratamiento en el país. Con el proceso se han logrado concentraciones de arsénico menores a 50 µg/L en el agua tratada, y con una operación más controlada menores a 20 µg/L según las características del agua, partiendo de concentraciones en el agua cruda de hasta 200 µg/L de arsénico. Dicho proceso fue registrado y patentado por la Universidad Nacional de Rosario. El Proceso ArCIS-UNR® consiste en un proceso de coagulación-adsorción con una sal polimerizada de aluminio, el cloruro de polialuminio (PAC), corrección de pH inicial a valores próximos de 7.0 y dos etapas de filtración: una primera de prefiltración ascendente en mantos de grava ($v = 0.6$ m/h) y luego una filtración rápida en arena ($v = 6.0$ m/h) (Ingallinella et al., 2003, Ingallinella 2008, Fernández et al., 2009). Se ha aplicado a poblaciones con menos de 10000 habitantes. La sencillez en su operación y los

bajos costos operativos posibilita que el proceso sea una alternativa frente a otras tecnologías disponibles como la ósmosis inversa. Ante la necesidad de aplicar el proceso para localidades con mayor número de habitantes y mayores exigencias en la calidad del agua tratada, se continuaron las investigaciones para optimizarlo. El primer objetivo fue reemplazar el sistema de prefiltración-filtración por un sistema de doble filtración rápida en arena que permita disminuir superficies y costos de construcción, manteniendo la calidad en el agua tratada. El segundo objetivo se focalizó en mejorar la calidad del agua tratada estudiando cómo distintos elementos presentes en la matriz del agua influyen en la remoción de arsénico mediante procesos de coagulación con sales de aluminio. El conocimiento de la matriz del agua a tratar es un factor importante en el proceso de selección de tecnologías de remoción de arsénico. De la investigación bibliográfica surge que los interferentes más importantes son la sílice y los fosfatos (Meng et al., 2000, 2002; Holm, 2002; Roberts et al., 2004; Jeong et al., 2007. Gregory et al., 1998; y

Leiviskä et al., 2014). Los mencionados autores informaron que la sílice, además de competir con el arsénico por los sitios de adsorción disponibles en los hidróxidos de aluminio, también influye en la formación de los mismos, ya sea en forma positiva o negativa según su concentración.

Objetivos

El objetivo general de este trabajo fue ensayar una modificación del esquema original del Proceso ArCIS_UNR→, reemplazando la etapa de filtración ascendente en mantos de grava por una filtración rápida ascendente en arena, evaluando parámetros de diseño como velocidad de filtración y granulometría de los filtros. Por otro lado, se analizó la influencia que tienen ciertos iones presentes en la matriz del agua en la remoción de arsénico mediante procesos de coagulación - adsorción con sales de aluminio.

Metodología

Ensayos en planta piloto con aguas naturales

Se realizaron ensayos en una planta piloto con el esquema de tratamiento detallado en la Figura 4, la cual fue operada con aguas subterráneas de la localidad de Villa Cañas, Provincia de Santa Fe (Argentina), con concentración de arsénico en el agua cruda entre 100 a 200 µg/L.

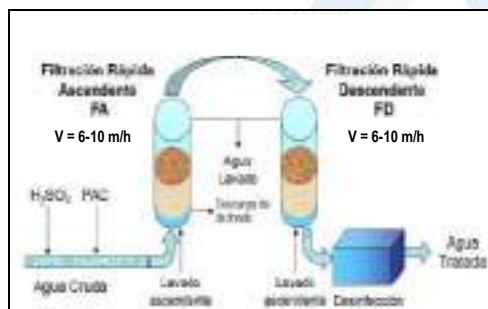


Figura 4. Proceso ArCIS-UNR→ Modificado - Doble filtración rápida

A lo largo de todas las experiencias se operó una línea de tratamiento conformada por 2 filtros de acrílico (filtro ascendente, FA y filtro descendente, FD) con un diámetro interno de 74 mm y una altura total de 2.5 m. Se ensayaron las granulometrías que se describen a continuación:

Configuración N°1 (G1): En el *filtro ascendente* se utilizó un manto sostén, descrito de abajo hacia arriba de 0.15 m de grava 10-30 mm, 0.15 m de grava 6-10 mm y 0.30 m de grava 4-6 mm, logrando una altura total de 0.60 m, y un manto filtrante de 1.1 m de altura de arena 0.90-1.0 mm de tamaño efectivo (manto profundo). En el *filtro descendente* se usó un

manto sostén, descrito de abajo hacia arriba de 0.10 m de grava 10-30 mm, 0.10 m de grava 6-10 mm, 0.10 m de grava 4-6 mm y 0.10 m de arena 0.90-1.0 mm, y para el manto filtrante se utilizó 0.70 m de altura de arena de tamaño efectivo 0.55 mm.

Configuración N°2 (G2): En el *filtro ascendente* se utilizó un manto sostén, descrito de abajo hacia arriba de 0.50 m de grava 20- 30 mm, 0,30 m de grava 12-20 mm, 0.20 m de grava 6-12 mm y 0.20 m de arena 2-5 mm, con una altura total de 1.2 m, y para el manto filtrante se utilizó 0.70 m de arena 0.90-1.0 mm de tamaño efectivo. En el *filtro descendente* se utilizó la misma granulometría descrita en G1.

Configuración N°3 (G3): En el *filtro ascendente* se utilizó la misma granulometría que en G2. En el *filtro descendente* se utilizó como manto sostén, descrito de abajo hacia arriba 0.10 m de grava 10-30 mm, 0.10 m de grava 6-10 mm, 0.10 m de grava 4-6 mm y 0.10 m de arena 0.90-1.0 mm. Para el manto filtrante se utilizó un manto dual constituido por 0,40 m de arena de tamaño efectivo 0.55 mm y 0.40 m de antracita de tamaño efectivo 0.93 mm.

Se dosificaron los siguientes productos químicos: ácido sulfúrico, H₂SO₄ (96%) para corrección del pH inicial antes del ingreso al filtro ascendente; cloruro de polialuminio, PAC 18-P (17.5±0.05% Al₂O₃, Basicidad: 40±3%), PAC 18-C (16.5-18.5% Al₂O₃, Basicidad: 65-73%) y PAC 23-C (21.0-24.0% Al₂O₃, Basicidad: 80-84%). Durante la experiencia se realizaron mediciones de caudales de filtración, pérdidas de carga y caudales de productos químicos utilizados. Simultáneamente, se tomaron muestras en agua cruda, agua prefiltrada y agua tratada, y se realizaron las siguientes determinaciones en el laboratorio del CIS: turbiedad, pH, arsénico (As) y aluminio (Al). Finalizadas las carreras ambos filtros fueron lavados a contracorriente, durante 10 minutos, extrayéndose muestras del agua de lavado cada 2.5 minutos, para medición de turbiedad, y así poder determinar un tiempo óptimo de lavado.

Para llevar adelante esta primer parte de la investigación, se diagramaron dos experiencias mediante la técnica de Diseño de Experimentos Factorial Equilibrado. En una primer etapa se fijó una dosis de 100 mg/L PAC 18-P, la granulometría del filtro descendente (manto filtrante de arena) y el pH de ingreso a 6.9, siendo dicho pH y dosis los que se utilizan actualmente en el Proceso ArCIS-UNR®. Se propuso un Diseño de Experimentos 2k, con k=2 factores controlados con dos niveles cada uno: velocidad de filtración y granulometría del filtro ascendente, resultando un total de 4 pruebas. En la segunda etapa, se consideraron los resultados obtenidos en el primer diseño. Se continuó trabajando con el pH de ingreso de 6.9, y se fijó la velocidad de filtración de 6 m/h y la granulometría del filtro ascendente (correspondiente a la G2), ambas utilizadas en el primer diseño. Como variables se consideró el material del filtro descendente y se utilizaron tres coagulantes PAC con distintas características. De esta forma se estableció el segundo Diseño de Experimentos 2x3, con 2

variables independientes, el material del filtro descendente con 2 niveles y el tipo de PAC con 3 niveles, con lo que resultaron 6 pruebas. En ambas experiencias, las pruebas a realizar se organizaron como se muestran en la Tabla 5. Las variables respuestas a estudiar fueron la remoción de arsénico, aluminio residual en el agua tratada, pérdidas de carga, duración de las carreras, y tiempo óptimo de lavado de los filtros.

Tabla 5. Esquema de experiencias realizadas.

1° Diseño de Experimentos		
Prueba	Velocidad	Granulometría FA
1.1	10	G1
1.2	10	G2
1.3	6	G1
1.4	6	G2
2° Diseño de Experimentos		
Prueba	Granulometría FD	PAC
2.1	G2	100 mg/L PAC 18-C
2.2	G2	80 mg/L PAC23-C
2.3	G3	100 mg/L PAC 18-C
2.4	G3	80 mg/L PAC 23-C
2.5	G2	100 mg/L PAC 18-P
2.6	G3	100 mg/L PAC 18-P
80 mg/L PAC 23 es equivalente a 100 mg/L PAC 18 en función del porcentaje de Al_2O_3 de cada producto.		
Cada carrera del 2° diseño se hizo por repetición.		

Ensayos de Jarras para analizar la influencia de la sílice (SiO_2) y fosfatos (PO_4^{3-}) en la remoción de arsénico (As)

En esta segunda etapa, cuyo objetivo fue analizar la influencia de la sílice y fosfatos en la remoción de arsénico, se realizaron distintas series de ensayos de jarras utilizando aguas subterráneas de dos localidades de la provincia de Santa Fe, Villa Cañas y Pueblo Andino, con matrices de aguas diferentes. El agua de Villa Cañas posee concentraciones entre 100 a 200 $\mu g/L$ As, 0.50 a 0.90 mg/L PO_4^{3-} y 50 a 60 mg/L SiO_2 . El agua de Pueblo Andino contiene similares concentraciones de arsénico y sílice, pero valores mayores de fosfatos, entre 2.0 y 2.5 mg/L . También se realizaron ensayos con agua preparada en el laboratorio, con características similares a las aguas de Villa Cañas. Los ensayos de jarras se realizaron bajo las siguientes condiciones: 1 minuto de mezcla

rápida (gradiente de velocidad 300 seg^{-1}), 15 minutos de floculación (gradiente de velocidad 50 seg^{-1}) y 20 minutos de sedimentación. En todos los casos el sobrenadante de los distintos vasos fue filtrado por membranas de nitrato de celulosa de diámetro nominal de poro de 0.45 μm . En las muestras filtradas se determinó turbiedad, arsénico, sílice, fosfato y aluminio residual. Se dosificaron los siguientes productos químicos: ácido sulfúrico, H_2SO_4 (96%) para disminución del pH inicial; solución de hidróxido de sodio 5.25N, NaOH, para aumentar el pH inicial; cloruro de polialuminio, PAC 18-P, solución de metasilicato sódico monohidratado, $Na_2SiO_3 \cdot H_2O$, para obtener las concentraciones de sílice deseadas en las aguas preparadas e incrementar los valores en las aguas naturales, solución de dihidrógenofosfato de potasio, KH_2PO_4 , para incrementar las concentraciones de fosfatos en las aguas naturales, solución secundaria de 25 $\mu g/L$ As(V) preparada a partir de una dilución 1:40 de una solución principal de 1000 mg/L As(V), realizada con arseniato de hidrógeno, H_3AsO_4 , en 0.5 mol/L HNO_3 , para lograr las concentraciones de arsénico deseadas en las aguas preparadas, y una solución de hidrógeno carbonato de sodio, $NaHCO_3$, para obtener la alcalinidad deseada en las aguas preparadas.

Técnicas Analíticas

Las técnicas analíticas utilizadas en el presente estudio responden al Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF (2005), 21st Edition, USA). Para cada parámetro medido se establece a continuación el método empleado:

- pH: Método Electrométrico.
- Turbiedad: Método Nefelométrico (Turbidímetro HACH 2100).
- Al: Método Colorimétrico con Eriocromo Cianina R (3500-Al D).
- Alcalinidad: Titulométrico
- As: Método del Dietilditiocarbamato de Plata. Límite de detección: 0.02 mg/L - Incertidumbre: ± 0.01 mg/L .
- As: Espectrofotometría de Absorción Atómica por Generación de Hidruros (AAS-HG). Límite de detección: 0,005 mg/L - Incertidumbre: ± 0.004 mg/L .
- SiO_2 : Método Molibdosilicato 4500- SiO_2 C. Incertidumbre: ± 2 mg/L .
- PO_4^{3-} : Método del ácido ascórbico 4500-P E. Incertidumbre: $\pm 15\%$.

Resultados Y Discusión

Aplicación de la doble filtración rápida con el agua natural de Villa Cañas

Del primer Diseño de Experimentos se destaca que los mejores resultados en cuanto a remoción de arsénico se obtuvieron utilizando una velocidad de filtración de 6 m/h y

una granulometría en el filtro ascendente compuesta por un manto sostén de 1.2 m de altura (carrera 1.4 - ver Tabla 5). Esta mejora se atribuye principalmente al hecho que, al trabajar con velocidades más bajas hay un tiempo mayor de contacto entre el agua a tratar y el coagulante, mejorando de esta forma la etapa de coagulación – floculación. Con respecto a la granulometría del filtro ascendente, el hecho de tener una mayor altura de manto sostén también favorecería, en menor medida, dichos procesos.

En la Tabla 6 se presentan los resultados del segundo Diseño de Experimentos.

En la segunda serie de experiencias, los resultados en relación a remoción de arsénico, concentraciones de aluminio residual y turbiedades a la salida de los filtros son similares entre sí y mejores a los obtenidos en la primera etapa de la investigación. Las carreras 2.5 y R.2.5, operadas en iguales condiciones que la carrera 1.4, dieron mejores resultados, lo cual se atribuye a una operación más controlada del sistema. Como se observa en la Tabla 6, la remoción de arsénico estuvo entre un 80% y 90%, con concentraciones en el agua tratada próximas a 20 µg/L y en algunos casos menores, mientras que el aluminio residual se mantuvo por debajo del valor de 0.10 mg/L (siendo 0.20 mg/L el límite establecido por la norma vigente, Ley 11220-Anexo A), salvo en las situaciones donde la calidad del efluente desmejoró y por lo tanto se dio por finalizada la carrera. Respecto a la duración de las carreras, las realizadas con manto filtrante de arena (G2), se operaron durante 9.0 a 13 hs seguidas. Algunas finalizaron al alcanzar la máxima pérdida de carga disponible en el filtro descendente (2.2), otras por altas concentraciones de aluminio en el agua tratada (R2.2, 2.5 y R2.5) o por cuestiones operativas (2.1 y R2.1). Para el caso de estas últimas, se proyectó la duración de dichas carreras hasta alcanzar la máxima pérdidas de carga disponible del filtro descendente (115 cm para manto de arena), como se puede observar en la Tabla 6. Las carreras realizadas con manto dual (arena-antracita), fueron finalizadas por altas turbiedades en el agua tratada (2.3 y R2.6) o por cuestiones operativas antes de alcanzar la máxima carga disponible del filtro descendente (R2.3, 2.4, R2.4 y 2.6). De estas últimas carreras también se proyectó su duración hasta la máxima pérdidas de carga disponible del filtro descendente (105 cm para manto dual). Según los resultados, se alcanzan 12 horas de funcionamiento con ambos tipos de granulometría en el filtro descendente y calidades adecuadas, lo que a escala real implicaría 2 lavados por día de las unidades. Si bien en el caso de las carreras con manto dual se proyectaron duraciones muchos mayores, no se podría garantizar una turbiedad adecuada en el efluente, ya que al ser la antracita de mayor porosidad que la arena, se corre el riesgo de sobrepasar la calidad límite estipulada por la turbiedad del efluente, y por lo tanto altas concentraciones de aluminio residual, sin haber llegado a la máxima pérdida de carga. Además de este aspecto, se suma el mayor costo

económico de la antracita frente a la arena, por lo que se considera que en este caso no se justifica la utilización del manto dual (arena- antracita), habiendo logrado buenas remociones y duraciones aceptables de carreras con el manto único de arena.

Tabla 6. Resultados del 2° Diseño de Experimentos

Carrera N°	Granulometría	Dosis Coagulante P: (PAC 18), As agua cruda (µg/L)	As salida FD (µg/L)	Remoción As (%)	Horas de carrera	Horas de carrera
2.1 ^a	G2	100 (C)	125	24	81	9.0
R2.1 ^a	G2	100 (C)	125	22	82	12
2.2 ^b	G2	80 (C)	130	19	85	13
R2.2 ^c	G2	80 (C)	130	21	86	12
2.3 ^c	G3	100 (C)	129	22	87	11
R2.3 ^a	G3	100 (C)	125	23	81	12
2.4 ^a	G3	80 (C)	129	17	87	12
R2.4 ^a	G3	80 (C)	129	18	86	8.0
2.5 ^c	G2	100 (P)	130	13	90	12
R2.5	G2	100 (P)	130	16	88	10
2.6 ^a	G3	100 (P)	135	24	83	12
R2.6 ^c	G3	100 (P)	135	25	81	13

^a Finalizada por cuestiones operativas. Se proyecta duración con una función polinómica de segundo orden.
^b Finalizada por alcanzar la máxima pérdida de carga del FD.
^c Finalizada por turbiedad y aluminio alto a la salida del FD.

Por lo expuesto anteriormente se considera que los parámetros operativos que dieron los mejores resultados en cuanto a remoción de arsénico son los que se detallan a continuación:

- Velocidad de filtración: 6 m/h.
- Dosis de coagulante: 100 mg/L.
- Etapa inicial de acidificación logrando un pH de ingreso en el filtro ascendente de 6.9.
- Configuración granulométrica compuesta por un manto sostén de altura importante (1.20m) en el filtro ascendente y un manto filtrante de arena en el filtro descendente (Configuración N°2).
- Tiempo óptimo de lavado de los filtros entre 5 y 7 minutos.

Ensayos de Jarras para el estudio de iones interferentes en la remoción de arsénico

En la Figura 5 y Figura 6 se presentan los resultados de los ensayos 1 a 4, cuyo objetivo fue analizar la remoción conjunta de arsénico, sílice y fosfatos en aguas subterráneas bajo distintas condiciones de pH y dosis de coagulante.

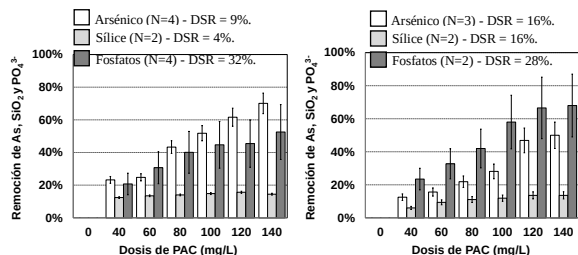


Figura 5. Remoción de As, SiO₂ y PO₄³⁻ a pH natural (8.2) para distintas dosis de PAC 18-P en aguas naturales de (Izq.) - Villa Cañas; (Der.) - Pueblo Andino. N: número de muestras, DSR: Desviación Standard Relativa (promedio).

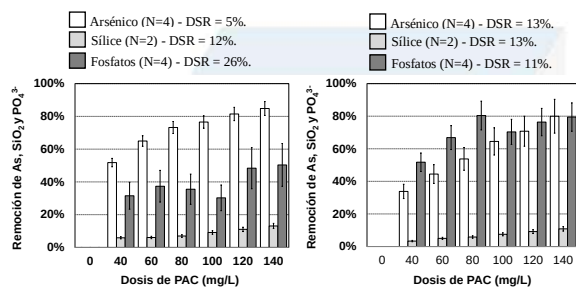


Figura 6. Remoción de As, SiO₂ y PO₄³⁻ a pH 6.9 para distintas dosis de PAC 18-P en aguas naturales de (Izq.) - Villa Cañas; (Der.) - Pueblo Andino. N: número de muestras, DSR: Desviación Standard Relativa (promedio).

Los resultados de esta experiencia demuestran que la remoción de arsénico aumenta con la dosis y con la disminución del pH, lo que concuerda con investigaciones previas (Ingallinella et al., 2003). Con respecto a la remoción de sílice, se observa que la misma aumenta levemente con la dosis y en mayor medida con el incremento del pH, lo que concuerda con lo informado por Meng et al. (2000). A una dosis de 100 mg/L PAC 18 y a pH natural, la remoción de sílice en las aguas de Villa Cañas fue de un 15% en promedio, mientras que para las aguas de Pueblo Andino fue de un 14%, frente a remociones promedio de 9% y 8% respectivamente a pH 6.9. Con respecto a los fosfatos, se observa que en las aguas de Pueblo Andino, para dosis menores a 100 mg/L PAC 18, la remoción de fosfatos se incrementa con la disminución del pH, acordando con lo informado por Georgantas et al. (2007) quienes indicaron que la máxima remoción de dicho elemento se da en el rango de pH de 5-7. Para dosis superiores, no se puede apreciar dicha tendencia debido a la

gran variabilidad detectada en los resultados. Con respecto a las aguas de Villa Cañas, no se observa una diferencia bien marcada en función del pH. En general, se detectó una gran variabilidad en los datos de remoción de fosfatos, debido al error propio de la experiencia y a un error de alrededor de 15% observado en las determinaciones analíticas de fosfatos, lo que se debe a cierta interferencia generada por la presencia de aluminio. La variabilidad observada en los valores de remociones entre una y otra agua, se atribuye a las diferentes matrices que las componen. Se podría considerar que en el caso de las aguas de Pueblo Andino, el comportamiento de los fosfatos es similar al del arsénico, ya que ambos elementos se remueven mejor en un rango de pH menor a 7, mientras que en las aguas de Villa Cañas no se observa claramente dicha tendencia. Con respecto a la sílice, en ambas experiencias, se logra su máxima remoción de pH altos, mayores a 7.

En la siguiente serie de ensayos, se estudió la interferencia que podría generar la sílice en la remoción de arsénico bajo distintas condiciones de experimentación. Para esto se utilizó aguas subterráneas de la localidad de Villa Cañas y aguas preparadas en laboratorio. En la primera parte de estas experiencias, se analizó la influencia de distintas concentraciones de sílice en la remoción de arsénico, partiendo de su concentración típica en las aguas naturales de la Provincia de Santa Fe, y en general de Argentina (50-60 mg/L SiO₂). En este caso, los ensayos se hicieron con el agua natural de la localidad de Villa Cañas, a la cual se le agregó una solución de metasilicato sódico monohidratado en distintas dosis, para aumentar la concentración de sílice en el agua cruda. Se partió de la concentración natural, aproximadamente 57 mg/L SiO₂ y se incrementó en un 50% y 100% respectivamente. Se trabajó con una única dosis de 100 mg/L PAC 18-P y a un pH 6.9. En la Tabla 7 se presentan los resultados de los ensayos 5 a 7 en cuanto a remociones de arsénico y sílice, y aluminio residual, en función de distintas concentraciones iniciales de sílice agregadas.

Tabla 7. Remoción de As y SiO₂ de las aguas subterráneas de Villa Cañas para concentraciones variables de SiO₂, a pH 6.9, y 100 mg/L PAC 18 (PRIII). Concentración inicial de 0.13 mg/L As.

Ensayos	Sílice inicial (mg/L)	Remoción promedio (%)		Aluminio residual (mg/L)
		As	SiO ₂	
Ensayo 5	57 (±1)	76 (±4)	12 (±1)	0.05 (±0.01)
Ensayo 6	81 (±2)	59 (±3)	12 (±1)	0.11 (±0.03)
Ensayo 7	106 (±1)	41 (±6)	12 (±2)	0.24 (±0.03)

Nº de muestras: 6 - Valor promedio ± Desviación Standard

De dicha tabla se puede observar que la remoción de arsénico disminuyó de un 76% a un 41% con el incremento de la sílice inicial en agua, mientras que la remoción de sílice se mantuvo aproximadamente constante, con un valor promedio del 12% en todos los ensayos. Con respecto al aluminio residual, se

observa, que a medida que aumenta la concentración de sílice en agua, el aluminio residual aumenta de 0.05 mg/L a 0.24 mg/L. La disminución en la remoción de arsénico podría explicarse, por un lado por una fuerte asociación de la sílice con los precipitados de aluminio, donde competirían con el arsénico por los sitios de superficie disponibles (Meng et. al 2000), y por otro lado, a que la presencia de altas concentraciones de sílice (> 80 mg/L) a pH 7, inhiben la formación de los precipitados de hidróxidos de aluminio, tal como señalan Gregory et al. (1998). Esto último justificaría el aumento observado en la concentración de aluminio residual con el incremento de la concentración de sílice en el agua.

Como las concentraciones de sílice utilizadas en los ensayos anteriores superan ampliamente las concentraciones típicas de las aguas subterráneas de nuestro país, se decidió trabajar con valores menores e implementar una última experiencia para analizar que sucede con la remoción de arsénico para concentraciones menores de sílice. Para esto, se utilizó un agua preparada mediante agua destilada a la cual se le agregó 30 ml de la solución de arseniato de hidrógeno con el fin de lograr una concentración final de 150 µg/L As y 806 mg/L del patrón de hidrógeno de carbonato de sodio para alcanzar una alcalinidad de aproximadamente 400 mg/L CaCO₃, valores similares al agua de Villa Cañas. Luego se agregaron cantidades variables de la solución de metasilicato sódico monohidratado para lograr distintas concentraciones de sílice en el agua. Se trabajó con una única dosis de 100 mg/L de PAC 18-P y a un pH 6.9. En la Figura 4 se presentan los resultados correspondientes a remociones de arsénico y sílice en aguas preparadas en laboratorio para distintas concentraciones iniciales de sílice. También se muestran las concentraciones de aluminio residual correspondiente a dicha experiencia.

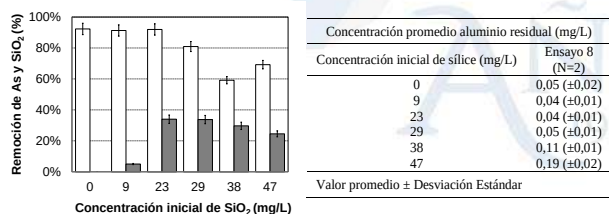


Figura 7. Resultados del ensayo 8 realizado con aguas preparadas en laboratorio, con 100 mg/L PAC 18-P y pH 6.9. Izq.) - Remoción de As y SiO₂ en función de la concentración, Der.) - Concentraciones de Al residual. Concentración inicial de 150 µg/L As.

Según los resultados de la figura anterior, la presencia de sílice afectaría la remoción de arsénico a partir de concentraciones > 20 mg/L SiO₂. Se puede observar que la remoción de arsénico fue ligeramente menor que la que se obtuvo trabajando con aguas naturales bajo las mismas condiciones -100 mg/L PAC 18 a pH 6.9- (67% a 72% en

aguas preparadas vs 75%-82% en aguas naturales, ver Figura 6 y Tabla 7). Por el contrario, la remoción de sílice fue mayor, ya que para una concentración de 47 mg/L SiO₂, similar a la del agua natural, se logró en este ensayo una remoción del 25% mientras que en los ensayos con aguas naturales, bajo las mismas condiciones, se obtuvo una remoción entre el 9% y 13%. Con respecto al aluminio residual, se observa, que a medida que aumenta la concentración de sílice en agua, el aluminio residual aumenta de 0.05 mg/L a 0.19 mg/L. Aunque trabajar con aguas preparadas puede dar una idea de la influencia de la sílice en la remoción de arsénico, su comportamiento es distinto que el que se produce en las aguas naturales con matrices complejas que no se pueden reproducir en los ensayos de laboratorio.

Por último, para analizar la influencia de los fosfatos en la remoción de arsénico se utilizaron aguas naturales de la localidad de Villa Cañas, incrementando la concentración de fosfatos. En este caso, al agua natural se le agregó una solución de dihidrógenofosfato de potasio (KH₂PO₄) en distintas dosis para ir incrementando dichas concentraciones. Se partió de la concentración natural en el agua cruda, aproximadamente 0.9 mg/L PO₄³⁻, y se incrementó en un 70%, 100%, 120% y 240% respectivamente. Se trabajó con una única dosis de 100 mg/L PAC 18-P y a un pH 6.9. En la Tabla 8 se presentan los resultados de los ensayos 9 a 13 en cuanto a remociones de arsénico y fosfatos de las aguas de Villa Cañas, y sus respectivos valores de aluminio residual, en función de las distintas concentraciones de fosfatos agregadas al agua cruda.

Tabla 8. Remoción de As y PO₄³⁻ en aguas subterráneas de Villa Cañas para concentraciones variables de PO₄³⁻, a pH 6.9, y 100 mg/L PAC 18-P. Concentración inicial de 150 µg/L As.

Ensayos	Fosfato inicial (mg/L)	Remoción promedio (%)		Aluminio residual (mg/L)
		As	PO ₄ ³⁻	
Ensayo 9	0,9	81 (±2)	28 (±8)	0.06 (±0.01)
Ensayo 10	1,5	79 (±1)	57 (±5)	0.05 (±0.01)
Ensayo 11	1,8	76 (±1)	82 (±2)	0.04(±0.01)
Ensayo 12	2,0	70 (±5)	74 (±9)	0.04(±0.01)
Ensayo 13	3,1	66 (±1)	87 (±5)	0.04(±0.01)

Nº de muestras por ensayo: 2 (Valor promedio ± Desviación Standard)

De la Tabla 8 se puede observar que la remoción de arsénico disminuyó de un 81% a un 66% con el incremento de la concentración inicial de fosfatos en el agua cruda, mientras que la remoción de fosfatos se incrementó de un 28% a un 87%. En término molares se puede decir que el incremento en la remoción de fosfatos fue de 2.6 a 5.3 µM (≈100%), mientras que la remoción de arsénico disminuyó de 1.6 a 1.3 µM (≈20%). También se puede observar, que en el caso de una concentración inicial de 2 mg/L PO₄³⁻, la remoción promedio de arsénico fue de un 70% y la de fosfatos de un

74%. Esto es similar a lo ocurrido con las aguas de Pueblo Andino, resultados presentados en la Figura 6-Der), donde partiendo de concentraciones naturales de aproximadamente 2.1 mg/L PO_4^{3-} , se logró una remoción promedio del 70% de dicho elemento y un 65% en el caso del arsénico. En base a los resultados de esta experiencia, se puede suponer que debido a las mayores concentraciones de fosfatos presentes en el agua, hay una mayor remoción de este elemento en detrimento del arsénico, lo que indicaría una mayor competencia de los fosfatos respecto del arsénico por los sitios activos de los precipitados de aluminio. Como se mencionó anteriormente, se detectó una gran variabilidad en las determinaciones de fosfatos a medida que se avanzó con las experiencias. Actualmente, se planean mejoras en la técnica para poder continuar con nuevos ensayos.

Conclusiones

La aplicación de los procesos de coagulación-adsorción y doble filtración rápida con sales de aluminio son adecuados para el tratamiento de aguas subterráneas que contengan concentraciones de arsénico hasta 200 $\mu\text{g/L}$ y bajos contenidos de sólidos totales. Los mejores resultados en cuanto a remoción se dieron trabajando a un pH inicial de 6.9 y para velocidades de filtración del orden de 6 m/h, combinada con una granulometría en el filtro ascendente compuesta por un manto sostén de altura importante (1.2 m). De esta manera se lograron eficiencias en remoción de arsénico entre 80 y 90%. Las concentraciones de aluminio residual en el agua tratada se mantuvieron, en la mayoría de los casos, muy por debajo del valor de 0.20 mg/L establecido por la norma. Las duraciones de las carreras estuvieron entre 12 a 13 hs, y se obtuvo un tiempo óptimo de lavado de las unidades entre 5 y 7 minutos.

Con respecto a la interferencia de la sílice en la remoción de arsénico mediante coagulación con sales de aluminio, se demostró que tanto en aguas naturales como en aguas preparadas, a medida que aumenta la concentración de sílice disminuye la eficiencia en remoción de arsénico. También se observó un incremento en la concentración del aluminio residual en el agua tratada a medida que se incrementó la concentración inicial de sílice. Esto podría indicar que la elevada concentración de dicho elemento inhibe la formación de los flocs de hidróxido de aluminio. Este efecto, sumado a la competencia entre ambos elementos por los sitios de adsorción de los precipitados formados, disminuiría la remoción de arsénico. En relación a la interferencia de los fosfatos, se pudo observar que con el incremento de su concentración en el agua cruda, aumentó la remoción de este elemento y disminuyó la remoción del arsénico. Si bien, ambos elementos tienen un comportamiento similar en función del pH, se supone que cuando las concentraciones de fosfatos son altas, existiría una mayor competencia respecto del arsénico por los sitios activos de los precipitados de aluminio. Ello daría por resultado una

mayor remoción de fosfatos en detrimento de una menor remoción de arsénico para una dosis de coagulante fija.

Recomendaciones

Si bien son adecuadas las duraciones de carreras de 12 hs, lo que implicaría 2 lavados al día, a escala real es conveniente que las unidades de tratamiento sean lavadas la menor cantidad de veces posible, ya que esta operación implica dejar de producir agua, requerir de agua tratada para el lavado y disponer de instalaciones para la sedimentación de dicha agua de lavado. Por tal motivo es necesario continuar la investigación con el objetivo de incrementar la duración de las carreras de filtración por ejemplo ensayando alternativas que incluyan la optimización de la configuración granulométrica de ambas etapas de filtración y la implementación de descargas de fondo intermedias en el filtro ascendente.

Se requiere seguir investigando cómo minimizar el efecto de la presencia de los interferentes estudiados, por ejemplo con la aplicación de coagulantes en dos etapas.

Bibliografía

- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005), 21st Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington DC.
- Fernández R.G., Ingallinella A. M., Stecca L.M. (2009). Arsenic removal from groundwater by coagulation with polyaluminium chloride and double filtration. Natural Arsenic in groundwater of Latin America Arsenic in the environment. Vol 1. Taylor & Francis Group (London).
- Georgantas D.A., Grigoropoulou H.P. (2007). Orthophosphate and metaphosphate ion removal from aqueous solution using alum and aluminum hydroxide. Journal of Colloid and Interface Science, 315: 70-79.
- Holm T.R. (2002). Effects of CO_3^{2-} /bicarbonate, Si, and PO_4^{3-} on Arsenic sorption to HFO. Journal AWWA, 174 - 180.
- Ingallinella A. M., Fernández R.G., Stecca L.M. (2003). Proceso ArCIS-UNR para la remoción de As y F⁻ en aguas subterráneas: una experiencia de aplicación. Revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Edición N° 66 y 6 7, AIDIS Argentina.
- Ingallinella A. M. (2008). Patente de Invención, Procedimiento para la eliminación de As y F⁻ de aguas subterráneas-1999-2009. N° Registro AR051530b1.
- Jeong Y., Maohong F., Van Leeuwen J., Belczyk J.F. (2007). Effect of competing solutes on As(V) adsorption using iron

and aluminum oxides. Journal of Environmental sciences, 910 – 919.

Leiviskä T., Rämö J., Lanzas G., Huhtakangas S., Laasonen K. (2014). Quasi-quantitative determination of elemental relationships and surface properties in aqueous aluminium-silicon systems. Journal of Water Process Engineering 1, 54-63.

Ley 11.220-Anexo A. Normas de calidad de agua potable Provincia de Santa Fe, Argentina.

Meng X., Bang S., Korfiatis G.P. (2000). Effects of silicate, sulfate, and carbonate on arsenic removal by ferric chloride. Water Research, 34(4): 1255–1261.

Meng X., Korfiatis G.P., Bang S., et al. (2002). Combined effects of anions on arsenic removal by iron hydroxides. Toxicology Letters, 133(1): 103–111.

Roberts L., Hug S., Ruettimann T., Billah M., Wahab Khan A., Rahman M. (2004). Environmental Science & Technology, Vol. 38, N°1: 307 – 315.



[00168] EL ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE EN DESASTRES Y EMERGENCIAS

ANTÔNIO DOMINGUES BENETTI¹; DANIELA ADALIA DURAN ROMERO²; PAULO AUGUSTO MAVAIEIE JUNIOR³

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas^{1,2,3}

benetti@iph.ufrgs.br¹; dduranr.ing@gmail.com²; pmavaieie01@gmail.com³

Palabras clave: agua potable, saneamiento, desastres, emergencias.

Abstract

Natural and man-made disasters have been on the rise in the last decades. Also, the number of refugees has increased due to armed conflicts, political persecutions and escape from hunger and poverty. The emergencies created by these circumstances need fast action to minimize the risks of epidemics and deaths. One of the most important aspects in emergencies is the delivery of safe drinking water for the affected population. Water must be supplied in quantity that is enough for the minimum needs for drinking, cooking and hygienic. Also, water must be free of pathogenic microorganisms and other contaminants that can cause diseases. In most scenarios the infrastructure is deficient and often unavailable. This article discusses the alternatives to source water selection, the levels and methods of drinking water treatment under those circumstances. It is seen that different sources of water are chosen depending on the local conditions. Also, the quality requirements may vary depending on the urgency of the need and the availability of water. Methods of treatment also differ, depending on variables such as cost, simplicity, energy and local acceptance. Technology advancements are changing the options to supply safe water to disasters relief, and this trend is expected to continue in the following years.

1. Introducción

Los desastres son eventos en los cuales un gran número de personas es expuesto a peligros que generan heridos y muertes, además de daños a sus medios de subsistencia y propiedades (Wisner y Adams, 2002). Las emergencias se asocian a los desastres porque las comunidades afectadas no consiguen, por sí mismas, manejar las enormes dificultades que traen las mismas. Por esto, necesitan auxilio de forma rápida y eficiente para reducir los riesgos a la vida y sus medios de subsistencia. Las personas afectadas por desastres se encuentran, con frecuencia, malnutridas, estresadas, con SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

fatiga y hasta heridas. Estas situaciones, asociadas a la falta de agua potable, saneamiento inadecuado y condiciones precarias de refugio, hacen que las personas estén más vulnerables a enfermedades (John Hopkins y Red Cross, 2008).

Los desastres pueden tener causas naturales o humanas. Entre los primeros están los terremotos, tornados, ciclones, inundaciones, incendios, sequías, tempestades, deslizamiento de tierras, tsunamis, oleadas de calor, avalanchas y explosiones volcánicas. Los desastres causados por humanos incluyen el rompimiento de presas, descargas industriales tóxicas, accidentes con reactores nucleares, accidentes con barcos y trenes que transportan substancias tóxicas, explosiones en gasoductos y oleoductos. Un ejemplo de desastre de causa natural es el terremoto que ocurrió en Haití en 2010, con 220 mil muertes, más de 300 mil heridos y 1.5 millones de personas viviendo en refugios temporales (DEC, 2018). Un desastre causado por fallas humanas ocurrió en Brasil, en 2015, con el rompimiento de una represa de almacenamiento de residuos de minería de la empresa Samarco, con la liberación de 34 millones de m³ de desechos que recorrieron 664 km en ríos hasta llegar al océano en la costa del estado de Espírito Santo (IBAMA, 2016). Los desechos causaron la interrupción en el abastecimiento de agua en nueve áreas urbanas (Volschman Jr, 2017).

Otra causa de emergencia son los desplazamientos forzados realizados por personas como consecuencia de conflictos. De acuerdo con datos de la Agencia para Refugiados de la ONU, en el año 2016, 65.6 millones de personas fueron forzadas a dejar sus ciudades y modos de vida debido a conflictos, opresión, violencia y violaciones a los derechos humanos (UNHCR, 2017). El número de refugiados ha aumentado a lo largo de los años con 33.9 millones en 1997 y 50 millones en 2013.

La Tabla 1 presenta ejemplos de emergencias con respectivos factores de riesgo y enfermedades asociadas. Además de estas, otros tipos de enfermedades comunes en desastres son: infección respiratoria aguda, sarampión, meningitis, difteria, tétano y tifus de piojo. Enfermedades causadas por agua, saneamiento e higiene pueden ser prevenidas y controladas.

Tabla 1: Ejemplos de emergencias, factores de riesgo y enfermedades asociadas

Tipo de	Factores de riesgo	Enfermedades

Emergencia		asociadas
Inundaciones	Vertimiento de alcantarillado; agua contaminada para beber e higiene; pérdida de artículos de higiene; creación de vectores	Cólera, shigelosis; tifoidea, hepatitis A; sarna; infecciones en ojos y piel; malaria, dengue.
Sequias	Falta de agua para uso personal; deshidratación.	Cólera, shigelosis; tifoidea, hepatitis A; sarna; infecciones en ojos y piel; malaria, dengue.
Desplazamientos forzados	Defecación en lugares abiertos; pérdida de artículos de higiene; agua contaminada; prácticas higiénicas no seguras.	Cólera, shigelosis; tifoidea, hepatitis A; sarna; infecciones en ojos y piel

Fuente: adaptado de Bastable y Harvey (2015)

2. Objetivo

El objetivo de este trabajo es presentar y discutir alternativas de abastecimiento de agua para consumo humano en poblaciones afectadas por desastres naturales y tecnológicos, o que son forzadas a desplazamientos involuntarios. El abastecimiento de agua se incluye dentro del contexto de un programa de emergencia que combina abastecimiento de agua, disposición segura de excrementos y residuos sólidos e higiene.

3. Metodología

Fueron realizadas consultas de bibliografía especializada en abastecimiento de agua y saneamiento en situaciones de desastres y emergencias para el análisis de las alternativas y factores a ser considerados en las decisiones sobre la escogencia de las fuentes de abastecimiento y métodos de tratamiento de agua. Fueron enfocadas especialmente las variables cantidad, calidad y tratamiento de agua, así como su relación con otras medidas sanitarias.

4. Resultados Y Discusión

4.1 Cantidad de agua

Las necesidades de agua para uso familiar pueden variar en función del clima, hábitos, tipos de alimentación y vestimenta, costumbres sociales y culturales. En general, es deseable asegurar un mínimo de 15 litros de agua por persona por día, conforme la Tabla 2. En algunas situaciones muy desfavorables, como en el momento inmediato de la ocurrencia de un desastre, es posible que el volumen de agua tenga que ser limitado a 7.5 L.d⁻¹, pero este valor es considerado insuficiente. Más allá de las necesidades

familiares, hay todavía requerimientos de agua para el funcionamiento de instituciones esenciales, como hospitales y centros de salud, que requieren 40-60 litros por paciente por día (SPHERE, 2011). El agua también debe ser prevista para los animales de granja, que pueden ser importantes para la provisión de alimentos para las familias. Se deben tomar cuidados especiales para asegurar el acceso al agua para personas con problemas de salud o que se encuentran frágiles.

Tabla 2 – Necesidades básicas de agua para sobrevivencia

Uso	Volumen diario (l/día)	Observaciones
Bebida y alimento	2.5 – 3.0	Depende del clima y fisiología
Prácticas básicas de higiene	2.0 – 6.0	Depende de las costumbres sociales y culturales
Necesidades de preparación de alimentos	3.0 – 6.0	Depende de los tipos de alimentos y costumbres sociales y culturales
Necesidad total básica	7.5 – 15.0	

Fuente: SPHERE (2011)

Las prácticas de higiene personal incluyen lavado de manos, baño y aseo del inodoro. Las prácticas de higiene domésticas son relacionadas al lavado de utensilios, recipientes de almacenamiento de agua y lavado de ropas.

Para grifos públicos, pozos abiertos y bombas manuales, se recomienda que el número de personas atendidas por unidad no exceda a, respectivamente, 250, 400 y 500. La distancia máxima entre la residencia y el lugar de colecta de agua no debe exceder los 500 m, mientras el tiempo máximo de espera en la fila no debe exceder los 30 minutos. Distancias excesivas, filas y tiempos de espera prolongados estimulan la búsqueda de fuentes no protegidas de agua. Para cada residencia, se debe disponer de dos recipientes limpios de 10 – 20 litros cada uno, que son usados para el transporte y almacenamiento de agua.

Las fuentes de agua deben ser cuidadosamente escogidas considerando factores como disponibilidad de agua para atender las necesidades mínimas, proximidad de los usuarios y la necesidad de tratamiento para tornarla segura para el consumo. Las fuentes de agua que son consideradas para el abastecimiento en emergencias son: (1) aguas subterráneas – pozos superficiales, profundos o fuentes naturales, (2) aguas superficiales – ríos, corrientes, lagos y reservorios y (3) agua de lluvia.

Las fuentes de agua naturales son preferibles ya que pueden ser transportadas por gravedad, además de necesitar tratamiento mínimo. Los pozos freáticos protegidos también son favorables por que presentan, normalmente, mejor calidad que las aguas superficiales. Las aguas de lluvia deben ser colectadas para uso, aunque con estas no se consigue suplir con la cantidad requerida para atender todas las necesidades.

En condiciones de sequía, la cantidad de agua es una prioridad y el uso restringido contribuye a enfermedades como el tracoma y sarna, además del aumento en la incidencia de cólera y diarreas. Una alternativa para minimizar la falta de agua en las sequías es el uso de camiones cisterna para el transporte de agua potable para las comunidades afectadas. Sin embargo, esta alternativa es dispendiosa e insuficiente, y depende todavía de las condiciones de acceso a los lugares afectados.

De acuerdo con la UNHCR (2007), es preferible una mayor cantidad de agua disponible con calidad razonable que poca agua de alta calidad. Se deben dar condiciones especiales para la viabilidad de la fuente para su uso a largo plazo, la confiabilidad de la fuente y los procesos de tratamiento requeridos para tornar el agua potable.

4.2 Calidad del agua

En desastres naturales, la calidad del agua es una gran preocupación. Las inundaciones contaminan los pozos y las aguas superficiales con materia fecal de letrinas y redes de alcantarillas desbordadas. En terremotos y deslizamientos de tierras, materia fecal puede entrar en la red de agua por medio de los colectores de alcantarillado dañados. En sequías, la falta de agua obliga a las personas a usar agua de fuentes contaminadas. (John Hopkins y Red Cross, 2008).

El agua para consumo humano es un problema importante de salud pública durante desastres, especialmente por las enfermedades transmitidas por agua contaminada con microorganismos patogénicos de origen fecal. El agua con calidad segura para el consumo humano debe estar disponible para las familias en el punto de distribución. Su calidad debe ser mantenida durante el transporte y el almacenamiento dentro de las residencias.

El mayor riesgo de salud en desastres es la contaminación fecal debido a la falta de saneamiento, higiene y protección de las fuentes, que conllevan al contacto del agua con excremento. Las enfermedades transmitidas por el agua contaminada incluyen diarrea, tifoidea, cólera, disentería y hepatitis infecciosa. Sin embargo, los desastres causados por acción humana como instalaciones industriales y nucleares pueden liberar al ambiente compuestos tóxicos que no permiten el uso del agua para su consumo.

En la evaluación de las posibles fuentes para suplemento de agua, debe ser realizado un levantamiento sanitario con el objetivo de identificar actuales y potenciales fuentes de contaminación. Por ejemplo, se debe verificar si hay descarga de aguas residuales o residuos sólidos que puedan contaminar la fuente de agua. Las heces humanas y de animales contienen microorganismos patogénicos como *Salmonella*, *Cryptosporidium* y calicivirus. Se debe dar preferencia a la fuente que presenta bajo riesgo de contaminación fecal, al mismo tiempo que tenga la capacidad de suplir las cantidades mínimas requeridas.

Además de la inspección sanitaria, también se deben realizar análisis para evaluar la calidad del agua. La calidad microbiológica es evaluada principalmente por medio de test de coliformes fecales o *Escherichia coli*, pero otros indicadores como *Streptococos* y los coliformes totales, son usados también. Los análisis complementarios básicos para la evaluación de la calidad del agua para consumo humano son mostrados en la Tabla 3.

Dependiendo de las condiciones locales, otros parámetros de calidad que pueden ser evaluados son el fluor, hierro, manganeso, arsénico, nitrato, algas, contaminantes industriales, y agroquímicos, esquistosomiasis y el gusano de guinea (House y Reed, 1997).

El agua no debe contener bacterias de grupo coliformes fecales, cuya principal especie es la *Escherichia coli*, que es un indicador de contaminación por heces humanas y de animales. La presencia de *E. coli* en el agua indica que esta no es segura para el consumo humano, debiendo ser tratada. La Tabla 4 indica el nivel de riesgo microbiológico en el consumo de agua basado en la concentración de coliformes fecales. Sin embargo, un agua que contenga concentraciones bajas de *E. coli* puede presentar riesgos a la salud si se tienen presentes virus y protozoarios. Algunos de estos microorganismos pueden ser más resistentes a la desinfección que las bacterias fecales (Wisner y Adams, 2002).

Tabla 3 – Test básicos de evaluación de calidad de agua para consumo humano

Test	Importancia	Recomendación	
		Sobrevivencia	Guía OMS
Turbidez	Reduce la eficiencia de desinfección; aceptabilidad	20 UNT	5 UNT
Olor	Aceptabilidad ; puede indicar la presencia de otros contaminantes	Sin restricción	Debe ser aceptable para los consumidores
Color	Aceptabilidad ; puede indicar la presencia de otros contaminantes	Sin restricción	Hasta 15 unidades de color
Conductividad	Aceptabilidad ; corrosión, incrustación	Sin restricción	1 400 µS/cm
pH	Afecta el tratamiento del agua; corrosión; aceptabilidad	Sin restricción	< 8.0 para a desinfección con cloro
<i>Escherichia coli</i>	Indica presencia potencial de patógenos	Debe haber desinfección; si no es posible < 1000/100 mL	0 NMP/100 mL

Fuente: John Hopkins y Red Cross (2008)

Tabla 4 – Calidad del agua y presencia de coliformes fecales

Concentración de Coliformes. Fecales (NMP/100 mL)	Calidad del agua
0	Agua segura para consumo
1 – 10	Riesgo tolerable
10 – 100 o mas	Necesita tratamiento
> 1000	Contaminación excesiva

Fuente: Wisner y Adams (2002)

El agua que es segura para el consumo humano se puede contaminar en el punto de distribución, en la recolección, en el transporte y en el almacenamiento en el lugar de consumo. La contaminación puede ocurrir, por ejemplo, a través del contacto de manos sucias con el agua durante la recolección, o con uso de recipientes con escombros para el transporte y el almacenamiento en la residencia.

El agua usada en emergencias debe ser desinfectada para reducir el riesgo de enfermedades transmisibles. La desinfección puede ser hecha en la fuente de distribución o en el punto de uso, en la propia residencia. Hay diversos tipos de tratamiento en el punto de uso que pueden ser utilizados, conforme a lo discutido en la próxima sección.

Puede ocurrir que el agua disponible para el uso doméstico durante una emergencia sea segura desde el punto de vista microbiológico, pero presente concentraciones de compuestos químicos o radiológicos que estén encima de los valores recomendados por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2011a). En la falta de opciones, es posible que el riesgo de consumo de corto plazo de esta agua sea menor que el riesgo de usar un agua contaminada con microorganismos patogénicos. Esta situación debe ser evaluada por las autoridades sanitarias.

El agua de lluvia, por más pura, no es una fuente suficiente para proveer agua para poblaciones mayores. Aguas superficiales de ríos, corrientes, lagos y lagunas son accesibles y de fácil recolección. Sin embargo, requieren de tratamiento por estar contaminadas con microorganismos y turbidez. Debe ser usada solamente si no hay otras opciones. Las aguas de pozos son, en general, más seguras por haber sido filtradas por el suelo hasta alcanzar el nivel freático. Sin embargo, puede ser más difícil extraerla, requiriendo tecnología y energía. Los pozos deben estar, por lo menos, 30 m de posibles fuentes de contaminación, además deben estar situados en cotas superiores a estas. La recolección en pozos abiertos debe ser hecha, preferiblemente, con bombas manuales en vez de cuerdas y baldes para evitar contaminación (John Hopkins y Red Cross, 2008). Los pozos profundos son más protegidos de la contaminación, pero en terremotos puede haber aberturas por las cuales el agua puede ser contaminada (Assar, 1971).

La Tabla 5 indica, para las diferentes fuentes de agua, las necesidades de tratamiento y métodos de extracción. Todas estas fuentes deben ser protegidas de contaminación de heces por humanos y animales.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Tabla 5 – Tipos de fuentes de agua, necesidades de tratamiento y método de extracción

Fuente	Tratamiento	Extracción
Agua de lluvia	No necesario si el área de captación y los recipientes están limpios. ¹	Por gravedad.
Fuentes naturales	No necesario, si está protegido. ¹	Por gravedad.
Pozos superficiales	No necesario, si está protegido. ¹	Bomba manual, o balde con cuerda.
Pozos profundos	No necesario, si está protegido. ¹	Bomba mecánica.
Ríos y corrientes	Siempre necesario.	Puede haber necesidad de bombas mecánicas.
Lagos y reservorios	Siempre necesario.	Puede haber necesidad de bombas mecánicas.

¹ Excepto desinfección. Fuente: Adaptado de Wisner y Adams (2002)

4.3 Tratamiento del Agua

El principal objetivo del tratamiento de agua para consumo humano es eliminar los contaminantes que pueden causar daños a la salud, como organismos patógenos, toxinas y compuestos cancerígenos (House y Reed, 1997). Asumiendo que no hay altas concentraciones de tóxicos en el agua, los microorganismos patógenos son la mayor amenaza a la salud a corto plazo. La desinfección debe usarse siempre, incluso en fuentes de agua más puras como pozos profundos o fuentes en montañas. Esto es porque el agua puede contaminarse en el transporte y en el depósito familiar. La desinfección es muy afectada por la turbidez y si está presente, se deben utilizar las etapas previas de tratamiento. A continuación, se presentan algunos métodos de tratamiento para la remoción de la turbidez y de patógenos del agua (Wisner y Adams, 2002).

Almacenamiento y sedimentación plena: el almacenamiento del agua posibilita la sedimentación de partículas, reduciendo un poco la turbidez. También facilita una muerte natural de microorganismos patogénicos. Este proceso puede ser realizado centralizado o a nivel familiar.

Coagulación y floculación: en este proceso, un coagulante químico o natural se añade al agua para favorecer la formación de flocos de partículas coloidales. Puede quitar alrededor del 90% de la turbidez del agua.

Filtración gruesa: proceso que combina sedimentación y filtración de material granular con tamaños entre 5 y 25 mm. El agua clarificada puede ser encaminada a filtros lentos o rápidos de arena, o directamente para desinfección si la turbidez es menor que 5 UNT.

Filtración rápida o lenta en arena: la filtración rápida utiliza una tasa de aplicación superficial que es aproximadamente 20 veces superior a la utilizada en la filtración lenta. Sin embargo, la remoción de microorganismos es limitada, además de tener una operación más compleja y requerir

energía eléctrica. Así, en emergencias, la filtración lenta es más adecuada. Es simple de construir y es eficiente en la remoción de microorganismos. Sin embargo, funciona mejor para aguas con baja turbidez.

Desinfección: el agua usada para el consumo humano en emergencias debe ser desinfectada como medida de prevención de enfermedades transmisibles por ella. En emergencias, el método más común de desinfección es el uso de cloro. Es sencillo de aplicar y de medir, además de dejar un residuo en el agua que disminuye la posibilidad de contaminarse nuevamente durante la distribución. El hipoclorito de calcio en las formas granular y en polvo es la forma más común de cloro utilizado en la desinfección en emergencias. Loo *et al.* (2012) resaltan que el cloro en forma de tableta, como dicloroisocianurato de sodio, también es muy usado en emergencias debido a su estabilidad, seguridad, bajo costo y facilidad de transporte. El cloro libre residual de 0.3 mg.L⁻¹ y el tiempo de contacto por encima de 30 minutos son necesarios para matar bacterias y la mayoría de los virus. En el punto de uso, la concentración de cloro mínima debe ser de 0.2 mg.L⁻¹, o 0.5 mg.L⁻¹ en situaciones de mayor riesgo. La concentración de cloro residual libre debe monitorearse diariamente en el sistema de distribución y los lugares de almacenamiento del agua. Assar (1971) subraya que el tratamiento depende de la calidad del agua, de los materiales y equipos disponibles. Cita el cloro y sus varias formas como el agente desinfectante más común. Los factores que afectan la desinfección con cloro son: demanda de cloro, concentración aplicada, tiempo de contacto, temperatura, concentración de iones de hidrógeno y el cloro residual libre. La coagulación previa posibilita la remoción de partículas y materia orgánica, reduciendo la necesidad de cloro para desinfección. La adición de una unidad de filtración antes de la desinfección proporcionará un agua de aún mejor calidad.

En algunas situaciones, es posible el uso de estaciones de tratamiento de agua móviles, que tratan el agua localmente. Pero esta alternativa depende de que haya condiciones de acceso adecuadas a través de carreteras hasta los lugares de atención del desastre.

Otros métodos de tratamiento

La ebullición (hervir) del agua es muy eficiente para inactivar bacterias, virus y protozoos. El agua debe ser previamente filtrada en tejido para remoción de material grueso. Para mayor escala, la ebullición del agua no es una técnica viable para la producción de agua debido al alto consumo de combustible (1 kg de madera para cada litro de agua).

La filtración en margen es una técnica de uso común en países europeos. Agua de río es infiltrada en las márgenes y almacenada en el acuífero. En el proceso de infiltración ocurre una remoción natural de microorganismos y sólidos presentes en el agua (House y Reed, 1997).

Otros métodos de tratamiento pueden incluir el ajuste de pH, aireación, adsorción en carbón y alúmina activada, ósmosis inversa y filtración en membranas. El uso de estos métodos dependerá de la calidad del agua bruta y de las condiciones locales.

Ray y Jain (2014) dividen las tecnologías para aplicaciones de asistencia humanitaria a corto y largo plazo. Las de corto plazo pueden ser sistemas con alta o baja demanda de energía. Entre las primeras, los autores destacan la ósmosis inversa y la destilación, que produce agua en su forma más pura. Entre los procesos de poca demanda de energía está la ósmosis directa. Para aplicaciones a largo plazo, los autores citan la filtración lenta y la filtración en margen. A nivel de tratamiento en el punto de uso, se citan filtros de vela y cerámicos, potes cerámicos y recipientes Jerrycan, que funcionan con membrana de ultrafiltración. Para grupos de familias se describen los filtros de ósmosis inversa portables, que pueden producir hasta 340 litros de agua al día. A nivel individual están los filtros Lifestraw, que operan mediante succión humana a través de un filtro de microfiltración.

La pasteurización emplea el calor durante un período para alcanzar la inactivación de microorganismos. La Pasteurización Solar (SOPAS) es un proceso térmico que se basa en la destrucción de organismos por aumento de temperatura logrado a través de la exposición al sol. Por ejemplo, el tiempo requerido para inactivar el virus de la hepatitis A a la temperatura de 65°C es de 12 s. La desinfección solar (SODIS) utiliza el efecto combinado de la radiación ultravioleta y el aumento de la temperatura para inactivar microorganismos en el agua. SODIS y SOPAS se pueden utilizar conjuntamente. La desinfección con radiación ultravioleta es un método más eficiente que el cloro para inactivar los protozoarios *Giardia* y *Cryptosporidium*. Esta técnica puede ser usada para asistencia humanitaria principalmente si no hay filtración lenta del agua. Los electrocloradores producen hipoclorito de sodio a partir del paso de corriente eléctrica en aguas salinas. Ray y Jain (2014) destacan las tecnologías emergentes que incluyen la nanotecnología. Por ejemplo, los nano tubos de carbono pueden eliminar bacterias y virus por adsorción y eliminación por tamaño.

Loo *et al* (2012) hacen una comparación entre las 16 principales tecnologías de tratamiento de agua que pueden ser consideradas para uso en situaciones de desastres y emergencias. Las tecnologías fueron evaluadas considerando los siguientes criterios: costo, facilidad de transporte, facilidad de uso, impacto ambiental, mantenimiento, desempeño, aceptación local, requerimiento de energía, requerimiento y disponibilidad de reposición de suministros y producción de agua. Considerando estos criterios, estos autores llegaron a clasificar las tecnologías en términos de puntuaciones obtenidas. Aquellas que fueron más favorables en el ranking son: 1) sistema de ultrafiltración portable, 2) ultrafiltración modular, 3) saché PuR®, 4) sistema de micro filtración portátil

y 5) filtro de matriz estructurada. El saché PuR® combina sulfato férrico, bentonita, carbonato de sodio, poliacrilamida, quitosana, permanganato de potasio e hipoclorito de calcio en un saché que tiene capacidad para tratar 10 litros de agua. El tratamiento se da con la aplicación del saché en el agua turbia. Después de un tiempo de contacto, la mezcla se filtra en un tejido de algodón. PuR® inactiva microorganismos y reduce la turbidez, produciendo agua segura para el consumo humano. También tiene la ventaja de eliminar el arsénico del agua. Es fácil de transportar debido a su tamaño compacto. El filtro de matriz estructurado incorpora materiales con capacidad de adsorción, de filtración molecular y con cargas electrostáticas en su microestructura. Su eficiencia en la remoción de bacterias, virus y protozoos puede ser superior a, respectivamente, seis, cuatro y tres unidades logarítmicas de remoción.

La OMS (WHO, 2011b) estableció, para las tecnologías de tratamiento de los hogares y de punto de uso, referencias de remoción de bacterias, virus y protozoos para los siguientes métodos de tratamiento: (1) la desinfección química con cloro, (2) filtración sobre membranas cerámicas porosas (3) filtración granular en tierra diatomácea, carbón activado y filtración lenta en arena, (4) desinfección solar, (5) radiación ultravioleta, (6) térmico por ebullición, (7) sedimentación y (8) combinación de floculación, con desinfección en sachés o tabletas. Las remociones máximas para bacterias, virus y protozoarios son alcanzadas por el sistema combinado (saché) y la ebullición.

4.4 Relación con otras medidas sanitarias

El suministro de agua potable es sólo uno de los factores que contribuyen a la preservación de la salud en situaciones de desastres y emergencias. Además del agua de calidad adecuada, otras intervenciones que minimizan la propagación de las enfermedades incluyen (Bastable y Harvey, 2013): (1) la disponibilidad de agua en cantidad suficiente para satisfacer las necesidades mínimas; (2) la recolección y disposición adecuada de excretas; (3) la disponibilidad de recipientes limpios para el transporte y el almacenamiento del agua; (4) la promoción de prácticas higiénicas, en particular el lavado de manos con jabón; (5) la recolección y disposición adecuada de residuos sólidos domésticos; (6) el control eficiente de vectores de enfermedades a través del manejo adecuado de sus lugares de reproducción y (7) el drenaje de aguas estancadas.

5. Conclusiones

En las últimas décadas se ha producido un aumento en la frecuencia de desastres naturales y tecnológicos, además de los desplazamientos involuntarios de poblaciones. En estas situaciones, uno de los aspectos más críticos es el abastecimiento de agua potable, el cual tiene que ser realizado, normalmente, en condiciones precarias de infraestructura. Este artículo analizó varios aspectos del abastecimiento de agua en

emergencias, destacando las necesidades de cantidad, calidad y tratamiento del agua. Se discutieron las variables importantes en la elección de fuentes de agua y las características de calidad que deben ser atendidas para que el agua sea segura para el consumo humano. El mínimo tratamiento que debe ser garantizado al agua es la desinfección, pero los procesos complementarios pueden ser necesarios. Hay muchas opciones de tratamiento de agua, tanto a nivel centralizado, como en el punto de uso (*in situ*). La elección del método de tratamiento más viable depende de factores como facilidad de movilización de las estructuras, simplicidad, costo y requerimiento de energía.

6. Referencias Bibliográficas

- Assar M. (1971). *Guide to Sanitation in Natural Disasters* (1971). World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Bastable A. and Harvey B. (2015). Emergency and disasters. In: *Routledge Handbook of Water and Health*, J. Bartram (ed.), Routledge, London, pp. 387-396.
- Disasters Emergency Committee - DEC (2018). *Haiti Earthquake: Facts and Figures*. www.dec.org.uk/articles/haiti-earthquake-facts-and-figures (accessed 20 March 2018)
- House S. and Reed B. (1997). *Emergency Water Sources. Guidelines for Selection and Treatment*. Water, Engineering and Development Centre, Leicestershire, United Kingdom.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente – IBAMA (2016). *Rompimento da Barragem do Fundão. Documentos relacionados ao desastre da Samarco*. <http://www.ibama.gov.br/recuperacao-ambiental/rompimento-da-barragem-de-fundao-desastre-da-samarco/documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>. (Acceso en 10 de marzo de 2018)
- John Hopkins Bloomberg School of Public Health and International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies (2008). *The John Hopkins and Red Cross Red Crescent Public Health in Emergencies*. 2nd ed. International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies, Geneva, Switzerland.
- Loo S-L., Fane A.G., Krantz W. B. and Lim, T-T. (2012) Emergency water supply: a review of potential technologies and selection criteria. *Water Research*, **46**, 3125-3151.
- Ray C. and Jain R (2014). *Low Cost Emergency Water Purification Technologies*. Elsevier/IWA, Amsterdam.
- SPHERE (2013) *The Sphere Handbook, Humanitarian Charter and Minimum Standards in Humanitarian Response*. Bourton on Dunsmore, United Kingdom: The SPHERE Project.
- United Nations High Commissioner for Refugees (UNHCR) (2007). *Handbook for Emergencies*. 3rded. UNHCR, Geneva. <http://www.ifrc.org/PageFiles/95884/D.01.03.%20Handbook>

[%20for%20Emergencies UNHCR.pdf](#) (accessed 22 March 2018).

United Nations High Commissioner for Refugees (UNHCR) (2017) *Global Trends. Forced Displacement in 2016*. UNHCR, Geneva. <http://www.unhcr.org/5943e8a34.pdf> (accessed 20 March 2018).

Volschan Jr I., Figueiredo, I. C. e Fonseca, D. L. (2017). *Avaliação dos Impactos da Ruptura da Barragem de Rejeitos de Fundão em Mariana Nove Meses após o Desastre*. Fundação COPPETEC, Rio de Janeiro.

Wisner B. and Adams J. (Eds.) (2002). *Environmental Health in Emergencies and Disasters. A Practical Guide*. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

World Health Organization (WHO) (2011a). *Guidelines for Drinking-water Quality*. 4th ed. WHO, Geneva, Switzerland.

World Health Organization (WHO) (2011b). *Evaluating Household Water Treatment Options: Health-based Targets and Microbiological Performance Specification*. WHO, Geneva, Switzerland.



[00186] AVALIAÇÃO DE PERDAS NOS SISTEMAS PÚBLICOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO ESTADO DE SERGIPE/BRASIL

MARCOS LUCIANO ALVES BARROSO¹

INSTITUTO FEDERAL DE SERGIPE

marcos.barroso@ifs.edu.br¹; marcosbarroso@uol.com.br¹;

Palavra chave: Água. Abastecimento. Gerenciamento. Perdas.

Abstract:

On the last few years, little attention has been given to investments in maintenance and modernization of management of public water supply systems in many Brazilian cities. In State of Sergipe/Brazil, this privilege resulted in many series of inefficiencies in supply, among which, can be highlighted elevated water loss, physical and financially for the State's dealership in several cities operated. The dealership shows lack of technology that guarantees better monitoring of public water supply systems of the cities that doesn't have

modern equipment's for the real water measurement, distributed and consumed. The incentives for a more efficient maintenance are limited and, in general, reveals that water is treated as a free good, stimulating the lack of payment and the non-controlled use of it. This situation generates many problems for the dealership's maintenance, service providers, such as, water production, in most cases, much higher than necessary, that amplify the production costs, significant portion of water produced is lost in distribution, physical loss, that represents cost incurred, and part of distributed water isn't charged, billing losses, that means, the consumer consumes, but doesn't pay, resulting in production and distribution costs without infer in revenue. In this way, the SNIS data reveals the loss situation for six cities in Sergipe.

Introdução

O aumento de obras no saneamento básico nos municípios brasileiros, uma das áreas mais subdesenvolvidas da infraestrutura, dependerá de melhorias na gestão, em especial da situação considerada dramática das perdas de água nos sistemas públicos de abastecimento dos municípios. Um sistema de abastecimento público de água reúne o conjunto de obras, instalações e serviços, destinados a produzir e distribuir água potável a uma comunidade, em quantidade e qualidade compatíveis com as necessidades da população, para fins de consumo doméstico, serviços públicos, consumo industrial e outros usos (BRASIL, 2016). Neste sentido, o sistema de abastecimento de água exige de quem administra operações diárias, manutenção programada e reparos constantes. No ano de 2016, as perdas da concessionária que gerencia os sistemas públicos de abastecimento de água no Estado de Sergipe, Nordeste do Brasil, e que administra os vazamentos, os roubos e ligações clandestinas, falta de medição ou medições incorretas no consumo de água obtive média de 36,64% no faturamento, dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS). E quando analisamos uma série histórica no SNIS tem-se média de perda no faturamento que atingir 48,93%. Já quanto às perdas na distribuição, na mesma série, os patamares também não são nada satisfatórios sendo 59,04% (2010) a 60,83% (2014) e com uma média histórica de 57,28%. Em Sergipe, a população atual é cerca de 2.216.112 habitantes com um consumo *per capita* de 116,34 l/hab./dia (BRASIL, 2016). Se

houver uma pequena redução, 10% nas perdas no faturamento, para o Estado acrescentaria milhões à receita operacional com a água, significando investimentos a serem realizados em abastecimento de água para todo o Estado. Se a redução de perda for mais significativa, acima de 10%, ajudaria ainda mais a concessionária a ter recurso para a expansão do atendimento em água potável para população, que tem um atendimento urbano de 80,91% (SNIS). A água é um recurso indispensável para a sustentação da vida na Terra e para as atividades humanas, sendo a sua primeira a necessidade essencial e é para isso se utiliza de serviços de abastecimento de água o qual distribuem e fornecem água tratada com qualidade aceitável dentro dos padrões de potabilidade, de normas regulamentadas por lei e eficiência técnica. Para que essa qualidade seja atendida pelos executores desse serviço, é de grande importância se realizar o monitoramento da qualidade da água fornecida a população servindo como base para mecanismos de intervenção ou não para ajustar os parâmetros avaliados à legislação de controle vigente. Para o estudo de perda de água nos sistemas público de abastecimento um padrão, de informações e de indicadores, é imprescindível. Então inicialmente para estas análises tem-se as recomendações da *International Water Association* (IWA). Que com o objetivo de padronizar o entendimento dos componentes dos usos da água em um sistema de abastecimento, propôs uma matriz que representa o balanço hídrico, no qual são considerados dois tipos de perdas de água: reais e aparentes. Segundo Junior (2010), neste balanço, o volume de entrada no sistema refere-se ao volume de água produzido, o que é entregue ao sistema. Tendo o consumo autorizado, que corresponde ao volume de

água medido e/ou não medido tomado por clientes registrados, para finalidades residenciais, comerciais e industriais. Neste, está incluso o volume de água exportado a outras localidades. Ainda, o consumo medido faturado, que corresponde ao volume de água registrado nos hidrômetros. O consumo estimado faturado, que é composto pelo volume estimado por meio de consumos médios históricos ou volume mínimo de faturamento. A estimativa é utilizada nos casos em que os hidrômetros não estão em funcionamento regular ou que estes não existem nas ligações. Já o consumo medido não faturado refere-se ao volume de água utilizado pelas próprias concessionárias nas estações de tratamento. E o consumo estimado não faturado, que corresponde ao volume de água direcionado ao corpo de bombeiros, às áreas invadidas ou irregulares, entre outros eventuais destinos. Logo baseado nestes componentes devemos avaliar as primeiras consequências dos indicadores de perdas no faturamento e correlacionar com indicadores de perdas na distribuição, nos sistemas públicos de abastecimento em seis municípios, no Estado de Sergipe.

Objetivos

Identificar um retrato das condições do gerenciamento de perdas de água nos sistemas público de abastecimento nos seis maiores municípios, Aracaju, Nossa Senhora do Socorro Itabaiana, Lagarto, Estância e São Cristóvão, no Estado de Sergipe conforme informações dos bancos de dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS), do Ministério das Cidades, numa série histórica de 2008 a 2016. E com a perspectiva conjunta de:

- Avaliar o número de habitantes abastecidos com o sistema público e o volume de água produzido para os municípios;
- Fazer um comparativo quanto aos indicadores de consumo *per capita* e as perdas entre os municípios;
- Analisar os indicadores operacionais relativos aos índices de perdas nos municípios;
- Avaliar os dados de suficiência de caixa e receita operacional nos serviços de abastecimento nos municípios.

Metodologia

Os trabalhos iniciaram em março de 2017, na Coordenação do Curso de Tecnologia em Saneamento Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia de Sergipe/IFS, com a publicação dos dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS), do Ministério das Cidades e a escolha dos seis municípios no Estado de Sergipe. Que se estenderam até janeiro de 2018 com a publicação de novos dados. Na qual seguiram as seguintes etapas:

- Consultas bibliográficas nos livros, revistas, sites e artigos;
- Consultas ao site do SNIS;
- Consultas e download ao banco de informações e indicadores do SNIS;
- Seleção e tabulação de dados dos municípios;
- Uso de Software Excel na estatística, na elaboração dos gráficos e tabelas;

- Uso do Software Word na formatação e construção do texto.

A de enfatizar que a concessionária estadual de Sergipe administra e atua em 73 dos 75 municípios do Estado fornecendo água tratada a população.

Resultados e discussões

1. Conjuntura dos índices de perdas (Brasil e Sergipe)

Inicialmente para que possamos ter um entendimento concreto do significado dos índices de perdas de água em um sistema público de abastecimento e seus prejuízos para população atendida. Temos que fazer comparações com os indicadores de perdas de água do Brasil. Pois, os indicadores de perdas de água do Brasil quando comparado com os padrões de países de primeiro Mundo, tem-se um significativo nível de ineficiência na distribuição de água potável e no faturamento desta água pelas concessionárias que administram os sistemas. Mesmo observando os esforços que vem sendo realizado no combater as perdas nos municípios. O conjunto torna-se preocupante porque a maior parte das concessionárias não mede suas perdas de água reais e aparentes de maneira consistente, analise também de Junior (2010). A média das perdas de faturamento no Brasil em 2016 foi de 36,24%, bem acima da média dos países desenvolvidos, ou seja, mais que o dobro, 15%. Em relação à evolução das perdas entre 2008 e 2016 nos municípios sergipanos, o índice de perda de faturamento caiu de 52,07% em 2010 para 36,34% em 2016, uma diferença de 15,73 p.p. em nove anos. Caso seja mantido o ritmo atual de redução, será possível o Estado atingir a média dos países desenvolvidos até 2040. Já o índice de perda na distribuição, na série, para o Estado de Sergipe apresenta de 59,04% (2010) a 60,83% (2014) e com uma redução significativa, 48,10% no ano de 2016. Situação pior que o índice de perda de faturamento. O índice de perda na distribuição consolida a necessidade de maiores esforços e empenhos na diminuição das perdas pela concessionária. No entanto, a situação de perdas na distribuição de água no Estado de Sergipe apresenta diversos aspectos de desenvolvimento e variações quando se compara as populações dos seis maiores municípios do Estado, operados por uma concessionária pública.

2. Quanto à relação população atendida e o volume de água produzida

A avaliação no Estado de Sergipe foi desenvolvida tendo-se como referência os seis principais municípios que reportaram dados ao SNIS de 2008 a 2016. Daí, quando se analisa a população total atendida com sistema público de abastecimento de água destes municípios corresponde a 1.175.729 de habitantes, ou seja, 53,05% em relação à população total do Estado de Sergipe. Tem-se em 2016, Aracaju, capital do Estado, o município de maior população atendida, 641.523 habitantes, e conseqüentemente as maiores demandas, quanto aos volumes de água potável para esta população. E desta forma, historicamente, a população de Aracaju, é quase dez vezes maior que a menor população

(68.846 hab.), município de Estância, com demandas menores de água. Já os municípios de N. S. do Socorro (179.661 hab.), Lagarto (103.188 hab.), Itabaiana (94.393 hab.) e São Cristóvão (88.118 hab.) também se mantêm nas mesmas posições históricas quando se trata do número da população e demanda de água, Tabela 1.

Tabela 1 – Dados do volume de água produzido para os seis municípios sergipanos, informações do SNIS

Município	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	1.000 m³/ano								
Aracaju	63.845	70.366	76.905	86.821	86.241	84.637	86.376	61.690	53.630
Estância	5.294	548	93	298	355	411	503	569	378
Itabaiana	5.655	6.376	4.699	5.668	5.656	6.020	6.152	7.064	7.204
Lagarto	4.853	6.300	5.668	5.653	6.185	5.751	6.345	5.834	5.893
N. S. do Socorro	11.798	14.301	13.545	15.045	15.390	15.178	15.790	13.100	12.263
São Cristóvão	4.116	4.047	6.474	4.107	5.173	5.951	6.170	4.831	4.705

Conforme análise os dados mostram que há distribuição do volume de água produzido é praticamente proporcional entre as populações dos municípios (Figura 1).

Segundo SNIS (2016), o volume de água produzido é o volume anual de água disponível para consumo, compreendendo a água captada pelo prestador de serviços e a água bruta importada, tratadas nas unidades de tratamento do prestador de serviços, medido ou estimado nas saídas das ETAs. Inclui também os volumes de água captada pelo prestador de serviços ou de água bruta importada, que sejam disponibilizados para consumo sem tratamento, medidos nas respectivas entradas do sistema de distribuição. Vale destacar que o município de Aracaju, de localização litorânea, por ter a maior população, por receber uma população flutuante e a maior demanda de água possa a vir ser estudado separadamente ou ter um tratamento diferenciado nos seus índices de perdas. Pois o consumo de água varia ao longo ano também devido ao fluxo turístico. Diferente dos outros municípios que tem um período de estiagem quase sempre presente no ano.



Figura 1 – População atendida com abastecimento e o Volume de água produzido nos municípios, SNIS em 2016

3. Quanto aos índices médios de perdas no faturamento

Na avaliação dos dados na Tabela 2 é possível observar as oscilações dos índices de perdas no faturamento, nos seis municípios, no Estado de Sergipe, que são notáveis, por exemplo, enquanto o município de Aracaju apresenta índice

igual a 22,60% (2016), e São Cristóvão apresenta índice de 71,65% (2010).

Tabela 2 - Índices médios de perdas no faturamento em municípios sergipanos, dados do SNIS

Município	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	%								
Aracaju	46,40	49,85	51,25	53,9	52,34	48,37	51,79	32,15	22,60
Estância	60,60	72,73	19,65	68,8	72,11	75,92	79,13	78,28	72,15
Itabaiana	43,00	46,87	25,01	33,3	27,30	31,70	25,98	33,62	34,89
Lagarto	42,30	54,45	50,22	62,1	46,74	42,73	43,94	38,22	40,08
N. S. do Socorro	57,00	63,09	61,37	63,7	62,70	62,18	60,52	51,37	48,25
São Cristóvão	40,60	53,69	71,65	58,5	62,21	67,15	62,61	50,04	48,10

De forma que os altos índices mostram que os níveis de perdas nos sistemas de abastecimento dos municípios variaram de 53,90% (Aracaju, 2011), 79,13% (Estância, 2014), 46,87% (Itabaiana, 2009), 62,1% (Lagarto, 2011), 63,70% (N. S. do Socorro, 2011) a 71,65% (São Cristóvão, 2016).

No conjunto dos dados, apenas 9,11% dados estão com índices abaixo de 30% e quando comparados os índices entre os municípios, eles estão correlacionados à abrangência e a qualidade dos serviços da concessionária. Sendo ainda que nestes nove anos de levantamento três cidades, Estância, N. S. do Socorro e São Cristóvão exibiram um desempenho pior, com índices maiores que 57%, e maiores que ao da média estadual 48,93%, com índices de 66,6%, 58,91% e 57,17%, respectivamente, e estes índices também são maiores que a média nacional (33,24%). Neste sentido, estes municípios precisam de maior atenção na redução de perdas no faturamento. Pois, necessitaram de recursos financeiros para a manutenção, operação e ampliação do sistema. A de convir que índices altos nas perdas no faturamento possam estar ligados diretamente com a eficiência operacional nos sistemas.

Em contrapartida, o município de Aracaju, de maior população no Estado, chegou a ter índice no faturamento de 22,60% (2016) e o município de Itabaiana com 25,01% (2010), excelentes resultados no ano. Sendo que Itabaiana na média ocupa a primeira posição em termos de bom desempenho, com níveis de perdas de média 33,52% da série. Implicações que quando mantidos estes índices resultaram em lucros e consequentemente investimentos na ampliação do sistema no município.

4. Quanto aos índices médios de perdas na distribuição

Em relação aos índices médios de perdas na distribuição (Tabela 3), a qual mede as perdas em termos de volume de água consumido (medido ou estimado), a média para o Estado foi de 57,28% (2008-2016), valor percentualmente acima do índice de perdas no faturamento no mesmo período (48,93%).

Tabela 3 - Índices médios de perdas na distribuição nos seis municípios sergipanos, dados do SNIS

Município	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	%								
Aracaju	51,33	54,81	56,18	58,50	57,58	54,77	57,88	41,54	33,45
Estância	61,23	77,64	39,65	76,20	78,87	81,76	84,89	83,07	80,59
Itabaiana	51,93	55,45	37,92	45,80	41,81	45,33	40,80	47,15	48,48
Lagarto	52,31	62,01	58,93	69,00	57,59	54,39	55,76	51,80	53,91
N. S. do Socorro	63,20	68,45	67,13	69,50	68,58	68,14	67,02	59,93	58,00
São Cristóvão	46,45	61,38	76,18	65,70	68,86	72,93	69,71	59,93	58,00

Ainda, na Tabela 3, tem-se que apenas o município de Itabaiana com 46,07% na média, tem um desempenho com valor inferior à média estadual (57,28%), que é um resultado fora de qualquer padrão aceitável, em termos de índice de perda na distribuição. Situação que segue para as demais cidades, com índices de 58,50% (Aracaju, 2011), 84,89% (Estância, 2014), 55,45% (Itabaiana, 2009), 69,00% (Lagarto, 2011), 69,50% (N. S. do Socorro, 2011) a 76,18% (São Cristóvão, 2010).

Resultados que acompanharam os índices médios no faturamento (Figura 2) e devem servir de alerta a concessionária pelo baixo desempenho apresentado ao longo dos anos e consequentemente precisando de um maior esforço a fim de reduzir as perdas do líquido, um recurso hídrico limitado para a região. Estas perdas financeiras derivam da água produzida, mas que não consegue ser cobrada do usuário por problemas técnicos, e de ineficiência da concessionária, entre outros.

As perdas financeiras, conforme com Junior (2010), são derivadas das ligações clandestinas, roubos de água, problemas e/ou falta de hidrantes e de medição em geral, submedições e, sobretudo dos vazamentos que ocorrem por sobre pressão nas redes em horários de baixa demanda, por corrosão e/ou idade avançada das redes de distribuição, uso de materiais inadequados ou fora dos padrões técnicos e obras mal executadas.

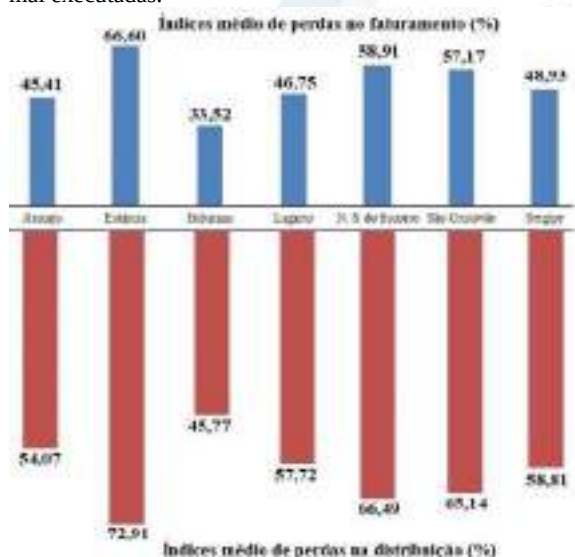


Figura 2 – Relação dos índices de perdas no faturamento e na distribuição em municípios sergipanos, dados do SNIS

5. Quanto aos indicadores de consumo *per capita* de água dos municípios

A Tabela 4 demonstra os indicadores de consumo *per capita* nos municípios no período de 2008 a 2016, que se apresenta uma variação de 175,97 (2013) a 154,63 l/hab./dia (2016) em Aracaju, de 122,50 (2009) a 61,70 l/hab./dia (2010) em Estância municípios com as maiores variações. Já de 100,00 (2010) a 111,87 l/hab./dia (2015) em Itabaiana, de 94,70 (2012) a 87,88 l/hab./dia (2016) em Lagarto apresentam as menores variações. Quando analisados as médias apenas o município de Aracaju tem consumo médio acima do esperado (110 l/hab./dia) e se mantém ao longo da série. No entanto, valores de consumo mantidos abaixo dos recomendáveis da ONU, 110 l/hab./dia (Oliveira, 2015) podem vir a comprometer hábitos higiênicos e consequentemente afetarem a qualidade de vida e da saúde da população.

Tabela 4 – Valores do consumo *per capita* de água nos seis municípios sergipanos, dados do SNIS

Município	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	l/hab./dia								
Aracaju	163,40	163,10	167,30	173,30	173,20	175,97	162,32	158,55	154,63
Estância	105,80	122,50	61,70	85,60	88,60	84,84	82,41	107,10	81,81
Itabaiana	101,20	101,50	100,10	101,30	105,70	102,74	110,57	111,87	110,01
Lagarto	93,90	94,10	90,10	92,00	94,70	90,77	92,73	90,44	87,88
N. S. do Socorro	97,90	98,40	95,50	99,20	105,70	102,64	105,73	103,75	100,02
São Cristóvão	98,50	66,80	95,30	92,50	96,40	87,33	96,87	95,87	95,25

Dos seis municípios apenas dois demonstraram que o consumo *per capita* de água aumentou no período. No entanto não sendo significativo, Itabaiana com um aumento de 8,1p.p., chegou a 111,87 l/hab./dia e N. S. do Socorro com 2,1p.p., com 105,73 l/hab./dia. Já na Figura 3 quando comparamos os dados médios do consumo *per capita* e os índices médios de perda na distribuição tem-se que não há uma relação direta, consumo e perdas, ou seja, existem municípios que tem com alto consumo (> 100 l/hab./dia) e um alto índice de perda (> 45%), Aracaju, Itabaiana e N. S. do Socorro, são exemplos. Como também município com baixo consumo (< 100 l/hab./dia) e alto índice de perda (> 65%) na distribuição, Estância e São Cristóvão. Considerando que as populações dos seis municípios passem a consumir mais água e os índices de perdas continuem, conforme Oliveira (2015), já aconselhava os níveis de adequação da disponibilidade hídrica para municípios devem ser avaliados observando as necessidades de: se há abastecimento satisfatório (situação adequada); se há de requer ampliação do sistema (situação intermediária) e se há de requer novo manancial (situação inadequada).

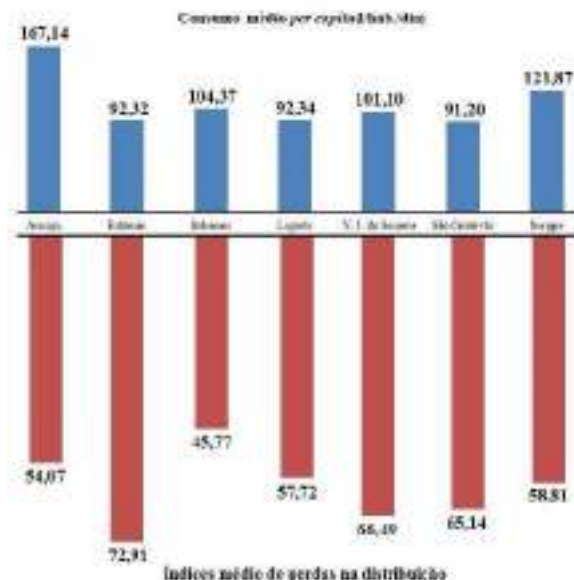


Figura 3 – Relação dos consumos médios *per capita* e índices médios de perdas na distribuição em municípios sergipanos, dados do SNIS

De forma que, os dois últimos grupos representam municípios nas quais devem ser feitos investimentos para atender as demandas urbanas por água nos próximos anos.

6. Quanto aos índices de suficiência de caixa dos municípios

Na Tabela 5 a seguir, que demonstra a evolução dos índices de suficiência de caixa que os municípios tiveram de 2008 a 2016. Apresenta que Aracaju maior município, a variação dos índices manteve-se, em oito anos da série, com os índices de suficiência de caixa menores que 100%. Ao contrário dos municípios de Itabaiana e Lagarto que demonstraram terem excelentes desempenhos dos índices de suficiência de caixa, maiores que 100%, ao longo da série. Contudo as suficiências de caixa abaixo de 100% significam que os dividendos dos serviços não são suficientes para cobrir os gastos com estes mesmos serviços.

Tabela 5 – Evolução dos índices de suficiência de caixa dos municípios sergipanos, informações do SNIS (2008-2016)

Município	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	%								
Aracaju	105,59	94,50	75,77	85,80	86,65	91,73	83,30	93,07	87,25
Estância	99,58	116,37	100,51	102,30	111,06	97,95	82,35	101,99	99,99
Itabaiana	149,07	155,30	169,21	175,10	190,30	194,93	183,81	145,17	144,22
Lagarto	119,73	113,41	140,58	155,10	163,53	180,31	149,65	111,49	116,12
N. S. do Socorro	50,01	52,37	50,03	54,60	54,48	58,86	63,13	73,77	68,92
São Cristóvão	63,00	52,92	49,97	49,80	48,91	53,80	56,49	64,04	64,54

Já quando se observa a Figura 4, que demonstra os índices médios de suficiência de caixa dos municípios de 2008 a 2016 associados aos índices médios de perdas no faturamento. Três municípios aparecem com um bom desempenho, acima de

100%, Estância, Itabaiana e Lagarto, 101,34%, 167,46% e 138,88%, respectivamente. No entanto, apenas Itabaiana surge com o melhor resultado com perdas menores no faturamento (33,52%) sinalizando uma situação para ser seguida pelos demais municípios.

Os dados dos seis municípios, de elevados índices de perdas de faturamento, implicam em não conseguirem obter, em média, arrecadação total nem para cobrir as suas despesas correntes, isto é, reafirmando com índices de suficiência de caixa menores que 100%, as somas das receitas operacionais não cobrem a soma das despesas totais com os mesmos serviços. Há de ressaltar, em particular, que maiores índices de suficiência de caixa podem não refletir eficiência da concessionária no município, mais sim maior capacidade e eficácia na cobrança, ou mesmo tarifas mais altas.

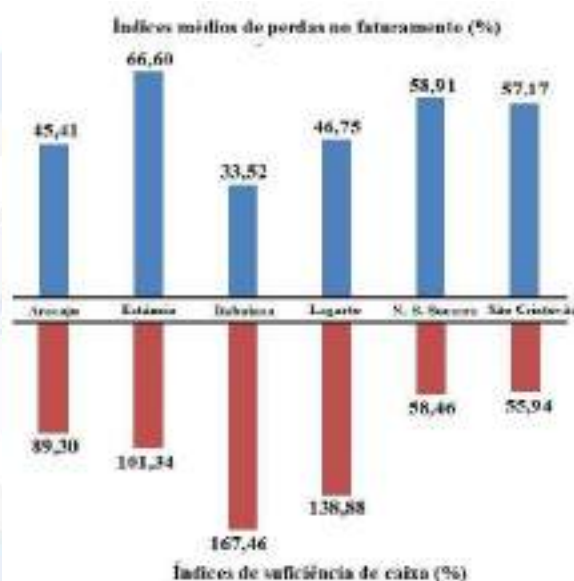


Figura 4 – Relação dos índices médios de perdas no faturamento e índices médios de suficiência de caixa dos municípios, SNIS

7. Quanto às informações das receitas operacionais direta de água nos municípios

As concessionárias têm como receita operacional direta de água o valor faturado anual decorrentes da prestação do serviço de abastecimento de água, resultante exclusivamente da aplicação de tarifas e/ou taxas, excluídos os valores decorrentes da venda de água exportada no atacado (SNIS, 2016). Na Tabela 6 a seguir é possível ver a evolução da receita operacional direta de água, 1.000 Reais por ano, que os municípios obtiveram com as cobranças de tarifas e taxas ao longo de 2008 a 2016.

Perante a complexidade do tema perdas. Com todos indicadores analisados não é possível dizer as origens. Os elevados índices de perdas têm impacto sobre a despesa total com os serviços nos municípios.

Tabela 6 – Evolução da receita operacional direta de água em municípios sergipanos, informações do SNIS

Município	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	1.000 R\$/ano								
Aracaju	99.442	112.687	127.613	141.587	162.835	167.647	166.074	151.706	187.472
Estância	3.290	351	167	260	290	293	330	381	390
Itabaiana	6.967	8.028	8.758	9.491	11.636	12.391	14.089	16.308	18.956
Lagarto	5.755	6.477	6.682	7.066	8.377	8.852	9.582	11.831	13.650
N. S. do Socorro	11.022	12.524	12.739	13.461	17.070	18.826	20.593	23.584	27.433
São Cristóvão	4.570	1.819	4.049	4.107	5.349	6.772	8.028	8.576	9.375

Porém não implicam na suficiência de caixa e sim depende da capacidade de cobrança. Ainda, as perdas somente serão reduzidas quando houver no sistema, eficiência do uso dos recursos hídricos e quando houver eficiência na gestão de cobrança. No entanto, o que observamos sendo a concessionária estadual é que estas receitas em conjunto dos seis maiores municípios possam vir para atender também outros municípios menores deficitários no Estado.

8. Quanto aos índices de cobertura de água

A Tabela 7, a seguir demonstra uma evolução do percentual da população urbana que passaram a receber água do sistema público de abastecimento. De forma que vemos apenas dois municípios, Aracaju e Itabaiana, que tiveram estes percentuais aumentados no período, diferente dos demais municípios que houve um retrocesso quando analisado os anos de 2008 e 2016. E em particular, o município de Estância tem seus dados em processo de revisão.

Tabela 7 – Evolução dos índices de atendimento urbano com água em municípios sergipanos, informações do SNIS

Município	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	%								
Aracaju	98,80	98,87	98,96	91,1	99,14	99,17	99,19	99,21	99,29
Estância	90,50	4,31	3,46	3,95	3,57	3,73	3,73	3,50	3,66
Itabaiana	91,90	90,15	93,77	96,4	97,24	97,38	98,16	98,14	98,57
Lagarto	91,60	76,31	74,80	77,4	80,00	80,51	84,00	83,40	81,48
N. S. do Socorro	82,50	80,78	80,63	76,2	76,59	76,31	79,00	78,37	79,69
São Cristóvão	100,00	53,56	51,55	53,4	60,33	61,70	62,36	65,68	64,18

De modo geral, as relações das médias dos índices de atendimento de água com os índices de perdas no faturamento e distribuição nos seis municípios. Assim pode ser observado que com índices de atendimento alto, superior a 70%, os índices de perdas apresentam valores também altos, > 33% e > 46%, respectivamente.

Conclusões

Após avaliação das informações e indicadores consultados na base de dados do SNIS, de 2008 a 2016, na qual foi realizada uma depuração para identificar uma primeira imagem das condições do gerenciamento de perdas de água nos sistemas público de abastecimento nos seis maiores municípios no Estado de Sergipe, que proporcionou analisar a eficiência da concessionária. Conclui-se que:

- As comparações dos diferentes índices entre os municípios envolvidos nem sempre podem ser realizadas, pois as realidades dos números de habitantes locais não permitem;

- De maneira geral a concessionária, tem o mesmo padrão de serviço aos consumidores nos seis municípios sendo Itabaiana o de melhor resultado;
- Quando se trata de perdas de água nos sistemas nos seis municípios os números são considerados altos comparados aos índices nacionais;
- Há necessidade de investimentos financeiros, tecnológicos e humanos no combater as perdas nos seis municípios;
- As perdas de água representam um dos maiores desafios e dificuldades para a expansão das redes de distribuição de água nos seis municípios;
- As perdas financeiras nos seis municípios com a água produzida e não faturada faz com que a concessionária perca recursos financeiros fundamentais também para a expansão do esgotamento sanitário;
- Os resultados mostram que o nível de combate às perdas tem sido muito desigual nos municípios fazendo com tenham diferenças entre os índices de perdas.

Em fim, entre as causas do nível atual de perdas nos sistemas, nos seis municípios, faz-se necessário uma análise conjunta da concessionária que inicie pela falta de investimento em manutenção e reabilitação das redes, da necessidade de adoção das tecnologias requeridas para o monitoramento das redes e da produção de água, de incentivos para melhorias na gestão, e de uma definição de preços que não refletem o grau de escassez do recurso hídrico.

Referencias

BRASIL (2017). Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento SNIS: “Glossários de informações e indicadores de água e esgotos, resíduos sólidos e águas pluviais”. <http://snis.gov.br/glossarios> (acesso 15 março 2017).

BRASIL (2017a). Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento SNIS: *Série Histórica*. <http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica> (acesso 26 março 2017).

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Redução de perdas em sistemas de abastecimento de água / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 2. ed. – Brasília: Funasa, 2014.172 p.

COVAS, DÍDIA; RAMOS, HELENA. “Minimização de perdas de água em sistemas de Abastecimento”. In: Abastecimento de água: O estado da arte e técnicas avançadas, editado por GOMES, H. P. – João Pessoa: UFPB/Editora Universitária, 2007, pp. 47 – 66.

GOMES, H. P. Eficiência hidráulica e energética em saneamento: análise econômica de projetos. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

JUNIOR, Ruinei T., SAIANI, Carlos César S., e RODRIGUES, Regiane L. (2010) Instituto Trata Brasil: “Perdas de água: entraves ao avanço do saneamento básico e riscos de agravamento à escassez hídrica no Brasil”. <http://www.tratabrasil.org.br/perdas-de-agua-dificultam-o-avanco-do-saneamento-basico-e-agravam-o-risco-de-escassez-hidrica-no-brasil/> (acesso 12 dezembro 2017).

OLIVEIRA, G. et al (2015) Instituto Trata Brasil: “Perdas de Água: Desafios ao Avanço do Saneamento Básico e à Escassez Hídrica”. <http://www.tratabrasil.org.br/perdas-de->

agua-desafios-ao-avanco-do-saneamento-basico-e-a-escassez-hidrica-2 (acesso 10 junho 2017).

REIS, LUISA F. R; CHEUNG, PETER B. “Os vazamentos nas redes de distribuição de água”. In: Abastecimento de água: O estado da arte e técnicas avançadas, editado por GOMES, H. P. – João Pessoa: UFPB/Editora Universitária, 2007, pp. 67 – 84.



[00233] COMPARAÇÃO DE CUSTOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR TÉCNICA AVANÇADA E CONVENCIONAL NO DISTRITO FEDERAL – BRASIL

**Fuad Moura Guimarães Braga¹; Ana Elisa Silva Melo²; Matheus Almeida Ferreira³,
Cristina Celia Silveira Brandão⁴**

Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – Caesb^{1,2}; Universidade de Brasília – UnB^{3,4}

**fuadmoura@gmail.com¹; fuadbraga@caesb.df.gov.br¹; anademelo@caesb.df.gov.br²;
matheuss.almeida@hotmail.com³; cbrandao@unb.br⁴**

Abstract

The study compared the costs of water treatment in the Pipiripau WTP, equipped with conventional technique (two stage filtration) and Lago Norte WTP, equipped with advanced technique (ultrafiltration by membranes), considering expenses with: chemical products, electric energy and labor expenses. A mapping of costs and processes were carried out regarding the two treatment technologies compared through bibliographical research as a source of information to establish the preliminary list of treatment costs. Visits to the WTPs were performed for data collection. The information collected during the visits and in the documents available were compiled and organized according to the specific costs for each stage of the treatment process of the two technologies evaluated. It was also necessary to adjust the labor costs, considering only the costs with the operation of the WTPs. Costs related to the maintenance process were not considered in this study. The results indicate that: i) monthly expenses with Lago Norte WTP (Ultrafiltration by membranes) operating labor costs are 81% lower than Pipiripau WTP (Two Stage Filtration); ii) the monthly expenses with Lago Norte WTP chemicals are 181% higher than Pipiripau WTP; iii) Lago Norte WTP monthly electricity expenses are 23% higher than WTP Pipiripau; iv) The monthly operation cost (R\$ / m3) of Lago Norte WTP is 11% lower than that of Pipiripau WTP.

KeyWords: Water Treatment Costs; Economic Evaluation, Two Stage Filtration, Ultrafiltration.

Introdução

As recorrentes mudanças climáticas globais, associadas ao aumento da contaminação das fontes de água em todo o mundo, resultam em desafios constantes aos seguimentos do saneamento ambiental mundial. No tocante ao tratamento de água, tais desafios são as razões da exigência de tratamento

prévio de toda água superficial e algumas subterrâneas que se destinam ao consumo humano, de modo a assegurar que ela não represente risco à saúde do usuário. Os sistemas de tratamento de água são projetados para remover contaminantes microbiológicos e constituintes químicos que

poderiam causar algum dano à saúde, diminuir a aceitabilidade desta água ou facilitar a sobrevivência de microrganismos patogênicos. O aporte de nutrientes nos mananciais de superfície, oriundos das atividades agrícolas nas zonas rurais e do esgoto domiciliar e industrial nas zonas urbanas, tem levado à sua eutrofização.

Assim, todas essas dificuldades e desafios devem ser levados em consideração para a seleção de técnicas de purificação de água a serem implantadas em Estações de Tratamento de Água (ETAs). As técnicas de purificação aplicadas em ETAs são fundamentais para a melhoria do saneamento ambiental de um país. As diferentes técnicas aplicadas influenciam diretamente nas características do efluente final da ETA (água tratada) e nos resíduos resultantes do tratamento, com consequências diretas sobre o meio ambiente e a saúde pública. Na ampla maioria das ETAs em operação no Brasil, são empregadas técnicas convencionais de tratamento (filtração lenta, filtração direta, dupla filtração e tratamento por ciclo completo – seja com clarificação por flotação ou sedimentação). Recentemente, Companhias Estaduais de Saneamento, como a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb) e a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp), implantaram ETAs dotadas de técnicas avançadas de tratamento, com o uso da ultrafiltração por membranas.

No caso da Caesb, a ETA Lago Norte, dotada de Ultrafiltração por membranas, foi implantada em outubro de 2017. Com os baixos índices pluviométricos registrados ao longo dos anos de 2016 e 2017 e a instalação de um cenário de escassez

hídrica nos principais mananciais que abastecem a Capital Federal (o lago Descoberto e o lago Santa Maria), a Caesb

buscou ampliar a oferta de água tratada, iniciando a implantação do Sistema Produtor de Água do lago Paranoá. A ETA Lago Norte opera com capacidade de produzir até 700

L/s de água tratada e é constituída pelas seguintes etapas de tratamento: i) Sistema de filtração por filtro disco (pré tratamento); ii) Sistema de Ultrafiltração e iii) Sistema de dosagem química para potabilização da água filtrada (desinfecção, fluoretação e correção de pH). A Tabela 1 apresenta as características das ETAs operadas pela Caesb.

Tabela 1. Características das ETAs operadas pela Caesb no Distrito Federal.

Estação de Tratamento de Água	Capacidade Instalada (L/s)	Tipo de Tratamento	Manancial Utilizado
ETA Brasília	2.800	Ciclo Completo (Flotação)	Ribeirão Torto, Ribeirão Bananal e Barragem de Santa Maria
ETA Rio Descoberto	6.000	Filtração direta	Barragem do rio Descoberto
ETA Engenho das Lajes	7	Convencional (pressurizado)	Ribeirão Engenho das Lajes
ETA Paranoá	36	Ciclo Completo (Sedimentação)	Córrego Cachoeirinha
ETA Lago Sul	160	Filtração direta	Córrego Cabeça do Veado
ETA Pípiripau	640	Dupla Filtração	Rios Fumal, Brejinho e Pípiripau
ETA Planaltina	60	Ciclo Completo (Sedimentação)	Corguinho e Ribeirão Mestre D'Armas
ETA Vale do Amanhecer	54	Ciclo Completo (Sedimentação)	Córrego Quinze
ETA Lago Norte	700	Ultrafiltração por membranas	Lago Paranoá
ETA Brazlândia	165	Ciclo Completo (Sedimentação)	Córregos Capão da Onça e Barroão

A partir da Tabela 1, observa-se também a existência da ETA Pípiripau, de porte semelhante à ETA Lago Norte, com vazão de projeto de 640 L/s. A ETA Pípiripau foi implantada no final da década de 90 e é dotada de tratamento por dupla filtração. A ETA Pípiripau é constituída pelas seguintes etapas de tratamento: i) a água bruta é coagulada e encaminhada à câmara de carga dos filtros ascendentes; ii) O efluente dessa câmara entra pelo fundo do filtro ascendente para realização do primeiro estágio de filtração, iii) A água filtrada em primeiro estágio é coletada e encaminhada ao filtro rápido descendente (segundo estágio); e por fim, iv) a água filtrada é conduzida às unidades de desinfecção, fluoretação e correção de pH. As Figuras 1 e 2 apresentam uma vista superior das instalações das ETAs Lago Norte e Pípiripau, respectivamente.

A Tabela 2 apresenta os principais parâmetros operacionais das duas Estações de Tratamento avaliadas.



Figura 1. Vista superior da ETA Lago Norte.



Figura 2. Vista superior da ETA Pipiripau.

Tabela 2. Parâmetros operacionais das duas Estações de Tratamento avaliadas.

	ETA Lago Norte	ETA Pipiripau
Tecnologia de Tratamento	Ultrafiltração por Membranas	Dupla Filtração
Capacidade Instalada (m³/s)	0,70	0,60
Vazão Média de Produção (m³/s)	0,55	0,41
Produção mensal média (m³)	1.425.600	1.070.496
Fluxo médio de filtração (m³/m².s)	1,32E-05	-
Fluxo médio de filtração (L/m².h ou LMH)	47,62	-
Taxa de filtração (m³/m².s)	-	Filtro Ascendente = 2,1E-03 Filtro Descendente = 3,1E-03
Taxa de filtração (m/dia)	-	Filtro Ascendente = 181 Filtro Descendente = 271
Turbidez média da água bruta (uT)	4,90	7,61
Turbidez média do efluente (uT)	0,09	0,25

A Tabela 2 apresenta os principais parâmetros operacionais das duas Estações de Tratamento avaliadas.

Dentre as técnicas convencionais de tratamento para abastecimento público, a filtração direta é a que apresenta menor custo de implantação, tendo, contudo, a necessidade de se levar em consideração que somente é eficiente para o tratamento de águas brutas com até um determinado limite da

quantidade de matéria em suspensão e substâncias dissolvida. Se as características físico-químicas e bacteriológicas da água bruta não permitirem assegurar sua potabilidade por filtração direta, faz-se necessário o emprego do tratamento em ciclo completo, e às vezes, tratamentos complementares. Assim, a escolha da tecnologia de tratamento depende basicamente da qualidade da água bruta e da qualidade desejada para o efluente final. Além da tecnologia apropriada, a ETA precisa

ser projetada, construída e, principalmente, operada corretamente. (Sampaio, 2014).

No tocante às técnicas avançadas de tratamento de águas, algumas vantagens podem ser atribuídas à aplicação de ultrafiltração por membranas: i) qualidade da água tratada, através da remoção de turbidez, bactérias e vírus, designadamente de micro-organismos resistentes a desinfecção (*Giardia*, *Cryptosporidium*); ii) sistema mais compacto e modular, e, portanto, facilmente adaptável às variações de qualidade e quantidade de água a ser tratada; iii) fácil controle de operação e de manutenção; iv) menor utilização de produtos químicos; v) redução da geração de lodo e custos de tratamento e disposição. (Braga *et al*, 2016).

Diante do exposto, buscou-se motivação para avaliar e comparar os custos do tratamento de água nas ETAs Pipiripau, dotada de técnica convencional (dupla filtração) e Lago Norte, dotada de técnica avançada (ultrafiltração por membranas), considerando gastos com: produtos químicos, energia elétrica e despesa com mão de obra.

Metodologia

Inicialmente, foi realizado um mapeamento de custos e processos referente as duas tecnologias de tratamento comparadas por meio de pesquisa bibliográfica como fonte de informação para estabelecer a lista preliminar de custos de tratamento. Com intuito de compreender melhor o processo e operação das ETAs em questão (Pipiripau e Lago Norte), inicialmente, foram realizadas visitas às ETAs para coleta de dados. Durante essas visitas, foram colhidas informações através da revisão do projeto das ETAs e documentos associados, de entrevistas com a gerência e operadores das estações e da inspeção das unidades instaladas.

Com relação à ETA Lago Norte, foi possível verificar que, apesar do pouco tempo de implantação da unidade, os procedimentos de operação estão bem definidos e são executados em um regime de normalidade. O processo de tratamento, tanto no tocante à qualidade da água, tratada por ultrafiltração, quanto na quantidade (vazão efluente) são satisfatórios e atendem ao preconizado na legislação vigente. Nesse sentido, a completa automação de todas as etapas de tratamento, com a redução do custo de mão de obra necessária à ETA, mostrou-se como uma das vantagens dessa tecnologia de tratamento.

As informações colhidas durante as visitas e nos documentos disponibilizados foram compiladas e organizadas de acordo com os custos específicos para cada etapa do processo de tratamento, das duas tecnologias avaliadas. Foi necessário, também, ajustar os custos de mão de obra, considerando apenas os custos com a operação das ETAs. Os custos referentes ao processo de manutenção e de tratamentos e disposição dos resíduos gerados não foram considerados no

estudo em questão. Assim, os custos analisados foram: i) mão de obra (operação), ii) produtos químicos; e, iii) energia elétrica. Por fim, foram feitas considerações e comparações quanto ao custo por metro cúbico de água tratada nas ETAs avaliadas.

Discussão dos resultados

A Figura 3 apresenta os percentuais referentes às despesas mensais com tratamento para as categorias analisadas: mão de obra (operação), produtos químicos e energia elétrica, referente à ETA Lago Norte (ultrafiltração por membranas). A Figura 4 apresenta os percentuais referentes às despesas mensais com tratamento para as categorias analisadas: mão de obra (operação), produtos químicos e energia elétrica, referente à ETA Pipiripau (dupla filtração).

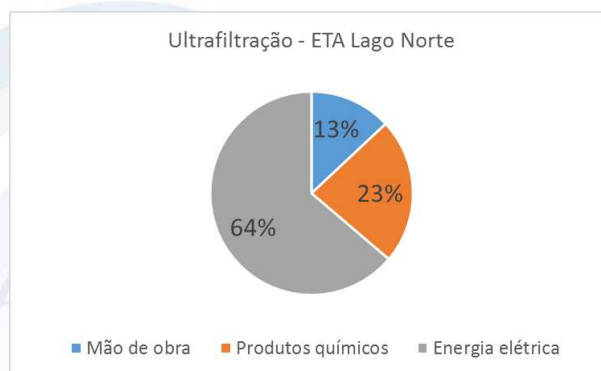


Figura 3. Percentuais referentes as despesas mensais com tratamento, para as categorias de custos, referente à ETA Lago Norte.

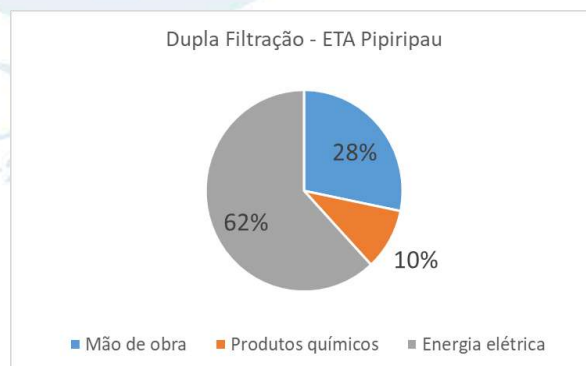


Figura 4. Percentuais referentes as despesas mensais com tratamento, para as categorias de custos, referente à ETA

A maior parte dos gastos mensais, nas duas ETAs, é referente as despesas com energia elétrica. De uma forma geral, isso também ocorre na maioria das ETAs do Brasil, uma vez que as atividades do setor de saneamento, em especial o tratamento de águas e efluentes, são atividades

eletrointensivas. Já o custo mensal referente a mão de obra, ocupa o segundo lugar para a ETA Pipiripau, enquanto que para a ETA lago Norte, essa modalidade de despesa está em 3º lugar. Assim, a pirâmide de custos para as ETAs avaliadas está representada na Figura 5.

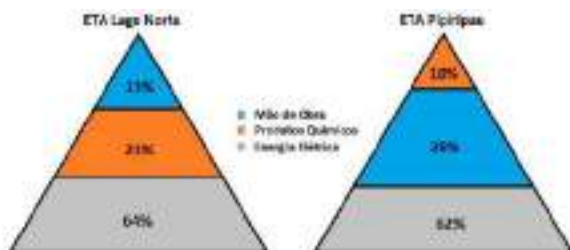


Figura 5. Pirâmide de custos das ETAs avaliadas.

As despesas com mão de obra de operação, correspondentes à ETA Lago Norte (Ultrafiltração por membranas), é menor que as despesas com produtos químicos, uma vez que a completa automação das unidades de tratamento da ETA Lago Norte minimiza a alocação de equipe de pessoal, diminuindo assim o custo com mão de obra para a operação. Por outro lado, as despesas com produtos químicos na ETA Lago Norte, decorrentes principalmente da lavagem das membranas, eleva o percentual dessa modalidade de custo frente a mão de obra, e também frente as despesas com produtos químicos da ETA Pipiripau, dotada de dupla filtração. Entretanto, ainda com relação aos custos com produtos químicos, se deve considerar que o maior custo na ETA Lago Norte decorre também da maior produção média mensal (m^3), que é cerca de 33% maior que na ETA Pipiripau e que, de certa forma, o custo com o tratamento e disposição dos resíduos gerados na ETA Lago Norte está incluso neste montante, uma vez que consistem basicamente na neutralização e disposição do resíduo na própria rede coletora de esgotos da Caesb. Já na ETA Pipiripau, deve-se considerar ainda o custo relativo aos tratamentos e transporte dos resíduos gerados.

De uma forma geral, as despesas mensais com mão de obra de operação da ETA Lago Norte (Ultrafiltração por membranas) são 81% menores que da ETA Pipiripau (Dupla Filtração). As despesas mensais com produtos químicos da ETA Lago Norte são 181% maiores que da ETA Pipiripau. As despesas mensais com energia elétrica da ETA Lago Norte são 23% maiores que da ETA Pipiripau. Após a síntese dessas informações, verificou-se que o custo mensal de operação ($R\$/m^3$), para as categorias analisadas e desconsiderando o capital inicial e a taxa de retorno, da ETA Lago Norte é 11% menor que da ETA Pipiripau. Tal fato é reflexo da alta participação do custo de mão de obra com operação frente a totalidade das despesas afetadas pelo tratamento de água. É importante destacar também que além do menor custo operacional, a ultrafiltração por membranas é capaz de produzir um efluente de melhor

qualidade que a dupla filtração, conforme observado na Tabela 2.

Assim, na avaliação em questão e considerando as variáveis analisadas, o custo mensal de operação ($R\$/m^3$) da Ultrafiltração mostrou-se 11% menor que da Dupla Filtração. Entretanto, sabe-se que o custo de instalação de sistemas de ultrafiltração é elevado, principalmente devido ao custo das membranas, e ao se analisar o custo mensal de operação ($R\$/m^3$), considerando também o investimento inicial e a taxa de retorno para um determinado tempo de retorno, o custo deste sistema pode se elevar. Em um estudo de comparação de custos, através da equação de Hirschfeld (1982), de implantação e operação entre os sistemas de ultrafiltração, convencional e convencional com carvão ativado realizado por Mierzwa *et al.* (2008) se evidencia a elevação do custo do sistema de ultrafiltração com relação aos sistemas convencionais, conforme é apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Comparação de custo de tratamento em função do período de retorno. Fonte: Mierzwa et al., 2008.

Período de retorno (anos)	Custo de tratamento ($R\$/m^3$)		
	Sistema convencional	Sistema convencional com carvão ativado	Sistema de ultrafiltração
1	0,63	1,24	1,15
5	0,24	0,50	0,51
10	0,19	0,41	0,44
15	0,18	0,39	0,42
20	0,17	0,38	0,41
25	0,17	0,37	0,40
30	0,17	0,37	0,40

Apesar de o sistema de ultrafiltração apresentar custo de tratamento superior aos sistemas convencionais, Tabela 3, vale ressaltar que este sistema apresenta maior qualidade da água tratada (remoção de turbidez de 98,16% na ETA Lago Norte e de 96,71% na ETA Pipiripau) com remoção de bactérias e vírus, além de ser menos sensível a variações da água bruta. A Tabela 4 apresenta o resumo das avaliações descritas anteriormente.

Modalidade de Despesa	Avaliação
	Ultrafiltração x Dupla Filtração
Mão de obra	ETA Lago Norte 81% menor que ETA Pipiripau
Produtos químicos	ETA Lago Norte 181% maior que ETA Pipiripau
Energia elétrica	ETA Lago Norte 23% maior que ETA Pipiripau
Custo mensal de operação	ETA Lago Norte 11% menor que ETA Pipiripau

Tabela 4.
Avaliação de despesas, por categoria de custos, quanto às tecnologias de tratamento avaliadas na ETA Lago Norte e ETA Pipiripau.

Conclusões

O trabalho buscou avaliar e comparar os custos do tratamento de água nas ETAs Pipiripau, dotada de técnica convencional (dupla filtração) e Lago Norte, dotada de técnica avançada (ultrafiltração por membranas), considerando gastos com: produtos químicos, energia elétrica e despesa com mão de obra.

De uma forma geral, quanto às despesas mensais observou-se que:

- As despesas mensais com mão de obra de operação da ETA Lago Norte (Ultrafiltração por membranas) são 81% menores que da ETA Pipiripau (Dupla Filtração);
- As despesas mensais com produtos químicos da ETA Lago Norte são 181% maiores que da ETA Pipiripau;
- As despesas mensais com energia elétrica da ETA Lago Norte são 23% maiores que da ETA Pipiripau.
- O custo mensal de operação (R\$/m³) da ETA Lago Norte é 11% menor que da ETA Pipiripau.

Os custos referentes ao processo de manutenção e de tratamentos e disposição dos resíduos gerados das Estações de Tratamento avaliadas não foram considerados no estudo em questão.

Recomenda-se a continuação da avaliação de custos, em especial, comparando técnicas avançadas e convencionais, considerando:

- Incorporação da avaliação dos custos referentes ao processo de manutenção e de tratamentos e disposição dos resíduos gerados das Estações de Tratamento avaliadas.
- Avaliação do custo de implantação com considerações necessários ao cálculo do valor presente que permitam comparações entre as tecnologias avaliadas.
- Executar a comparação de custos reais com estimativas paramétricas, conforme realizado por Barreto *et al* (2015).
- Executar a avaliação técnico-econômica das tecnologias de tratamento, conforme realizado por Sabogal-Paz *et al* (2015).

Referências Bibliográficas

- BARRETO, M. R.; BRAGA, F. M. G.; BRANDÃO, C. C. S. (2015). Avaliação de custos de processos em estações de tratamento de água convencionais no distrito federal - estudo de caso da reforma da ETA Brasília. *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES*, Outubro/2015, Rio de Janeiro – RJ, Brasil.
- BRAGA, F. M. G.; SIMÕES C. P. P., BRANDÃO, C. C. S. (2016). Avaliação em escala piloto da aplicação de ultrafiltração no tratamento da água do lago Paranoá para consumo humano. *35º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS*, Setembro/2016, Cartagena, Colômbia.
- HIRSCHFELD, H. Engenharia Econômica. 2ª edição, Editora Atlas S/A. São Paulo, 334 p. 1982.
- MIERZWA, J. C; et al. Tratamento de água para abastecimento público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Brasil, Vol. 13, nº 1, 2008.
- SABOGAL-PAZ, L. P.; MARQUES, E., ABICHABKI, F. B., Sakamoto, J. A. (2015). Avaliação técnico-econômica da tecnologia de tratamento de água de dupla filtração. *Nota Técnica, Revista Engenharia Sanitária Ambiental*, v.20 n.4, out/dez 2015, páginas 525-532.
- SAMPAIO, A. E. (2014). Avaliação econômica comparativa da estação de tratamento de água de Maranguape tratando água de dois distintos mananciais: Açudes Acarape do Meio e Gavião. *Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil*, Fortaleza- CE, Brasil.

[00284] ELIMINACIÓN DE MERCURIO Y PLOMO EN FILTROS DE OLLA CERÁMICA USADOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO

JORGE ANTONIO SILVA LEAL¹; ANDREA PEREZ VIDAL²; MARIA CAMILA
BACCA-JORDÁN³; GIOVANNA ANDREA GIRALDO-TENORIO⁴

Universidad Santiago de Cali^{1,2,3,4}

jorge.silva04@usc.edu.co¹; andrea.perez00@usc.edu.co²; camilabaccajordan@hotmail.com³;
samgiova-2@hotmail.com⁴

Resumen

Entre las tecnologías de tratamiento de agua para consumo humano a nivel doméstico, también conocidas como tecnologías en el punto de consumo (POU), se encuentran los filtros de olla cerámica empleados comúnmente por comunidades de países en desarrollo con dificultades de acceso al agua potable. Este sistema de tratamiento ha sido ampliamente investigado para la eliminación de patógenos y reducción de turbiedad. En el presente estudio se evaluó el nivel de eficiencia de estos sistemas para eliminar metales pesados (mercurio y plomo). Los sistemas de filtración fueron operados durante 100 días y alimentados con agua sintética con concentraciones promedio de 0.05 ± 0.04 mg Hg/L y 0.15 ± 0.08 mg Pb/L. Se alcanzaron eficiencias de remoción del 90% de mercurio y 93% de plomo, mostrando la alta capacidad adsorbente de la olla cerámica y su potencialidad de uso en la reducción del riesgo químico.

Palabras claves: filtro de olla cerámica; agua potable; adsorción; metales pesados.

Abstract

Among the household technologies available to water treatment, also known as Point of Use (POU), there are the ceramic pot filters which are commonly used by communities in developing countries with difficulty accessing drinking water. This treatment system has been extensively researched for the elimination of pathogens and the reduction of turbidity. In this study, the efficiency level to eliminate heavy metals (mercury and lead) by these systems was evaluated. The filtration systems were operated for 100 days and fed with synthetic water composed of 0.05 ± 0.04 mg Hg / L and 0.15 ± 0.08 mg Pb /L. The mercury removal efficiency achieved was 90% and lead was 93% of lead. This showed the high

adsorbent capacity of the ceramic pot and its potential for use in the reduction of chemical risk.

Key words: ceramic pot filter; drinking-water; adsorption; heavy metals.

Introducción

El suministro de agua segura para consumo humano exige la implementación de medidas preventivas y correctivas, además de esfuerzos colectivos oportunos para prevenir los posibles impactos ocasionados por deficiencias de la calidad del agua entregada a la población (INS, 2013).

Las diferentes investigaciones realizadas en el campo de la salud ambiental han ratificado que el consumo de agua insalubre y malas condiciones de saneamiento e higiene, son factores de riesgo microbiológico causantes de enfermedades diarreicas (OMS, 2013). Además de este tipo de riesgo, es necesario considerar los riesgos asociados a la presencia de sustancias de naturaleza química, las cuales pueden llegar a las fuentes de agua como resultado de las actividades domésticas, agrícolas e industriales que se realizan sobre las cuencas de abastecimiento (Bueno-Zabala et al., 2014; Pérez-Vidal et al., 2016a).

El riesgo químico se relaciona principalmente con la presencia de contaminantes que afectan la salud del ser humano después de largos periodos de exposición, siendo posible encontrar en las fuentes de abastecimiento diversos compuestos inorgánicos (plomo, metales pesados, cobre, zinc, asbesto etc.) e orgánicos (hidrocarburos, plaguicidas, fertilizantes, subproductos de la desinfección – SPD, entre otros) (OMS, 1998; AWWA, 1999).

De acuerdo con la WHO (2011), los contaminantes químicos del agua pueden clasificarse en función de su fuente de origen como se indica en la Tabla 1.

Tabla 1. Clasificación de las sustancias químicas en función de su origen

Fuente	Ejemplo de fuentes
Natural	Rocas, suelos, configuración geológica y el clima
Fuentes industriales y núcleos habitados	Minería (industrias extractivas), industrias de fabricación y procesamiento, aguas residuales, desechos sólidos, escurrimiento urbano, fugas de combustible etc.
Actividades agropecuarias	Estiércoles, fertilizantes, plaguicidas, prácticas de ganadería intensiva
Tratamiento del agua o materiales en contacto con el agua de consumo	Coagulantes, subproductos de la desinfección (SPD), material de las tuberías
Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud	Insecticidas usados para el control de larvas de insectos vectores de enfermedades
Cianobacterias	Lagos eutróficos

Fuente: adaptado de WHO, 2011

Entre los contaminantes químicos de gran importancia se encuentran los metales pesados, usualmente descargados en los subproductos industriales, entre los cuales se destacan arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), considerados como causantes de daños a la vida de las plantas, animales y seres humanos, cuando sus concentraciones superan ciertos umbrales críticos (Pinochet et al, 2002). Los metales pesados se caracterizan por su alta toxicidad lo que representa un gran riesgo para la salud de los consumidores, especialmente en grupos como bebés, infantes, ancianos y personas en situación de vulnerabilidad (WHO, 2011; Mir et al., 2016 y Xiang et al., 2016).

Los metales pesados se asocian con múltiples efectos adversos en la salud; siendo varios los órganos y sistemas que se ven afectados tales como, riñón, pulmón, hígado, sistema gastrointestinal y hematopoyético, pero principalmente el sistema nervioso central y periférico, lo que ocasiona disfunción renal tubular, proteinuria, insuficiencia renal crónica, arterosclerosis aórtica y coronaria, incremento en colesterol y ácidos grasos, bronquitis con daño progresivo alveolar, fibrosis secundaria y enfisema (Nava-Ruiz y Méndez-Armenta, 2011).

A nivel doméstico se han documentado diversos métodos de tratamiento de agua que pueden agruparse como i) Sistemas basados en la aplicación de calor o Luz Ultravioleta (hervir el agua; radiación solar; desinfección solar; lámparas UV), ii) Tratamientos químicos (coagulación, floculación y precipitación; Adsorción; Intercambio iónico; desinfección química) y iii) Métodos físicos de remoción (sedimentación o clarificación; Filtración con membranas, Filtros cerámicos; Filtros con medio granular o arena; Aireación) (Sobsey, 2002; Peter-Varbanets et al., 2009).

Entre los métodos físicos, el filtro de olla cerámica, conocido también como Filtrón, se ha diseñado principalmente para la eliminación de patógenos y reducción de turbiedad con reconocidos y eficientes resultados (Lantagne, 2001; Campbell, 2005; Bielefeldt et al., 2009; Vidal, 2010; Lerman, 2012; Pérez-Vidal, et al., 2016). Sin embargo, estos sistemas pueden resultar también viables en la remoción de metales pesados mediante fenómenos de adsorción y retención al interior de la olla (Ludeña y Tinoco, 2010; Niquen y Vasquez, 2010; Guerra y Hiyagon, 2012).

El principal material con el cual se elaboran las ollas cerámicas es arcilla, la cual se caracteriza por su alto contenido de óxidos e hidróxidos de hierro con gran capacidad de adsorción de metales traza (Acevedo-Sandoval et al., 2004). La cinética de adsorción puede depender de factores como la concentración de los iones metálicos en la solución, dosis de adsorbente, pH y tiempo de contacto, y no depende del tamaño de partícula de adsorbente (Aguilar, 2010).

Con el presente estudio se evaluó la eficiencia de reducción de mercurio y plomo en filtros de olla cerámica de fabricación nacional (Colombia), comúnmente empleados en zonas rurales y con problemas de calidad de agua para consumo humano.

Objetivo

Evaluar la eficiencia de eliminación de mercurio y plomo en filtros de olla cerámica usados como alternativa de tratamiento de agua a nivel doméstico.

Metodología

La metodología de la investigación se estructuró en dos etapas: i) ajuste de las características del agua sintética y ii) Operación y seguimiento de los sistemas de filtración. Para el diseño experimental se emplearon duplicados de los sistemas, los cuales fueron operados durante un periodo de 100 días.

Ajuste de las características del agua sintética

Siguiendo las recomendaciones de la EPA (1987), diariamente se preparaba el agua sintética ajustando la Turbiedad < 5 UNT

con Caolín (0.02 g caolín/l) y los Sólidos Disueltos Totales en 100mg/L con NaCl grado comercial (0.1g NaCl/l). Para la adición de mercurio y plomo se prepararon soluciones concentradas de 10 mgHg/L y 100 mgPb/l usando patrones o solución estándar a una concentración de 1000mg/L marca Merck®.

Durante los primeros 42 días del estudio se dosificaron concentraciones de mercurio alrededor de 0.01 mg/L y de 0.1 mg/L para plomo; estas dosis fueron fijadas asumiendo un incremento de 10 veces el valor máximo permitido en la reglamentación nacional (MPS y MAVDT, 2007) y lo recomendado por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2011). Para la siguiente fase del estudio comprendida entre los días 43 a 100, se incrementaron las dosis de mercurio a 0.1 mg/L y de plomo a 0.3 mg/L.

Operación y seguimiento de los sistemas de filtración

Una vez culminada la etapa de ajuste del agua sintética, se procedió a la puesta en marcha y operación de los sistemas de filtración adicionando diariamente un volumen de 7,5 litros por filtro. Este volumen correspondió a la capacidad de la olla cerámica y a su vez respondía al requerimiento mínimo de agua sugerido por Howard & Bartram (2003) para el consumo humano y preparación de alimentos por persona, considerando las necesidades de las mujeres lactantes.

Para el seguimiento de los sistemas de filtración se realizaron las mediciones de las variables descritas en la Tabla 2 tanto en el afluente como efluente de los sistemas.

Tabla 2. Variables de seguimiento

Variable	Unidades	Frecuencia	Método*
pH	Unidades	Diaria	Electrométrico
Conductividad	μS/cm	Diaria	SM2510B
Turbiedad	UNT	Diaria	Nefelométrico SM2130B
Mercurio	mg/l	2 veces/mes	Espectrofotometría de SM3112B
Plomo	mg/l	2 vez/ mes	Espectrofotometría SM3111B

*APHA et al., (2012).

Resultados y discusión

Características del agua sintética

La Tabla 3 describe la variación promedio del agua sintética a lo largo del estudio, destacándose que el valor de conductividad fue medido como indicador indirecto de la concentración de los sólidos disueltos totales - SDT (Spellman, 2013); para ello se construyó una curva de correlación entre conductividad y SDT la cual permitió definir que un valor promedio de 223±18.7 μs/cm correspondía una concentración de SDT cercana a 100 mg/L.

Tabla 3. Características del agua sintética a lo largo del estudio

Variable	Unidad	Valor
pH	Unidades	6.51 – 7.88
Conductividad	μs/cm	194±74
Turbiedad	UNT	2.3±0.6
Mercurio	mg/L	0.05±0.04
Plomo	mg/L	0.15 ±0.08

El agua sintética presentó un valor medio de pH cercano a la neutralidad y los valores de conductividad, turbiedad y metales variaron dentro de los rangos previamente definidos en la metodología.

Se resalta que las concentraciones de metales empleadas en el estudio fueron superiores a las reportadas en fuentes superficiales contaminadas por metales pesados (Dimas et al., 2015; Reyes et al., 2016; Gębka et al., 2018) e incluso lo reglamentado para aguas naturales (Mancilla et al., 2012). Esto se decidió con el objetivo de lograr identificar el grado de eficiencia de remoción en los sistemas y teniendo en consideración que los límites de detección de las técnicas analíticas correspondían a los valores reglamentarios (0.001mgHg/L y 0.01mgPb/L) (MPS y MAVDT, 2007).

Cabe anotar que la presencia de metales pesados como mercurio y plomo ha sido identificada en diferentes fuentes superficiales del mundo, superando en algunos casos los límites reglamentarios (Bueno-Zabala et al., 2014; Gębka et al., 2018). Estos metales pueden llegar a las fuentes de abastecimiento superficial y subterráneas por actividades industriales, minería ilegal, deposición atmosférica seca, entre otros (Pérez-Vidal et al., 2016a; Streets et al., 2018).

En el caso particular de la minería de Oro en Colombia, algunas fuentes de abastecimiento de agua se encuentran impactadas con Mercurio por la escorrentía generada durante esta actividad (Pérez-Vidal et al., 2016a), concentrándose la problemática en las zonas rurales con presencia de minería ilegal; esta situación se agrava con los problemas de cobertura de acueducto y calidad de agua para consumo humano, característicos de la zona rural (SPD 2013; Carrasco, 2016).

Operación y seguimiento de los sistemas de filtración

La Tabla 4 sintetiza los resultados obtenidos durante los 100 días de operación de los sistemas de filtración de olla cerámica

y su comparación frente a la reglamentación de calidad de agua para consumo humano.

Tabla 4. Resultados de operación de los filtros de olla cerámica

Variable	Unidad	Filtro 1	Filtro 2*	Norma
pH	unidades	6.78 – 8.74	6.87 – 8.47	6.5 – 9.0
Conductividad	µs/cm	201±67	199 ±66	<1000
Turbiedad	UNT	0.96±0.6	0.92±0.4	2.0 ⁽¹⁾
Mercurio	mg/L	<0.001 – 0.01	<0.001 – 0.019	0.001 ⁽¹⁾
Plomo	mg/L	<0.01 – 0.01	<0.01 – 0.01	0.01 ^(1,2)

*Duplicado

(1) MPS y MAVDT (2007)

(2) WHO (2011)

En el efluente filtrado se incrementó ligeramente el pH del agua filtrada, como resultado de la alcalinidad que puede aportar la arcilla (Lantagne, 2001). En lo que respecta a la conductividad y turbiedad se observó cumplimiento de la reglamentación nacional.

Con relación a los metales pesados, los resultados muestran una evidente reducción de las concentraciones de mercurio y plomo comparadas con el agua sintética, logrando eficiencias promedio de reducción de 90% para mercurio y 93% para plomo e incluso el cumplimiento de la normatividad a pesar de las altas concentraciones que presentó el agua sintética.

Los resultados obtenidos en este estudio son similares a los alcanzados por Ludeña y Tinoco (2010) y Guerra y Hiyagon (2012), quienes obtuvieron eficiencias entre 50-100% para mercurio y 98.6% para plomo respectivamente. La reducción de estos metales en la olla cerámica puede deberse a la capacidad adsorbente de la arcilla. Este material se caracteriza por la presencia de nanopartículas basadas en hierro las cuales se emplean en la eliminación de metales pesados (Prathna et al, 2018).

De acuerdo con Guerra y Hiyagon (2012) la capacidad de adsorción en las arcillas está directamente relacionada con sus características texturales (superficie específica y porosidad) y pueden presentarse dos procesos: absorción (retención por capilaridad) y adsorción (interacción de tipo químico entre el adsorbente, en este caso la arcilla, y la sustancia adsorbida, denominada adsorbato).

Teniendo en cuenta que el uso de sistemas domésticos conocidos como POU (Point of Use), por su bajo costo y facilidad de manejo, representan una solución inmediata tanto para situaciones de emergencia o desastre como para la provisión de agua a comunidades rurales alejadas y dispersas que, previsiblemente, no podrán disponer en un futuro mediano de sistemas de acueducto con sus plantas de tratamiento de agua convencionales (López & Schiffer, 2012),

resulta de gran relevancia demostrar que además del control del riesgo microbiológico, característico en los filtros de olla de cerámica (Pérez-Vidal et al., 2016b), se puede mitigar el riesgo químico por presencia de metales pesados como mercurio y plomo.

Conclusiones

Los filtros de olla cerámica, usados como sistemas de tratamiento de agua a nivel doméstico, y evaluados en el presente estudio, evidenciaron sus características adsorbentes debidas al material de la olla, constituido principalmente de arcilla roja. Se lograron reducciones superiores al 90% en las concentraciones de mercurio y plomo, lo que permite el cumplimiento de la reglamentación de calidad de agua y la reducción del riesgo químico.

Referencias Bibliográficas

- Acevedo-Sandoval, O.; Ortiz-Hernández, E.; Cruz-Sánchez, M.; Cruz-Chávez, E. (2004). El papel de óxidos de hierro en suelos. *Terra Latinoamericana*, vol. 22, (4), pp. 485-497.
- Aguilar-Gonzalez, M.A (2010). Desarrollo de nuevos de adsorbentes basados en titanatos de potasio y su aplicación en la remoción de iones de plomo y níquel de aguas contaminadas. Tesis de doctorado. Centro de Investigación en Materiales Avanzados, México.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22 Edition. United States: APHA, AWWA, WEF.
- AWWA. *Water Quality and Treatment* (1999). A handbook of community water supplies. 1° edición. Vol1 y USA.
- Bielefeldt, A.R., Kowalski, K., & Summers, R.S. (2009). Bacterial Treatment Effectiveness of Point-Of-Use Ceramic Water Filters. *Water Research*, (43)14, 3559-3565.
- Bueno-Zabala, K. Pérez-Vidal, A.; Torres-Lozada, P. (2014). Identificación de peligros químicos en cuencas de abastecimiento de agua como instrumento para la evaluación del riesgo. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, Vol 13, No. 24, pp 59 – 75.
- Campbell, E. (2005). Study on Life Span of Ceramic Filter Colloidal Silver Pot Shaped (CSP) Model. Disponible en: <http://www.potterswithoutborders.com/2011/06/study-on-life-span-of-ceramic-filter-colloidal-silver-pot-shaped-csp-model/>
- Carrasco W. (2016). Estado del arte del agua y saneamiento rural en Colombia. *Revista Ingeniería* 44, 46-53.
- Dimas, M.J.J.; Garza, M. N.D.; Treviño y, D. B. M. (2015). Índice de la calidad del agua y metales pesados del cauce

aguas blancas del municipio de Acapulco Guerrero, México
Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, vol. 1, pp. 113-118.

Environmental Protection Agency [EPA]. (1987). Guide standard and protocol for testing microbiological water purifiers. Registration Division. Office of pesticide program. Criteria and Standards division, Office of drinking water.

Gębka, K.; Beldowska, M.; Saniewska, D.; Kuliński, K.; Beldowski, J. (2018). Watershed characteristics and climate factors effect on the temporal variability of mercury in the southern Baltic Sea rivers. Journal of environmental sciences, *in press*.

Guerra-Alarcón, A.; Hiyagon-Arroyo, G. (2012). Tratamiento de agua para remoción de plomo aplicando nanotecnología. Tesis de grado. Facultad de Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional de Ingeniería, Perú.

Howard, G., Bartram, J. (2003). Domestic Water Quantity, Service Level and Health. World Health Organization. WHO/SDE/WSH/03.02. Disponible en: http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/wsh0302/en/

Lantagne DS [Internet]. Investigation of the Potters for Peace Colloidal Silver-Impregnated Ceramic Filter. Report 1: Intrinsic Effectiveness. Report 2: Field investigation; 2001. Disponible en <http://web.mit.edu/watsan/Docs/Other%20Documents/ceramic-pot/PFP-Report1-Daniele%20Lantagne,%202012-01.pdf>

Lerma, D.A. (2012). Filtros cerámicos una alternativa de agua segura. Facultad de Ciencias Ambientales. Tesis de Maestría en Ecotecnología. Universidad Tecnológica de Pereira

López, L., & Schiffer, A. (2012). Manual de requerimientos mínimos para intervenciones en agua, saneamiento e higiene en emergencias. Ed. Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo, AECID. NIPO: 502-12-015-4

Ludeña, J.C.; Tinoco, F. (2010). Formulación de pasta roja para la elaboración de un filtro cerámico purificador de agua y verificación de su efectividad filtrante. Tesis de grado. Escuela de Ingeniería Química. Universidad Técnica Particular de Loja, Perú.

Mancilla-Villa, O. R.; Ortega-Escobar, H.; Ramírez-Ayala, C.; Uscanga-Mortera, E.; Ramos-Bello, R.; Reyes-Ortigoza, A. (2012). Metales pesados totales y arsénico en el agua para riego de Puebla y Veracruz, México. Revista internacional de contaminación ambiental, 28 (1) 39-48.

Ministerio de Protección Social [MPS], & Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial [MAVDT]. (2007). Resolución 2115 de 2007: Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano. Bogotá D.C. República de Colombia

Mir Mohammad Ali, Mohammad Lokman Ali, Md. Saiful

Islam & Md. Zillur Rahman. (2016). Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh, Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, Volume 5, May 2016, Pages 27-35.

Nava-Ruiz, C., y Méndez-Armenta, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). Arch Neurocién (Mex), 16(3), 140-147.

Niquen-Inga, M.I.; Vasquez-García, A.C. (2010). Adsorción de metales pesados (plomo cadmio y mercurio) presentes en aguas del río Tumbes utilizando filtros cerámicos. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo, Perú.

OMS - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Basic environmental health. WHO/EHG/98.19, 1998.

Perez-Vidal, A.; Torres-Lozada, P.; Escobar, J.C. (2016). Hazard identification in watersheds based on water safety plan approach: case study of Cali-Colombia. Environmental Engineering and Management Journal, Vol.15, No. 4, pp. 861-872

Perez-Vidal, A.; Díaz-Gómez, J.; Castellanos-Rozo, J.; Usaquen-Perilla, O. (2016b). Long-term evaluation of the performance of four point-of-use water filters. Water Research 98 (2016), pp 176 -182.

Peter-Varbanets M, Zurbrugg C, Swartz C, Pronk W. Review. Decentralized systems for potable water and the potential of membrane technology. Water Research 2009; 43(2):245-265

Pinochet, D.; Aguirre, J.; Quiroz, E. (2002). Estudio de la lixiviación de cadmio, mercurio y plomo en suelos derivados de cenizas volcánicas. Agro sur 30 (1), Valdivia.

Prathna T.C.; Sharma, S.K.; Kennedy, M. (2018). Nanoparticles in household level water treatment: An overview. Separation and Purification Technology 199 (2018) 260-270

Reyes, Y.; Vergara, I.; Torres, O.; Díaz, M.; González, E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en Salud, Ambiente y Seguridad Alimentaria. Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo, Vol. 16 N° 2, pp. 66-77.

Sobsey, M. (2002). Managing Water in the Home: Accelerated Health Gains from Improved Water Supply. WHO, Geneva. WHO/SDE/WSH/02.07. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/WSH02.07.pdf

Spellman, F. R. (2013). Handbook of water and wastewater treatment plant operations. CRC Press.

SSPD (2013). Informe técnico sobre sistemas de tratamiento de aguas residuales en Colombia. Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. Informe técnico. Santa fe de Bogotá, Colombia, 69 pp. [en línea].

<http://www.superservicios.gov.co/content/download/4989/47298> 01/02/2017

Streets, D.; Lu, Z.; Levin, L.; F.H. ter Schure, A.; Sunderland, E. (2018). Historical releases of mercury to air, land, and water from coal combustion. Science of the Total Environment 615 (2018) 131–140

Vidal, S.M. (2010). Evaluación de la efectividad del filtro a base de arcilla y plata coloidal en la potabilización de agua, medida por pruebas fisicoquímicas y microbiológicas. Facultad de Tecnología. Tesis de Tecnología Química.

Universidad Tecnológica de Pereira. Colombia.

World Health Organization [WHO]. (2011). Guidelines for Drinking Water Quality. Fourth edition. ISBN 978-92-4-154815-1. Disponible en:

http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf

Xiang Zeng, Xijin Xu, H.Marike Boezen & Xia Huo. (2016). Children with health impairments by heavy metals in an e-waste recycling area. Chemosphere, Volume 148, April 2016, Pages 408-415, ISSN 0045-6535, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.07>



[00293] MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE LA ESCORRENTÍAS DE AUTOPISTAS. ESTUDIO EN DOS CUENCAS PILOTO

**ALFREDO JÁCOME-BURGOS¹; JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ²; VICENTE JIMÉNEZ
FERNÁNDEZ³; JOSÉ ANTA ÁLVAREZ⁴; PABLO URES RODRÍGUEZ⁵;
MONTSERRAT RECAREY PÉREZ⁶**

Universidade da Coruña

**alfredo.jacome@udc.es¹; joaquin.suarez@udc.es²; vicente.jimenez.fernandez@gmail.com³; jose.anta@udc.es⁴;
pablo.ures@udc.es⁵; mrecareyp@gmail.com⁶**

1.- Palabras Clave

Escorrentía, carreteras, contaminación, metales.

2.- Abstract

Runoff pollution from roads and highways can generate significant impacts on the natural environment due to the large masses mobilized in certain circumstances.

Different authors have developed prediction methods for concentrations and mass loads of pollutants associated with urban and industrial runoff. Also, different countries have developed methodologies and regulations adapted to their territories to determine these impacts and impose, when it was necessary, systems for the treatment of contaminated runoff.

This communication is supported by the research work carried out by the Water Engineering Group of the University of A Coruña (GEAMA-UDC) for the characterization of polluted runoff in two pilot basins and compares the results obtained with different estimation methodologies of concentrations and mobilized masses of pollutants used in several countries.

The parameters of pollutants (COD, BOD₅, SS, nutrients, oils and fats, heavy metals and PAH) and the hydrological-hydraulic parameters in the runoff flows (hydrographs and pollutographs) were measured in 21 events in two pilot basins in Galicia (Spain).

On the base of the data obtained, statistical analyzes have been carried out to analyze the relationships between the different parameters monitored and find those that, being less expensive to obtain, are good indicators of all the others (surrogate constituents).

3.- Introducción

La contaminación del agua de las escorrentías de las carreteras y autopistas puede llegar a generar impactos significativos sobre el medio natural receptor debido a las importantes masas movilizadas en determinadas circunstancias.

Actualmente en la Unión Europea, de acuerdo con la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), determina que las escorrentías de aeropuertos, vías de transporte, zonas urbanas, zonas industriales, gasolineras, etc., forman parte de las fuentes difusas de contaminación por lo que deben ser consideradas como “presiones” que ponen en riesgo el buen estado de las masas de agua y generan incumplimiento de las normas de calidad ambiental.

Distintos autores han elaborado métodos de estimación/predicción las concentraciones y las cargas máxicas de contaminantes asociadas a las escorrentías urbanas e industriales, y diferentes países han desarrollado metodologías y normativa adaptada a sus territorios para determinar estos impactos e imponer, en los casos necesarios, sistemas de tratamiento de las escorrentías pluviales contaminadas (Zafra, 2017).

La presente comunicación se apoya en los trabajos de investigación realizados por el Grupo de Ingeniería del Agua de la Universidade da Coruña (GEAMA-UDC) para la caracterización de escorrentías pluviales contaminadas en una cuenca piloto y se comparan los resultados obtenidos con diferentes metodologías de estimación de concentraciones y masas movilizadas de contaminantes utilizadas en varios países.

Los estudios se centran en el análisis de la presencia de metales pesados en las escorrentías de carreteras con una intensidad de tráfico significativa. Se han medido los parámetros de contaminantes (DQO, DBO₅, SS, nutrientes, aceites y grasas, metales pesados y HAP) y los parámetros hidrológico-hidráulicos (duración del tiempo seco precedente a cada suceso, DTSP; el caudal máximo registrado en cada suceso, Q_{máx}; el caudal medio de cada suceso, Q_{med}; el volumen de agua movilizado durante el evento, Vol; el tiempo transcurrido hasta

alcanzar el $Q_{m\acute{a}x}$, δt_{pl} ; el volumen de primer lavado, VPL; la precipitación total del evento, P y la intensidad cinco-minutal máxima, $I_{5m\acute{a}x}$, entre otros) en los flujos de escorrentía (hidrogramas y polutogramas de contaminantes) en dos cuencas piloto en vías de alta capacidad en la comunidad autónoma de Galicia (España).

Sobre la base de los datos obtenidos se han realizado análisis estadísticos para analizar las relaciones entre los distintos parámetros monitorizados y encontrar aquellos, que siendo menos gravosos de obtener, resulten buenos indicadores de todos los demás (“surrogate constituents”).

La ausencia de normativa específica a nivel del Estado Español y de los gobiernos de las comunidades autónomas, hace que sea necesario avanzar en este tipo de estudios para sentar las bases de una normativa que unifique criterios para la valoración de los riesgos de impacto sobre las masas de agua por escorrentías pluviales contaminadas procedentes de viales y también oriente sobre cuándo es necesario proceder a someter a las mismas a tratamiento.

4.- Objetivos

El objetivo general que se persigue es elaboración de índices o modelos de predicción de la contaminación movilizada por las escorrentías en las cuencas en tiempo de lluvia a partir de un número reducido de parámetros básicos y/o de los parámetros hidrológico-hidráulicos de las cuencas, y comprobar la validez de los ya existentes y de los recogidos en la normativa de otros países.

5.- Metodología

Las actividades realizadas para el estudio y el cumplimiento de los objetivos fijados se pueden clasificar en cuatro grupos:

- Recopilación y estudio de la documentación existente.
- Actividades de campo: Estudio y conocimiento de las cuencas mediante la obtención de cartografía, topografía e información sobre las redes de drenaje y establecimiento y mantenimiento de las secciones de monitorización.
- Trabajo de laboratorio: Realización de las determinaciones analíticas y ensayos de parámetros de contaminación generada en las cuencas en los sucesos de lluvia muestreados.
- Trabajo de gabinete: Análisis de caudales y de los flujos de contaminación, análisis del tipo y característica de la contaminación movilizada, parametrización de los sucesos de lluvia, análisis estadístico de los resultados y comparación de los resultados.

Las cuencas analizadas han sido las tres siguientes:



Figura 1. Cuencas piloto estudiadas.

- Loureda-Arteixo: Situada en el entorno del p.k. 12+000 de la autopista AG-55, A Coruña-Carballo, recoge las escorrentías de una plataforma de 4 carriles y 130 m de longitud (1526 m²) con una IMD de unos 12000 vehículos/día.
- San Valentín-Fene: Situada en la carretera nacional N-651, se encuentra en San Valentín, ayuntamiento de Fene, recoge las escorrentías de un tramo de autopista de 130 m de longitud y una plataforma de 4 carriles (48 532 m²), con una IMD de unos 18000 vehículos/día (Suárez, 2013).



Figura 2. Cuenca de San Valentín-Fene.

Las secciones se han instrumentado con caudalímetros del tipo área-velocidad (HACH SIGMA 950), con equipos tomamuestras automáticos (SIGMA 900) y con pluviómetros.

Se han registrado los parámetros hidrológico-hidráulicos de las cuencas y se han analizado muestras simples y compuestas obtenidas a lo largo de los hidrogramas con el fin de poder obtener polutogramas representativos.

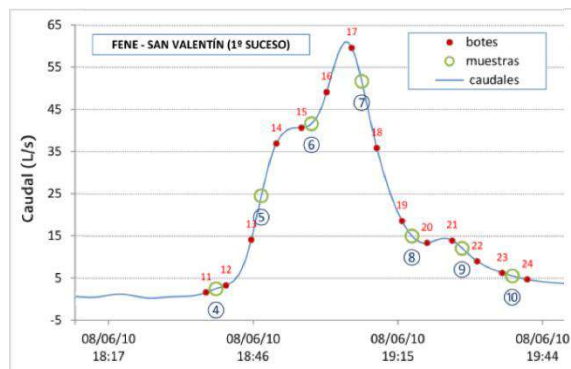


Figura 3. Detalle de la composición de las muestras sobre el hidrograma de un suceso o evento.

A partir de los resultados de los análisis se han calculado las concentraciones máximas de suceso (CMAX), las concentraciones medias de suceso (CMS), las concentraciones medias de emplazamiento (CME) y las cargas específicas movilizadas por hectárea (CMOV).

El tratamiento estadístico de los datos realizado abarca el análisis de correlaciones y el análisis de datos.

Análisis de correlaciones

- Matrices de correlación.

El conocimiento de las correlaciones entre los datos es un aspecto importante a la hora de realizar el análisis de los registros muestreados en un estudio de la contaminación de las escorrentías de aguas pluviales en las carreteras. Las matrices de correlación se convierten en una herramienta muy útil cuando se generan modelos estocásticos ya que permite analizar la dependencia entre las distintas variables.

El coeficiente de correlación entre dos variables indica en qué medida están linealmente relacionadas. Un valor cercano a 1 (en valor absoluto) indica un alto grado de correlación. De este modo, el valor de una variable se podrá predecir a partir del valor de la otra empleando una transformación lineal. Si el coeficiente de correlación es inferior a 0,7 la correlación es leve y por debajo de 0.5 casi inexistente.

- Análisis de componentes principales, ACP.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible.



Figura 5. Gráfica de análisis de componentes principales.

- Análisis de regresión lineal.

Los análisis de regresión lineal simple y múltiple son una herramienta estadística muy popular pero que a menudo puede emplearse de un modo incorrecto. En este sentido, es importante remarcar el hecho de que nunca un análisis estadístico de regresión implica por sí mismo la dependencia causa-efecto entre varios parámetros, sino más bien solamente ofrece correlaciones o tendencias de comportamiento, en algunos casos

cuantificables, que señalan la interrelación entre variables presentes en el problema.

Análisis de datos

El análisis exploratorio de datos (“Exploratory Data Analysis”) es una herramienta rápida para realizar la búsqueda de tendencias o patrones de comportamiento de una serie de datos. Para realizar este tipo de análisis se emplean fundamentalmente herramientas de representación gráfica de los datos.

- Gráficos de distribución de probabilidad acumulada

En este tipo de representación se refleja el rango de variación de un parámetro, la función de distribución que mejor se ajusta a la serie de datos, así como la probabilidad de ocurrencia de un determinado valor.

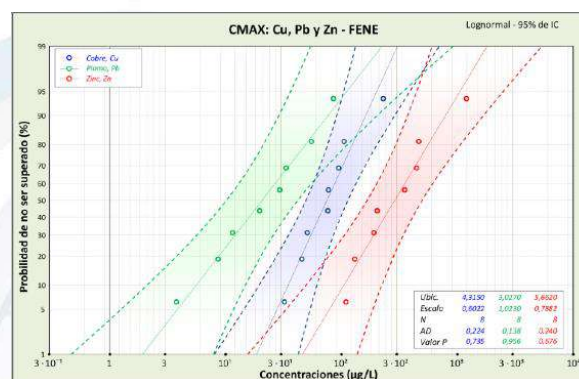


Figura 6. Gráfica de distribución de probabilidad acumulada.

- Gráficas “box-whisker” o diagramas de distribución de datos

Las gráficas tipo “box-whisker” (de cajas y bigotes) son un tipo de representación gráfica que proporciona información sobre la mediana de una distribución de datos así como la dispersión y simetría de la serie de datos respecto a este valor. Este tipo de representaciones se puede emplear para comparar las concentraciones o cargas movilizadas obtenidas para diferentes parámetros de contaminación, o para un mismo contaminante durante distintas estaciones climáticas en una cuenca o incluso para comparar los resultados obtenidos en distintas cuencas.

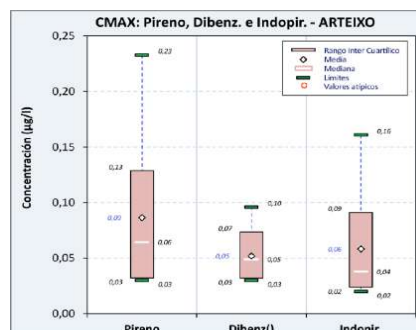


Figura 7. Gráfica “box-whisker”.

6.- Resultados Y Discusión

En primer lugar se hace un estudio comparativo con metodologías y normas de otros países.

Comparación con cuencas estudiadas en Gran Bretaña y en Europa

En la figura 8, obtenida a partir de los recogidos en (Hvitved-Jacobsen et al., 1984) los cuales a su vez recopilan datos de la base de datos de Gran Bretaña y Europa (Mitchell et al., 2001) se puede apreciar que los parámetros básicos de las cuencas de Arteixo y Fene tienen concentraciones semejantes y que en el caso de los metales tienen algo más de variación.

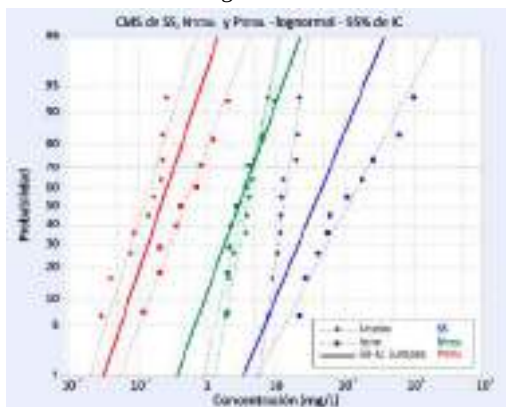


Figura 8. Gráfica de análisis de componentes principales.

Caracterización y predicción de las CMS de los contaminantes en las escorrentías de carreteras en California

Este modelo de predicción de las CMS de los contaminantes en las escorrentías de carreteras, desarrollado mediante análisis de regresión lineal, a partir de las siguientes mediciones: precipitación total del evento, tiempo seco precedente, precipitación estacional acumulada, área de drenaje de la cuenca e IMD.

Tabla 1. Resultados del modelo de predicción de las CMS (M. Kayhanian et al., 2007).

Parámetro, g	Ln (γ)	Tamaño muestra	R ² a	SE ^b	β ⁰	P. independientes significativos c,d,e				
						β1	β2	β3	β4	β5
Básicos										
SS	Ln (γ)	575	1.01	1.01	4.28	-0.124	0.102	-0.099	—	4.934
SD	Ln (γ)	572	0.73	0.73	4.73	-0.309	0.126	-0.050	—	2.582
COD	Ln (γ)	590	0.61	0.61	4.11	-0.404	0.123	-0.129	—	—
COT	Ln (γ)	583	1.09	1.09	5.23	-0.209	0.129	-0.154	—	—
Metales (total)										
Cu, total	Ln (γ)	582	0.72	0.72	2.90	-0.161	0.163	-0.079	—	6.823
Pb, total	Ln (γ)	586	1.18	1.18	2.72	—	—	-0.102	—	9.650
Ni, total	Ln (γ)	557	0.67	0.67	2.51	-0.196	0.141	-0.075	-0.155	1.013
Zn, total	Ln (γ)	579	0.76	0.76	4.83	-0.227	0.143	-0.084	—	6.747
Metales (disueltos)										
Cu, disuelto	Ln (γ)	581	0.62	0.62	2.92	-0.290	0.185	-0.102	—	3.679
Pb, disuelto	Ln (γ)	376	1.15	1.15	2.04	-0.248	—	-0.101	—	0.007
Ni, disuelto	Ln (γ)	474	0.57	0.57	2.73	-0.270	0.068	-0.107	-0.094	—
Zn, disuelto	Ln (γ)	577	0.79	0.79	4.74	-0.343	0.164	-0.112	—	1.676
Nutrientes										
NO ₃ -N	Ln (γ)	529	0.38	0.38	1.30	-0.417	0.092	-0.090	—	2.870
P, total	Ln (γ)	520	0.78	0.78	-1.20	-0.143	0.128	-0.051	—	0.900
NKT	Ln (γ)	537	0.66	0.66	1.70	-0.343	0.102	-0.128	—	1.535

^a R² = Error cuadrático medio.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Tel: (55)(11) 3812-4080 – Fax: (55)(11) 3814-2441 – email: aidis@aidisnet.org – Web Site: <http://www.aidisnet.org>

^b SE = El umbral estadístico de significancia es p>0.05.

^c Parámetros independientes.

^d “ ” Indica que la variable no es significativa o que se excluyó del modelo por problemas de colinealidad.

^e El signo positivo o negativo de los coeficientes indica la tendencia a aumentar o disminuir la concentración de contaminantes.

En la tabla anterior se encuentran los valores obtenidos por Kayhanian et al., 2007, para cada una de las variables consideradas, de acuerdo con la fórmula.

$$(CMS) = \beta_0 \pm a\beta_1 \pm b\beta_2 \pm c\beta_3 \pm d\beta_4 \pm e\beta_5 \quad (1)$$

a = precipitación total del evento (mm); b = tiempo seco precedente (días); c = [precipitación estacional acumulada (mm)]^{1/3}; d = área de drenaje (ha); e = tráfico (IMD·10⁻⁶).

En la Tabla 2 se muestran resultados parciales de las CMS obtenidas mediante este método y las reales.

Tabla 2. Resultados del modelo de predicción de las CMS (M. Kayhanian et al., 2007) en la cuenca de Fene.

Fene	SUCECOS									
M.K.	01	02	04	05	06	07	08	09	10	
SS	108.30	40.86	59.72	21.90	27.21	55.59	255.84	177.66	607.58	
	4.91	60.69	16.66	23.98	47.55	46.85	16.40	15.99	13.02	
SD	62.21	70.99	66.09	154.52	64.47	84.72	65.07	82.82	101.00	
	1.34	81.23	26.26	36.34	58.24	88.45	10.11	4.36	1.00	
Cu tot	48.59	39.24	31.18	29.29	—	59.08	73.35	34.15	125.68	
	1.05	46.12	5.23	9.63	31.45	27.68	6.37	7.42	7.14	
Cu dis	9.29	23.34	12.34	20.33	—	39.49	12.54	7.23	2.30	
	0.15	21.85	2.55	4.68	13.85	16.18	1.68	1.14	0.47	
Pb tot	20.82	5.28	7.11	2.92	—	8.29	34.42	10.97	49.79	
	4.98	4.98	4.98	4.98	4.98	4.98	4.98	4.98	4.98	
Pb dis	0.28	0.01	0.59	0.05	—	0.09	—	—	0.07	
	0.09	0.46	0.97	0.80	0.44	0.88	0.22	0.06	0.01	
Ni tot	8.29	3.73	3.67	2.77	—	4.07	15.76	5.21	15.86	
	0.00	0.08	0.01	0.02	0.05	0.06	0.01	0.01	0.01	
Ni dis	1.37	1.84	1.09	1.90	—	—	—	—	0.09	
	0.01	0.09	0.07	0.08	0.08	0.13	0.02	0.01	0.00	
Zn tot	177.45	109.41	106.63	83.98	—	103.29	314.48	103.48	383.69	
	2.94	140.28	26.87	42.88	98.57	112.02	19.10	13.98	6.92	
Zn dis	24.84	74.50	33.43	41.50	—	47.43	18.93	27.04	31.23	
	0.40	57.56	11.08	17.73	37.77	55.14	4.56	2.08	0.49	
P tot	0.36	0.21	0.21	0.12	—	0.41	0.72	0.82	2.04	
	0.03	0.60	0.11	0.18	0.44	0.42	0.12	0.12	0.11	

Con el modelo de predicción de las CMS de los contaminantes en las escorrentías de carreteras en California se han obtenido resultados muy poco satisfactorios en las cuencas estudiadas.

Cálculo de cargas contaminantes según la normativa francesa del Sétra (2006)

El modelo parte de la asignación de unas cargas unitarias anuales para diversos contaminantes (SS, DQO, Zn, Co, Cd, HCT y HAP) y considerando las variables de IMD, precipitación anual, superficie impermeable y tipo de emplazamiento (abierto o cerrado) permite hacer pronósticos de las cargas anuales, las CMS y las concentraciones durante un evento punta de precipitación.

El punto de partida es la asignación de cargas unitarias anuales por hectárea impermeable y 1000 vehículos/día, según las siguientes tablas:

Tabla 3. Cargas unitarias anuales por ha impermeable y 1 000 v/día, Sétra.

Carga unitaria anual por ha impermeable y 1000 vh/día, Cu	SS (kg)	DQO (kg)	Zn (kg)	Cu (kg)	Cd (g)	HCT (g)	HAP (g)
Abierto	40	40	0.4	0.02	2	600	0.08
Con limitaciones	60	60	0.2	0.02	1	900	0.15

Tabla 4. Cargas adicionales cuando la IMD > 10 000 v/día, Sétra.

Carga adicional para IMD > 10 000 v/día, Cs	SS (kg)	DQO (kg)	Zn (kg)	Cu (kg)	Cd (g)	HCT (g)	HAP (g)
Abierto y con limitaciones	10	4	0.0125	0.011	0.3	400	0.05

Tabla 5. Comparación de las concentraciones medias calculadas según el método del Sétra (2006) con las CMS de Fene.

	MES (g/L)	DQO (g/L)	Zn (g/L)	Cu (g/L)	Cd (μ/L)	HCT (μ/L)	HAP (μ/L)
Concentración media, Cm	58.95	53.21	0.51	0.04	2.76	1123.41	0.15
Con limitaciones	83.64	77.90	0.26	0.04	1.52	1493.78	0.23
CME medida	408.24	361.37	0.264	0.844	0.290	249.679	2.122

En la tabla anterior se muestra los resultados comparados de la cuenca de Fene.

Aplicando este método a la cuencas estudiada se obtienen resultados dispares, Tabla 5. Las predicciones resultan muy bajas para SS, DQO, Cu y HAP y altas para el Cd y los HCT.

Recomendaciones de la DWA alemana para el tratamiento de escorrentías

La DWA considera que la composición de las escorrentías en las zonas pavimentadas depende de la contaminación atmosférica, de los usos del suelo y del régimen de precipitaciones y según su criterio el esfuerzo para determinar la relación entre las concentraciones de los contaminantes y sus fuentes de origen puede resultar desproporcionado a los efectos prácticos de planificación, por lo que ha establecido un procedimiento sencillo para determinar la necesidad de instalar un sistema de tratamiento de las aguas de escorrentía, el cual sigue el esquema de la siguiente figura.

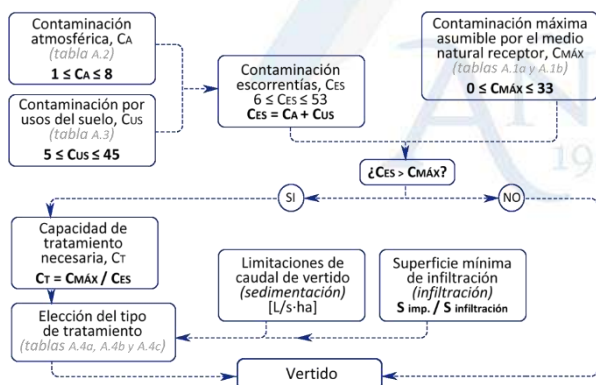


Figura 9. Procedimiento de la DWA-M 153E alemana.

En el caso de la sección de Fene la puntuación podría alcanzar valores cercanos a los 53 puntos del máximo (Tabla 6), siempre por encima de los 39, lo cual supone que, inevitablemente, las escorrentías deberían tratarse antes de su vertido a la ría de Ferrol, ya que la contaminación asumible por el medio receptor, en el caso más favorable, no excede de los 33 puntos.

Tabla 6. Valoración DWA de la influencia de la contaminación atmosférica del aire y de la debida a los usos del suelo en Fene.

Contaminación	Cargas contaminantes provenientes de la atmósfera	Tipo	Puntos
Alta	Zonas urbanas con mucho tráfico (IMD > 15 000 v/día)	Air3	4
	Zonas urbanas con calefacciones de combustibles domésticos (v.gr. madera o carbón)		
	Zonas bajo la presencia de actividades industriales o comerciales con emisiones a la atmósfera	Air4	8
Contaminación	Cargas contaminantes provenientes de los usos del suelo	Tipo	Puntos
Alta	Autopistas y carreteras con mucho tráfico (IMD > 15 000 v/día)	F6	35
	Accesos a polígonos industriales con mucho tráfico pesado y zona similares	F7	45

Tabla 7. Clasificación parcial de los cuerpos de agua, DWA-M 153E.

Capacidad del medio natural receptor			
Cuerpo de agua	Ejemplos	Tipo	Puntos
Mar	Regiones costeras de mar abierto	G1	33
Cursos de agua	Grandes ríos (caudal > 50 m³/s)	G2	27
	Ríos pequeños (anchura superficial > 5 m)	G3	24
Aguas estancadas y sumergidas	Grandes arroyos subterráneos de alta montaña	G9	14
	Grandes arroyos subterráneos de zonas bajas	G10	12
	Pequeños lagos y estanques (superficie < 500 m²)	G11	10
	Pequeños arroyos subterráneos		
Aguas subterráneas	Fuera de las zonas de captación de agua potable	G12	10
	Zonas kársticas sin conexión con las zonas de captación de agua potable	G13	8

La aplicación de las recomendaciones de la DWA es rápida, sencilla y acorde con los resultados obtenidos, pero no hace estimaciones de las cargas contaminantes.

Tratamiento de escorrentías de carreteras en Inglaterra, recomendaciones del CIRIA

En la publicación CIRIA Report 142, (Luker et al., 1994), se aborda el estudio y puesta en práctica de sistemas de drenaje para el control de la contaminación de las escorrentías de carreteras, como complemento a la normativa de drenaje del Reino Unido, que sólo lo regula desde el punto de vista de la hidráulica, sin considerar las normas de calidad del medio receptor.

En el estudio del CIRIA se clasifican las sustancias contaminantes en 6 grupos: sedimentos, metales, hidrocarburos, sales y nutrientes, microbiología y otros (PCBs, herbicidas, etc.) y, partiendo de los valores reflejado en estudios de diversos autores, recogidos, hace unas estimaciones de las cargas (kg/ha/año) que cabe esperar, en función de la IMD, Tabla 8.

Tabla 8. Cargas características anuales (kg/ha/a) de contaminantes, CIRIA Report 142.

IMD	ST	DQO	NH ₄ -N	Cu		Zn	
				Total	Disuelto	Total	Disuelto
vh/día				Kg/ha/a			
< 5 000	2 500	250	4.00	0.40	0.20	0.40	0.20
5 000 - 15 000	5 000	400	4.00	0.70	0.30	1.00	0.50
15 000 - 30 000	7 000	550	4.00	1.00	0.40	2.00	1.00
> 30 000	10 000	700	4.00	3.00	1.20	5.00	2.50

El proceso para determinar las cargas contaminantes y la necesidad de tratar las aguas de escorrentías es más complejo que en los casos de la DWA o del Sétra, anteriormente vistos.

Como parte de ese proceso el CIRIA hace unas estimaciones (Tabla 9) de las cargas características anuales (kg/ha/año), que para el caso de la cuenca de Fene son los siguientes:

Tabla 9. Cargas características anuales (kg/ha/a) de contaminantes en Fene.

	IMD	ST	DQO	NH ₄ -N	Cu		Zn	
					Total	Disuelto	Total	Disuelto
	vh/día				Kg/ha/a			
CIRIA	15 000 - 30 000	7 000	550	4.00	1.00	0.40	2.00	1.00
SÉTRA	—	—	1 489	—	0.04	—	14.15	—
Fene	—	—	2 179	—	0.04	—	7.24	—

Tomando como referencia las cargas de contaminación anuales en la cuenca de Fene calculadas con el método del Sétra se observa que las estimaciones del CIRIA se quedan muy por debajo.

Considerando que los valores de las concentraciones de los contaminantes estudiados en la cuenca de Fene son sensiblemente superiores a los determinados por el método del Sétra, el cual, a su vez, hace pronósticos de cargas bastantes superiores a los del CIRIA, cabe concluir que las estimaciones del CIRIA se quedan muy por debajo de las observadas en la cuenca de Fene.

Tras un amplio estudio de la metodología y normativa de diferentes países se puede concluir que en todos los casos se tienen en consideración las escorrentías de carreteras como fuente de contaminación que puede llegar a afectar significativamente al medio natural receptor.

En cuanto a la validez de los métodos de determinación de las cargas contaminantes los resultados son dispares y poco recomendables para su aplicación a las tres cuencas estudiadas.

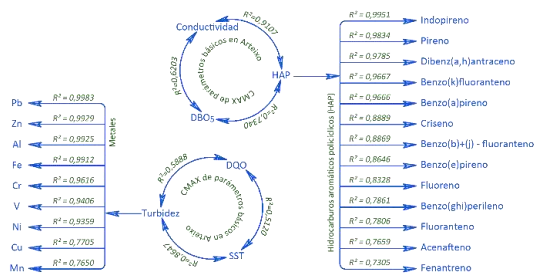
Estudio de correlaciones entre parámetros

El tratamiento estadístico de las cuencas estudiadas tampoco nos ha permitido encontrar buenas correlaciones entre los parámetros hidrológico-hidráulicos y parámetros de contaminación entre las tres cuencas distintas estudiadas.

No obstante, los resultados son muy distintos cuando se estudian las cuencas de forma independiente. En este caso el tratamiento estadístico nos ha permitido encontrar parámetros de contaminación de las aguas cuyas concentraciones pueden resultar indicativas de las de los demás parámetros. Con los parámetros hidrológico-hidráulicos ocurre otro tanto.

Destacar en este apartado alguna de las correlaciones más importantes, y quizás más útiles, de las encontradas, que parten de los denominados parámetros indicadores o “parámetros guía”.

Figura 10. Parámetros guía para las concentraciones máximas, CMAX, en la sección de Arteixo.



En la Figura anterior se muestra de forma resumida una síntesis de las relaciones estudiadas. Partiendo de las CMAX de parámetros básicos como la turbidez (a su vez con buenas correlaciones con la DQO y los SST) se pueden hacer predicciones de las CMAX de los metales en la cuenca de Arteixo. También la buena correlación de las CMAX de los HAP con las de la DBO₅ y la conductividad permite realizar predicciones de los mismos partiendo de las CMAX de parámetros básicos. Las estimaciones de las CMAX de Aceites y grasas está limitada a un par de parámetros guía en el grupo de los metales.



Figura 11. Parámetros guía para las CMAX de Aceites y grasas en la sección de Arteixo.

De igual forma en la cuenca de Fene se han encontrado buenas correlaciones, como por ejemplo las de las CMS, resumidas en la siguiente Figura.

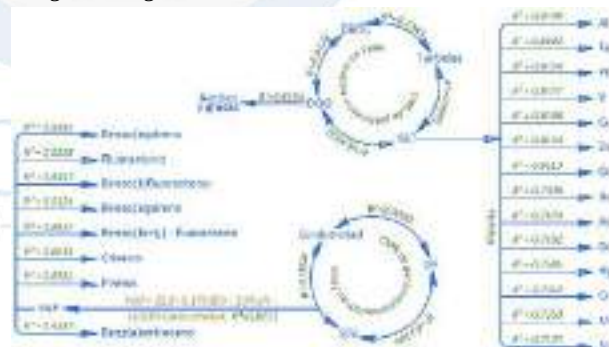


Figura 12. Parámetros guía para las concentraciones medias de suceso, CMS, en la sección de Fene.

Las CMS de los SST tienen muy buena correlación con las de los metales y con las de la DQO, la cual tienen buena correlación con la de los aceites y grasas. Las CMS de los SST y de la DQO también tienen buenas correlaciones con las de otros parámetros básicos como la DBO₅ y la turbidez. La predicción de las CMS de los HAP se puede realizar a partir de una correlación lineal múltiple con las CMS de los parámetros básicos: SDV, pH y conductividad.

En la Figura 10 se muestran las mejores correlaciones obtenidas entre CMOV y parámetros hidrológico-hidráulicos en Arteixo.

Destacar las buenas correlaciones entre DQO y SST con el volumen total de agua durante el periodo de muestreo. Los HAP correlacionan bien con la I_{total} . Finalmente comentar, aunque no se muestra en la figura, que la CMOV de DQO tiene una correlación aceptable, $R^2 = 0.65$, con la duración de tiempo seco precedente (DTSP).

Tabla 10. Coeficientes de determinación, R^2 , de las correlaciones de las CMOV de los parámetros básicos, metales y Aceites y grasas con los parámetros hidrológico-hidráulicos en la sección de Fene.

	DBO5	DQO	NTOTAL	ST	SST	Al	Fe	Pb	Aceites y grasas
Qmax	0.9387	0.9249	0.9598	0.9489	0.9331	0.9541	0.9626	0.9414	0.9508
Qmed	0.9338	0.9476	0.9217	0.9377	0.9474	0.9557	0.9486	0.9730	0.9240
ISmax	0.8697	0.8972	0.8804	0.9159	0.9231	0.9565	0.9557	0.9605	0.9303
Vol	0.8481	0.8137	0.8929	0.8657	0.8299	0.8451	0.8667	0.8025	0.8698
Itotal	0.7197	0.7082	0.7574	0.7565	0.7294	0.7382	0.7543	0.7219	0.8396
VPL	0.7090	0.7496	0.6861	0.7311	0.7495	0.7557	0.7418	0.7956	0.9024

Las correlaciones de los metales pesados que se presentan en forma particulada (Al, Fe y Pb) van acompañando a las de los SS, como era de esperar.

Como conclusión definitiva se puede decir que a partir del estudio inicial de unos pocos sucesos de lluvia se pueden hacer buenas predicciones de las cargas contaminantes en una cuenca de carretera.

Los principales parámetros que se utilizan en el control de la contaminación de escorrentías de viales son los SS, la DQO, y los metales pesados Cu, Pb y Zn. Las correlaciones obtenidas en los estudios realizados permiten trabajar midiendo los sólidos en suspensión y obtener de forma bastante precisa el resto de los contaminantes indicados.

A falta de estos estudios se pueden utilizar, con precaución, los diferentes estudios o normas internacionales, resultando especialmente prácticas las recomendaciones de la norma alemana DWA-M 153E.

7.- Referencias

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). (2007). Advisory Leaflet DWA-M 153E. *Recommended Actions for Dealing with Stormwater* (Vol.

DWA-M 153E, pp. 35). Hennef (Alemania): German Association for Water, Wastewater and Waste.

Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., & Nielsen, A. (2010). *Urban and Highway Stormwater Pollution. Concepts and Engineering*. Boca Raton: CRC Press.

Jiménez, V. *Implantación de técnicas de drenaje sostenible de escorrentías de autopistas (TDSEA) en la Comunidad Autónoma de Galicia*. Tesis doctoral. <https://www.educacion.gob.es/teseo/mostrarRef.do?ref=1196613>

Kayhanian, M., Suverkrupp, C., Ruby, A., & Tsay, K. (2007). *Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration*. *Journal of Environmental Management*, 85(2), 279-295. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.09.024>.

Luker, Martin, & Montague, Keith. (1994). *Control of Pollution from Highway Drainage Discharges Report 142* (1997 ed.). London: Construction Industry Research and Information Association (CIRIA).

Mitchell, Gordon, McDonald, Adrian, & Lockye, James. (2001). *The Quality of Urban Stormwater in Britain and Europe: Database and Recommended Values For Strategic Planning Models*. University of Leeds.

Opher, T., & Friedler, E. (2010). Factors affecting highway runoff quality. *Urban Water Journal*, 7(3), 155-172. doi: 10.1080/15730621003782339.

SÉTRA, Service d'études technique, des routes et autoroutes. (2006). *Calculation of the loads of chronic pollution from roadways runoffs*. (75). Obtenido de http://www.setra.equipem.ent.gouv.fr/IMG/pdf/US_NI_EEC_75_GB.pdf.

Suárez, J., Jiménez, V., del Río, H., Anta, J., Jácome, A., Torres, D., Ures, P., Vieito, S. (2013). Design of a sand filter for highway runoff in the North of Spain. *Municipal Engineer*. Vol. 166, Special Number ME2.

Zafra, C.; Temprano, J.; Suárez, J. (2017), "A simplified method for determining potential heavy metal loads washed-off by stormwater runoff from road-deposited sediments", *Sci. Total Environ*, Vol. 601-602, 1, Pages 260-270, Elsevier.

[00321] DAÑOS ESTRUCTURALES A LA BACTERIA *Vibrio cholerae* VIALE NO CULTIVABLE SOMETIDA A PROCESOS DE DESINFECCIÓN MEDIANTE OZONO y CLORO

**ANTENGUEÑO REYES KARINA¹; YÁÑEZ NOGUEZ ISAURA²; ORTA LEDESMA
MARÍA TERESA¹;**

INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM^{1,2,3}

katenguenor@iingen.unam.mx¹; iyanezn@iingen.unam.mx²; mortal@iingen.unam.mx³

Palabras clave: *V. cholerae*, FESEM, cloro, ozono.

Abstract

The objective of this work is to observe the structural damage that disinfectants such as chlorine and ozone cause to the bacteria *V. cholerae* in a viable non-cultivable state (VBNC). The observation of this damage was made by FESEM microscopy and to verify the inactivation of the bacteria, the q-PCR-PMA technique was used. For this the bacterium was cultured in Luria - Bertani broth and centrifuged and then induced to the VBNC state in artificial seawater (ASW) at 4 °C for 32 days. Chlorine and ozone disinfection at different concentrations of disinfectant and different contact times was carried out on this VBNC-induced bacteria. After disinfection, the samples were treated for observation in FESEM electron microscopy, the steps of this preparation consisted of fixation with glutaraldehyde, dehydration with alcohol-water mixtures, and critical drying. The images obtained show that ozone causes more damage to the structure of the bacteria than chlorine, this due to the mechanisms of action that each disinfectant has, in terms of ozone causes cell lysis of the bacteria, therefore, is highly destructive, while chlorine affects the permeability of the cell wall. As for the viability tests with the qPCR-PMA technique, it is shown that with it more than 3 logs of *V. cholerae* VBNC are inactivated. It was demonstrated in this study that ozone has greater potential than chlorine to eliminate *V. cholerae* bacteria in the VBNC state.

Introducción

Además de las limitantes de cobertura, los procesos de desinfección utilizados comúnmente en muchos países, tales

como la cloración, pueden ser poco eficaces ante la emergencia de nuevos patógenos o nuevas cepas de patógenos ya establecidos, a los cuales se les ha denominado patógenos emergentes. De acuerdo con esta definición, la bacteria *V. cholerae* es un patógeno emergente con potencial supervivencia en el ambiente que, por lo tanto, puede provocar la reemergencia de la enfermedad del cólera, toda vez que una enfermedad emergente es aquella que aparece en una población por primera vez o que, habiendo existido previamente, presenta un rápido incremento en su incidencia o en su distribución geográfica (OMS, 2011). Entre los nichos ambientales que ocupa éste patógeno durante su ciclo de vida, el agua desempeña un papel importante. Y aunque algunos patógenos pasan la mayor parte de su vida en el ambiente acuático y están bien adaptados a las bajas concentraciones de nutrientes y a las condiciones físicas, químicas y biológicas que se encuentran en el agua; la propagación de éstos puede resurgir en algún momento tanto en el agua como en algún huésped (Percival, 2014). Pero, la pregunta es porqué resurgen éstos patógenos. Durante mucho tiempo se había supuesto que una célula bacteriana estaba muerta cuando ya no podía crecer en los medios de cultivo de rutina. Ahora sabemos que esta suposición es simplista y que hay muchas situaciones en las que una célula pierde capacidad de cultivo, pero sigue siendo viable y potencialmente puede volver a crecer (Oliver, 2005). Por lo tanto, una pérdida en la capacidad de cultivo no es precisamente equivalente a la muerte celular. Es decir, se encuentra en un estado Viable No Cultivable (VNC). Aproximadamente 60 patógenos incluyendo *V. cholerae*, se encuentran en una lista de bacterias, la mayoría transmitidas por el agua, que entran en un estado VNC (Oliver, 2010). La capacidad de entrar en el estado de VNC podría ser considerada beneficiosa para las bacterias, pero representa un serio riesgo para la salud humana (Ferro *et. al.*, 2018), ya que se ha podido evidenciar que células en estado VNC presentan actividad celular, actividad respiratoria o enzimática, capacidad infectiva, transcripción genética, síntesis de

proteínas y producción de biomasa (Sardesai, 2005; Oliver 2010). Cuando un microorganismo entra en el estado VNC, tanto la morfología como la fisiología de la célula son cambiadas para permitir su supervivencia en las condiciones adversas experimentadas (Ferro *et. al.*, 2018). Tal es el caso de *V. cholerae*, la cual en su estado cultivable tiene una morfología bacilar, sin embargo, al encontrarse en ambientes adversos puede modificar su morfología a células cocoides y adquirir un estado VNC, esto fue demostrado mediante Scanning Electron Microscope (SEM) (Chaiyanan *et. al.*, 2007). Durante las epidemias, la bacteria *V. cholerae* toxigénica no suelen cultivarse (Islam *et. al.*, 1994), lo que pone de manifiesto la capacidad de la bacteria para sobrevivir en un estado VNC (Alam *et. al.*, 2006 citado por Percival, 2014). Para prevenir la transmisión de patógenos y preservar la calidad microbiológica de los sistemas de agua, se deben llevar a cabo procesos efectivos de desinfección antes de entregar el agua al consumidor. La desinfección mediante cloración es el método más común de inactivación de patógenos en el agua potable. Sin embargo, han surgido diferentes cuestionamientos respecto a la resistencia que células en estado VNC adquieren a las prácticas de desinfección con cloro (Orta *et. al.*, 2017).

Numerosos estudios han evaluado la eficacia del cloro para eliminar *V. cholerae* O1 en estado viable cultivable. Cuando se aplican niveles de cloro a 7 ppm, se recuperan células viables. Sin embargo, a 8 ppm, la cultivabilidad total de *Vibrio* se pierde. Aunque cuando la materia orgánica está presente, la eficacia del cloro se reduce significativamente (Percival, 2014) y *Vibrio cholerae* O1 puede sobrevivir en agua potable declarada durante 10 días con óxido de hierro y materia orgánica considerados factores que prolongan la supervivencia (Joseph y Bhat, 2000). Por su parte Chaiyanan *et. al.*, 2001, reporta que *V. cholerae* VNC O1 y O139 no sólo conservan viabilidad hasta un año, sino que los genes asociados a la patogenicidad se conservan, junto con la integridad cromosómica. Poco se sabe de estudios dónde se haya probado la eficacia del ozono en células VNC de *V. cholerae*. Casasola *et. al.*, en 2017 compararon la resistencia a la desinfección por cloro y ozono de *V. cholerae* en estado VNC versus la forma viable cultivable (VC), encontrando que el cloro tiene mayor afectación a la viabilidad de las bacterias en estado VC que en VNC, sin embargo, el ozono resulta afectar de la misma manera los dos estados de la bacteria.

En el presente estudio una comparación de los daños ocasionados por ozono y cloro a la ultraestructura de *V. cholerae* cocoide en estado VNC fue evaluada. Los daños estructurales fueron determinados mediante imágenes obtenidas por microscopía electrónica usando Field Emission Scanning Electron Microscope (FESEM), antes y después de

los procesos de desinfección con cloro y ozono. Hasta donde se sabe no hay trabajos publicados en los cuales se muestren imágenes FESEM de células de *V. cholerae* en estado VNC sometidas a desinfectantes como cloro y ozono. Para evaluar el efecto del ozono y el cloro en diferentes bacterias tales como *E. coli*, *Salmonella sp.*, *S. aureus*, *B. subtilis* y *P. aeruginosa*, en la literatura se han citado diferentes técnicas microscópicas incluyendo optical, fluorescence in situ hybridization (FISH), transmission electron microscope (TEM), así como scanning electron microscope (SEM); sin embargo, para células en estado VNC un sólo reporte llevado a cabo por Orta *et. al.*, 2017 para *Helicobacter pylori* VNC se encuentra reportado usando FESEM. Las diferentes técnicas usadas han ayudado a visualizar los efectos de los desinfectantes en las células, estos efectos incluyen: deformación celular, destrucción de la membrana, aglutinación del citoplasma y rugosidad o 'puntos' en la superficie celular. Dichos puntos han sido reportados como vesículas de membrana externa (OMV), lo cual es material intracelular salido hacia el exterior producto del daño a la membrana (Thanomsut *et. al.*, 2002 y Zhang *et. al.*, 2011). Otro factor importante en el proceso de desinfección es el factor Ct, que se define como la combinación de la concentración del desinfectante en mg L⁻¹ (C) y el tiempo de contacto en minutos. Este factor es usado para calcular la dosis de desinfectante a utilizar en el proceso.

Así también para comprobar la viabilidad de las células de *V. cholerae* en estado VNC y por lo tanto la inactivación después de los procesos de desinfección, fue usada la técnica cuantitativa real-time polymerase chain reactions (qPCR) combinada con un colorante de viabilidad Propidium monoazide (PMA): qPCR-PMA. Ésta técnica es de gran utilidad, ya que los microorganismos con membranas celulares intactas pueden resistir la penetración del colorante, mientras que los microorganismos no viables y los microorganismos con membranas dañadas permiten su penetración. Por lo tanto, las células dañadas no pueden amplificarse mediante PCR y las intactas sí, lo que permite llevar a cabo la estimación de la inactivación mediante la cuantificación de las células vivas intactas.

Objetivos

Evaluar el efecto de los procesos de desinfección con ozono y cloro en la ultraestructura de *Vibrio cholerae* viable no cultivable (VNC) usando FESEM y q-PCR-PMA.

Metodología

Procesos de desinfección con ozono y cloro fueron aplicados a la bacteria *V. cholerae* en estado VNC para determinar la eficacia de los desinfectantes, así como el daño que éstos pudieran ocasionar a las células, para ello se indujo el estado VNC de la bacteria, la cual adquiere una morfología cocoide en dicho estado.

Cultivo e inducción de *V. cholerae* al estado VNC. Se cultivó la bacteria en placas de agar TSA y se tomó una colonia aislada, ésta se inoculó en caldo Luria – Bertani (LB) por 24 horas a temperatura ambiente; posteriormente se tomaron 100 μ L y se inocularon en 50 mL de caldo LB, este se incubó a 200 rpm, 37 °C por tres horas. Terminado el tiempo de incubación se centrifugó a 3500 rpm por 10 minutos y se realizaron lavados con agua de mar artificial (Artificial Sea Water, ASW por sus siglas en inglés) estéril. El contenido celular de la bacteria se mantuvo en el ASW a una temperatura de 4 °C, se monitoreo cada tres días la pérdida de cultivo por medio de siembra en agar TSA, microscopía óptica (tinción de Gram) y microscopía electrónica FESEM.

Desinfección con ozono y cloro. Tanto la desinfección con ozono como con cloro fueron realizadas utilizando soluciones saturadas de ambos desinfectantes. Para el caso del ozono, la solución madre fue preparada en una columna de vidrio (110 cm de altura y 5.5 cm de diámetro interno) con un disco difusor (diámetro de poro de 30 μ m) que transfiere el ozono en fase gas al agua. El ozono fue generado a partir de aire seco enriquecido en oxígeno en un generador de ozono Labo 76 generator (Emery Trailigaz, USA) con capacidad de producción de 19 g O₃/h. La concentración de ozono residual presente en el agua se midió con el método de índigo (Bader y Hoigné, 1981), usando como instrumento de medición un espectrofotómetro HACH DR-3900, el cual mide la absorbancia. Las dosis aplicadas de ozono fueron 0.5 mg/L por 1 y 3 minutos, y 1 mg/L por 1, 7.5 y 18 minutos. La solución madre de cloro fue preparada con una solución comercial de hipoclorito de sodio. La concentración residual de cloro fue medida con el reactivo DPD que en presencia de cloro se torna de color rosa, este cambio es cuantificado con un espectrofotómetro portátil (HACH pocket colorimeter cat. 46700-00). Las dosis aplicadas de cloro fueron 0.5 mg/L por 3 y 20 minutos, y 1 mg/L por 3.5, 15 y 30 minutos. La evaluación del daño que el ozono y el cloro causan a la ultraestructura de la bacteria fue determinada por medio de microscopía electrónica FESEM. Para ello, una solución bacteriana en estado VNC contenida en el ASW se sometió a centrifugación a 3500 rpm, por 10 minutos. El material celular recuperado fue resuspendido en una solución salina isotónica (SSI) con densidad bacteriana de 9×10^8 células/mL, a partir

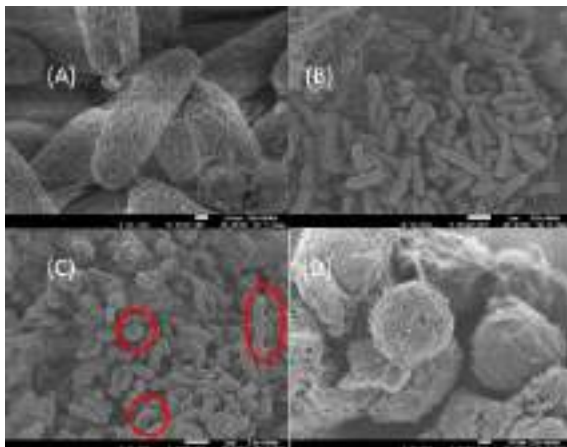
de la cual se colocaron 50 μ L de la suspensión en un tubo Eppendorf de capacidad de 1.5mL, y se adicionaron 950 μ L de solución desinfectante. Se dejó reaccionar el tiempo establecido y terminado éste, se adicionó tiosulfato de sodio para detener la reacción del desinfectante. Para cada dosis aplicada de desinfectante y tiempo de reacción se realizaron triplicados. Posterior a cada proceso de desinfección, las muestras fueron procesadas para su observación en microscopía electrónica FESEM.

Microscopía electrónica FESEM. Después de la desinfección con ozono y cloro, los tubos Eppendorf fueron centrifugados a 5000 rpm por 10 minutos (minicentrífuga Eppendorf, Germany), se removió el sobrenadante y se adicionó una solución de glutaraldehído al 3 % p/v, esto para fijar la muestra. Se mantuvo la muestra en glutaraldehído por 120 minutos. Al término del tiempo de fijación, se volvió a centrifugar a las condiciones ya mencionadas y se inició con la deshidratación con mezclas de etanol – agua en concentraciones crecientes, desde 10 % v/v hasta 100% v/v con incrementos del 10% de alcohol. Una vez obtenida la deshidratación de la muestra se procedió a realizar el secado a punto crítico con CO₂. Las muestras procesadas se colocaron en un porta muestras cilíndrico de latón, se adhirieron con cinta de carbono y se recubrieron con una fina capa de oro con el fin de conducir electrones, se observaron los daños en un microscopio electrónico (JEOL JSM-7600F).

Resultados y Discusión

Para determinar el efecto de los procesos de desinfección con ozono y cloro en la ultraestructura de *V. cholerae* cocoide VNC, se muestran las micrografías obtenidas mediante microscopía FESEM. Así también se presentan los resultados de la inactivación de la bacteria mediante la cuantificación de células viables usando qPCR-PMA. Para asegurar que los experimentos fueron llevados a cabo con en estado VNC de la bacteria, la inducción fue monitoreada durante 35 días. Los cambios de morfología de la célula durante de la forma bacilar a la cocoide se muestran en las micrografías FESEM, en ellas se observa que se inició con la forma bacilar (estado VC) (Figura 1A), la cual empieza a adquirir una curvatura y una reducción en el tamaño de las células (Figura 1B), posteriormente las células empiezan a formar una especie de herradura que se cierra para formar un anillo (Figura 1C) y finalmente se forma un coco (Figura 1D).

Figura 1. Micrografías FESEM del cambio morfológico de la bacteria y por lo tanto la inducción de *V. cholerae* al estado VNC. (A) Forma bacilar. (B) Las bacterias empiezan a curvarse. (C) Se observan tres morfologías, bacilo, herradura y cocoide. (D) Morfología cocoide.



Los cambios asociados con la transformación cocoide representan una respuesta típica en *V. cholerae* y puede constituir una estrategia de supervivencia para condiciones ambientales adversas, lo que limita su aislamiento y su cultivo (Chaiyanan *et. al.*, 2007).

El efecto de la desinfección con ozono en células cocoides de *V. cholerae* (estado VNC) fue observado en las micrografías FESEM de la Figura 2. Las micrografías de FESEM (A, B C Y D) mostraron que después del tratamiento con ozono, todas las células tuvieron cambios severos en su morfología. La fuga de material intracelular como resultado del daño de la membrana es visible, este daño es evidente al observar vesículas de la membrana externa (OMV) (Figura 2D), las cuales de acuerdo con la literatura podrían representar constituyentes celulares que se escapan de las células durante la ozonización (Zhang *et. al.*, 2011). Estos resultados son consistentes con lo reportado por Orta *et. al.*, en 2017 para *H. pylori* cocoide VNC. Éstas OMV han sido reportadas en casos clínicos de *H. pylori* como respuesta a la exposición a los antibióticos (Fiocca *et. al.*, 1999), e incluso por jugar un papel importante en la formación de biopelícula (Yonesawa *et. al.*, 2009), y más recientemente, las OMV actúan como un mecanismo de defensa que confiere protección a *V. cholerae* al tratamiento con fagos (Reyes Robles, 2018). Sin embargo, para células VNC de *V. cholerae* no ha habido informes previos sobre la presencia de OMV en respuesta a la exposición al ozono. Otra respuesta observada a la desinfección con ozono por parte de las bacterias VNC de *V. cholerae* fue la formación fibrillas de adhesión compuestas por exopolisacáridos (Figura 2D), este mecanismo ha sido

reportado por Orta *et. al.*, 2017 para *H. pylori* VNC expuesto a cloro y ozono.

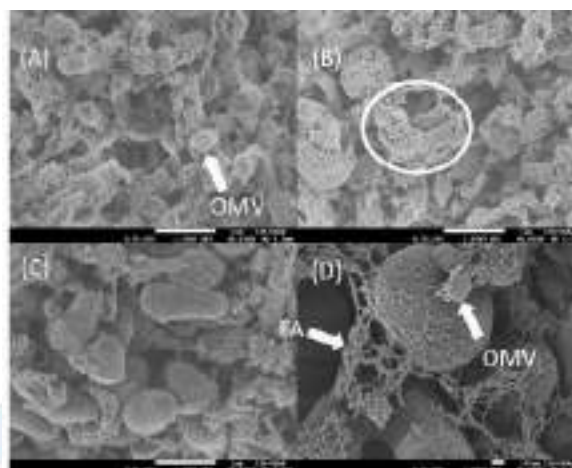


Figura 2. Desinfección con ozono (A) Ct= 0.5, (B) Ct=1.0, (C) Ct= 7.5, (D) Ct=18. OMV: Vesículas de la membrana externa; FA: Fibrillas de adhesión. Ct en unidades de mg min L⁻¹

Así mismo mediante qPCR-PMA se observó que para la desinfección con ozono se obtuvo una reducción de 99.95% y con una densidad inicial de 10⁴ unidades bacterianas se logró la inactivación de 3.32 Log (N₀/N) de *V. cholerae* cocoide VNC aplicando un Ct de 18 mg min L⁻¹. Valores similares han sido reportados para *Helicobacter pylori* cocoide VNC, por su parte Casasola, *et. al.*, 2013 demostró mediante qPCR-PMA una inactivación de 3.92 Log (N₀/N) aplicando un Ct de 15 mg min L⁻¹. Otro reporte indica que partiendo de una densidad inicial de 10⁸ unidades bacterianas se obtuvo una inactivación de 5 log (N₀/N) para la misma bacteria en estado VNC aplicando un CT de 4 mg min L⁻¹, resultó interesante que, aunque se aplicó un Ct de hasta 10 mg min L⁻¹, la inactivación ya no fue significativa.

En la Figura 3, se presentan las micrografías obtenidas del proceso de desinfección con el desinfectante cloro. Con un Ct de 1.5 mg min L⁻¹ (Figura 3A), se observa la deformación de la célula, aunque no se encontró daño en la membrana. Aplicando un Ct de 3.5 mg min L⁻¹ se observó una cavidad como parte del daño estructural (Figura 3B). Con un valor Ct de 15 mg min L⁻¹, la célula cocoide presenta hundimiento total y cavidades, también se observan OMV como parte del material celular liberado del citoplasma (Figura 3C). Esto es más evidente cuando se aplicó un Ct de 30 mg min L⁻¹, el grupo de cocos en la imagen presenta contenido celular que fue expulsado de la bacteria, así como cavidades y OMV. A diferencia del ozono, con el cloro, aunque se observa fuga de material celular no se observa la destrucción total de las células. Tal y como lo menciona Zhang *et. al.*, 2011, el efecto

primario del ozono sobre los microbios es aumentar la permeabilidad citoplásmica de la membrana provocando la liberación de compuestos citoplásmicos como ATP, proteína y ácido nucleico (Hinze *et. al.*, 1987; Komanapalli y Lau 1996; Thanomsub *et. al.*, 2002). Se encontró en estos estudios que el daño del ozono a los componentes intracelulares incluye la oxidación de las proteínas, el daño al ADN del plásmido y la disminución de la actividad enzimática citosólica. Mientras que el mecanismo de acción del cloro es afectar la integridad de la membrana, obstruyendo su permeabilidad y alterando las funciones celulares (daña enzimas y ácidos nucleicos) (CONAGUA, 2007). Esto fue claramente observado en células cocoides de *V. cholerae* VNC teóricamente más resistentes que las células VC.

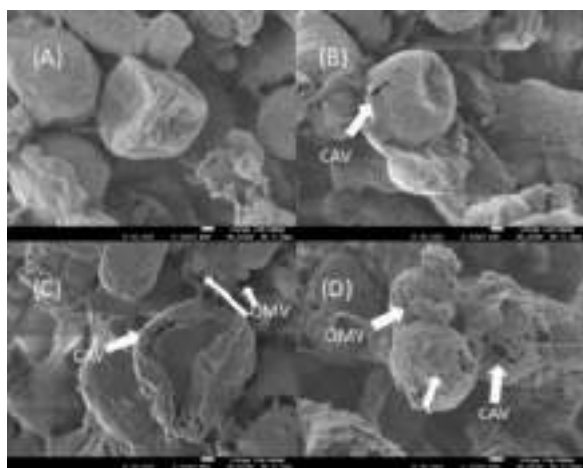


Figura 3. Desinfección con cloro (A) Ct= 1.5, (B) Ct= 3.5, (C) Ct= 15, (D) Ct= 30. OMV: Vesículas de la membrana externa; CAV: Cavidades. Ct en unidades de mg min L⁻¹.

Para el caso de la desinfección con cloro las pruebas de viabilidad usando qPCR-PMA mostraron que para lograr una reducción de 3.35 log (No/N) se requiere un valor Ct de 15 mg min L⁻¹, este valor es muy similar al obtenido con ozono. Sin embargo, algunos reportes han indicado que células VNC de *V. cholerae* expuesta a cloro, no solo conservan viabilidad hasta un año, sino que persisten los genes asociados con la patogenicidad junto con la integridad cromosómica (Chaiyanan *et. al.*, 2001). Incluso se habla de que la cloración puede inducir el estado VNC de algunas bacterias, tal es el caso de *E. coli* para la cual se ha reportado que 0.5 mg L⁻¹ de cloro puede reducir efectivamente el desarrollo de la bacteria en medios de cultivo, es decir en estado VC pero que se induce un estado VNC. Otras bacterias como *Listeria monocytogenes* y *Salmonella enterica* sometidas a lavado con cloro (hasta 50 y 100 mg L⁻¹) adquirieron el estado VNC (Highmorea *et. al.*, 2018). Al respecto, algunos autores concuerdan en que *H. pylori* puede formar biopelícula como respuesta a la exposición al cloro (Moreno *et. al.*, 2007; Gião

et. al., 2010; Casasola *et. al.*, 2013; Santiago *et. al.*, 2015 y Orta *et. al.*, 2017). Esto lleva a ahondar en estudios respecto al efecto del ozono y el cloro en el material genético de la bacteria, ya que se podría pensar en la resucitación de las bacterias.

Conclusiones

Las micrografías FESEM obtenidas después de los procesos de desinfección con ozono y cloro permitieron observar que ambos desinfectantes causan daños estructurales a las células VNC de *V. cholerae*. Sin embargo, el ozono causa daños más severos que el cloro aplicando los mismos valores de Ct. El cloro causa daño visible en la membrana de la bacteria, lo que provoca fuga de material intracelular, no obstante, debe tenerse en cuenta que anteriormente se ha reportado la persistencia de genes asociados con la patogenicidad junto con la integridad cromosómica después de la desinfección con cloro. Por otro lado, el ozono permite la contundente y visible destrucción total (lisis) de las células VNC de *V. cholerae* en este estudio y considerando que el mecanismo de acción de este desinfectante ocasiona que la célula expulse la membrana plasmática, citoplasma, ADN y RNA y se desintegra el material celular inactivando al microorganismo durante la lisis celular. Fue evidenciado en este estudio que el ozono tiene mayor potencial que el cloro para eliminar bacterias de *V. cholerae* en estado VNC.

Referencias bibliográficas

1. Casasola-Rodríguez B., Orta de Velásquez M.T., Luqueño-Martínez V.G. y Monje-Ramírez I. (2013) Quantification of *Helicobacter pylori* in the viable but nonculturable state by quantitative PCR in water disinfected with ozone. *Water Sci Technol.* **68**(11).2468-2472.
2. Chaiyanan S., Chaiyanan S., Huq A., Mangel T. and Colwell R.R. (2001) Viability of the nonculturable *Vibrio cholerae* O1 and O139. *Systematic and Applied Microbiology.* **24**(3), 331-341
3. Chaiyanan S., Chaiyanan S., Grim C., Mangel T., Huq A., Colwell R. R. (2007) Ultrastructure of coccoid viable but non-culturable *Vibrio cholerae*. *Environ Microbiol.* **9**(2), 393-402.
4. CONAGUA (2007), Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento <ftp://ftp.conagua.gob.mx/Mapas/libros%20pdf%202007/Desinfecci%F3n%20para%20Sistemas%20de%20Agua%20Potable%20y%20Saneamiento.pdf> (acceso 13 Abril 2018)
5. Ferro S., Amorico T. and Deo P. (2018) Role of food sanitising treatments in inducing the 'viable but

- nonculturable' state of microorganisms. *Food Control*. **7135**(18).30171-30173
6. Fiocca R., Necchi V., Sommi P., Ricci V., Telford J., Cover T.L. and Solcia E. (1999) Release of *Helicobacter pylori* vacuolating cytotoxin by both a specific secretion pathway and budding of outer membrane vesicles. Uptake of released toxin and vesicles by gastric epithelium. *J Pathol*. **188**(2).220-226
 7. Gão M.S., Azevedo N.F., Wilks S.A., Vieira M.J. and Keevil C.W. (2010) Effect of chlorine on incorporation of *Helicobacter pylori* into drinking water biofilms. *Applied and environmental microbiology*. **76**(5), 1669-1673.
 8. Highmore C.J., Warner J.C., Rothwell S.D., Wilks S.A. and Keevil C.W. (2018). Viable-but-nonculturable *Listeria monocytogenes* and *Salmonella enterica* serovar Thompson induced by chlorine stress remain infectious. *mBio*. **9**(2) 1-12.
 9. Hinze H., Prakash D. and Holzer H. (1987). Effect of ozone on ATP, cytosolic enzymes and permeability of *Saccharomyces cerevisiae*. *Arch Microbiol*. **147**(2).105-108.
 10. Islam M. S., Drasar B. S. and Sack R. B. (1994) Probable Role of Blue-green Algae in Maintaining Endemicity and Seasonality of Cholera in Bangladesh: a Hypothesis. *Journal of Diarrhoeal Diseases Research* **12**(4), 245-256
 11. Joseph S. and Bhat K. G. (2000) Effect of iron on the survival of *Vibrio cholerae* in water. *Indian Journal of Medical Research*. **111**, 115-117.
 12. Komanapalli I.R. and Lau B.H. (1996) Ozone-induced damage of *Escherichia coli* K-12. *Appl Microbiol Biotechnol*. **46**(5-6):610-614.
 13. Moreno Y., Piqueres P., Alonso J.L., Jiménez A., González A. and Ferrús M.A. (2007) Survival and viability of *Helicobacter pylori* after inoculation into chlorinated drinking water *Water Res*. **41**(15), 3490-3496
 14. Oliver J. D. (2005). The Viable but Nonculturable State in Bacteria. *Journal of Microbiology*, **43**(1), 93-100
 15. Oliver J. D. (2010). Recent findings on the viable but nonculturable state in pathogenic bacteria. *FEMS Microbiol. Rev*. **34**(4), 415-425
 16. OMS (2011) Cólera: mecanismo para el control y la prevención Informe A64/18 64.a Asamblea Mundial de la Salud Punto 13.9 del orden del día provisional, Ginebra, Suiza.
 17. Orta de Velásquez M. T., Yáñez I., Casasola B., Román P. I., (2017) Effects of ozone and chlorine disinfection on VBNC *Helicobacter pylori* by molecular techniques and FESEM images. *Environmental technology*. **38** 744-753.
 18. Percival S. L., Yates M. V., Williams D. W., Chalmers, R. M. and Gray N. F. (2014) Microbiology of Waterborne Diseases Microbiological Aspects and Risks 2nd edn. Gran Bretaña. 3-26
 19. Santiago P., Moreno Y. and Ferrús M.A. (2015). Identification of Viable *Helicobacter pylori* in Drinking Water Supplies by Cultural and Molecular. *Techniques. Helicobacter*. **20**(4):252-259.
 20. Reyes-Robles, T., Dillard R. S., Cairns L. S., Silva-Valenzuela C. A., Housman M., Ali A. Wright E. R. and Camilli A. (2018). *Vibrio cholerae* outer membrane vesicles inhibit bacteriophage infection *J. Bacteriol* **200**(12).
 21. Sardesai Y. N. (2005). Viable but non-culturable bacteria: their impact on public health. *Current science*. **89**(4), 1650
 22. Thanomsut B., Anupunpisit V., Chanphetch S., Watcharachaipong T., Poonkhum R. and Srisukonth C. (2002). Effects of ozone treatment on cell growth and ultrastructural changes in bacteria. *J Gen Appl Microbiol*. **48**(4).193-199.
 23. Yonezawa H., Osaki T., Kurata S., Fukuda M., Kawakami H., Ochiai K., Hanawa T. and Kamiya S. (2009). Outer membrane vesicles of *Helicobacter pylori* TK1402 are involved in biofilm formation. *BMC Microbiol*. **9**: 197.
 24. Zhang Y.Q., Wu Q.P., Zhang J.M. and Yang X.H. (2011) Effects of ozone on membrane permeability and ultrastructure in *Pseudomonas aeruginosa*. *J Appl Microbiol*. **111**(4):1006-1015

**[00326] COMPARACIÓN DE LA EFICACIA DE DOS NANOPARTÍCULAS
PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA****ISELA MARTÍNEZ FUENTES¹; MERCEDES ESPERANZA RAMÍREZ CAMPEROS²;
ROCÍO GARCÍA MARTÍNEZ³****Universidad Nacional Autónoma de México^{1,3}; Instituto Mexicano de Tecnología del Agua²;****iselamf042@gmail.com¹; eramirez@tlaloc.imta.mx²; gmrocio@atmosfera.unam.mx³****Palabras clave:** Adsorción, agua, arsénico, nanopartículas**Abstract**

The presence of arsenic in water represents a problem to public health, so it is necessary to develop new and economic alternatives for the removal of said pollutant. Currently, there is a great variety of macro and micro adsorbents. However, there is a growing interest in focusing research on the use of nanomaterials. Based on the aforementioned background, the objective of the present study was to investigate the feasibility of using Fe₂O₃ nanoparticles and reduced graphene functionalized with Fe₂O₃ to remove arsenic from water, as well as propose an alternative for separating said nanoparticles from the aqueous medium.

In order to comply with the permissible limit of NOM-127-SSA1-1994 of 0.025 mg/L, as well as the guideline value established by the World Health Organization (OMS, 2017) of 0.010 mg/L, the feasibility of removal was evaluated with the nanoparticles at different initial concentrations of arsenic (0.25, 0.75, 1.50 and 2.0 mg/L), with a nanoparticle dose of 1 g·L⁻¹ and agitation intensity of 100 rpm. The separation and recovery of the nanoparticles from the water was carried out by applying a magnetic field of 0.15 T followed by the filtration of the supernatant, which was analysed by atomic absorption spectrophotometry with graphite furnace (GFAAS). With the nanoparticles of Fe₂O₃ a removal of 99.29 % was achieved for an initial concentration of arsenic of 1.5 mg/L, while with graphene a removal of 99.73 % was obtained for an initial concentration of 0.25 mg/L both with contact times of 5 hours.

Introducción

El arsénico (As) es un metaloide que se encuentra en suelos, agua y biota. Se puede considerar como un contaminante ambiental peligroso, especialmente en el medio acuático (Abejón and Garea 2015). Los dos estados de oxidación comunes de As en el agua son As³⁺ y As⁵⁺ como parte de oxianiones disueltos (arsenito (AsO₃³⁻) y arseniato (AsO₄³⁻)), respectivamente. En aguas contaminadas con As, las especies de éste varían en función del pH y del potencial de óxido reducción (Litter et al., 2010).

La presencia de As en el medio ambiente por fuentes naturales se debe a la erosión de rocas y sedimentos, procesos de formación de minerales con origen hidrotermal, erupciones volcánicas y actividad geotérmica. Sin embargo, las actividades antropogénicas representan una contaminación generalizada de As como resultado de actividades industriales tales como procesamiento de minerales, combustión de carbón, petróleo y biomasa enriquecidos con As, así como la fabricación de semiconductores, vidrio y algunos productos farmacéuticos (Chen et al., 2016).

La exposición al As se da principalmente a través de agua contaminada y alimentos irrigados con ésta. En el cuerpo humano, se estima que el 40% del As proviene de comida contaminada (Arslan et al., 2016). El As es un carcinógeno y un agente mutagénico que causa efectos tóxicos en todos los sistemas del cuerpo. La intoxicación aguda con As causa vómitos, diarrea, calambres musculares y anomalías cardíacas. La intoxicación crónica está asociada con síntomas como letargo, dolor abdominal, pigmentación marrón, leucomelanos y queratosis de palmas y plantas característicamente vistos en arsenismo (Jain and Chandramani, 2018).

Actualmente existen diversas tecnologías para la remoción de As del agua, entre los procesos más comunes se tienen los tratamientos fisicoquímicos como la oxidación, coagulación y precipitación, adsorción, intercambio iónico, filtración por membranas, electrodiálisis inversa y tratamientos biológicos como la fitorremediación, la electrocoagulación y el

electrocinético (D'Ambrosio, 2005). Sin embargo, para definir la alternativa más adecuada de remoción se deben analizar costos de instalación, operación y mantenimiento, eficiencia del proceso, generación de residuos, insumos químicos que se demanden, entre otros.

Pese a que se cuenta con una gran variedad de adsorbentes (óxidos de aluminio, alúmina activada, óxidos e hidróxidos de hierro, dióxido de titanio, óxido de cerio, hierro valencia cero, zeolitas, etc.) no se han logrado reducir los tiempos ni la cantidad de adsorbente que se demanda, razón por la cual se continúa explorando el desarrollo de nuevos materiales y mejorando la eficiencia de los ya existentes, llegando a enfocar la investigación en el campo de los nanomateriales (Ravenscroft et al., 2009).

Las nanopartículas (NPs) son materiales con sus tres dimensiones de tamaño nanométrico, como resultado de su tamaño poseen características estructurales y morfológicas que las hacen ideales para cierto tipo de aplicaciones (Feng et al., 2012), en diversos estudios se ha demostrado que son eficientes para el tratamiento del agua contaminada por As hasta el grado de obtener un agua apta para consumo humano, saneamiento y riego.

Específicamente las NPs magnéticas a base de hierro, ya sea hierro metálico u óxidos se han utilizado recientemente en la remoción de As debido a que tienen mayor susceptibilidad magnética, alta estabilidad química y baja toxicidad, además de que se pueden recuperar de manera eficiente aplicando un campo magnético (Yavuz et al., 2006).

Otra de las NPs que han despertado gran interés en el tratamiento de aguas son las de grafeno y sus derivados (óxido de grafeno (OG) y óxido de grafeno reducido (OGr)) debido a sus propiedades físicas como alta conductividad eléctrica y térmica, además de la ventaja de su enorme área superficial (valor teórico de 2630 m²/g), estructura bidimensional única (2D), alta movilidad de electrones y fácil funcionalización de la superficie (Wang and Astruc, 2018).

Objetivo

Evaluar la eficacia de dos tipos de nanopartículas comerciales para la remoción de arsénico en agua, y separar dichas nanopartículas del medio acuoso.

Metodología

Se seleccionó trabajar con dos NPs comercialmente disponibles (Tabla 1), debido a sus propiedades estructurales, su gran área superficial, alta estabilidad, tamaño, ambiente circundante e interacciones metal-soporte.

Tabla 1. Nanopartículas utilizadas

Nanopartículas	Descripción	Apariencia física
Fe ₂ O ₃ -ID01	Óxido de hierro (Fe ₂ O ₃): NPs magnéticas y semiconductoras	Polvo fino rojizo
GR-ID01	Grafeno reducido y funcionalizado con Fe ₂ O ₃ (2 % a 5 %)	Polvo granular negro

Selección del pH de trabajo

Con el objetivo de optimizar el pH de trabajo se determinó el punto isoeléctrico (PIE) y el punto de carga cero (PCZ) de cada una de las NPs. Para el PIE se colocaron 50 mL de agua destilada en Erlenmeyers de 100 mL ajustando el pH entre 2 y 11 unidades con HCl e NaOH 0.1M; a estas disoluciones se les agregó 0.5 g de NPs y se midió el potencial zeta. El PIE corresponde al valor de pH en el cual el potencial zeta es cero. El PCZ se determinó con las mismas disoluciones una vez transcurridas 72 horas bajo agitación, midiendo el pH final.

Estudio de adsorción

Para llevar a cabo los ensayos de adsorción se preparó una disolución madre de As (V) a 25 mg/L a partir de Na₂HAsO₄·7H₂O al 100 % (marca Spectrum). Con el propósito de conocer la influencia de la concentración inicial de As en la remoción se realizaron ensayos con concentraciones de 0.25, 0.75, 1.5 y 2 mg/L de As, valores que son comúnmente reportados en la literatura.

El contacto entre el contaminante (As) y los adsorbentes (NPs) se propició por medio de un sistema de pruebas de jarras compuesto por seis jarras y un sistema de agitación por paletas a una intensidad de agitación de 100 rpm (Figura 1). El grado de adsorción del As del agua en la superficie de las NPs está altamente influenciado por el tipo y dosis de éstas y el tiempo de agitación, por lo que la dosis de NPs empleadas fue de 1 g·L⁻¹ con tiempos de muestreo de 0.5, 1, 2, 3, 4 y 5 horas. Tanto las variables de concentración inicial de As, como la dosis de NPs, tiempo de contacto e intensidad de agitación se seleccionaron en base a estudios reportados en donde se utilizan diferentes tipos de NPs.

Figura 1. Sistema de prueba de jarras



Separación y recuperación de las NPs del agua

Debido a las propiedades magnéticas de las NPs de Fe_2O_3 se empleó un campo magnético de 0.15 T como medio de separación. En el caso de las NPs de OGr se aprovechó su capacidad de sedimentación, adicional a la posible respuesta al campo magnético causado por su recubrimiento con Fe_2O_3 . El sobrenadante fue sometido a filtración, empleando papel filtro Whatman (45 μm) con lo que se aseguró la eliminación de color y posibles residuos de NPs en el efluente, recuperando las NPs (Figura 2).



Figura 2. Separación magnética, filtración y recuperación de las NPs

Cuantificación de arsénico

La determinación de As en las muestras de agua tratada con las NPs se llevó a cabo con un espectrofotómetro de absorción atómica con horno de grafito marca GBC, modelo Avanta Σ . La calibración se realizó empleando un estándar certificado y trazable al Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (por sus siglas en inglés, NIST), utilizando curvas de calibración con concentraciones de 2, 4, 8, 12, 16 y 20 $\mu\text{g/L}$ y su respectivo blanco reactivo. El As se midió a una longitud de onda de 193.7 nm.

Resultados y discusión

El PIE fue determinado por el método del potencial zeta y el PCZ con el pH final, encontrando los valores que se muestran en la Tabla 2. Dado que el PIE y el PCZ corresponden a puntos de equilibrios de cargas sobre el material adsorbente permiten establecer el valor de pH para alcanzar una remoción eficiente. La diferencia encontrada en estos parámetros para las NPs puede explicarse debido a las diferentes propiedades estructurales, químicas y físicas que posee cada una de ellas.

Tabla 2. PIE y PCZ de las NPs en estudio

Nanopartículas	Punto isoelectrico (PIE)	Punto de carga cero (PCZ)
Fe_2O_3	6.3	8.2
OGr	2.8	4.4

Análisis de la remoción de As

Los experimentos de adsorción se realizaron con una dosis de adsorbente de 1 g/L a concentraciones iniciales de As de 0.25, 0.75, 1.5 y 2 mg/L de As. Los valores iniciales de pH de las disoluciones de As se ajustaron a 4.5 para las NPs de Fe_2O_3 y 6.0 para las de OGr, en base a los valores obtenidos de PIE y PCZ.

Los tiempos de adsorción de As con las NPs de Fe_2O_3 se muestran en la Figura 3, observando que la primera hora corresponde a una etapa de adsorción rápida, y a partir de entonces las tasas de adsorción disminuyen. Para una concentración inicial de As de 0.25 mg/L se cumple con el valor guía establecido por la OMS a un tiempo de contacto de 3 horas, mientras que para las concentraciones iniciales de 0.75 y 1.5 mg/L se cumple a las 5 horas.

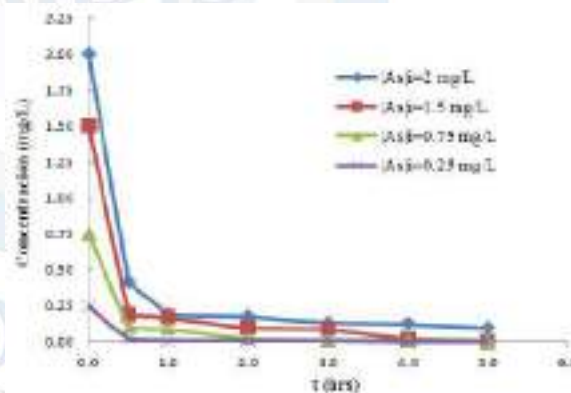


Figura 3. Cinética de adsorción a diferentes concentraciones iniciales de As con las nanopartículas de Fe_2O_3

Estos resultados indican que la adsorción de As se produjo en la superficie de las NPs. Las NPs magnéticas de Fe_2O_3 mostraron una tasa de adsorción alta. La cinética del proceso de adsorción se ajustó por el modelo cinético de pseudo segundo orden que puede expresarse mediante la ec (1) y cuyos parámetros de ajuste se muestran en la Tabla 3.

$$q_t = t / \left(\frac{1}{v_0} + \frac{t}{q_e} \right) \quad (1)$$

Donde q_e es la capacidad de adsorción en equilibrio, q_i es la cantidad de As adsorbido en la superficie y v_0 representa la tasa de adsorción inicial.

Tabla 3. Parámetros del modelo de pseudo segundo orden para la adsorción de As en las nanopartículas de Fe_2O_3

$ As _i$ (mg/L)	q_e (mg/g)	v_0 (mg/h)	R^2
0.25	0.24	20.60	0.9999
0.75	0.74	6.76	0.9995
1.50	1.49	3.36	0.9988
2.0	1.90	2.63	0.9996

En la remoción de As con las NPs de OGr se observan tasas de adsorción paulatinas durante las primeras 2 horas, posterior a ellas la tasa de adsorción disminuye como se muestra en la Figura 4.

En la quinta hora de muestreo se obtuvieron concentraciones residuales de 0.001, 0.103, 0.187 y 0.68, **mg/L** correspondientes a las concentraciones iniciales de As de 0.25, 0.75, 1.5 y 2 **mg/L** respectivamente.

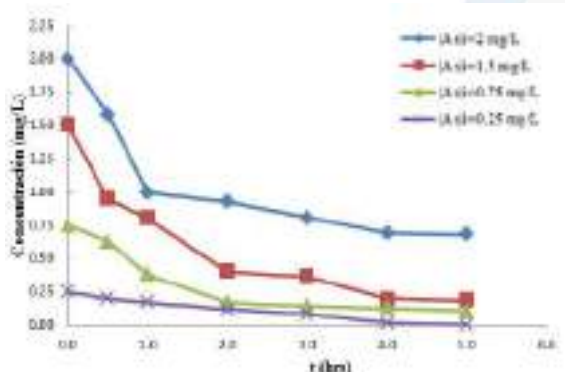


Figura 4. Cinética de adsorción a diferentes concentraciones iniciales de As con las nanopartículas de OGr

Con el propósito de realizar una comparación con las NPs de Fe_2O_3 la cinética de adsorción se ajustó al modelo cinético de pseudo segundo orden, obteniendo los parámetros de ajuste que se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Parámetros del modelo de pseudo segundo orden para la adsorción de As en las nanopartículas de GOr

$ As _i$ (mg/L)	q_e (mg/g)	v_0 (mg/h)	R^2
0.25	0.25	20.05	0.7301
0.75	0.65	7.73	0.8287

1.50	1.31	3.81	0.9673
2.0	1.32	3.79	0.9608

Comparando las cinéticas de adsorción de ambas NPs se observa que con las de Fe_2O_3 se obtiene una adsorción más eficaz en tiempos menores a una hora, por lo que el valor de las concentraciones residuales de As se encuentra por debajo del valor guía establecido por la OMS. Debido a que la adsorción con las NPs de OGr es paulatina se obtienen porcentajes de remoción menores con respecto a las de Fe_2O_3 . Lo anterior puede deberse a que bajo las condiciones de operación aplicadas las NPs de OGr tendieron ligeramente a sedimentar y aglomerarse, lo cual impidió la correcta suspensión en el medio acuoso, por lo que posiblemente la disposición de sus sitios activos se vio afectada y con ello la adsorción del As.

Conclusiones

La determinación del PIE y el PCZ permitió seleccionar el pH óptimo para llevar a cabo la remoción de As, reduciendo costos de utilización de equipos y horas de trabajo.

La concentración residual de As en el agua cumple con el valor guía establecido por la OMS utilizando las NPs de Fe_2O_3 a concentraciones iniciales de As de 1.5 mg/L e inferiores, mientras que con las de OGr se cumple para una concentración inicial de As de 0.25 mg/L para ambas con tiempos de contacto menores a 5 horas. Por lo que la eficacia de las NPs Fe_2O_3 es mayor bajo las condiciones de trabajo impuestas.

Con respecto a la separación y recuperación de las NPs se observó que las de Fe_2O_3 se logran separar de manera más eficiente aplicando un campo magnético; mientras que, las de OGr se separan mejor mediante sedimentación.

Referencias bibliográficas

- Abejón, R., and Garea, A. (2015). A bibliometric analysis of research on arsenic in drinking water during the 1992–2012 period: An outlook to treatment alternatives for arsenic removal. *Journal of Water Process Engineering*, 6, 105-119.
- Arslan, B., Djamgoz, M. B., and Akün, E. (2016). ARSENIC: A review on exposure pathways, accumulation, mobility and transmission into the human food chain. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 243* (pp. 27-51). Springer, Cham.
- Chen, W. Q., Shi, Y. L., Wu, S. L., and Zhu, Y. G. (2016). Anthropogenic arsenic cycles: A research framework and features. *Journal of cleaner production*, 139, 328-336.

D'Ambrosio, C. (2005). Evaluación y selección de tecnologías disponibles para remoción de arsénico. *Memorias. IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, Argentina*. Vol. 25, pp. 1-11.

Diario Oficial de la Federación (DOF) (2000). Modificación a la norma oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. Ciudad de México: Diario Oficial de la Federación.

Feng, L., Cao, M., Ma, X., Zhu, Y., and Hu, C. (2012). Superparamagnetic high-surface-area Fe₃O₄ nanoparticles as adsorbents for arsenic removal. *Journal of hazardous materials*, 217, 439-446.

Jain, N., and Chandramani, S. (2018). Arsenic Poisoning-an overview. *Indian Journal of Medical Specialities*

Litter, M. I., Morgada, M. E., and Bundschuh, J. (2010). Possible treatments for arsenic removal in Latin American

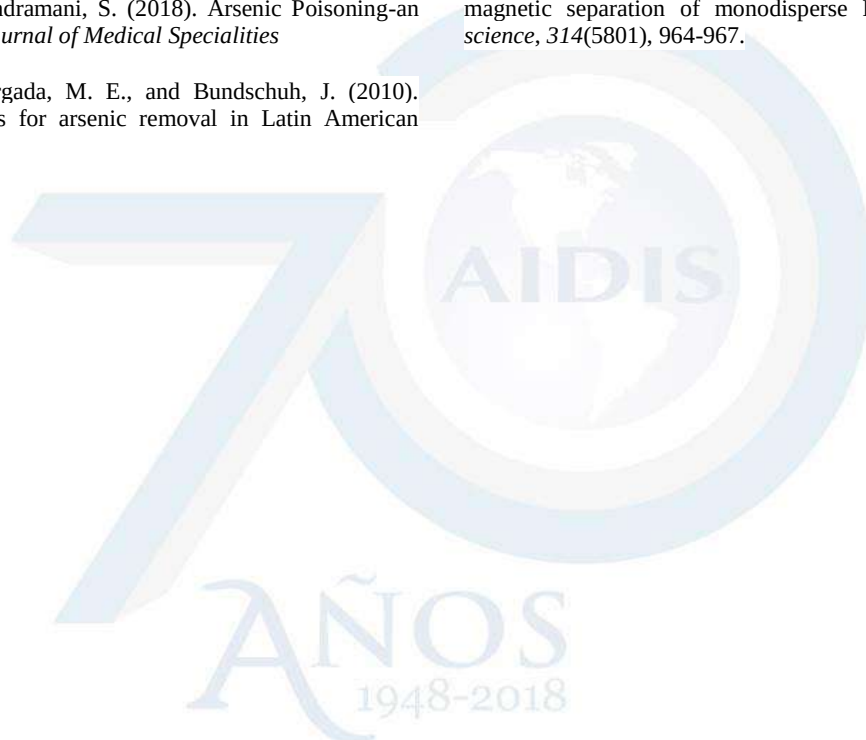
waters for human consumption. *Environmental Pollution*, 158(5), 1105-1118.

Organización Mundial de la Salud (OMS), 2017. Arsénico. Nota descriptiva N°372. <http://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic> (visitado el 7 de febrero del 2018).

Ravenscroft, P., Brammer, H., and Richards, K. (2009). *Arsenic pollution: a global synthesis*. Vol. 28. John Wiley and Sons.

Wang, C., and Astruc, D. (2018). Recent developments of metallic nanoparticle-graphene nanocatalysts. *Progress in Materials Science*, 94, 306-383.

Yavuz, C. T., Mayo, J. T., William, W. Y., Prakash, A., Falkner, J. C., Yean, S., and Natelson, D. (2006). Low-field magnetic separation of monodisperse Fe₃O₄ nanocrystals. *science*, 314(5801), 964-967.



[00334] EFECTO DEL CLORO Y EL OZONO EN LA ULTRAESTRUCTURA CELULAR DE VIBRIO CHOLERAЕ VARIANTE RUGOSA

**ISAURA YÁÑEZ NOGUEZ¹; KARINA ANTENGUEÑO REYES²; DAVID PÉREZ
CENOBIO³; ANELLY JAQUELINE LUNA HERNÁNDEZ⁴; MARÍA TERESA ORTA
LEDESMA⁵**

Instituto De Ingeniería UNAM^{1,2,3,4,5}

**iyanezn@iingen.unam.mx¹; katenguenor@iingen.unam.mx²; dperezce@iingen.unam.mx³;
alunah@iingen.unam.mx⁴; mortal@iingen.unam.mx⁵**

Palabras clave

V. cholerae rugosa, FESEM, cloro, ozono.

Abstract

In the present study, the disinfection of the rugose variety of *V. cholerae* with chlorine and ozone was carried out to evaluate the damage that disinfectants cause to the ultra-structure of the bacteria; the observation of these damages was done by means of Field Emission Scanning Electron Microscope (FESEM). It began with the induction of the *V. cholerae* bacterium to a rough variety, this induction was achieved with alternate reseeding between 2% alkaline pepton water (APA) and BHI agar. With the bacteria already induced to the rugose variety, disinfection with chlorine and ozone was carried out at different concentrations of disinfectant and different contact times. After disinfection, the samples were treated for observation by FESEM microscopy; the phases of this treatment consisted of fixation with glutaraldehyde, dehydration with alcohol-water mixtures and critical drying. In the samples observed of the induction of the bacterium to the rough variety it was observed that the bacterium was covered with a biofilm of exopolysaccharides. With chlorine it is observed that the bacteria or rather the layer that covers it does not have appreciable damage, that is to say the amount of chlorine used is not sufficient to remove the biofilm layer that the bacteria possesses. As for ozone, it is observed that folds are formed in the protective layer of the bacterium, however, it is not sufficient to promote cell lysis; therefore, in the case of both disinfectants, no significant damage is observed in the cell wall of *V. cholerae* rugose variety.

Introducción

Mientras que el papel y la supervivencia de muchos patógenos han recibido mucha atención en la microbiología clínica, existe un conocimiento limitado sobre sus nichos ecológicos y la supervivencia a las condiciones que se encuentran en el ambiente. Entre los nichos ambientales que estos patógenos podrían ocupar durante su ciclo de vida fuera del huésped, el agua desempeña un papel importante para muchos de ellos, lo que no es sorprendente teniendo en cuenta la eficiencia del agua como vehículo de transmisión. Y aunque algunos patógenos pasan la mayor parte de su vida en el ambiente acuático y están bien adaptados a las bajas concentraciones de nutrientes y a las condiciones físicas, químicas y biológicas que se encuentran en el agua; el agua puede verse como su hábitat natural y la propagación puede ocurrir tanto en el agua como en algún huésped (Nocker, citado en Percival, 2014, capítulo uno) y resurgir en algún momento.

Algunos autores han reportado que un mecanismo de supervivencia de la bacteria *V. cholerae*, es la habilidad que tiene de adherirse y formar una biocapa sobre una gran variedad de superficies con diversa especificidad ya que no solo se adhiere a la mucosa de mamíferos y células del intestino, sino también a otros organismos acuáticos como algunos crustáceos, zooplancton e invertebrados o en elementos abióticos como los son algunos sedimentos. Dichas biopelículas podrían ser un importante reservorio en períodos inter-epidémicos (Alam et al., 2007; citado por Percival 2014). Si bien existen diferentes escenarios mediante los cuales las bacterias desarrollan estrategias de supervivencia, es importante tomar en cuenta que los cambios morfológicos y fisiológicos de estos microorganismos juegan un papel fundamental que les permite permanecer en diferentes ambientes.

Al respecto, cuatro diferentes escenarios han sido considerados como modo de existencia para los patógenos transmitidos por el agua: A) la forma planctónica, B) un estilo de vida intracelular dentro de los hospedantes protozoarios, C) la asociación con biopelículas (biofilms) y D) unidos a partículas de material orgánico/inorgánico (Figura 1). Estos “estilos de vida” tiene implicaciones importantes para la supervivencia de los patógenos en el agua (Nocker, citado en Percival, 2014, capítulo uno).

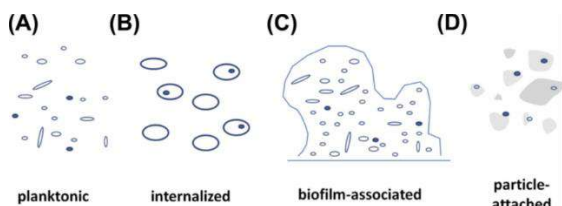


Figura 1. Esquema de cuatro diferentes escenarios mediante los cuales un patógeno puede vivir en el ambiente acuático. Fuente: Percival, 2014

Cuando *V. cholerae* es cultivado en placas de cultivo, se pueden diferenciar dos tipos de colonias morfológicamente distintas: lisa y rugosa (figura 2).

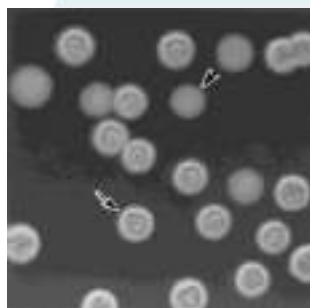


Figura 1. *V. cholerae*, colonias lisas y colonias rugosas.

Fuente: Wai et. al., 1998.

Los fenotipos difieren en su capacidad de formación de biopelícula, ya que la variante rugosa muestra una mayor producción de polisacáridos y una mayor capacidad para formar biopelículas. (Yildiz y Schoolnik 1999) (Percival, 2014). Ha sido reportada la formación de biopelícula por la cepa rugosa mediante microscopía electrónica de barrido (Scanning electron microscopy, SEM por sus siglas en inglés) y se observó que las cepas rugosa al tener materiales exopolisacáridos (EPS) adquirieron resistencia al estrés osmótico y oxidativo además de que promovió la formación de biopelícula (Wai et. al., 1998). Varios autores han demostrado que la variante rugosa de *V. cholerae* ha mostrado resistencia a la cloración y que incluso una cepa lisa al exponerse a cloro desarrolla la variante rugosa como forma de resistencia (Rice et al., 1992; Rice et al., 1993; Morris, 1996; Sousa, 2001). Siendo el cloro la primera opción de control para la desinfección de agua de suministro, queda entonces el cuestionamiento respecto a la eficacia de éste desinfectante

para inactivar las formas resistentes de *V. cholerae* variedad rugosa.

El resurgimiento de *V. cholerae* como patógeno emergente, puede estar relacionado con la reactivación de las células cuando existe un ambiente de crecimiento idóneo, ya que aunque las células estén dañadas o inactivadas, es posible que éstas puedan reparar el daño y promover un mecanismo de resucitación (Alam et al., 2006; Faruque et al., 2006). Ésta reactivación podría explicar la emergencia o reemergencia de los patógenos, lo cual puede deberse tanto a mecanismos de selección o mutación, adaptación a nuevos huéspedes o ambientes e incluso a la resistencia a desinfectantes comunes como el cloro (Gião et al., 2010).

Dicha supervivencia adquiere relevancia en los sistemas de distribución toda vez que se ha probado la permanencia de bacteria en la biopelícula de diferentes tipos de tuberías en un sistema modelo de agua potable clorada (Dong-Geun et. al., 2007). De acuerdo a lo reportado en la bibliografía se desconocen reportes que hayan probado el efecto que el ozono y el cloro ocasionan a nivel celular en la variante rugosa de *V. cholerae*. Es por ello que el presente estudio se enfoca a determinar el efecto que dos desinfectantes comúnmente utilizados para la desinfección del agua para consumo: el ozono y el cloro, pueden tener en la variante rugosa de la bacteria *V. cholerae*.

Objetivos

Evaluar efecto que ocasiona el ozono y el cloro en la ultraestructura de la bacteria *Vibrio cholerae* variante rugosa mediante microscopía FESEM.

Metodología

El uso del ozono y cloro fueron evaluados para determinar los posibles daños ocasionados en células de la bacteria *V. cholerae* variante rugosa, ésta variante ha sido reportada por desarrollar un mecanismo de supervivencia en el ambiente a través de la producción de exopolisacáridos lo que le confiere la morfología rugosa de las colonias, así como cierta resistencia en el ambiente. La inactivación de las células se evaluó mediante la siembra en placa de suspensiones bacterianas antes y después de ser sometidas a ambos desinfectantes.

Inducción de *Vibrio cholerae* a su variedad rugosa. Para asegurarnos de que se estuviera trabajando con la variante rugosa de la bacteria, se llevó a cabo su inducción. Se cultivó la bacteria, inicialmente en su morfología lisa, en placas de agar tripticasa de soya (TSA por sus siglas en inglés Trypticase Soy Agar) y se tomó una colonia aislada, ésta se inoculó en tubos de ensayo con 5 ml de agua peptonada alcalina (APA) al 2% incubándolos a 37°C durante 24 horas, posteriormente se tomó una asada y se cultivó en agar infusión

cerebro corazón (BHI por sus siglas en inglés Brain Heart Infusion) durante 24 hora a 37°C. Este procedimiento se alternó durante 12 días, es decir cada 24 hrs se sembró el cultivo un día en APA 2% y un día en agar BHI. Y se le dio seguimiento hasta observar una morfología colonial rugosa (figura 2).

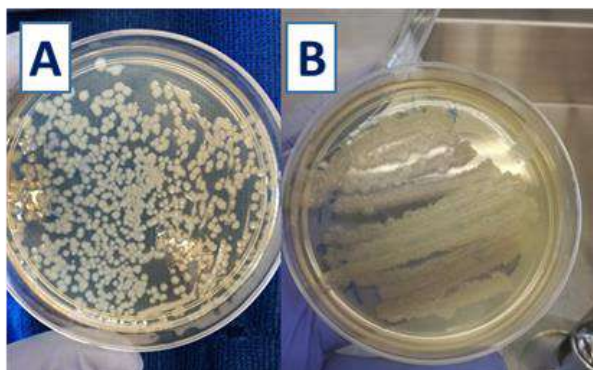


Figura 2. Colonias lisas y rugosas de *V. cholerae* en agar BHI.

Una vez que se consiguió inducir la variante rugosa, se procedió a realizar las pruebas de desinfección con ozono y cloro. Para elegir el mejor medio acuoso para la desinfección y debido a la alta viscosidad de las colonias, se realizaron pruebas con agua destilada estéril, buffer de fosfatos y solución salina isotónica (SSI), teniendo mejor solubilidad en el agua destilada. No obstante, dicha solubilidad fue complicada ya que la suspensión bacteriana se dispersaba en el medio, por lo que fue necesario comprobar continuamente la viabilidad de la bacteria tomando una alícuota del sobrenadante y sembrando en agar TSA a 37°C durante 24 horas, en todos los casos hubo desarrollo del cultivo en su morfología rugosa.

Desinfección con ozono y cloro. Soluciones stock de ambos desinfectantes fueron preparadas para llevar a cabo los procesos. Una solución stock de ozono fue preparada en una columna de vidrio de capacidad de 2000 mL (110 cm de altura por 5.5 cm de diámetro interno). El ozono es generado a partir de aire enriquecido con oxígeno en un generador de ozono Labo 76 (Emery Trailigaz, USA) con capacidad de producción de 1.9 g de O₃/h. el ozono paso a por el fondo de la columna a través de un disco difusor equipado con un disco poroso de vidrio (diámetro de poro de 30 µm). La concentración de ozono residual presente en el agua se midió con el método de índigo usando como instrumento de medición un espectrofotómetro HACH DR-3900, el cual mide la absorbancia. Los tiempos de exposición probados para ozono fueron 1, 3, 7.5 y 18 minutos y las dosis aplicadas 0.5 y 1 mg/L. Para la desinfección con cloro, se utilizó una solución de cloro preparada a partir de una solución comercial de hipoclorito de sodio. Posterior a la desinfección el producto fue filtrado por un filtro de 4 µL para remover la turbiedad y así poder medir el cloro residual. Al filtrado se le adiciono el

reactivo DPD que en presencia de cloro torna un color rosado fue medido con un espectrofotómetro portátil (HACH pocket colorimeter cat. 46700-00). Los tiempos de exposición probados para cloro fueron 5 y 10 minutos y aplicando dosis de 1.0, 1.5 y 2.0 mg/L.

Para evaluar el efecto del ozono y cloro en la variedad rugosa de *V. cholerae*, fueron usados 50 µL de la solución bacteriana contenida en agua destilada con una densidad bacteriana de 9x10⁸, a los cuales se adicionaron 950 µL de cada desinfectante a la concentración requerida, las cuales fueron colocados en tubos Eppendorf. Las reacciones de desinfección fueron neutralizadas una vez concluido cada tiempo de exposición agregando una solución estéril de tiosulfato de sodio (Na₂S₂O₃). Para cada dosis aplicada de desinfectante y tiempo de reacción se realizaron triplicados. Posterior a la desinfección las muestras se trataron para su observación en microscopía electrónica FESEM.

Micrografías FESEM. Las muestras sin tratamiento y las muestras tratadas con ozono y cloro fueron centrifugadas a 5000 rpm por 10 minutos. El sobrenadante fue desechado y el pellet obtenido se fijó con glutaraldehído al 3% (1:1 volumen de la muestra) manteniéndose así durante 120 minutos. Una vez transcurrido el tiempo de fijación se centrifugaron las muestras a 5000 rpm por 10 minutos, se inició la deshidratación de las muestras con una solución etanol-agua en concentraciones crecientes de 10% al 100% (10%, 20%, 30%, 40%, 50%, 60%, 70%, 80%, 90% y 100%). Posterior a la deshidratación se llevaron las muestras a secado a punto crítico con CO₂. Para su observación mediante FESEM las muestras se montaron en un porta muestras cilíndrico de latón y se adhirieron con cinta de carbono, posteriormente fueron observadas en un microscopio electrónico FESEM (JEOL JSM-7600F).

Evaluación de la inactivación de *V. cholerae* variante rugosa. Para determinar el porcentaje de inactivación de la bacteria, las muestras después de los procesos de desinfección fueron sembradas en agar TSA y cuantificadas usando la metodología de microdilución por el método de Miles y Misra el número de unidades formadoras de una colonia (UFC) en una suspensión bacteriana fue contabilizada.

Resultados y discusión

Para evaluar los efectos que el ozono y el cloro causan en las células de *V. cholerae* variante rugosa, se analizaron las micrografías obtenidas antes y después de los procesos de desinfección. Así también se determinó la inactivación de las mismas cuantificando las colonias en agar TSA.

En la figura 3, se presentan las micrografías FESEM de células de *V. cholerae* variante lisa (Figura 3A) y variante rugosa (Figuras 3B, 3C y 3D) antes de los procesos de desinfección con ozono y cloro. En las cuales se puede

observar que los bacilos están recubiertos por una capa rugosa, ésta es una capa viscosa de exopolisacáridos que permiten la formación de la biopelícula, en la micrografía de la Figura 3D, se observa como las células se aglomeran gracias a la gran cantidad de exopolisacáridos. Ha sido reportado que cuando se forman estos cúmulos de células aunado a la gran cantidad de exopolisacáridos, la acción de los desinfectantes puede verse limitada, tal es el caso de lo reportado por Don-Geun et. al., 2007.

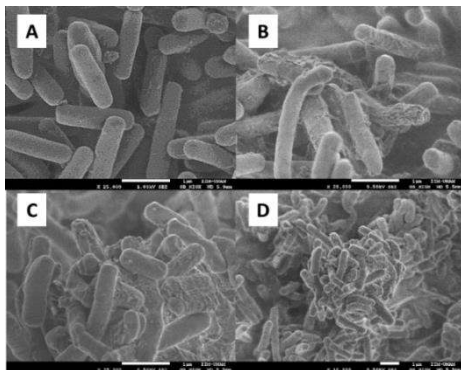


Figura 3. Micrografías FESEM de *V. cholerae* variante lisa (A) y variante rugosa (B, C y D) antes de los procesos de desinfección con ozono y cloro.

El efecto del cloro fue evaluado en las células de *V. cholerae* variante rugosa (Figura 4). Se encontró que con 2.0 mg/L de cloro y 10 minutos de tiempo de contacto se logró la inactivación de 3.6 log (N0/N). No obstante, las micrografías de la figura 4 muestran células prácticamente sin daño en su ultraestructura, el único efecto observado fue la separación de las células, es decir, los cúmulos formados fueron separados. Los resultados indicaron que la elevada secreción de exopolisacáridos que son liberados por ésta variante la bacteria limitó la acción desinfectante del cloro, incluso cuando se aplicaron dosis de 2.0 mg/L con tiempo de exposición de 10min. Nuestros resultados concuerdan con diversos autores (Clarck et. al., 1994; Wai et. al., 1998; Ali et. al., 2002; Matz et. al., 2005; Simoes et. al., 2010; Ledón et. al., 2014) quienes han reportado la resistencia de ésta variante por acción del cloro, e incluso adquirir el fenotipo rugoso al exponerse a éste desinfectante.

Incluso se ha reportado que ésta variante sobrevive a concentraciones de 2 mgL⁻¹ de cloro con un tiempo de exposición de 30 minutos, y aunque se inactivan de 2 a 3 log (N0/N), no se logra la remoción total de la bacteria. Esto fue corroborado por Sousa et. al., 2005 quien reporta la sobrevivencia de la bacteria al ser expuesta a 10 mgL⁻¹ de cloro e inclusive se observó el desarrollo del fenotipo rugoso de las células que mostraron resistencia. Así mismo Ledón et. al., 2014. La resistencia de cepas rugosas de *V. cholerae* en presencia de biopelículas fue también corroborada por Ledón et. al., 2014 cuando se ensayó la susceptibilidad al cloro, estos autores observaron que se mantuvo prácticamente constante la

cantidad de células viables en el tiempo (105 UFC/mL a los 30 min del tratamiento).

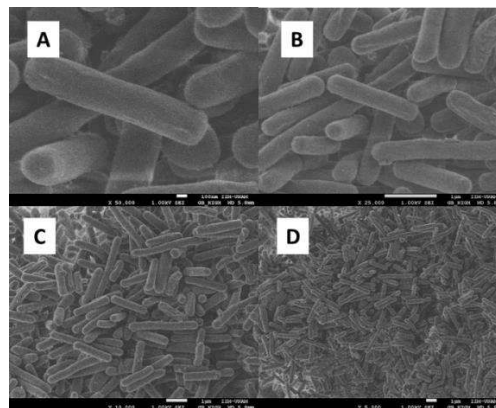


Figura 4. Micrografías FESEM de *V. cholerae* variante rugosa sometida a un proceso de desinfección con cloro.

Por otro lado, se presentan las micrografías obtenidas después de someter la variante rugosa de *V. cholerae* a un proceso de desinfección con ozono (Figura 4). La cuantificación celular después del proceso mostró que se logran inactivar hasta 4.3 log (N0/N) aplicando 18 mg/ de ozono con un tiempo de contacto de 10 minutos. Sin embargo mediante FESEM se determinó que no se observó daño en la ultraestructura de la bacteria. Lo observado en las micrografías fue una aparente deshidratación de las células ya que la morfología celular presentó pliegues (Figuras 4A, 4B y 4D) y sólo en escasas células se observaron pequeñas cavidades (Figura 4A). Al igual que en el proceso de desinfección con cloro al aplicar ozono resultó complicado romper la biopelícula que se forma debido a la gran cantidad de exopolisacáridos liberados.

Hasta donde se sabe no hay reportes respecto al uso del cloro y el ozono para evaluar el daño estructural de la variante rugosa de *V. cholerae* mediante FESEM, por lo que no fue posible comparar las micrografías obtenidas.

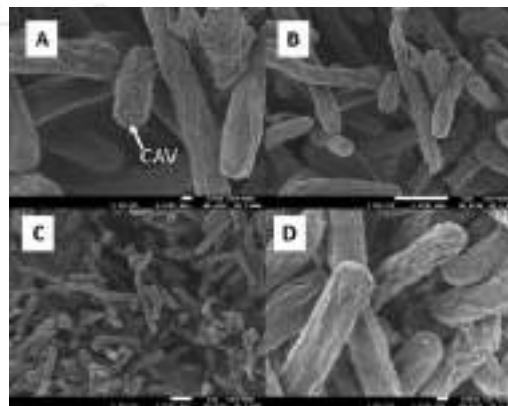


Figura 5. Micrografías FESEM de *V. cholerae* variante rugosa sometida a un proceso de desinfección con cloro.

Conclusiones

Mediante ozono y cloro fue posible la inactivación de 4.3 y 3.6 log (N0/N) de la variante rugosa de *V. cholerae*. No obstante y a que el ozono fue más efectivo en la inactivación, bajo las condiciones de análisis probadas en éste trabajo el daño en la ultraestructura de la bacteria no fue visualizado en las micrografías FESEM para ninguno de los dos desinfectantes. La variante rugosa de *V. cholerae* resulta una forma muy resistente de ésta bacteria, lo cual se adjudica a la elevada producción de exopolisacáridos. Los resultados del presente estudio dan la pauta para profundizar las investigaciones respecto al uso del cloro y el ozono para la remoción de ésta variante, ya que éste mecanismo de supervivencia de la bacteria en el ambiente podría tener implicaciones importantes en el resurgimiento de *V. cholerae*.

Referencias bibliográficas

1. Alam M., Sultana M., Nair G. B., Siddique A. K., Hasan N. A., Sack R. B., Sack D. A., Ahmed K. U., Sadique A., Watanabe H., Grim C. J., Huq A. and Colwell R. R. (2007). Viable but nonculturable *Vibrio cholerae* O1 in biofilms in the aquatic environment and their role in cholera transmission. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**(45), 17801-17806.
2. Ali A., Rashid M.H., and Karaolis D.K. (2002) High-frequency rugose exopolysaccharide production by *Vibrio cholerae*. *Applied and Environmental Microbiology* **68**(11), 5773-5778.
3. Clark C.G. (1994). Diamond L.S. Pathogenicity, virulence and Entamoeba histolytica. *Parasitol Today*. **10**(2): 46-47.
4. Dong-Geun Lee, Seong Joo Park, and Sang-Jong Kim. (2007) Influence of Pipe Materials and VBNC Cells on Culturable Bacteria in a Chlorinated Drinking Water Model System. *J. Microbiol. Biotechnol.* **17**(9), 1558-1562.
5. Faruque SM1, Biswas K, Udden SM, Ahmad QS, Sack DA, Nair GB, Mekalanos JJ. (2006). Transmissibility of cholera: in vivo-formed biofilms and their relationship to infectivity and persistence in the environment. *Proc Natl Acad Sci.* **103**(16):6350-6355.
6. Gião M.S., Azevedo N.F., Wilks S.A., Vieira M.J. and Keevil C.W. (2010) Effect of chlorine on incorporation of Helicobacter pylori into drinking water biofilms. *Applied and environmental microbiology.* **76**(5), 1669-1673.
7. Ledón T., Hernández D. D., Marrero K. y Fando R. (2014) Modelación in vitro del comportamiento ambiental de cepas atenuadas de *Vibrio cholerae* O139 *Biotecnología Aplicada.* 31: 121-128.
8. Matz C., McDougald D., Moreno A.M., Yung P.Y., Yildiz F.H. and Kjelleberg S. (2005) Biofilm formation and phenotypic variation enhance predation-driven persistence of *Vibrio cholerae*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**(46), 16819-16824
9. Morris J. G. Jr., Sztein M. B., Rice E. W., Nataro J. P. Losonsky G. A., Panigrahi P., Tacket C. O. and Johnson J. A. (1996). *Vibrio cholerae* O1 Can Assume a Chlorine-Resistant Rugose Survival Form that Is Virulent for Humans *The Journal of Infectious Disease* **174**:1364-1368
10. Percival S. L., McCarty, S. M. and Lipsky, B. (2015). Biofilms and Wounds: An Overview of the Evidence. *Advances in Wound Care*, **4**(7), 373-381.
11. Rice E. W., Johnson C. J., Clark R. M., Fox K. R., Reasoner D. J., Dunnigan M. E., Panigrahi P., Johnson J. A. and Morris J. G. Jr. (1992). Chlorine and survival of “rugose” *Vibrio cholerae*. *Lancet* **340**:740.
12. Rice E. W., Johnson C. J., Clark R. M., Fox K. R., Reasoner D. J., Dunnigan M. E., Panigrahi P., Johnson J. A. and Morris J. G. Jr. (1993) *Vibrio cholerae* O1 can assume a ‘rugose’ survival form that resists killing by chlorine, yet retains virulence. *International Journal of Environmental Health Research.* **3**, 89-98
13. Simoes M., Simoes L.C. and Vieira M.J. (2010). A review of current and emergent biofilm control strategies. *LWT-Food Science and Technology.* **43**(4), 573-583
14. Sousa O. V., Vieira R.H.S.F., Patel T.R., Hofer E. and Mesquita V. P. (2001). Effects of chlorine on cells of *Vibrio cholerae* *Food Microbiology.* **18**, 355-359.
15. Yildiz F. H. and Schoolnik G. K. (1996). *Vibrio cholerae* O1 El Tor: Identification of a gene cluster required for the rugose colony type, exopolysaccharide production, chlorine resistance, and biofilm formation *Proceedings of the National Academy of Science* **96**(7), 4028-4033
16. Wai S.N., Mizunoe Y., Takade A., Kawabata S.I., and Yoshida S.I. (1998) *Vibrio cholerae* O1 strain TSI-4 produces the exopolysaccharide materials that determine colony morphology, stress resistance, and biofilm formation. *Applied and Environmental Microbiology.* **64**(10):3648-3655.

[00337] CINÉTICA DE DESINFECCIÓN CON CLORO Y OZONO PARA INACTIVAR LAS FORMAS RESISTENTES DE *Vibrio cholerae* EN AGUA

MARÍA TERESA ORTA LEDESMA¹; ISaura YÁÑEZ NOGUEZ²; KARINA ANTENGUEÑO REYES³;

Instituto De Ingeniería UNAM^{1,2,3}

mortal@iingen.unam.mx¹; iyanezn@iingen.unam.mx²; katenguenor@iingen.unam.mx³;

Palabras clave

V. cholerae rugosa, VNC, cloro, ozono.

Abstract

The aim of this work was to study the disinfection behavior of chlorine and ozone on the bacteria *V. cholerae* in a viable non-cultivable state (VBNC) and *V. cholerae* in a rugose state since these morphologies of this bacterium have acquired importance due to their resistance to adverse environmental conditions. The culture and induction of the *V. cholerae* bacilar to VBNC bacteria was performed by exposing it to artificial seawater (ASW) and the induction of the bacillary to rugose morphology was carried out by alternate reseedling in 2% alkaline peptone water and agar brain heart infusion (BHI) and incubation at 37°C. With the bacteria induced to the resistant forms mentioned above, disinfection with chlorine and ozone was carried out. For the quantification of bacteria after the disinfection process, the q-PCR-PMA technique was used for bacteria in state VBNC, and plate count for the rugose variety. From the treatments applied with chlorine and ozone, it is observed that for ozone, lower times and concentrations are required to achieve greater inactivation for both resistant forms of the bacteria. The results obtained indicated that ozone is a more effective alternative to chlorine in inactivating the VBNC and rugose forms of *V. cholerae*.

Introducción

La prevención es por mucho la acción más importante para lograr un mejor control de las Enfermedades Diarreicas Agudas (EDA). Es por lo que, el abastecimiento de agua limpia y segura es un tema posicionado entre las principales prioridades de las agendas nacionales e internacionales, ya que más allá de cubrir las necesidades básicas del ser humano, el abastecimiento de agua y los servicios de saneamiento, son SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

factores determinantes para un desarrollo sostenible. No obstante, en muchos países, los sistemas de abastecimiento de agua potable presentan un sin número de problemas de continuidad, cantidad o calidad de agua, así como limitaciones de cobertura o confiabilidad de las unidades de desinfección, lo que puede derivar en el resurgimiento de EDA. Sobre todo, cuando se sabe que existen microorganismos que adquieren mecanismos de resistencia a condiciones adversas en el ambiente. Un claro ejemplo de bacterias resistentes es *Vibrio cholerae*, la cual ha sido responsable de importantes pandemias de cólera en el mundo. Esta bacteria puede desarrollar dos mecanismos de sobrevivencia en el ambiente: 1) morfología cocoide adquiriendo un estado Viable No cultivable (VNC) y 2) variante rugosa conservando su morfología bacilar y su estado Viable Cultivable (VC). Ambas generan exopolisacáridos que le confieren resistencia, siendo la rugosa la que presenta mayor cantidad y en teoría mayor resistencia. Es por ello, que resulta indispensable elaborar estrategias para el mejoramiento de la calidad del agua y la protección de la salud, estableciendo las condiciones de desinfección que permitan la inactivación de bacterias resistentes como *V. cholerae*. El ozono y el cloro son los oxidantes mayormente usados en los procesos de desinfección para agua de suministro instalados en las plantas de potabilización. Por lo tanto, es importante conocer si los mecanismos de acción tanto del cloro como del ozono son efectivos para inactivar las formas resistentes, cocoide VNC y rugosa, de la bacteria *V. cholerae* causal de la enfermedad del cólera. Los mecanismos de desinfección que se llevan a cabo sobre los microorganismos se basan en el daño estructural de la célula o interrupción enzimática de éstos.

Mecanismo de desinfección del cloro. El cloro permite la entrada del desinfectante a las células inactivando al patógeno. Afecta la integridad de la membrana, obstruye su permeabilidad y altera funciones celulares (daña enzimas y ácidos nucleicos) (CONAGUA, 2007). El HOCl atraviesa el

revestimiento de las células, la pared celular, por lo que es eficaz para la inactivación de diferentes microorganismos (ACC, 2016).

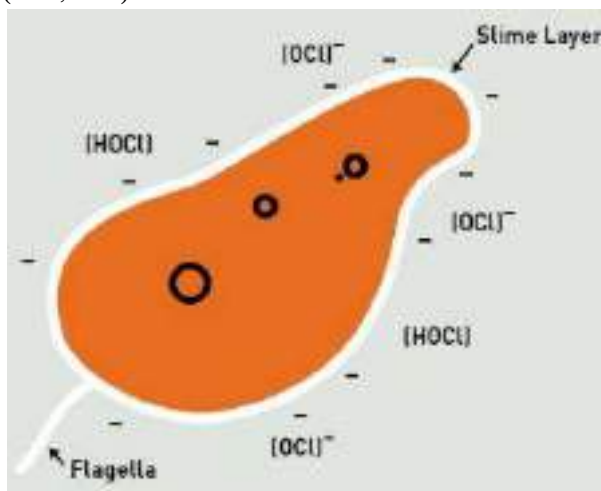


Figura 1 Mecanismo de acción del cloro (Connell, 1996)

Mecanismo de desinfección del ozono: El mecanismo de desinfección se basa en el alto poder como oxidante desintegrando la célula, convirtiendo al ozono efectivo para destruir virus, esporas y quites resistentes de bacterias y hongos. En presencia de materia orgánica se acelera la descomposición del ozono. Puede oxidar la mayoría de los compuestos orgánicos convirtiéndolos en CO₂ y agua (Solsona, 2012). El ozono al contacto con los microorganismos crea una oxidación, la cual interfiere con el metabolismo celular, desarrollando mutaciones en la pared celular. Esto causa que la célula expulse la membrana plasmática, citoplasma, ADN y RNA; se desintegra el material celular y se inactiva durante este proceso conocido como lisis celular.



Figura 2 Lisis celular causada por la oxidación con ozono.

<http://contaminationprevention.com/how-ozone-works/>

La eficacia de los desinfectantes es evaluada mediante cinéticas de desinfección para un microorganismo en particular. Dichas cinéticas se describen con los parámetros principales de la desinfección: concentración del desinfectante, tiempo de contacto, densidad microbiana y dependiendo del caso además se consideran parámetros fisicoquímicos como la temperatura o el pH. La concentración de desinfectante y el tiempo de contacto son parte integral de

la cinética de desinfección y de la aplicación práctica del concepto Ct (Ct es la concentración de desinfectante multiplicada por el tiempo de contacto). Y con la finalidad de describir la inactivación de los microorganismos bajo la acción de los desinfectantes se han propuesto diversos modelos matemáticos, que se han derivado de la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{dN}{dt} = -kmN^xC^nt^{m-1}$$

Dónde:

- dN/dt : tasa de inactivación
- t : tiempo de contacto
- N : número de microorganismos que sobreviven al tiempo de contacto t
- k : coeficiente de letalidad determinado experimentalmente
- C : concentración del desinfectante
- m, n y x : constantes empíricas (Gyürék y Finch, 1998)

En la Figura 3 se ilustran varios tipos de cinéticas de desinfección, en una gráfica semi logarítmica de inactivación contra tiempo de contacto. La curva A representa la curva de inactivación exponencial. La curva B presenta una fase de latencia (lag) seguida de una exponencial. La curva C presenta una fase de latencia (lag) seguida de una fase de crecimiento. La curva D ilustra el decrecimiento con el cual una inactivación rápida es seguida de por una disminución en la rapidez de eliminación (Gyürék y Finch, 1998).

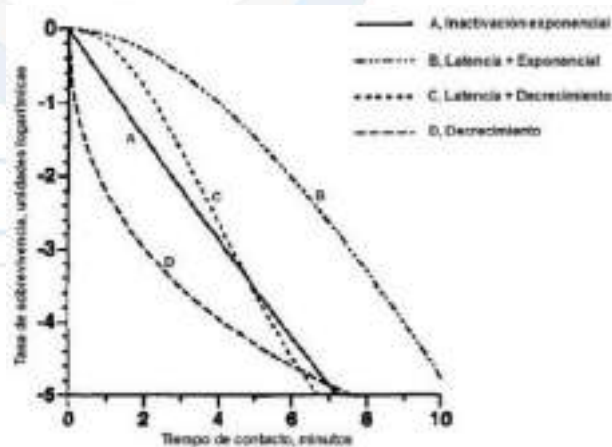


Figura 3 Curvas de supervivencia (adaptado de Gyürék y Finch, 1998)

Dado que los procesos de desinfección utilizados comúnmente en muchos países, tales como la cloración, pueden ser poco eficaces ante la emergencia de nuevos patógenos, nuevas cepas de patógenos ya establecidos o patógenos que desarrollan cierta resistencia en el ambiente. En el presente estudio se determinaron las cinéticas de desinfección para

inactivar las formas resistentes cocoide VNC y rugosa de la bacteria *V. cholerae*.

Objetivos

Establecer las constantes cinéticas de desinfección con cloro y ozono para inactivar la bacteria *Vibrio cholerae* en sus formas resistentes: 1) *V. cholerae* cocoide VNC y rugosa con cloro; 2) *V. cholerae* cocoide VNC y rugosa con ozono.

Metodología

Inducción de las formas resistentes de *V. cholerae*: Se promovió la inducción de los estados resistentes cocoide VNC y rugosa de la bacteria. Para el estado cocoide VNC la inducción se llevó a cabo en agua de mar artificial a 4°C, lo cual fue promovido mediante la adición de 0.5 mM de un inductor de biopelícula c-di-GMP (Plate y Marletta, 2012). Para el caso de las cepas rugosas la inducción se llevó a cabo mediante resiembra alternadas cada 24 horas en agua peptonada alcalina al 2% y agar infusión cerebro corazón (BHI por sus siglas en inglés Brain Heart Infusion) incubándose a 37°C.

Desinfección con cloro y ozono: Los procesos de desinfección con cloro y ozono tanto para la morfología cocoide VNC como variante rugosa de la bacteria *V. cholerae* se llevaron a cabo como se describe a continuación. Una solución madre de cloro fue preparada con una solución comercial de hipoclorito de sodio. La concentración residual de cloro fue medida con el reactivo DPD que en presencia de cloro se torna de color rosa, este cambio es cuantificado con un espectrofotómetro portátil (HACH pocket colorimeter cat. 46700-00). Las dosis aplicadas de cloro fueron 0.5 mg/L por 3 y 20 minutos, y 1 mg/L por 3.5, 15 y 30 minutos. Para el caso del ozono una solución madre de ozono fue preparada en una columna de vidrio (110 cm de altura y 5.5 cm de diámetro interno) con un disco difusor (diámetro de poro de 30 µm) que transfiere el ozono en fase gas al agua. El ozono fue generado a partir de aire seco enriquecido en oxígeno en un generador de ozono Labo 76 generator (Emery Trailigaz, USA) con capacidad de producción de 19 g O₃/h. La concentración de ozono residual presente en el agua se midió con el método de índigo (Bader y Hoigné, 1981), usando como instrumento de medición un espectrofotómetro HACH DR-3900, el cual mide la absorbancia. Las dosis aplicadas de ozono fueron 0.5 mg/L por 1 y 3 minutos, y 1 mg/L por 1, 7.5 y 18 minutos.

La acción de ambos desinfectantes para el estado VNC de la bacteria fue determinada usando la técnica de biología

molecular quantitative Polymerase Chain Reaction (qPCR) acoplada a un colorante de viabilidad monoazida de propidio (PMA). Para el caso de la variante rugosa se llevaron a cabo siembras por microdilución en agar BHI. La desinfección con cloro y ozono se llevó a cabo en una solución bacteriana (*V. cholerae* VNC) contenida en agua de mar artificial la cual se centrifugó a 3 500 rpm y el material celular fue resuspendido en una solución salina isotónica (SSI) con densidad bacteriana de 10⁶ células/mL (dosis infectiva reportada por Percival *et al.*, 2004; Duncan y Nigel, 2003), de esta solución bacteriana 100 µL de la bacteria fueron colocados en un tubo Eppendorf de capacidad de 1.5 mL, en función de la concentración desinfectante requerida se adicionaron 900 µL de diferentes alícuotas de solución desinfectante (cloro y ozono). Se dejó reaccionar el tiempo establecido posteriormente se adicionaron 200 µL tiosulfato de sodio para detener el proceso de desinfección. Para cada dosis aplicada de desinfectante y tiempo de reacción se realizaron triplicados. Posterior a la desinfección las muestras *V. cholerae* cocoide VNC se trataron para la extracción de ADN para la cuantificación por medio de qPCR-PMA y *V. cholerae* rugosa fue sembrada en agar BHI.

qPCR-PMA para *V. cholerae* cocoide VNC: Después de los procesos de desinfección con cloro y ozono y una vez detenida la reacción, 1 µL de colorante de viabilidad PMA fue adicionado a 200 µL de muestra, esto se hizo para cada condición (5 condiciones y más el blanco) con su respectivo triplicado. El colorante de viabilidad PMA, actúa para identificar la integridad de la pared celular de las bacterias después de la adición de los desinfectantes, el cual penetra en bacterias con daño a la pared celular y por lo tanto las bacterias sin daño son las únicas que se amplifican en la reacción de PCR. Se dejó reaccionar el PMA con las muestras por espacio de 15 minutos protegida de la luz, terminado el tiempo la mezcla se expuso a una luz halógena de 650 W por 5 minutos; el contenido de esta mezcla se transfirió a tubos con buffer de lisis. Para la extracción de ADN, a esta preparación se adicionaron 100 µL de sílice magnética, colocándose los tubos en un extractor de ácidos nucleicos Biomérieux easyMAGTM. Después de la extracción de ADN la muestra fue preparada para llevar a cabo una mezcla de reacción qPCR que se describe en la Tabla 1. Las condiciones de análisis qPCR fueron: 9 minutos de una desnaturalización inicial a 95 °C, 40 ciclos de 15 segundos a 95 °C, y 60 segundos a 60 °C para la alineación y elongación. El análisis de los datos fue realizado mediante software 7500 fast real-system.

Tabla 1 Mezcla de reacción para qPCR

Reactivo	Volumen (µL)
Taq man universal master Mix	12.5
Primer Forward, concentración 25 pmol/L	1

Primer Reverse, concentración 25 pmol/L	1
Agua libre de ADN y ARN-asa	3.5
Sonda P, concentración 10 pmol/L	1
ROX (Pigmento de referencia)	1
ADN	5
Total	25

Microdilución por el método de Miles y Misra para *V. cholerae* rugosa: es una técnica utilizada para calcular el número de unidades formadoras de una colonia (UFC) en una suspensión bacteriana. Diluciones seriadas de la suspensión bacteriana antes y después de los procesos de desinfección con cloro y ozono fueron preparadas e inoculadas en placas de agar BHI. Alícuotas de 1 mL de suspensión bacteriana sometida a desinfección fue sembrada esparciéndola en una placa de agar BHI e incubando a 37°C por 24 horas. Para este caso, el número de bacterias viables se obtiene contando las colonias y multiplicando por el factor de dilución reportándose como UFC/mL.

Resultados y discusión

Las cinéticas de desinfección mediante cloro y ozono fueron obtenidas para *V. cholerae* cocoide VNC y variante rugosa. Para determinar el porcentaje de inactivación para estos dos estados de resistencia de la bacteria, las células viables y los valores de Ct fueron calculados para cada una de las condiciones probadas.

Los resultados de la cinética de desinfección con cloro y ozono para *V. cholerae* cocoide VNC se presentan en las tablas 2 y 3. El ensayo de viabilidad mediante qPCR-PMA mostró que para la desinfección con cloro se requiere un valor Ct de 15 mg min/L⁻¹ para una reducción de 3.35 log (N₀/N), lo cual no fue muy diferente al usar un Ct de hasta 30 mg min/L⁻¹ obteniéndose con ello una reducción de 3.60 log (N₀/N) (Tabla 2). Pocos estudios han sido reportados para evaluar el efecto de la desinfección con cloro para *V. cholerae* en estado VNC. Chaiyanan *et al.*, 2001; demostró que células VNC de *V. cholerae* expuesta a cloro, no solo conservan viabilidad hasta un año, sino que persisten los genes asociados con la patogenicidad junto con la integridad cromosómica.

Al respecto, en otros trabajos se ha publicado la inactivación con cloro de otras bacterias en estado VNC. Por ejemplo, algunos estudios enfocados a *Helicobacter pylori* (Moreno *et al.*, 2007; Gião *et al.*, 2010; Casasola *et al.*, 2013; Santiago *et al.*, 2015 y Orta *et al.*, 2017). Al respecto cabe mencionar que inclusive algunos de estos autores concuerdan en que *H. pylori* puede formar biopelícula como respuesta a la exposición al cloro, tal es el caso de Gião *et al.*, 2010 quienes

mostraron que células cocoides VNC de *H. pylori* formaron biopelícula cuando fueron expuestas a bajas concentraciones de cloro (0.2 y 1.2 mg/L) durante al menos 26 días. Por su parte Orta *et al.*, 2017 reportó que, aunque hubo una reducción en el número de la bacteria *H. pylori* VNC confirmada por qPCR-PMA, también se observó la formación de aglomerados de células sobrevivientes después del tratamiento con cloro. Recientemente Lin *et al.*, 2017 ha publicado que un tratamiento de cloración (0.5 mg L⁻¹) redujo efectivamente la cultivabilidad de *E. coli* e indujo un estado de VNC, después de lo cual mejoró la persistencia de la bacteria a antibióticos comunes. Así mismo, Highmorea *et al.*, 2018, reportó que las bacterias *Listeria monocytogenes* y *Salmonella enterica* sometidas a lavado con cloro (hasta 50 y 100 mg/L⁻¹) después de la incubación en hojas de espinacas se convirtieron a un estado VNC, aunque la enumeración por conteo directo viable encontró que el cloro causó una reducción de 1 log en la viabilidad.

Tabla 2. Porcentaje de inactivación usando como desinfectante cloro para *V. cholerae* VNC

Desinfección con cloro			
Ct (mg min L ⁻¹)	Unidades Bacterianas (N)	Log(N ₀ /N)	Porcentaje inactivación %
0	109413.6	0.00	0
1.5	7216.6	1.18	93.40
3.5	626.6	2.24	99.43
10	645.4	2.23	99.41
15	48.6	3.35	99.96
30	27.4	3.60	99.97

Los resultados obtenidos en este estudio sugieren que un proceso de desinfección con cloro puede inactivar *V. cholerae* en estado VNC; sin embargo, Ct de hasta 30 mg min/L⁻¹ han sido necesarios para una inactivación del 99.97%. No obstante, y de acuerdo con lo encontrado en la literatura, existe una tendencia de las bacterias VNC expuestas al cloro para conservar los genes asociados con la patogenicidad junto con la integridad cromosómica, limitando con ello la distribución de agua con calidad confiable para consumo humano.

Este escenario ha llevado a que los autores del presente estudio, enfoquemos investigaciones que permitan ofrecer opciones para la inactivación de éstos patógenos resistentes. En la Tabla 3 se presentan los resultados obtenidos después de la desinfección con ozono para *V. cholerae* cocoide VNC. Las cinéticas de desinfección con ozono demostraron que un Ct de 7.5 mg min L⁻¹ fue necesario para inactivar 2.81 Log (N₀/N) de *V. cholerae* cocoide VNC, obteniéndose un porcentaje de inactivación de 99.84% y con un Ct de hasta de 18 mg min L⁻¹, la reducción de Unidades bacterianas fue de 3.32 Log (N₀/N)

con un porcentaje de inactivación del 99.95%. Pocos reportes han sido publicados respecto al uso del ozono para la inactivación de bacterias resistentes. Por su parte Casasola, *et. al.*, 2013 demostró el uso de la técnica qPCR-PMA logrando inactivar 3.92 Log (N₀/N) de *Helicobacter pylori* coccoide VNC usando un Ct de 15 mg min L⁻¹. Mientras que Orta *et. al.*, en 2017 logró la inactivación de 5 log (N₀/N) para la misma bacteria en estado VNC aplicando un Ct de 4 mg min L⁻¹, en este último artículo interesantemente se observó que no hubo un aumento significativo en la inactivación de esta bacteria cuando se incrementó el Ct hasta 10 mg min L⁻¹ de ozono.

Tabla 3. Porcentaje de inactivación usando como desinfectante ozono para *V. cholerae* VNC

Desinfección con ozono			
Ct (mg min L ⁻¹)	Unidades Bacterianas (N)	Log(N ₀ /N)	Porcentaje inactivación %
0	73500	0.00	0
0.5	13700	0.73	81.36
1	878	1.92	98.81
1.5	345	2.33	99.53
7.5	114	2.81	99.84
18	35	3.32	99.97

Para el caso de la variante rugosa, la cinética de desinfección con cloro indicó que valores de Ct hasta de 13.5 mg min/L⁻¹ son necesario para inactivar 3.65 log (N₀/N) (Tabla 3). Se encontró que la cepa rugosa de *V. cholerae* O1, sufre un proceso de adaptación al cloro y puede resistir hasta una concentración subletal de cloro residual de 1.3mg/L, después de 30 minutos de contacto. Al respecto, Morris, *et. al.*, 1996 encontraron que ésta variante de *V. cholerae* puede sobrevivir a desinfecciones con 2 mgL⁻¹ de cloro con un tiempo de exposición de 30 minutos con un decremento de 2 a 3 log (N₀/N), contrario a la morfología “normal” de la bacteria, la cual es una bacteria bacilar sin rugosidad, para ésta última este autor reporta la inactivación de 7 log (N₀/N) en menos de 5 minutos. De acuerdo con este autor, esto resulta relevante, por la capacidad de la variante rugosa de esta bacteria para sobrevivir a la exposición al cloro. Por su parte Sousa *et. al.*, 2005 encontró que células expuestas a 10 mgL⁻¹ de cloro fueron inactivadas en un 67.9% y las células que resistieron a esta desinfección desarrollaron morfología rugosa. La resistencia de cepas rugosas de *V. cholerae* en presencia de biopelículas fue también corroborada por Ledón *et. al.*, 2014 cuando se ensayó la susceptibilidad al cloro, estos autores observaron que se mantuvo prácticamente constante la cantidad de células viables en el tiempo (10⁵ UFC/mL a los 30 min del tratamiento). La resistencia de la variante rugosa de *V. cholerae* es entonces atribuida a la elevada secreción de exopolisacáridos, esto promueve la formación de una cubierta mucosa que forma la biopelícula (Clarck *et. al.*, 1994; Wai *et.*

al., 1998; Ali *et. al.*, 2002; Matz *et. al.*, 2005; Simoes *et. al.*, 2010; Ledón *et. al.*, 2014).

Tabla 4. Porcentaje de inactivación usando como desinfectante cloro para *V. cholerae* variedad rugosa

Desinfección con cloro			
Ct (mg min L ⁻¹)	Unidades Bacterianas (N)	Log(N ₀ /N)	Porcentaje inactivación %
0	4544.65	0	0
4.5	251.19	1.25	94.47
13.5	1.00	3.65	99.97
27	1.00	3.65	99.97

Siendo el hipoclorito de sodio un desinfectante de primera línea que se emplea en la potabilización de las aguas. Aunque es inestable, puede alcanzar una concentración de 2-5 ppm en el agua potable Ledón *et. al.*, 2014). En el presente estudio se presenta como alternativa de desinfección al ozono para inactivar la variante rugosa de *V. cholerae*. En la Tabla 5 se presentan los resultados sobre la cinética de desinfección con ozono, estos resultados demostraron que aplicando una dosis de ozono de 1.7mg/L y un tiempo de contacto 8 minutos (Ct 13.6 mg min L⁻¹) no se presentaron UFC en el medio de cultivo inactivándose hasta 4.37 Log (N₀/N) y logrando un porcentaje de inactivación de 99.99%. Cabe hacer mención que este porcentaje no fue incrementado incluso cuando se aplicó un Ct de 17 mg min L⁻¹.

Tabla 5. Porcentaje de inactivación usando como desinfectante ozono para *V. cholerae* variedad rugosa

Desinfección con ozono			
Ct (mg min L ⁻¹)	Unidades Bacterianas (N)	Log(N ₀ /N)	Porcentaje inactivación %
0	23390.94	0	0
3.4	1000.00	1.37	95.72
6.8	63.10	2.57	99.73
7.5	69.60	2.83	99.84
10.2	7.08	3.52	99.97
13.5	1.00	4.37	99.99
17	1.00	4.37	99.99

Hasta dónde se sabe no hay cinéticas de desinfección reportadas sobre el uso del ozono para inactivar ambas formas resistentes de la bacteria *V. cholerae* variante rugosa y únicamente se cuenta con un reporte (Casasola, 2018) para coccoide VNC, siendo esta información relevante para determinar la eficacia de los procesos de desinfección. Sobre todo, cuando se ha reportado que bacterias heterotróficas en estado VNC han sido encontradas en la biopelícula de tuberías de un modelo experimental de distribución de agua potable, usando cloro como desinfectante (Lee *et. al.*, 2007).

Conclusiones

Las cinéticas de desinfección de cloro y ozono obtenidas en este estudio, para inactivar las formas resistentes (cocoide VNC y rugosa) de *Vibrio cholerae* en agua, demostraron que ambas morfologías son más susceptibles a la desinfección con ozono que con cloro; ya que fue necesario aplicar Ct más altos (concentración del desinfectante y/o tiempo de contacto) con cloro para lograr menor o igual inactivación que con el ozono. *V. cholerae* VNC cloro - Ct=30 - 99.97% de inactivación; *V. cholerae* VNC ozono - Ct=18 - 99.97% inactivación. *V. cholerae* rugosa cloro - Ct=27 - 99.97% de inactivación; *V. cholerae* rugosa ozono - Ct=17 - 99.99% inactivación. Demostrando en este estudio que el ozono se presenta como alternativa más eficaz que el cloro para inactivar dichas formas resistentes de la bacteria.

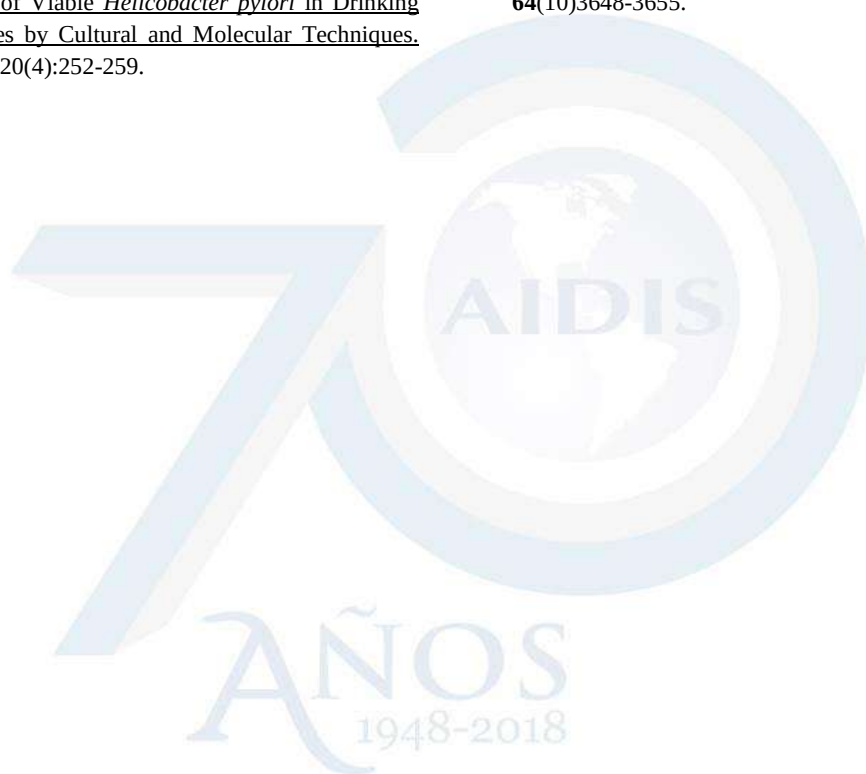
Referencias bibliográficas

1. ACC, (2016) Drinking water chlorination, a review of disinfection practices and issues <https://chlorine.americanchemistry.com/Chlorine-Benefits/Safe-Water/Disinfection-Practices.pdf> (acceso 13 Abril 2018)
2. Ali A., Rashid M.H., and Karaolis D.K. (2002) High-frequency rugose exopolysaccharide production by *Vibrio cholerae*. *Applied and Environmental Microbiology* **68**(11), 5773-5778.
3. Bader H. and Hoigné J. (1981). Determination of ozone in water by the indigo method. *Water Research* **15**: 89 – 112
4. Casasola-Rodríguez B., Orta de Velásquez M.T., Luqueño-Martínez V.G. y Monje-Ramírez I. (2013) Quantification of *Helicobacter pylori* in the viable but nonculturable state by quantitative PCR in water disinfected with ozone. *Water Sci Technol.* **68**(11).2468-2472.
5. Casasola Rodriguez Beatriz. (2018). Evaluación de la resistencia del estado viable no cultivable de *Helicobacter pylori* y *Vibrio cholerae* a la desinfección con cloro y ozono mediante el uso de técnicas moleculares. Tesis de doctorado en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México.
6. Chaiyanan S., Chaiyanan S., Huq A., Maugel T. and Colwell R.R. (2001) Viability of the nonculturable *Vibrio cholerae* O1 and O139. *Systematic and Applied Microbiology* **24**(3), 331-341
7. Clark C.G. (1994). Diamond L.S. Pathogenicity, virulence and Entamoeba histolytica. *Parasitol Today.* **10**(2): 46–47.
8. CONAGUA (2007), Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento <ftp://ftp.conagua.gob.mx/Mapas/libros%20pdf%202007/>

[Desinfección para Sistemas de Agua Potable y Saneamiento.pdf](#) (acceso 13 Abril 2018)

9. Connell G. F. (1996). The Chlorination/Chloramination Handbook. AWW: Denver, Colorado
10. Contamination Prevention Technologies, Inc (2018). How ozone works <https://contaminationprevention.com/how-ozone-works/> (acceso 14 Abril 2018) Cita de la Figura 2
11. Duncan M. and Nigel H. (2003), Handbook of water and wastewater microbiology, *Academic Press*, Reino Unido, p. 59
12. Gião M.S., Azevedo N.F., Wilks S.A., Vieira M.J. and Keevil C.W. (2010) Effect of chlorine on incorporation of *Helicobacter pylori* into drinking water biofilms. *Applied and environmental microbiology* **76**(5), 1669-1673
13. Gyürék L. L. and Finch G. R. (1998), Modeling water treatment chemical disinfection kinetics, *J. Environ. Eng.*, **124**:783 – 793
14. Highmore C.J., Warner J.C., Rothwell S.D., Wilks S.A. and Keevil C.W. (2018). Viable-but-nonculturable *Listeria monocytogenes* and *Salmonella enterica* serovar Thompson induced by chlorine stress remain infectious. *mBio.* **9**(2) 1-12
15. Ledón T., Hernández D. D., Marrero K. y Fando R. (2014) Modelación in vitro del comportamiento ambiental de cepas atenuadas de *Vibrio cholerae* O139 *Biotecnología Aplicada.* **31**: 121-128.
16. Lee D.G., Park S.J. and Kim S.J. (2007) Influence of pipe materials and VBNC cells on culturable bacteria in a chlorinated drinking water model system. *Journal of Microbiology and Biotechnology* **17**(9):1558-1562
17. Lin H., Ye C., Chen S., Zhang S., and Yu X. (2017). Viable but non-culturable *E. coli* induced by low level chlorination have higher persistence to antibiotics than their culturable counterparts. *Environmental Pollution* **230**: 242-249.
18. Matz C., McDougald D., Moreno A.M., Yung P.Y., Yildiz F.H. and Kjelleberg S. (2005) Biofilm formation and phenotypic variation enhance predation-driven persistence of *Vibrio cholerae*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**(46), 16819-16824
19. Moreno Y., Piqueres P., Alonso J.L., Jiménez A., González A. and Ferrús M.A. (2007) Survival and viability of *Helicobacter pylori* after inoculation into chlorinated drinking water. *Water Res.* **41**(15), 3490-3496
20. Morris J. G. Jr., Szein M. B., Rice E. W., Nataro J. P. Losonsky G. A., Panigrahi P., Tacket C. O. and Johnson J. A. (1996). *Vibrio cholerae* O1 Can Assume a Chlorine-Resistant Rugose Survival Form that Is Virulent for

- Humans the *Journal of Infectious Disease* 174:1364-1368.
21. Orta de Velásquez M. T., Yáñez I., Casasola B., Román P. I. (2017) Effects of ozone and chlorine disinfection on VBNC *Helicobacter pylori* by molecular techniques and FESEM images. *Environmental technology*. 38: 744-753.
 22. Percival S.L., Chalmers R.M., Embrey M., Hunter P.R., Sellwood J. and Wyn-jones P. (2004) Microbiology of waterborne diseases Elsevier Academic Press. UK.
 23. Plate L. and Marletta M.A. (2012) Nitric oxide modulates bacterial biofilm formation through a multicomponent cyclic-di-GMP signaling network. *Mol Cell*. 46(4):449-460
 24. Santiago P., Moreno Y. and Ferrús M.A. (2015). Identification of Viable *Helicobacter pylori* in Drinking Water Supplies by Cultural and Molecular Techniques. *Helicobacter*. 20(4):252-259.
 25. Simoes M., Simoes L.C. and Vieira M.J. (2010). A review of current and emergent biofilm control strategies. *LWT-Food Science and Technology*. 43(4), 573-583
 26. Solsona F. (2002). Desinfección del agua. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
 27. Sousa S. Lecuit M. and Cossart P. (2005) Microbial strategies to target, cross or disrupt epithelia. *Science direct* 17: 489-498.
 28. Wai S.N., Mizunoe Y., Takade A., Kawabata S.I., and Yoshida S.I. (1998) *Vibrio cholerae* O1 strain TSI-4 produces the exopolysaccharide materials that determine colony morphology, stress resistance, and biofilm formation. *Applied and Environmental Microbiology*. 64(10)3648-3655.



[00353] ANÁLISIS DE VIABILIDAD DEL EMPLEO DEL AGUA EXTRAÍDA DE UNA MINA PARA ABASTECIMIENTO DE LA REGIÓN LAGUNERA DE DURANGO, MÉXICO

**MARÍA DE LOURDES RIVERA HUERTA¹; ALEJANDRA MARTÍN DOMÍNGUEZ²;
LILIA MARGARITA HERRERA IBARRA³; LEONEL CONTRERAS GÓMEZ⁴**

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua^{1,2,3,4}

lrivera@tlaloc.imta.mx¹; alejandra_martin@tlaloc.imta.mx²;

Abstract

In the Comarca Lagunera there is a high water deficit for public supply. In this study, the technical and economic viability to purify and use the water extracted from the La Platosa Mine to supply part of the Durango Comarca Lagunera was analyzed. Due to the content of solids dissolved in the water, the required water treatment system is based on reverse osmosis. An analysis was carried out to compare the profitability of this and two other alternatives for drinking water in the region and the following order of convenience was obtained: a) The water treatment of the Río Nazas based on the conventional clarification process; b) The potabilization of the groundwater of the Main Aquifer through coagulation and direct filtration for arsenic removal; and c) The water treatment plant for the La Platosa mine. However, in order to make decisions, it is essential to assess social and environmental aspects, including the actual availability of water from the Nazas River, which is currently under concession to farmers and the depletion of the aquifer by the extraction of water from deep wells, which could make the use of mine water attractive.

Palabras Clave:

Agua de mina, potabilización, remoción de arsénico, remoción de sólidos disueltos

Introducción

La comarca o región lagunera, también llamada La Laguna, está ubicada en la parte centro norte de la República Mexicana, conformada por parte de los Estados de Coahuila y Durango.

Su nombre se origina de los cuerpos de agua que se formaban por la alimentación de los ríos Aguanaval y Nazas, hasta antes de la construcción de las presas Lázaro Cárdenas y Francisco Zarco que en la actualidad regulan su afluente. La Comarca Lagunera ha sido una zona agrícola sobresaliente por su productividad, además es la principal cuenca lechera del país, por lo que además del empleo del agua superficial para esos fines se realiza también la explotación de agua subterránea. Desde fines de los años sesentas, el Río Nazas dejó de fluir por su cauce a través de la zona metropolitana de La Laguna y sólo esporádicamente ha llevado agua en dicho tramo por períodos muy cortos, situación que ha extinguido la principal fuente natural de recarga del acuífero, considerado por la Comisión Nacional del agua como uno de los más sobreexplotados, con una relación extracción/recarga de 1.79 litros (CONAGUA, 2007 en Salas, 2011). lo que causa la disminución del nivel de agua del acuífero.

Se estima que en La Región Lagunera aproximadamente el 90% del agua se emplea en la agricultura y actividades relacionadas y sólo el 10% para el abastecimiento a la población y la industria.

Cabe mencionar que el abatimiento exhaustivo del acuífero ha traído consigo el deterioro de la calidad del agua subterránea, cuyo problema de contaminación por arsénico es conocido.

Derivado de lo anterior en la Comarca Lagunera existe un alto déficit en la oferta de agua que se requiere para el abastecimiento público, en particular en la Región Lagunera de Durango se requiere el suministro de agua potable cuando menos en los municipios de Mapimí, Tlahualilo y Gómez Palacio en la zona Rural.

En la actualidad se visualizan tres posibilidades para el abasto de agua potable para la Región Lagunera de Durango:

a) Implementar el proyecto “Agua Futura”, que se basa en un programa de tecnificación y uso eficiente del agua en el Distrito de Riego 017, con la meta anual de ahorro de 40 millones de metros cúbicos de agua provenientes del Río Nazas, y que serían empleados para el abastecimiento público, previa potabilización (CAED, 2016).

b) Continuar con la estrategia actual de extracción de agua subterránea y tratamiento de la misma, con plantas potabilizadoras a pie de pozo para remoción de arsénico.

c) Aprovechar parte del agua extraída en la operación de la mina La Platosa, e implementar el tren de tratamiento adecuado para su potabilización.

La Platosa es una mina de extracción de plata operada por la Minera Excellon de México S.A. de C.V. que se encuentra ubicada a 5 km al norte de Bermejillo, pueblo situado en el municipio de Mapimí, en el estado de Durango, México. Para hacer posible la explotación de los minerales en La Platosa es necesaria la extracción del agua del subsuelo, lo que se realiza mediante bombeo directamente del acuífero. El agua extraída, 1354 L/s, es vertida a dos piletas de donde actualmente se distribuye a canales de riego; parte de esta agua es la que se pretende potabilizar.

Objetivos

Valorar técnica y económicamente el empleo del agua que se extrae de la mina La Platosa para su potabilización y abastecimiento de algunas localidades de la Comarca Lagunera de Durango; así como compararla con otras dos alternativas para potabilizar agua en la región.

Metodología

Con el propósito de caracterizar el agua extraída de La Platosa y determinar si existe variación en su calidad se realizaron 3 muestreos compuestos de 24 horas, el intervalo entre cada muestreo fue de un mes. Las muestras fueron analizadas para determinar los 48 parámetros que incluye la Modificación del año 2000 de la NOM-127-SSA1-1994 *límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*; adicionalmente se midieron los siguientes parámetros: calcio, bario, magnesio, estroncio, plata, potasio, alcalinidad total, carbón orgánico total, fosfatos, boro, sólidos suspendidos totales y óxido de silicio.

Con base a las características del agua se establecieron los posibles procesos de potabilización y se seleccionó el tren de tratamiento más adecuado comparando los costos de operación e inversión de los diferentes sistemas. Se utilizó

el Costo Anual Equivalente (CAE) para evaluar las alternativas de los proyectos de inversión, ya que brindan los mismos beneficios, pero poseen distintos costos, para ello se empleó una tasa social de descuento de 10%, (DOF, 30 diciembre de 2013).

Los cuatro sistemas se compararon agregando el costo de operación e inversión requerido para la recarbonatación, considerando que se recupera parte del rechazo, por lo tanto el flujo de agua final será la suma del producto del proceso, más el recuperado del tratamiento del rechazo.

El CAE es la anualidad del valor presente de los costos relevantes, menos el valor presente del valor de rescate de un programa o proyecto de inversión, considerando el horizonte de evaluación de cada una de las alternativas.

El CAE se calculó de la siguiente manera:

$$CAE = (VPC) \frac{r(1+r)^m}{(1+r)^m - 1} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde VPC es el Valor presente del costo total del proyecto de inversión, r Indica la tasa social de descuento, m es el número de años de vida útil del activo.

El VPC se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$VPC = \sum_{t=0}^n \frac{C_t}{(1+r)^t} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde C_t se refiere a los costos totales en el año t, t es el año calendario, en donde el año 0 será el inicio de las erogaciones y n es el número de años del horizonte de evaluación

La alternativa más conveniente será aquella con el menor CAE. Si la vida útil de los activos bajo las alternativas analizadas es la misma, la comparación entre éstas se puede realizar únicamente a través del valor presente de los costos de las alternativas.

Por otro lado, se evaluaron y compararon tres alternativas para potabilizar agua en la región para un caudal total potabilizado de alrededor de 1000 L/s:

- Una planta potabilizadora con base en el proceso de clarificación convencional (CC) para el agua de la Presa Francisco Zarco-Río Nazas;
- Plantas a pie de pozo para tratar el agua subterránea del Acuífero Principal mediante filtración directa (FD) para la remoción de arsénico y
- La potabilizadora para el agua de la mina La Platosa con base en el proceso seleccionado.

Para las tres alternativas se realizó el cálculo del Valor presente de Costos (VPC) para un período de 20 años, usando una tasa de actualización del 10%, así como el cálculo del Costo Anual Equivalente (CAE).

Resultados y discusión

Caracterización del agua extraída de La Platosa

Los resultados de la caracterización muestran que la calidad del agua no tiene variación significativa con el tiempo ni entre el agua que llega a las dos piletas. Los parámetros de calidad del agua que no cumplen la NOM 127 son: dureza total, sólidos disueltos totales, turbiedad, fluoruros, sulfatos, arsénico, plomo, hierro, manganeso, sodio, además de coliformes totales y fecales. En la **Tabla 9** se muestran los resultados de los parámetros más importantes teniendo en cuenta el origen del agua.

Tabla 9. Calidad del agua extraída de La Platosa

Parámetro (Unidades)	NOM 127 SSA1-1994	Promedio
Boro total (mg/L)		2.07
Calcio total (mg/L)		651.6
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	500	2578
Mercurio total (mg/L)	0.001	ND
Potasio total (mg/L)		20.06
Magnesio total (mg/L)		180.70
Sólidos disueltos totales (mg/L)	1000	4170
Conductividad eléctrica (μS/cm)		3990
Carbono orgánico total (mg/L)		3.1
pH	6.5-8.5	7.40
Silicio total (mg/L)		14.66
Temperatura °C		34
Coliformes fec (NMP/100 mL)	ausencia	8
Coliformes tot (NMP/100 mL)	ausencia	8
Cianuros totales (mg/L)	0.07	0.0010
Fenoles totales (mg/L)	0.3	0.0008
Fluoruros (mg/L)	1.5	2.80
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	0.5	0.10
Nitritos (Nitrógeno de) (mg/L)	1	0.00
Nitratos (Nitrogeno de) (mg/L)	10	0.30
Sulfatos (mg/L)	400	2852
Cloruros (mg/L)	250	147
Color verdadero (U Pt/Co)	20	5

Turbiedad (UTN)	5	6
Aluminio total (mg/L)	0.2	0.04
Arsénico total (mg/L)	0.05	0.49
Bario total (mg/L)	0.7	0.02
Cadmio total (mg/L)	0.005	ND
Cromo total (mg/L)	0.05	ND
Cobre total (mg/L)	2	ND
Fierro total (mg/L)	0.3	0.47
Manganeso total (mg/L)	0.15	0.26
Sodio total (mg/L)	200	419.62
Plomo total (mg/L)	0.01	0.04
Zinc total (mg/L)	5	0.11
Alcalinidad total (mg/L CaCO ₃)		182
Bicarbonatos (mg/L CaCO ₃)		182
Carbonatos (mg/L CaCO ₃)		0
Hidroxilos (mg/L CaCO ₃)		0
Fosforo total (mg/L)		0.52

ND = Analito No Detectado

Selección del proceso de tratamiento para el agua de La Platosa

De acuerdo a la calidad de agua se establecieron cuatro posibles procesos de potabilización: a) Coagulación convencional (CC) + Nano Filtración (NF), b) Microfiltración (MF) + Nano Filtración (NF), c) Filtración en arena + Ósmosis inversa de baja presión (OI) y c) Filtración directa + Ósmosis inversa de baja presión + Nano Filtración.

Adicionalmente con la finalidad de reducir el volumen de agua que se obtiene como rechazo del proceso de membranas, se analizó el concentrar más el agua mediante un sistema de Ósmosis Inversa de alta presión con membranas para agua de mar (OISW). De dicho tratamiento se obtendría una corriente de rechazo y una de producto; esta última se mezclaría con las corrientes producto del tratamiento principal, para dar el efluente final. También se estudiaron los requerimientos de remineralización del agua potabilizada, para este estudio se consideraron dos opciones: la adición de hidróxido de potasio o la filtración a través de lechos de calcita en presencia de CO₂.

La selección del tren de tratamiento más adecuado para el agua de la mina La Platosa, se realizó comparando los costos de operación e inversión de los diferentes sistemas, incluyendo la remineralización y la recuperación de una fracción del agua de rechazo.

Este análisis mostró que el sistema más conveniente, es decir el de menor CAE, es el de Ósmosis Inversa con filtros de arena como pretratamiento y la remineralización empleando lechos de calcita en presencia de CO₂. En los costos se considera el cambio de membranas cada dos años, pero no se incluye la reposición de equipo de

bombeo durante el tiempo de vida de la instalación. El costo de inversión del tren de tratamiento es de \$361,729,784.00, de los cuales \$259,761,117.00 corresponden al sistema de potabilización principal, incluida la remineralización y \$101,968,667.00 al sistema de recuperación de agua de rechazo. El costo de operación se estima en \$5.1/m³.

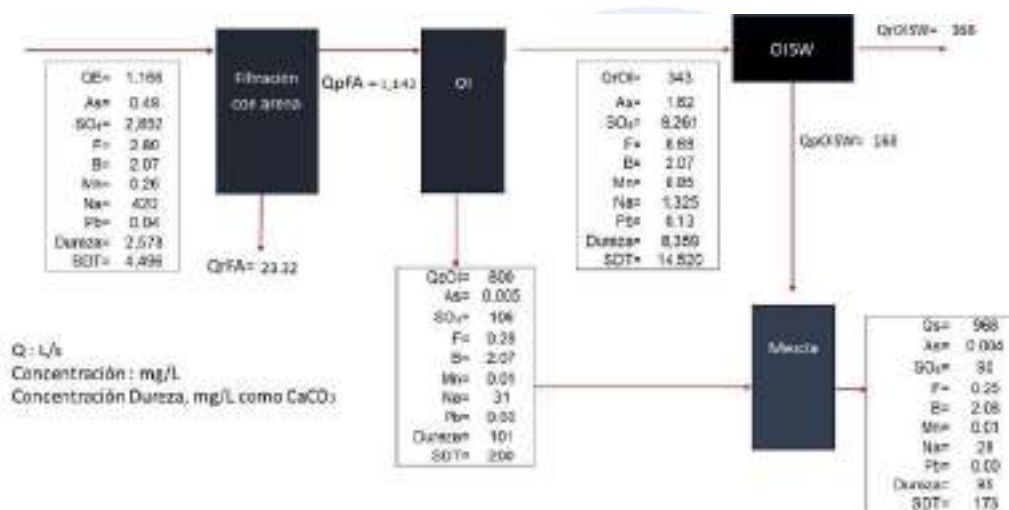
El agua tratada cumpliría con todos los parámetros de calidad que establece la modificación del año 2000 de la NOM 127 SSA1-1994.

Como desecho del proceso de potabilización se obtendría un caudal de 168 L/s que, dada su alta concentración de sólidos disueltos 29,588 mg/L, no sería posible su aprovechamiento en la agricultura, más bien sería necesaria su disposición en lagunas de evaporación para evitar daños al ecosistema.

En la **Figura 8** se muestra el esquema de tratamiento y el balance de masa del mismo, mientras que en la

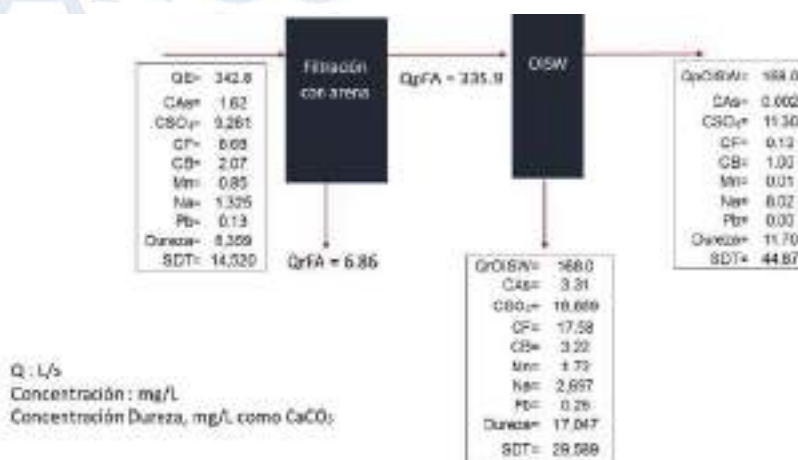
Figura 9 el esquema de tratamiento para el rechazo.

Figura 8 Esquema de tratamiento propuesto para el agua extraída de La Platosa



Donde QE = Flujo de entrada, QpFA = Flujo de agua filtrada por arena, QrFA = Flujo de agua no aprovechable del proceso de filtración en arena, QpOI = Flujo de permeado de OI, QrOI = Flujo de rechazo de OI, QpOISW = Flujo de permeado de OISW, QrOISW = Flujo de rechazo de OISW

Figura 9 Esquema de tratamiento propuesto para el rechazo



Comparación de alternativas para potabilizar agua en la región

En lo que respecta a la potabilización de agua subterránea del acuífero principal mediante Filtración Directa, para la estimación de los costos de inversión y de operación se consideraron datos de caudales de diseño y concentración de arsénico de las trece plantas de este tipo que se tienen actualmente operando, en construcción o en etapa de asignación de contrato para la construcción en el Estado de Durango. Los costos de inversión estimados consideran plantas con el siguiente proceso de potabilización: pre-cloración, coagulación con cloruro férrico, filtración en lechos duales de arena antracita y post-cloración. Las plantas cuentan con un sistema de recuperación de agua de retrolavado de filtros: sedimentador y línea de recirculación del agua clarificada a la entrada de agua a la planta. También tienen un sistema para espesamiento y desaguado de lodos mediante un filtro prensa de tal forma de facilitar su manejo y disposición adecuada. Es importante mencionar que la suma del caudal total de diseño de las trece plantas es de 1080.6 L/s. Los costos de operación incluyen el costo de reactivos y el consumo de energía eléctrica para la operación de la planta y para la extracción del agua considerando el nivel dinámico de los pozos del año 2015. El costo de extracción de agua se incluye debido a que son costos que el Organismo operador tendrá que asumir a diferencia de la alternativa del aprovechamiento de agua de La Platosa donde la extracción está siendo solventada por la compañía minera.

Por su parte para la alternativa de potabilización del agua de la presa Francisco Zarco se considera que, de acuerdo a los datos históricos de calidad del agua, la turbiedad generalmente es menor a 20 UTN, puede presentar problemas de color verdadero, así como concentraciones de arsénico entre 0.010 y 0.040 mg/L. Por lo que se establece que el tratamiento adecuado para la potabilización es el de clarificación convencional empleando como coagulante cloruro férrico. El tren de tratamiento consistiría en: pre-cloración, coagulación, floculación, sedimentación, filtración en lechos granulares arena-antracita y post-cloración. La planta deberá tener la infraestructura para poder de operar en la modalidad de filtración directa o clarificación completa. Además deberá tener un sistema de recuperación de agua de retrolavado de filtros: tanque y línea de recirculación del agua clarificada hacia la unidad de mezcla rápida. También

deberá tener un sistema para espesamiento y desaguado de lodos que permita su manejo para la disposición adecuada. Para hacer posible la comparación con las otras alternativas de potabilización, se estableció un caudal de la planta de clarificación de 1000 L/s, cuyo caudal aprovechable sería del 95% del agua alimentada, es decir de 950 L/s. Para estimar los costos de inversión se utilizaron datos de plantas construidas en el país con ese tipo de sistemas y los costos de operación incluyen costos de productos químicos: cloruro férrico como coagulante, cloro gas para la pre-cloración y la post-cloración y un polímero para el acondicionamiento químico de los lodos. Para el consumo de energía eléctrica se consideraron 25 metros de carga de bombeo para la alimentación de la planta, además de la energía requerida para la operación del sistema de potabilización y desaguado de lodos.

Para las tres alternativas se realizó el cálculo del Valor presente de Costos (VPC) para un período de 20 años, usando una tasa de actualización del 10%, así como el cálculo del Costo Anual Equivalente (CAE).

En la **tabla 10** se presentan para cada alternativa analizada los caudales de agua tratada y agua producto, los costos de inversión y los costos de operación por metro cúbico de agua producida, así como el Costo Anual Equivalente.

Del análisis anterior se obtuvo que el orden de conveniencia desde el punto de vista de rentabilidad es:

1° La potabilización del agua de la Presa Francisco Zarco-Río Nazas, 2° La potabilización del agua extraída de pozos del acuífero de la región y 3° La potabilización del agua extraída de la mina La Platosa.

Sin embargo, el aspecto social involucrado en las dos primeras opciones: 1) Disponibilidad real del agua de la presa que actualmente se usa para riego, debido a la concesión existente; y 2) Abatimiento del acuífero por la extracción de agua en pozos profundos, con la posibilidad de que cada vez el agua requiera tratamientos más costosos que los actuales, le da una ventaja importante al uso del agua de la mina. Otros puntos a favor de esta última opción es que se aprovecharía agua que actualmente es extraída y desperdiciada en su mayoría, además de que para el abastecimiento público no se utilizaría todo el caudal extraído, por lo que seguiría habiendo disponibilidad para los agricultores que actualmente la emplean, lo que evitaría conflictos sociales.

Tabla 10 Comparación de tres opciones de potabilización

Fuente de agua	Proceso	Caudal (L/s)		Costo de Inversión (\$)	Costos por membranas (\$/año)	Costo de Operación Total		CAE (\$)
		Tratado	Producido			(\$/m3)	(\$/año)	
Agua Presa-Río Nazas	CC	1,000	980.0	115,828,199		0.84	25,960,435	39,565,572
Agua pozos-Acuífero Principal	FD	1,081	1,026.6	180,270,018		1.72 *	55,683,128	76,857,576
Agua Mina La Platosa	FA+OI	1166	967.1	361,729,784	30,023,732	5.10 **	155,516,020	191,884,160

* Incluye un estimado de costos de energía por extracción de agua de los pozos

** Incluye costos del tratamiento del agua de rechazo, pero no de las lagunas de evaporación

Conclusiones

Es posible potabilizar el agua extraída del subsuelo de la mina La Platosa mediante un proceso de filtración por arena y ósmosis inversa y un sistema de recuperación de agua de rechazo mediante Ósmosis Inversa de Agua de Mar, para dar una recuperación global del 80 % del agua que ingresa a la planta.

Al comparar la rentabilidad de las tres alternativas de potabilización abordadas en este estudio se obtuvo el siguiente orden de conveniencia: 1° La potabilización del agua de la Presa Francisco Zarco- Río Nazas, 2° La potabilización del agua extraída de pozos del acuífero de la región y 3° La potabilización del agua extraída de la mina La Platosa. No obstante, es imprescindible la valoración de los aspectos sociales y ambientales para la toma de decisiones, entre ellos la disponibilidad real del agua del Río Nazas que actualmente se encuentra concesionada a los agricultores y el abatimiento del acuífero por la extracción de agua en pozos profundos lo que podría hacer atractivo el empleo del agua de la mina.

Referencias bibliográficas

CAED (2016). Proyecto ejecutivo para la tecnificación de riegos en la Comarca Lagunera. Informe Final. Ingeniería y Gestión Hídrica S.C. Estudio contratado por la Comisión de Aguas del Estado de Durango.

DOF, 30 de diciembre de 2013 (Segunda Sección) Lineamientos para la Elaboración y Presentación de los Análisis Costo y Beneficio de los Programas y Proyectos de Inversión.

Salas, H. (2011), El Río Nazas. La historia de un patrimonio lagunero. Instituto de Investigaciones Antropológicas, UNAM

Servicio Meteorológico Nacional (SMN). Reporte del clima en México. Reporte anual 2012.

Reconocimiento

Este trabajo forma parte del Estudio de factibilidad e ingeniería básica La Platosa que fue realizado mediante convenio de colaboración entre la Comisión de Aguas del Estado de Durango (CAED) y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en 2017. Los autores agradecen a la CAED por el apoyo otorgado para la realización del mismo.

[00385] POZOS ARTESANALES Y CALIDAD DEL AGUA EN LA ISLA SAN BERNARDO-VENEZUELA

MARYNES MONTIEL¹, FELIX MORALES², RICARDO SILVA³, ANAVERL BAEZ⁴,
CARLOS REALES⁵, MARYELVIRA MONTIEL⁶

Escuela Superior Politécnica del Litoral^{1,2}; Universidad del Zulia^{3,4,5,6}

montielmarynes@gmail.com¹; marymont@espol.edu.ec¹; femorale@espol.edu.ec²; ricar757@gmail.com³;
baezanaverl@gmail.com⁴; carlosreales07@gmail.com⁵; maryelvira@gmail.com⁶

Palabras Clave: distribución, calidad, agua, San Bernardo

Abstract

Drinking water distribution and quality is very important in the control of water-related diseases. A study was carried out to evaluate the distribution of water wells and the quality of water supplied in San Bernardo Island. Water well location and structure was monitored to determine the capacity and distribution area. Water samples were taken to determine some physicochemical parameters and its microbial quality using total coliforms, fecal coliforms, *E. coli*, enterococci and *Pseudomonas*. Fifteen water wells were recorded. All water sources wells are constructed using the varied materials and depths. All samples showed microbial contamination. It is necessary to disinfect water before human consumption.

Introducción

El agua es esencial para la vida. Es bien reconocido por la Organización Mundial de la Salud (OMS), que el acceso al agua de consumo segura resulta en beneficios tangibles para la salud. Los pozos artesanales son una buena alternativa para el suministro de agua, especialmente en zonas donde el acceso es limitado, tal como ocurre en las islas. Las enfermedades asociadas a la contaminación de las aguas de consumo constituyen uno de los principales problemas a nivel mundial, siendo en muchos países la segunda causa de muerte en niños

menores de 5 años (OMS, 2018). La distribución de agua de calidad adecuada en una población, representa uno de los principales retos a vencer a fin de garantizar la salud de la población.

La Isla San Bernardo está ubicada en el estado Zulia, municipio insular Almirante Padilla, ubicado en la entrada del Lago de Maracaibo. En los últimos años la población ha aumentado producto del asentamiento de turistas que han construido una serie de viviendas vacacionales en la misma, sin ningún tipo de ordenamiento. Igualmente, no se tiene conocimiento de la calidad y ubicación de las fuentes de agua para consumo humano presentes en la población, la cual se suministra básicamente de pozos perforados en los alrededores de las viviendas.

Objetivos

El objetivo de la presente investigación fue determinar la distribución de los pozos y la calidad de su agua en la población de la Isla San Bernardo, como un aporte al desarrollo de la comunidad y la prevención de enfermedades de transmisión hídrica.

Metodología

Área de estudio. La isla de San Bernardo está ubicada en la zona norte del estado Zulia, Venezuela, Forma parte de la isla

de San Carlos situadas geográficamente entre el Golfo de Venezuela y el Lago de Maracaibo (Figura 1).

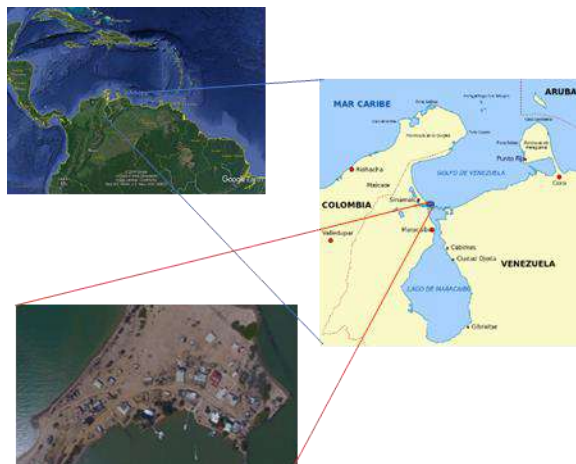


Figura 1. Ubicación geográfica de la isla de San Bernardo. Se presenta la zona del Sistema del Lago de Maracaibo ubicado en el estado Zulia, Venezuela.

Originalmente la isla de san Bernardo formaba parte de un conjunto de islas ubicadas en la boca del Lago de Maracaibo; con la construcción del canal de navegación para acceder a la carga de petróleo y derivados, se rellenó la separación de agua existente entre esta y la Isla de San Carlos permitiendo la comunicación vehicular solo en mareas bajas. El transporte es lacustre y con poca disponibilidad y frecuencia, lo cual deriva en escasez de alimentos, medicamentos y agua. Por su proximidad a la península de Paraguaná, a la Isla de Zapara y a la guajira, es un sitio de mucha arena de médanos, duna y piedras producto del dragado y la conformación de muros escolleras.

Reconocimiento de los pozos. Para conocer la distribución de los pozos que sirven como fuente de agua se realizó un recorrido en el área ocupada por los pobladores y la zona turística. Se determinó los materiales de construcción, profundidad, sistema de extracción y radio de servicio por cada fuente de agua. Para la ubicación de los pozos, se utilizó GPS, marca GARMIN 72h esta información sirvió de base para la elaboración de un mapa de ubicación y distribución de los pozos de agua sobre la base de mapas de GOOGLE EARTH colocando las coordenadas obtenidas del levantamiento de GPS.

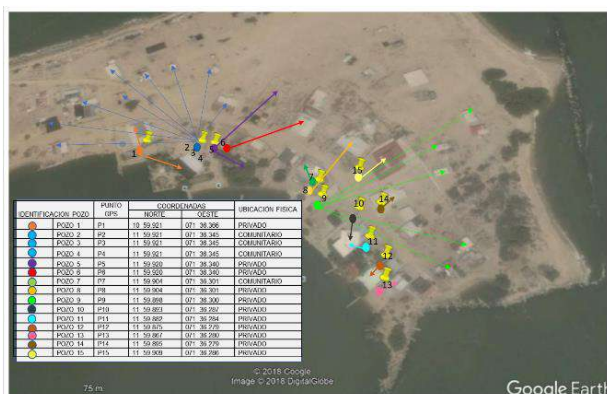
Evaluación de la calidad del agua. Se determinó el pH, los sólidos disueltos totales (TDS), la turbidez y la salinidad utilizando técnicas convencionales. Para determinar la calidad del agua de consumo se recolectaron, en envases estériles, muestras de 1000 ml. Las muestras se transportaron hasta en el laboratorio en cavas con hielo, y se procesaron en un lapso no mayor a 6 h luego de su recolección (Standard Methods, 2012).

Se cuantificaron los coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), *Escherichia coli* (EC), enterococos (EN) y *Pseudomonas* (PS) utilizando la técnica de tubos múltiples (COVENIN, 1996; COVENIN, 1993). Se utilizaron series de 10 tubos con medios doble concentración, caldo lactosado, caldo azida dextrosa y caldo asparagina, para los coliformes, enterococos y *Pseudomonas*, respectivamente. Todos los medios fueron marca BBL, USA. Para los coliformes totales, los tubos positivos de caldo lactosado se inocularon en caldo bilis verde brillante, incubado a 37 °C durante 24 a 48 h, los tubos positivos permiten la cuantificación de coliformes totales y se transfieren a caldo EC, los cuales se incubaron a 44,5 °C durante 24 h, para determinar los coliformes fecales. Posteriormente, se transfirieron a agar eosina azul de metileno. Las colonias compatibles con *E. coli* fueron identificadas con bioquímica convencional. En el caso de los enterococos, los tubos positivos de caldo azida dextrosa se transfirieron a agar KF y las colonias se identificaron utilizando pruebas bioquímicas convencionales. Para la detección de *Pseudomonas aeruginosa*, los tubos positivos se inocularon en agar acetamida, la presencia de color púrpura indica positividad.

Resultados y discusión

Se ubicaron 15 pozos activos, distribuidos en la isla de San Bernardo (Fotografía 1). Entre los materiales de construcción utilizados se destaca tubos metálicos, bloques de cemento y tanques plásticos enterrados, con una profundidad variable entre 2 y 6 metros (Tabla 1). Todos los pozos utilizan, como fuente de extracción una bomba de succión eléctrica y pueden ser de uso común para la comunidad o estar ubicados en

viviendas privadas. Se observó además de pozos de agua potable en funcionamiento, hay pozos de agua sin uso por contaminación o por salinidad, los cuales están en muchos casos abiertos y expuestos a la intemperie, también se conoció de la existencia de una laguna muy contaminada y de una planta desalinizadora para agua potable que sirve al centro poblado de San Carlos.



Fotografía 1. Zona de extensión de servicio de agua para consumo de los pozos ubicados en la isla San Bernardo.

Tabla 1. Ubicación geográfica y características de los pozos en la isla San Bernardo.

Pozo No.	Coordenadas		Ubicación física	Materiales constructivos
	Norte	Oeste		
P1	10 59.921	071 36.366	Privado	Tubo metálico, proveniente de una gabarra de perforación
P2	11 59.921	071 36.345	Comunitario	Bloques trabado de cemento hueco, construidos en forma cuadrada, con lados de aproximados de 1,20 x 1,20 m
P3	11 59.921	071 36.345	Comunitario	Bloques trabado de cemento hueco, construidos en forma cuadrada, con un diámetro aproximado de 1,20 m
P4	11 59.921	071 36.345	Comunitario	Bloques trabado de cemento hueco, construidos en forma cuadrada, con un diámetro aproximado de 1,20 m
P5	11 59.920	071 36.340	Privado	tubo metálico de gabarra, con un diámetro aproximado de 1,20 m
P6	11 59.920	071 36.340	Privado	Bloques trabado de cemento macizos, construidos en forma circular, con un diámetro aproximado de 1,20 m
P7	11 59.904	071 36.301	Comunitario	Bloques trabado de cemento macizos, construidos en forma circular, con un diámetro aproximado de 1,20 m
P8	11 59.904	071 36.301	Privado	Bloques trabado de cemento macizos, construidos en forma circular, con un diámetro aproximado de 1,20 m
P9	11 59.898	071 36.300	Privado	Bloques trabado de cemento macizos, construidos en forma cuadrada, de lado aproximado de 1,20 x 1,20 m
P10	11 59.893	071 36.287	Privado	Anillos prefabricados de concreto macizos, construidos en forma circular, con un diámetro aproximado de 1,20 m
P11	11 59.882	071 36.284	Privado	Tanques plásticos enterrados, con un diámetro aproximado de 80 m
P12	11 59.875	071 36.279	Privado	Tanques plásticos enterrados, con un diámetro aproximado de 80 m
P13	11 59.867	071 36.280	Privado	Bloques trabado de cemento macizos, construidos en forma circular, con un diámetro aproximado de 2,00 m
P14	11 59.895	071 36.279	Privado	Bloques trabado de cemento macizos, construidos en forma circular, con un diámetro aproximado de 2,00 m
P15	11 59.909	071 36.286	Privado	Bloques trabado de cemento macizos, construidos en forma circular, con un diámetro aproximado de 2,00 m

Los análisis fisicoquímicos realizados muestran valores entre 7,4-7,9; 105,4-1.794,3 mg/L; 0,1-3,0 UPS y 0,3 y 24,9 UNT para el pH, los TSD, la salinidad y la turbidez, respectivamente. Los análisis microbiológicos de las aguas provenientes de los pozos, mostraron la presencia de CT, CF y EC en valores promedios de 23 NMP/100 ml, para los CT y CF y 7,9 NMP/100 ml para *E. coli*. La presencia de coliformes

y particularmente de *E. coli* demuestra contaminación fecal en el 100% de las muestras analizadas. Los enterococos y *Pseudomonas* se encontraron presentes en todas las muestras analizadas en promedio de 20,8 NMP/100 ml y 6,2 NMP/100 mL, respectivamente. La contaminación de las aguas subterráneas puede provenir de diferentes fuentes entre las que se encuentran la filtración a través de tiraderos, tanques sépticos con fallas, tanques de almacenamiento subterráneos y escorrentías de áreas urbanas, entre otros (EPA, 2018; Méndez y col., 2015). Adicionalmente, la falta de educación de los pobladores es un factor que influye en la contaminación (Mukhopadhyay *et al*, 2012). Según información suministrada por los habitantes de la zona se piensa que la fuente de contaminación, entre otras causas, puede originarse a partir de una laguna entre San Carlos y San Bernardo, que podría estar contaminada, la cual denominan pozón (Fotografía 2).



Fotografía 2. Ubicación del pozón en la zona de Isla San Bernardo.

La presencia de *Pseudomonas*, microorganismo saprofito, se ha relacionado con la falta de calidad higiénica del agua de consumo (Mukhopadhyay *et al*, 2012). Estudios previos han reportado un alto porcentaje de pozos contaminados en distintos países (Coleman *et al*, 2013; Mukhopadhyay *et al*, 2012; Wong *et al*, 2013), lo cual demuestra la susceptibilidad de los pozos a la contaminación microbiológica. Los riesgos microbiológicos más elevados, asociados al agua, están relacionados con la ingesta de agua contaminada con heces de

origen humana y animal, que son fuente de bacterias, virus, protozoos y helmintos. La aplicación de procesos de desinfección es importante a fin de eliminar los patógenos microbianos. Particularmente, el uso de agentes químicos tal como el cloro pueden ser utilizados en aguas sujetas a contaminación fecal.

Es importante educar al público acerca de la calidad de sus fuentes agua y la importancia de mantener las fuentes de agua y sus alrededores limpios y saludables para prevenir y controlar la contaminación de las fuentes de agua. Aunque la fuente de contaminación no fue investigada en este trabajo, se sugiere realizar el análisis para establecer el control de los microorganismos.

Conclusiones

La población de la Isla San Bernardo cuenta con 15 pozos de suministro de agua para consumo humano. El agua no es adecuada para este fin, lo cual sugiere establecer un tratamiento de esta antes de ser consumida. La población carece de cultura para el mantenimiento de los pozos, bombas y sistema eléctrico, aunado al establecimiento de algunas casas vacacionales sin planificación alguna, que están ocasionando la contaminación de la fuente de agua potable. Entre los desafíos más importantes está el establecer un sistema organizado de fuente de agua que permita obtener agua de calidad y cantidad adecuada para el bienestar de la población, siendo el mayor reto la concienciación tanto de la población que habita la isla y de los turistas que han establecido casas recreacionales en la zona y son los que, en su mayoría, han construido los pozos. Esto a su vez, se convierte en un obstáculo ya que no existe ningún tipo de organización en la población que permita controlar el uso adecuado del recurso agua.

Referencias Bibliográficas

EPA. Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (2018). Acerca de los pozos de agua privados. <https://espanol.epa.gov/espanol/acerca-de-los-pozos-de-agua-privados#basic> (accessed 30 may 2018).

Coleman B. L., Louie M., Salvadori M. I., McEwen S. A., Neumann N., Sibley K., Irwin R. J., Jamieson F. B., Daignault D., Majury A., Braithwaite S., Crago B., McGeer A. J. (2013). Contamination of Canadian private drinking water sources with antimicrobial resistant *Escherichia coli*. Water Research, 47(9), 3026-3026.

Comisión Venezolana de Normas Industriales (COVENIN) (1993). Norma Venezolana 2986-2013. Agua potable: determinación de *Pseudomonas aeruginosa* por el método del número más probable.

Comisión Venezolana de Normas Industriales (COVENIN) (1996). Norma Venezolana 1104. Alimentos: Determinación del número más probables de coliformes, coliformes fecales y de *E. coli*, 2^{da} revisión. Pág. 2-3.

Méndez R., Pacheco J., Cartillo, E., Cabrera A., Vázquez E., Cabañas D. (2015). Calidad microbiológica de pozos de abastecimiento de agua potable en Yucatán, Mexico. Ingeniería, 19(1), 51-61.

Mukhopadhyay C., Vishwanath S., Eshwara V. K., Shankaranarayana A. A., Sagir A. (2012). Microbial quality of well water from rural and urban households in Karnataka, India: A cross-sectional study. Journal of infection and Public Health, 5(3), 257-262.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2018). Reconocimiento del acceso al agua segura y limpia y a servicios de saneamiento como un derecho humano. http://www.who.int/water_sanitation_health/recognition_safe_clean_water/es/ (Accessed 30 may 2018).

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2012). 22th ed, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

Won G., Gill A., Lejune J. T. (2013). Microbial quality and bacteria pathogens in private wells used for drinking water in northeastern Ohio. Journal of Water Health, 11(3), 555-562.

[00387] REMOCIÓN DE FLUORUROS EN EL AGUA DE POZO POR ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO ANIMAL Y UNA ZEOLITA

FELIPE NERI RODRIGUEZ CASASOLA¹; ANGÉLICA MARÍA SALMERÓN ALCOCER²; MIGUEL ÁNGEL RAMOS-MORGA³; RUBÍ GUZMAN MONTERO⁴

INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL^{1,2,3}; ASESORIA EN INGENIERÍA Y ADMINISTRACIÓN⁴

felipenerirodrig@yahoo.com.mx¹; angelica.salmeron@hotmail.com²; flame_475@hotmail.com³; rubi.guzmanm@asiad.com.mx⁴

Palabras clave: fluoruros, adsorción, carbón animal

Abstract

This work aims to find a viable alternative to contribute to the achievement and permanence of public health, by presenting a method to remove the fluorides present in the well water and thus avoid the problems that bring with it the intake of water with concentrations so high (greater than 1.5 mg / L) and that trigger conditions such as bone fluorosis, which prevents the proper performance of people in most areas of their lives, including work. Data from the World Health Organization (WHO) reveal that there are millions of people with this disease and the main cause is the consumption of water with fluoride. For the present work, the adsorption process for the removal of fluorides in water was used, for which animal activated carbon and clinoptilolite zeolite were selected as adsorbent materials.

de fluoruro en los depósitos de agua debidos a su efecto contra las caries. Pero esta concentración debe de ser, para considerarse aceptable según la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994 de salud ambiental y agua para consumo humano de **1.5 mg/L**.

Según Colgate (2016), la razón por la cual el flúor ayuda a combatir las caries es debido a que este tiende a depositarse en los huesos y en los dientes, una de las razones es que se lleva a cabo una reacción entre el flúor y el calcio formando fluoruro de calcio. El flúor reacciona con los cristales del esmalte de los dientes (la hidroxiapatita), derivando en un compuesto que aumenta la resistencia del esmalte.

Sin embargo, la exposición a concentraciones más altas de la mencionada puede provocar serios problemas de salud, como la fluorosis ósea, una condición que resulta de la acumulación excesiva de flúor en los huesos, lo que provoca cambios en la estructura de los huesos, haciéndolos extremadamente frágiles y quebradizos.

Según un estudio reciente, se estima que más de 260 millones de personas consumen agua con más de 1 mg F/L y que el problema de la fluorosis endémica se extiende por unos 30 países en los cinco continentes (Hernández, 2006).

Introducción

El constante crecimiento de la población obliga a la necesidad de buscar fuentes alternativas para suministrar agua a la población y, una de ellas es la extracción de agua del subsuelo, sin embargo, en algunas zonas, esta fuente no cumple con los límites permisibles de calidad, por lo que es necesario darle un tratamiento para poder ofrecerla a la población.

Durante el proceso de infiltración del agua al subsuelo, ésta entra en contacto con diversos minerales y rocas, los cuales se disuelven parcialmente. Algunos de estos minerales como la fluorita, rocas ígneas y sedimentarias contienen flúor, en forma de fluoruros, en una concentración que oscila entre 20 y 1000 µg fluoruros /g de suelo. El flúor es el elemento más electronegativo que existe y por ende uno de los más reactivos. Muchos de sus compuestos, en especial los inorgánicos, son tóxicos y pueden causar quemaduras severas y profundas (Lenntech, 1998-2016).

La asociación dental de Estados Unidos de América e incluso la Organización Mundial de la Salud ha recomendado el uso

Objetivos

1. Evaluar la eficiencia de remoción de fluoruros con carbón activado y con una zeolita.
2. Caracterización del adsorbente y el adsorbato
3. Realizar experimentos para conocer el grado de remoción de fluoruros a nivel laboratorio y planta piloto
4. Hacer la comparación de los resultados obtenidos con las normas oficiales mexicanas de calidad del agua que apliquen para conocer qué tan adecuados en cuanto a eficiencia son nuestros resultados
5. Elaborar un análisis técnico- económico del proyecto.

Metodología

Experimento 1- Determinación de la fracción de espacios vacíos y el volumen global de los poros.

Se efectuó por el método de volumen vacío en probeta.

Experimento 2- Isoterma de adsorción de carbón activado animal (“altas concentraciones”).

Se prepararon soluciones de fluoruros a diferentes concentraciones: 1, 2, 3, 4, 5 y 5.6 g/L

Se pesaron 2 gramos de carbón activado animal y se pusieron en contacto con 100 mL de cada una de las soluciones con agitación constante.

Pasados 40 minutos se filtraron alrededor de 30 mL de muestra de cada prueba. Se determinó la concentración de cada muestra mediante el método SPADNS Fluoride Reagent AccuVac Ampules.

Los datos obtenidos se graficaron siguiendo el procedimiento de datos que se encuentra en libro Procesos de transporte y operaciones unitarias 3a edición de C. J. Geankoplis.

La concentración de equilibrio en la fase sólida se expresa como q , en kg de adsorbato (soluto)/kg de adsorbente (sólido), y en la fase fluida (gaseosa o líquida) como c , en kg de adsorbato/m³ de fluido.

Experimento 3- Determinación de la máxima adsorción de un empaque de carbón activado animal y zeolita que se encuentra una “columna pequeña” de 2 cm de diámetro interno.

Se montó un sistema de flujo continuo en el que el material adsorbente se colocó en forma de empaque de 2 cm de diámetro en la columna de adsorción y a un flujo de entre 3 y 3.5 L/h. La masa total del empaque fue de 51.19 gramos. a. Se finalizó el experimento cuando las concentraciones de fluoruros a la salida del sistema fueron constantemente iguales a la concentración de entrada. Se determinó la máxima adsorción en el sistema de acuerdo con el experimento 4.

Experimento 4- Determinaciones de la máxima adsorción del empaque de carbón activado animal en la columna pequeña.

Se obtuvo el material adsorbente del empaque de la columna y se colocó en un vaso de precipitados de 1L, se puso en contacto con 0.7 L de una solución a 2.67 mg/L, en agitación y monitoreando continuamente la concentración de fluoruros, hasta que la concentración igualara nuevamente la inicial. Se determinó la adsorción total de mg de fluoruros/ g de carbón.

Experimento 5- Isoterma y cinética de adsorción con carbón activado animal y soluciones con concentraciones “bajas” y “medias” de fluoruros preparadas con agua destilada.

Se realizó el mismo procedimiento que en el experimento 2 pero con concentraciones “bajas” de soluciones de 1.86, 2.5 y 2.97 mg/ L y concentraciones “medias” 241, 308 y 540 mg/L. La masa de carbón utilizada fue de 1 gramo.

Experimento 6- Isoterma y cinética de adsorción con carbón activado animal y disoluciones con concentraciones “bajas” de fluoruros preparadas con agua potable proveniente de servicio público. Se realizó el mismo procedimiento que en el experimento 2 pero con concentraciones “bajas” de soluciones de 0.94, 1.45 2.0 y 3.01 mg/ L. La masa de carbón utilizada fue de 10 gramos.

Experimento 7- Isotermas y cinética de adsorción con zeolita (clinoptilolita),U

Utilizando agua destilada y un intervalo amplio de concentraciones. Se realizó el mismo procedimiento que en el experimento 2 con las siguientes concentraciones: 217, 252, 275 y 293 mg/ L. La masa de zeolita utilizada fue de 10 gramos.

Experimento 8- Cinéticas de adsorción con carbón activado animal y agua proveniente de pozo (muestras obtenidas antes y después de un proceso de suavizado).

Se obtuvieron muestras de agua de un pozo profundo ubicado en la ciudad de San Luis Potosí, donde se sabe que las concentraciones de fluoruros son altas. Se determinó la concentración de dos muestras obtenidas antes y después de un proceso de suavizado. La concentración inicial en ambas muestras fue de 2.41 mg/L. Se realizó el mismo procedimiento que en el experimento 2. La masa de carbón fue de 1 gramo.

Resultados y discusión

Experimento 1- Determinación de la fracción de espacios vacíos y el volumen global de los poros.

Tabla 1. Fracción de espacios vacíos en un volumen de carbón activado animal.

Variable medida	Unidades	Magnitud
Volumen de la probeta con el empaque	L	0.25
Volumen de agua agregado	L	0.166
Fracción de espacios vacíos del carbón	ADIMENSIONAL	0.66

Tabla 2. Fracción de espacios vacíos en un volumen de zeolita clinoptilolita.

Variable medida	Unidades	Magnitud
Volumen de la probeta con el empaque	L	0.25
Volumen de agua agregado	L	0.152
Fracción de espacios vacíos de la zeolita	ADIMENSIONAL	0.60

Experimento 2- Isoterma de adsorción de carbón activado animal (“altas concentraciones”).

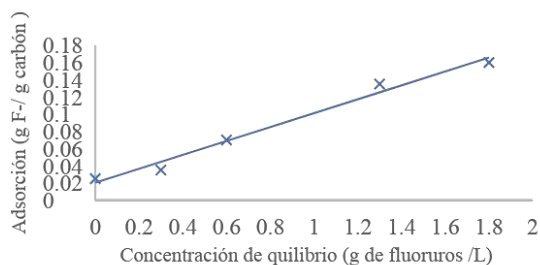


Figura 1. Modelo lineal de adsorción de fluoruros usando carbón activado animal. Tiempo de contacto 40 min.

En la Figura 1 se puede observar que el modelo que mejor describe el proceso de adsorción de fluoruros en el intervalo de 1 a 5 gramos por litro de solución (preparada con agua desionizada), utilizando carbón activado animal como adsorbente es el modelo lineal o de Henry.

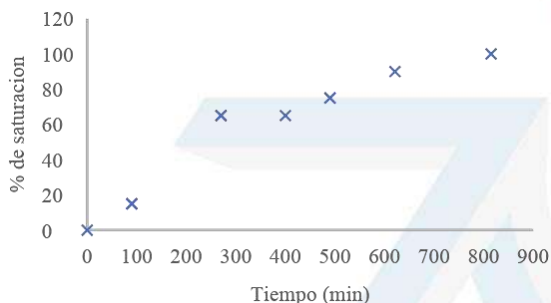


Figura 2. Porcentaje de saturación del empaque de carbón activado animal conforme al tiempo.

Se observa que conforme transcurre el tiempo, la columna va saturándose hasta alcanzar el 100% cerca de las 13 horas de operación continua. En este punto se calculó la masa de fluoruros adsorbida en el empaque, la cual fue de **0.48 mg F/g de carbón**.

Experimento 3. Se observó en el experimento con zeolita, que no se logró adsorber nada de fluoruros utilizando una solución cercana a 2 mg F/L, pero estos resultados no son contundentes para descartar que la zeolita sea un buen adsorbente de fluoruros, estos resultados únicamente muestran que no hay transferencia de masa debido posiblemente a que la solución y la zeolita están en equilibrio en estas concentraciones; si se modificara la concentración de fluoruros en la solución es posible que éste equilibrio se vea modificado y haya transferencia de masa, suposición que será evaluada en el posterior experimento 7.

Experimento 4. Después de realizar la adsorción en lote en varias etapas sobre el material que presuntamente se había saturado en la operación en continuo, se obtuvo una adsorción total de **0.57 mg F/g de carbón**. Esta diferencia se debe a que, mientras el empaque es fijo, se forman burbujas de aire al

interior del empaque durante la circulación del agua, lo cual no permite que el agua esté en contacto con toda la superficie activa del carbón. Mientras que al estar en lote y con agitación, se vuelven más accesibles los sitios activos del carbón para que se lleve a cabo la adsorción.

Experimento 5- Se obtuvo una gráfica, conocida como cinética de adsorción, en la cual se observa la velocidad con la que se adsorben los fluoruros de las soluciones con diferentes concentraciones.

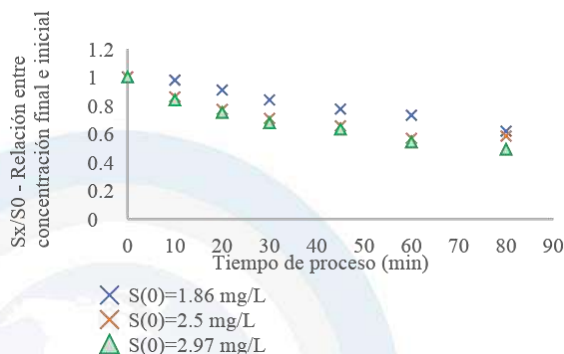


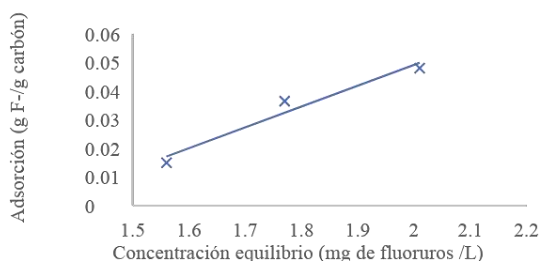
Figura 3. Cinética de adsorción de las soluciones con “bajas” concentraciones de flúor.

Con base en la figura 3 se determinó que el tiempo óptimo para llevarse a cabo el proceso de adsorción son 30 minutos debido que a partir de este punto el comportamiento se vuelve asintótico, es decir, aunque pase mucho tiempo la adsorción se vuelve mínima.

Con base en los resultados obtenidos se puede afirmar que el proceso de adsorción no se comporta de la misma manera en al inicio, durante y al final del proceso, tal como se puede observar en la Figura 3, donde la velocidad de adsorción disminuye paulatinamente y de forma no lineal. Esto se puede explicar de la siguiente manera: después de ponerse en contacto el adsorbente (en este caso el carbón activado animal) y el adsorbato (los fluoruros disueltos en agua) las características, tanto del carbón activado animal como de la solución de fluoruros cambian, la concentración de la solución disminuye al igual que los poros disponibles (poros que no han sido ocupados por algún soluto) del adsorbente, lo cual es evidencia de que se está llevando el proceso de adsorción.

Para las concentraciones estudiadas en este experimento, la más alta (2.97 mg/L) presenta una mayor velocidad de adsorción, logrando a los 80 minutos remover casi el 50% de la masa de fluoruros presentes en el volumen de solución.

Figura 4. Modelo lineal adsorción de fluoruros usando carbón activado animal. Tiempo de contacto 30 minutos.



En la Figura 4 se observa que el modelo que mejor se ajusta a la adsorción con concentraciones entre 1.5 y 3 mg/L es el modelo de Henry, la cual dice que la adsorción no tiene restricciones y que es directamente proporcional a la concentración de las soluciones, pero sólo aplica para concentraciones muy bajas.

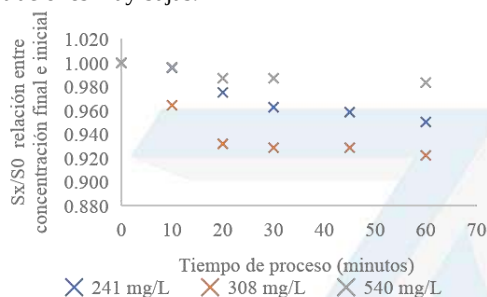


Figura 5. Cinética de adsorción de las soluciones con “medianas” concentraciones de fluor.

Comparando las Figuras 3 y 4, la relación S_x/S_0 a los 60 minutos es mayor para las concentraciones “medianas” que para las “bajas”, lo cual indica que la velocidad de adsorción es menor para las concentraciones “medianas” que para las “bajas”.

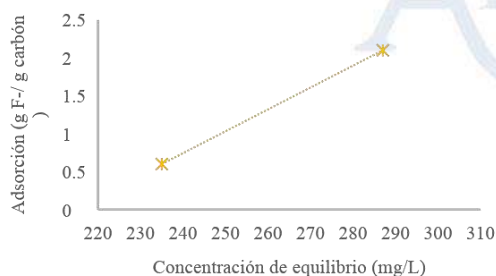


Figura 6. Modelo de adsorción lineal Isoterma a los 20 minutos.

Experimento 6- Como se puede, en la Figura 7, la velocidad de adsorción disminuye considerablemente a partir de los 5 minutos de contacto, pero es a partir de los 15 y 20 minutos cuando el comportamiento se vuelve asintótico.

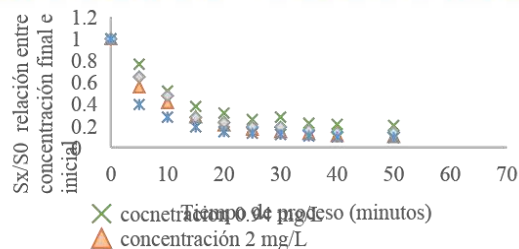


Figura 7. Cinética de adsorción a diferentes concentraciones preparadas con agua destilada

Se observó que la cantidad de fluoruros que es adsorbida por el carbón activado animal es diferente para una solución con fluoruros elaborada con agua destilada, que con una elaborada con agua potable, esto se debe posiblemente a que el agua potable tiene disueltos elementos como los cloruros (Cl^-) (la NOM-127-SSA1-1994 permite una concentración de cloruros de hasta 250 mg/L) y el cloro residual libre. El grado de electronegatividad del cloro es únicamente superado por el flúor, y es disuelto en las plantas potabilizadoras para controlar la población microbiana en el agua.

Experimento 7- Isotermas y cinética de adsorción con zeolita (clinoptilolita), utilizando agua destilada y un intervalo amplio de concentraciones.

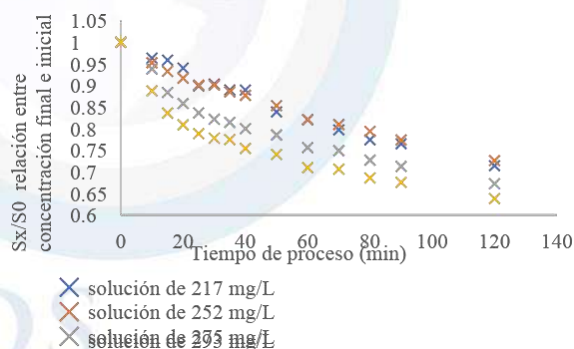


Figura 8. Cinética de adsorción en zeolita a diferentes concentraciones.

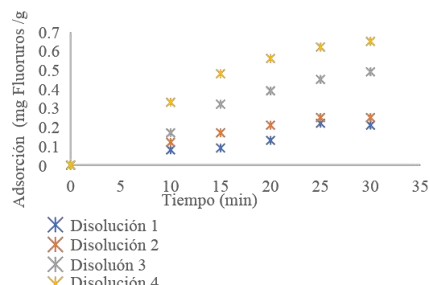


Figura 9. Cantidad de fluoruros adsorbidos de las diferentes diluciones conforme transcurre el tiempo.

En los resultados de comparación de la masa adsorbida con carbón activado animal y con zeolita se observó que el carbón

activado animal adsorbe más fluoruros que la zeolita a concentraciones bajas, mientras que para que la zeolita pueda acercarse a los valores de adsorción con carbón animal en incluso mayores, las concentraciones de fluoruros deben ser muy altas.

Experimento 8- En la Figura 10 se observa que la cantidad y la velocidad de adsorción de fluoruros es prácticamente la misma antes y después de pasar por los suavizadores, la razón es que un suavizador únicamente intercambia los iones que causan la dureza en agua como magnesio y calcio por iones de potasio y sodio.

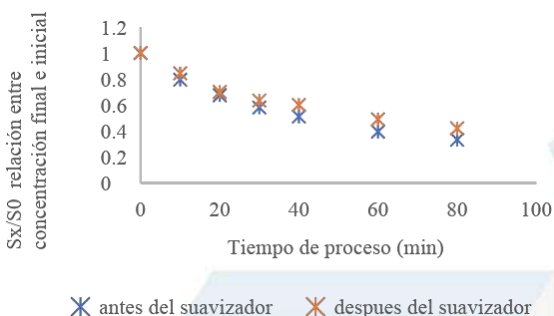


Figura 10. Cinética de adsorción de fluoruros del agua proveniente de pozo (antes y después del proceso de suavizado).

agotado o a la mayoría de los fluoruros en el sobre nadante ha sido adsorbida.

Referencias.

Colgate. (S/F). ¿Qué Es El Flúor? Fecha de consulta 17/10/2016, de publicación 2016. Recuperado de: <http://www.colgate.com.mx/es/mx/oc/oral-health/basics/fluoride/article/what-is-fluoride>

Hernández M. (2006). El flúor en cifras: límites para el consumo y métodos de eliminación, El Manantial Fecha de consulta 01/12/2016

Lenntech. (1998-2016). Propiedades químicas del Flúor - Efectos del Flúor sobre la salud - Efectos ambientales del Flúor, fecha de consulta 22/10/2016. Recuperado de: <http://www.lenntech.es/periodica/elementos/f.htm>

Norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994. Diario Oficial de la Federación 22 de noviembre de 2000.

Conclusiones

1. Se determinó que el modelo que mejor describe el proceso de adsorción con disoluciones en cuyo intervalo se encuentra entre 1 y 5 gramos de fluoruros/litro (altas concentraciones de fluoruros) con carbón activado es el modelo de Henry o lineal y 100 gramos de estas soluciones no son suficientes para saturar 2 gramos de carbón activado animal.
2. La zeolita es un adsorbente incapaz de adsorber fluoruros de disoluciones con concentraciones de fluoruros que se encuentran cercanas a 2 mg fluoruros/litro.
3. El carbón activado animal es un adsorbente capaz de adsorber fluoruros de disoluciones con distintas concentraciones de fluoruros.
4. El análisis técnico económico realizado para los experimentos donde se obtienen las máximas eficiencias y únicamente considerando el precio del material adsorbente resultó positivo.
5. El modelo que mejor describe el proceso de adsorción de fluoruros de disoluciones de fluoruros que se encuentran en el intervalo de 1.86 y 2.97 mg de fluoruros/ litro (bajas concentraciones) es el modelo lineal o de Henry.
6. El comportamiento asintótico en la cinética de adsorción es debido a que la mayoría de los poros del adsorbente han sido ocupados o los fluoruros disueltos se han

[00393] MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DE AGUA POTABLE EN PERIODO DE EMERGENCIA POR SEQUIA. CASO ESTUDIO: LOCALIDAD COSTERA DE LA REGION DEL MAULE EN CHILE

JADIRA ESCOBAR¹; DANIELA MERINO²

Essbio - Nuevosur

jadira.escobar@essbio.cl¹; daniela.merino@essbio.cl²

Palabras clave: escasez de agua, olor, sabor, trihalometanos (THM), carbón orgánico total (COT).

Resumen

Actualmente en la zona centro sur de Chile, junto con la menor disponibilidad de agua por sequía, la calidad del agua presenta un deterioro significativo, que se evidencia en el caso de las fuentes superficiales con presencia de olor y sabor proveniente de la descomposición de algas, aumento de la concentración de materia orgánica y eventualmente incremento de la salinidad en sectores costeros. Ante eventos imprevistos de escasez la empresa sanitaria debe estar preparada para abordar la situación de modo que no se genere discontinuidad del servicio por disponibilidad, ni por calidad. A través de la revisión de una situación real presentada en el verano de 2017 en una localidad costera de la Región del Maule se analiza la efectividad de las medidas tomadas y los

resultados obtenidos, así como las propuestas que permitan operar en forma más segura.

En este caso se constató la disminución del caudal de la fuente superficial, Río Maule, en más del 50% y proliferación de algas junto con el aumento de reclamos de los clientes por mal olor y sabor. Las muestras analizadas en laboratorio mostraron un aumento de carbón orgánico total (COT) sobre 4 mg/L, así como presencia de metabolitos de las algas: Geosmina y 2-MIB por sobre 5 ng/L, formación de trihalometanos (THM) por sobre el límite normativo y no se detectó presencia toxinas como la microcistina. Dado que se contaba con una planta de tratamiento convencional abatidora de turbiedad, en el corto plazo se procedió a optimizar el tratamiento para reducir materia orgánica mediante coagulación mejorada, con esta medida se eliminó la formación de THM pero no los metabolitos, para lo cual se ensayó y aplicó carbón activo en polvo (CAP).

temperatura del agua que causa una mayor actividad de descomposición de la materia orgánica. Esto puede causar una disminución del contenido de oxígeno disuelto, especialmente por la noche, y evidenciarse en aparición de reclamos por olor y sabor en el autocontrol en red (AIDIS, 2014).

Las fuentes subterráneas también están sujetas a deterioro de su calidad bajo este escenario. Las alteraciones están relacionadas con la fase subterránea del ciclo hidrológico y el efecto más inmediato consiste en un descenso generalizado del nivel del acuífero que conlleva una menor disponibilidad de recursos hídricos subterráneos, una modificación de su composición físico-química que puede evidenciarse en el aumento de contaminantes y aumento de la intrusión salina en los acuíferos costeros (Pernía y Fornés, 2009).

Por lo expuesto, para la empresa sanitaria, la situación de escasez no sólo impacta la disponibilidad de agua para el abastecimiento, sino que impone restricciones a la operación de sus fuentes superficiales y subterráneas debido al aumento de la contaminación. Este nuevo escenario obliga a ejecutar medidas de emergencia que permitan mantener la continuidad del servicio cuando no se cuenta con tecnología apropiada.

Introducción

La escasez hídrica que se presenta actualmente en una vasta zona de la región central de Chile, ha reducido la disponibilidad de agua para producción de agua potable, obligando a modificar los esquemas operacionales de producción y adoptar medidas de contingencia en las empresas sanitarias.

Como es reconocido en el informe “Ciencia e Innovación para los Desafíos del Agua en Chile” (CNID, 2016) Chile es uno de los países más afectados por el cambio climático. Identifica como particularmente severos los efectos en el régimen de lluvias, previéndose una significativa disminución en las precipitaciones, así como las mayores temperaturas, lo que implican una menor acumulación de nieve en las altas cumbres, generando una disminución de la disponibilidad de agua.

Junto con la menor disponibilidad de agua se presenta un deterioro significativo de la calidad del agua. El menor caudal de los ríos genera una menor velocidad y una mayor

En localidades de tamaño pequeño algunas de las medidas de contingencia que se pueden implementar pueden ser la incorporación de fuentes fuera de uso por su menor rendimiento, compra de agua, implementación como medida de emergencia el abastecimiento desde localidades cercanas transportando agua con camiones aljibes.

Sin embargo, en localidades de tamaño mediano a grande, se hace más complejo aplicar las medidas anteriores debido a que se requieren caudales más elevados. En el caso de localidades medianas a grandes que se abastecen principalmente de fuentes superficiales de gran tamaño, la disminución del caudal pudiera no afectar actualmente la disponibilidad para abastecimiento de agua potable, pero si presentar un comportamiento estacional a la baja que trae como impacto directo el aumento de contaminantes orgánicos de origen antrópico o natural como algas, y la salinización de los sectores de los ríos cercanos a la desembocadura.

La presencia o aumento de materia orgánica y/o la salinidad en el agua puede producir diversos problemas operacionales si no se cuenta con la infraestructura para su control o abatimiento. Si bien la materia orgánica no está incluida directamente en la Norma Chilena de Agua Potable, su presencia es precursora de otros compuestos que están normados como son el color, olor, sabor o formación de productos secundarios de la desinfección como los trihalometanos (THM) y otros organoclorados cuando se desinfecta con cloro. Por otro lado, el deterioro de la calidad organoléptica, en aguas naturales se debe principalmente a la presencia de microalgas como diatomeas, algas verdes y cianobacterias, todas ellas generadoras de olor y sabor producto de sus metabolitos (AIDIS, 2016).

Objetivo

Establecer las medidas inmediatas y de mediano plazo que se pueden aplicar para el control de la calidad del agua potable, para el caso de una localidad de mediano tamaño y bajo un escenario de emergencia que implica el deterioro imprevisto de la calidad del agua superficial en periodo de sequía.

Metodología

La metodología a emplear corresponde a búsqueda bibliográfica que permita recopilar estudios similares, tecnologías de medición portátiles robustas, estudios de tratabilidad a través de test de jaras y aplicación de mejores resultados en planta. El estudio y aplicación se realiza en una planta de tratamiento de agua potable en la Región del Maule.

Las etapas del estudio fueron:

1. Identificación del problema y de las unidades de tratamiento de la planta.
2. Selección de productos químicos que permitan lograr las metas de remoción.
3. Ejecución de los ensayos de tratabilidad, ya sea test de jaras u otros. Definición de las condiciones de operación de ensayos, tales como tiempos de mezcla rápida y lenta.
4. Implementación en planta de los ensayos con mayor eficiencia en los resultados.
5. Elaboración de monitoreo de seguimiento.

Resultados Y Discusión

1. Descripción de la situación en la localidad

La localidad es abastecida desde dos sistemas productivos de agua potable, ambos se abastecen de fuentes superficiales y abastecen sectores de red diferentes. Cada una de las plantas (capacidad de 100 y 60 l/s) corresponden a plantas abatidoras de turbiedad, con floculador, decantador convencional, y planta de filtros en presión.

Durante el verano 2017 principalmente los reclamos asociados al parámetro sabor aumentaron en forma considerable (ver gráfico 1).

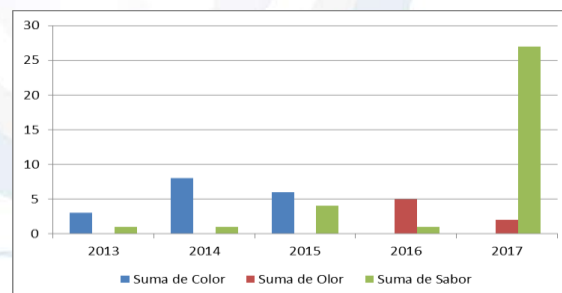
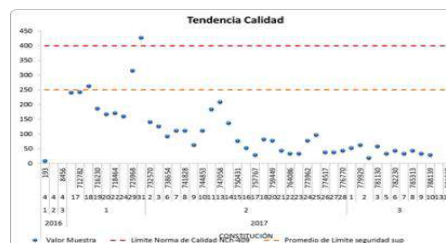


Gráfico 1. Estadísticas de reclamo de calidad en la localidad

El análisis de datos de calidad de fuentes indicó que la planta de menor capacidad presentaba variaciones importantes de su calidad en los parámetros de cloruros, carbono orgánico total (TOC) y geosmina (ver gráfico 2).

(a)



b)



c)



Gráfico 2. Variación de parámetros de calidad: (a) Cloruros, (b) COT y (c) Geosmina

Se verificó un aumento de concentración de algas asociado a una disminución del caudal del río y aumento de temperatura (ver gráfico 3).

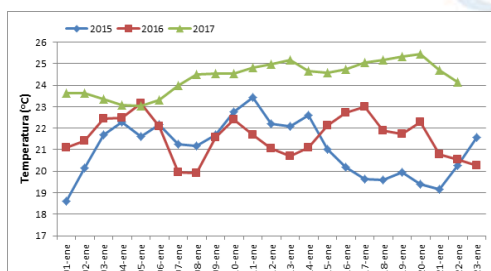


Gráfico 3. Variaciones de caudal y temperatura en el río (estación hidrométrica de la Dirección General de Aguas)

2. Definición de ensayos de tratabilidad

Dada la tecnología disponible en planta, se define como meta operacional reducir materia orgánica mediante coagulación mejorada, y abatir el olor y sabor a través de la adsorción de productos metabólicos de las algas. Se realiza en laboratorio test de jarras con diferentes dosis de productos químicos.

Los productos utilizados fueron: sulfato de aluminio, polímero en emulsión catiónica de alto peso molecular y carbón activado en polvo (PAC). Los materiales necesarios para llevar a cabo las pruebas fueron: equipo de jarra, turbidímetro, colorímetro, kit de reactivos para determinación de carbono orgánico total (TOC) y reactor incubador.

Con el mejor resultado obtenido en laboratorio se procedió a realizar la prueba en planta.

3. Ejecución de ensayos

3.1 Test de Jarras

En la tabla 1 se muestra los resultados obtenidos en la primera prueba en muestras de agua cruda, el mejor resultado se obtuvo con la dosis de 60 ppm de sulfato de aluminio dado que presenta el menor valor de turbiedad y color.

Tabla 1. Test de jarra con el coagulante, sulfato de aluminio a diferentes dosis

Sulfato de Aluminio (mg/L)	0	20	40	60	80	100
Turbiedad (NTU)	5.3	0.78	0.53	<u>0.38</u>	0.46	0.54
pH	8.5	8.1	8	7.57	7.4	7.15
Color	44	0	0	0	0	2

En la tabla 2 se muestra los resultados con la adición de floculante, los mejores resultados se obtuvieron con la dosis de 0,5 mg/L puesto que presenta el menor valor de turbiedad y color.

Tabla 2. Test de jarra con floculante, Eco 2100A a diferentes dosis

Sulfato de Aluminio (mg/L)	0	60	60	60	60
Polímero (mg/L)	0	0.5	1	1.5	2
Turbiedad (NTU)	4.23	<u>0.34</u>	0.4	0.4	0.42
pH	8.14	7.49	7.51	7.55	7.64
color	86	0	0	0	7

En las pruebas con carbón activado en polvo a diferentes dosis los resultados se muestran en la tabla 3 y 4 cuantificados por los parámetros de sabor y olor. La nota de olor y sabor corresponde a tierra húmeda.

Con el primer tipo de carbón el 58% de las muestras presentan la nota de sabor y las muestras con el segundo tipo apenas el 16%, por tanto éste último tiene un mejor potencial de adsorción de productos metabólicos generados por las microalgas.

Tabla 3. Test de jarra con carbón activado en polvo a diferentes dosis, se evalúa el parámetro de sabor

Panelista	Carbón 1			Carbón 2		
	60	80	100	60	80	100
Nº1	1	1	0	0	0	0
Nº2	1	1	0	1	0	0
Nº3	1	1	0	0	0	0
Nº4	1	0	0	0	1	0
Total	4	3	0	1	1	0

*Intensidad sabor; 0: sin sabor, 1: medio.

Tabla 4. Test de jarra con carbón activado en polvo a diferentes dosis, se evalúa el parámetro de olor a temperatura ambiente

Panelista	Carbón 1			Carbón 2		
	60	80	100	60	80	100
Nº1	0	0	0	0	0	0
Nº2	0	1	1	0	0	0
Nº3	0	0	0	0	0	0
Nº4	0	0	0	1	0	0
Total	0	1	1	1	0	0

*Intensidad olor; 0: sin olor, 1: medio.

3.2 Aplicación en planta

Según la tabla 5, se evidencia que el aumento de dosis de sulfato de aluminio genera una disminución importante de la turbiedad en el agua decantada y en menor medida de la materia orgánica. No obstante, en la tabla 6 se muestra la acción del sulfato de aluminio (60 ppm) en combinación con el floculante (0.3 ppm) donde se logra una reducción significativa de la turbiedad y materia orgánica, alcanzando valores de TOC en el agua filtrada bajo 1 mg/L, mediante el método de coagulación mejorada. En literatura se menciona que el porcentaje de eliminación de TOC requerido es del 25% para valores de TOC en la fuente entre 2 - 4 mg/L y 60 - 120 mg/L de alcalinidad (AWWA, 2002); por lo tanto para este

caso la concentración de TOC del agua antes de la cloración debería estar bajo 2.5 mg/L para limitar la formación de THM, lo cual se cumple incluso con valores más bajos.

Es importante mencionar que la coagulación mejorada no reduce el olor y sabor.

Tabla 5. Resultados del ajuste de dosis de sulfato de aluminio en planta

Dosis (mg/L)	Agua Cruda				Agua Salida Decantador			
	pH	TURB (NTU)	TOC (mg/L)	Color (Pt-Co)	pH	TURB (NTU)	TOC (mg/L)	Color (Pt-Co)
36,7	9.08	5.62	3.8	72	7.73	1.21	1.8	0
60	9.09	5.08	2.9	66	7.77	0.6	2.4	0

Tabla 6. Resultados de la aplicación de sulfato de aluminio y floculante en planta, a una dosis de 60 ppm y 0.3 ppm respectivamente

Nº	Agua Cruda				Agua Salida Decantador			
	pH	NTU	TOC (mg/L)	Color (Pt-Co)	pH	NTU	TOC (mg/L)	COLOR (Pt-Co)
1	8.37	3.82	2.9	69	7.56	0.19	1	5
2	8.35	2.99	3.8	52	7.42	0.46	0.9	5

En relación al abatimiento de olor y sabor se instala un punto provisorio de dosificación según se muestra en la Fotografía 1. El carbón seleccionado es el segundo tipo a una dosis de trabajo de 70 ppm de acuerdo a los resultados obtenidos en las pruebas de jarra, según bibliografía en algunos casos se puede requerir de una dosis sobre 50 ppm acompañados de una dosis alta de coagulante (AWWA, 2002). Bajo las condiciones de infraestructura de la planta el punto de inyección se ubicó a la entrada del desarenador con el fin de proporcionar el mayor tiempo de contacto posible (al menos 5 minutos), como referencia en un ensayo (AWWA, 2002) para reducir en un 75% el metabolito 2MIB bajo su nivel de umbral, se utiliza una dosis de 16 mg/L si se dispone de 4 h de tiempo de contacto y 30 mg/L si solo se dispone de 15 min.

Cabe destacar que se descartó presencia de la toxina, microcistina, ya que los resultados informados a la salida planta y en red están bajo el límite de detección.



Fotografía 1. Punto provisorio de dosificación de carbón activado en polvo.

4. La reducción de TOC a valores menores a 1 mg/l se logró con un aumento de sulfato de aluminio de 36.7 ppm a 60 ppm ayudado con polímero floculante en dosis de 0.3 ppm, lo que permitió además reducir en forma significativa la turbiedad del agua potable a niveles menores a 0.2 UNT.
5. La reducción de sabor se logró incorporando carbón activo en polvo de índice de Yodo de 800 mg/g. Este se incorporó en solución en dosis de 70 ppm en la etapa de desarenado del agua cruda logrando tiempos de residencia mayores a 5 minutos. La aplicación del carbón activo favoreció la reducción de turbiedad del agua potable.
6. Se estableció un protocolo de alerta operacional que puede utilizarse a futuro basado en correlación de los eventos de reclamos por sabor con el nivel y caudal del río durante el episodio de 2017.
7. La recomendación para etapas posteriores son evaluar el proyecto de instalación de filtros de carbón activado granular y estudiar el fenómeno de aumento de cloruros en el río dado que la bocatoma se encuentra a 12 km al interior, y de acuerdo a monitoreos históricos no existe evidencia de episodios anteriores.

Conclusiones

1. Durante el periodo estival 2017 se deterioró de manera significativa la calidad del agua cruda que alimenta la planta de la localidad. Este deterioro se debió a la disminución del caudal del río, con un consecuente aumento de temperatura y de actividad algal.
2. El impacto en el agua potable se evidenció con los reclamos de los clientes asociados al parámetro sabor. Las mediciones en laboratorio arrojaron aumentos significativos de cloruros, TOC, THM y metabolitos de algas causantes del sabor. No se detectó presencia de microcistina en red.
3. En un tiempo muy breve se debió modificar los parámetros de dosificación de la planta para el periodo estival 2017, que usualmente se orientaban a reducir color y turbiedades bajas, de modo de optimizar la reducción de TOC para disminuir la prevalencia de formación de THM, y la eliminación de sabor a tierra proveniente de metabolitos de algas.

Referencias Bibliográficas

- I. AIDIS. Revista AIDIS Octubre 2014, N° 48 (2014)
- II. AIDIS. Revista AIDIS Marzo 2016, N° 51 (2016)
- III. Arboleda J. (2000). Teoría y Práctica de la Purificación del Agua. Mc Graw Hill.
- IV. AWWA. Calidad y Tratamiento del Agua (2002). Manual de Suministros de Agua Comunitaria. Mc Graw Hill.
- V. CNID. Informe Ciencia e Innovación para los Desafíos del Agua en Chile. (2016) www.cnid.cl/2016/12/20/ciencia-e-innovacion-para-los-desafios-del-agua-en-chile/.
- VI. Freese S., Nozaic R., Smith R. & Trollip D. (2000). Carbón activado en Polvo: Evaluación en laboratorio.
- VII. Pernía J & J. Fornés. (2009). Cambio Climático y Agua Subterránea. Revista Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, (17.2), 172-178. www.raco.cat/index.php/ECT

TEMÁTICA: RESÍDUOS

[00004] CHEMICAL RECYCLING PROCESS OF GOLD AND SILVER FROM ELECTROELECTRONIC RESIDUES

GRAZIELA FERREIRA GUARDA¹; ANDRÉ LUIZ SANTANA²; LUIZ
FERNANDO WHITAKER KITAJIMA³; REGINA CÉLIA REBOUÇAS DALSTON⁴

Universidade Católica de Brasília

grazielafiguarda@gmail.com¹; grazielafiguarda@ucb.br¹; santana.andren@gmail.com²; luisfwk@gmail.com³;
rdalston@gmail.com⁴

1.- ABSTRACT

Considering the real importance of gold and silver for society, either as noble metals used as a synonym of wealth and luxury or as important components for metal alloys present in the most diverse electrical and electronic equipment, the present work had as objective to test and to develop reliable methodologies that make possible the extraction of these metals from electrical and electronic waste, such as pins of CPU processors, with the use of nitric and hydrochloric acid in a leaching process called hydrometallurgy. These processes of attack was divided into several distinct phases with intervals between them, thus enabling the reactions necessary for the release of the gold and silver particles and then joining them with the use of sodium metabisulphite or sodium hypochlorite.

Key words: Hydrometallurgy, gold, silver, chemical recycling.

2.-INTRODUÇÃO

Retratar a importância do ouro no desenvolvimento da sociedade atual é importante retroceder até o final do século 17 e início do século 18, onde, de acordo com (PIMENTA, 2013) o ouro de certa forma começa a se tornar uma espécie de padrão mediático da economia e da riqueza mundial. Deste modo, aqueles que detinham maiores quantidades e disponibilidade, sobressaíam em relação aos demais, levando os países da Europa a uma

forte competição entre si e entre outras partes do mundo.

Nos dias atuais, sua influência vai mais além, por apresentar propriedades físicas que o torna um metal denso, maleável, não-corrodível, um excelente condutor elétrico e de calor reduzindo a resistência nos contatos elétricos, tornando-o assim, um material de alta confiabilidade para ser empregado na fabricação de componentes para equipamentos eletroeletrônicos, variando desde um simples circuito semicondutor a componentes para processadores e satélites (BRASIL, 2009), a prata por sua vez, está presente desde uma simples aliança, a chapas de raios-X.

Por vários motivos, o ouro e a prata são elementos essenciais para a indústria e consequentemente para a economia e a sociedade de forma em geral. Contudo, o processo de mineração do ouro, da prata e demais minérios, demanda uma grande quantidade de recursos e mão de obra, além de ser uma atividade potencialmente poluidora, por esses e outros motivos, foram necessários avanços significativos na tecnologia empregada nos garimpos, visando atender a demanda do ouro.

Entretanto, o processo de extração pode desencadear graves problemas ambientais caso seja feito de forma errônea, por gerar grandes quantidades de rejeitos com inúmeros elementos tóxicos, destacando-se o mercúrio utilizado na mineração do ouro, que quando entra em contato com a água, solo ou ar, pode desencadear sérios danos a fauna, flora e ao próprio ser humano (GEO BRASIL, 2002). Deste modo, a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938/81) designou ao IBAMA a

responsabilidade de controlar a importação, a produção, a comercialização e o uso do mercúrio no Brasil, além de outros produtos (BRASIL, 2013).

Em paralelo, conforme exposto por (SANTOS, 2012), a reciclagem dos resíduos eletroeletrônicos representa um papel vantajoso para a economia, a partir do momento em o custo para a extração de matérias primas oriundas de materiais reciclados se torna muito mais vantajoso economicamente, além da geração de empregos formais e informais.

Aliado aos benefícios da reciclagem se destacam também as vantagens do uso de processos hidrometalúrgicos, por apresentar um baixo custo e baixo consumo de energia em relação aos demais processos de reciclagem, além de possuir etapas de processamento consideradas relativamente simples. (LIMA, 2011; UFRGS, 2016).

3.- OBJETIVOS

A extração partículas de ouro e prata provenientes de pinos de conexão de processadores CPU obsoletos oriundos de computadores apoiado pelo processo hidrometalúrgico.

4.- MATERIAIS E METODOLOGIA

A realização do presente trabalho, só foi possível após a realização de duas etapas. A primeira etapa foi a realização de uma Revisão Sistemática de Literatura (RSL) onde foram consultadas as principais bases como, Portal CAPES, *Scientific Electronic Library Online (SciELO)*, sítios como Ministério de Minas e Energia - MME, Câmara Legislativa, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA e trabalhos publicados pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS) visando à formulação de uma pratica metodológica segura e eficaz.

Logo após, iniciou-se a segunda etapa, que foram ações práticas em laboratório com o intuito de testar as hipóteses e técnicas identificadas na primeira etapa.

No fluxograma da Figura 1, está disposto todos os passos realizados em laboratório, onde após o primeiro processo de filtração o experimento se desmembra em duas etapas distintas: uma voltada para reciclagem da prata e a subsequente para a reciclagem do ouro.

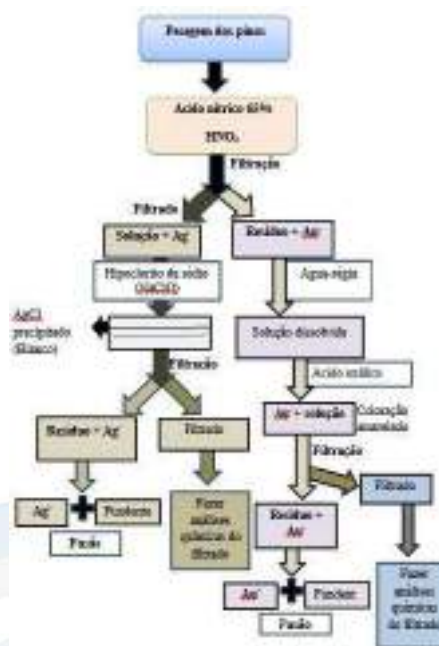


Figura 1: Fluxograma do processo químico de reciclagem do ouro e da prata oriundos de resíduos eletroeletrônicos

Após constatação de que o processo apresentado na Figura 1 se adaptava perfeitamente ao objetivo proposto, iniciou-se então a extração dos pinos de 12 processadores CPU (Figura 2) - marcas e modelos listados constam na Tabela 1, os quais posteriormente foram submetidos a um ataque químico com o ácido nítrico 65% (HNO₃), marca VETEC (Figura 3), visando apenas a corrosão do interior dos pinos.



Figura 2: Processadores AMD Sempron™ e AMD Athlon™

MARCA	AMD Sempron™	AMD Athlon™ 64
MODELO	SDA3600	ADA3200
ANO	2005	2001



Figura 3: Ácido nítrico Marca Vetec usado no experimento

Para evitar contaminação, foram utilizados materiais de polietileno como os béqueres, espátulas e pipetas.

Os demais materiais utilizados foram: água destilada, pinças, balança digital, bico de Bunsen, cadinho, filtro de papel, forno mufla, funil de plástico de haste longa, luvas térmicas e de látex, proveta e bolsas térmicas.

Foram utilizados, ainda, equipamentos de proteção individuais – EPIs (Figura 4), de modo a evitar quaisquer danos físicos. Deste modo, empregou-se o uso de luvas de raspa, máscaras de gás e protetor facial de acrílico, todos certificados pelo INMETRO e averiguados pelo Serviço Especializado em Engenharia de Segurança e Medicina do Trabalho - SESMIT da Universidade Católica de Brasília (UCB).



Figura 4: EPIs utilizados durante os experimentos.

ETAPAS DO PROCESSO QUÍMICO DE RECICLAGEM DO OURO E DA PRATA ORIUNDOS DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS

ETAPA I - Retirada dos pinos dos processadores CPU.

Com o objetivo de evitar a contaminação dos pinos por outros tipos de metais durante o processo de solda, optou-se por aquecê-los por um período de aproximadamente 60 segundo, utilizando chama direta com o bico de Bunsen, após ser aquecidos, foi utilizado espátulas de plásticos para raspagem.



Figura 5: Retirada dos pinos dos processadores CPU.

Após todo o processo de retirada, foram pesados, sempre mantendo todos os pinos em um recipiente de plástico (Figura 6).



Figura 6: Pinos de processadores CPU.

ETAPA II - Ataque com ácido nítrico 65%.

A etapa II teve por objetivo a dissolução do miolo dos pinos. Os pinos foram colocados em um béquer de 1000ml feito em polietileno (Figura 7), logo pós, foi adicionado o ácido nítrico 65% até recobrir toda amostra (Figura 8). Por ser uma reação exotérmica, todo o experimento foi montado em uma estrutura de resfriamento feita com bolsas térmicas congeladas e água, com o intuito de retirar o máximo de energia da reação, visando evitar uma reação descontrolada.

Figura 7 (esquerda): Preparação do experimento.



Figura 8 (direita): Pinos submersos no ácido nítrico 65%.

Após a adição do ácido, o experimento foi coberto após alguns minutos com plástico filme e deixado dentro da capela (Figura 9), com o sistema de exaustor ligado durante 24 horas.



Figura 9: Experimento em repouso na capela.

Decorrido 24 horas, o experimento apresentava uma solução de coloração azulada com pequenas folhas douradas nas paredes do béquer e em meio à solução (Figura 10). Isso ocorreu pelo fato de que o ácido nítrico só atacou o interior dos pinos, deixando apenas uma fina película intacta de coloração dourada, a qual é formada por ouro.



Figura 9: Solução depois de decorrido 24 horas

ETAPA III - Filtragem

A etapa III teve por objetivo a filtragem da solução gerada pela etapa II. Neste processo (Figura 10), foram utilizados filtros de papel descartáveis, onde primeiramente a solução foi homogeneizada no béquer com o auxílio de uma vareta de plástico.

Em uma haste de metal foi montado um funil de haste longa feito em material plástico, e colocado logo em seguida o filtro de papel onde procedeu a filtração.

Após a filtração observou o passante, a solução azulada que foi coletada por outro béquer de 1000 ml de polietileno e o retido que ficou no filtro de papel, pequenas folhas douradas. Portanto, o experimento agora seguirá caminhos diferentes, sendo um voltado para a reciclagem da prata e o outro para a reciclagem do ouro.

Figura 10: Processo de filtragem.



RECICLAGEM DA PRATA – (PASSANTE/RESÍDUO).

FASE I - Adição do hipoclorito de sódio (NaClO).

Foi adicionado ao resíduo da filtragem (Figura 11) o hipoclorito de sódio (NaClO).



Figura 11: Resíduo contendo Prata.

A reação do hipoclorito de sódio com a solução é imediata, fazendo com que a prata se precipite, formando assim o AgCl, precipitado de cor branca (Figura 12).



Figura 12: Solução mais precipitado de AgCl – Cloreto de prata.

Logo após, foi feita a filtração com o uso de um filtro de papel, a parte retida foi colocada em um cadinho de porcelana e levada a mufla em alta temperatura para secagem, ficando apenas o precipitado seco.

FASE II - Fusão da prata.

Com o auxílio de um maçarico, foi feita a fusão da prata, contudo, visando diminuir seu ponto de fusão e assim maximizar o processo e minimizar o tempo gasto, foi adicionada a amostra um fundente, neste caso específico, foi utilizado o bórax de sódio por ser um fundente da prata.

RECICLAGEM DO OURO – (RETIDO NO FILTRO).

FASE I - Ataque com água-régia.

Após a filtração, funil com o filtro de papel foi colocado sobre o béquer em que havia feito o primeiro ataque com o ácido nítrico (Figura 12). No centro do filtro foi feito um furo com o diâmetro do furo do funil (Figura 13) e logo em seguida foi lavado com água-régia na proporção de 01 parte de ácido nítrico para 03 partes de ácido clorídrico, formando ácido cloro-áurico (HAuCl_4) (ARAÚJO ET AL. 2013). Sendo utilizado também água destilada para remoção de qualquer partícula que possa ter ficado no filtro (Figura 14).

Figura 12 (esquerda): Filtro com folhas douradas. Figura 13 (centro): lavagem do filtro com água-régia. Figura 14 (direita): Lavagem do filtro com água destilada



Novamente foi deixado em banho Maria junto com mantas térmicas congeladas por mais 24 horas.

FASE II - Ataque com o ácido oxálico.

Com o objetivo de reduzir o cloro 3^+ do ácido auriclórico para ouro metálico, foi empregado o uso ácido oxálico, propiciando assim a reação $2\text{HAu}^{+3}\text{Cl}_4 + 3\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 \rightarrow 2\text{Au}^0 + 6\text{CO}_2 + 8\text{HCl}$, mensuradas por BRADY E HUMISTON, 2002.

Após a adição do oxálico, esperou cerca de 30 minutos para seguir para próxima fase.

FASE III - Filtração

Com o auxílio de um funil e de um filtro de papel, foi feita a filtração, onde o material retido no filtro foi lavado com água destilada e colocado em um cadinho de porcelana. O cadinho foi levado a mufla em alta temperatura para secagem.

FASE IV - Fusão do ouro.

Com o auxílio de um maçarico, foi feita a fusão do ouro, contudo, visando diminuir seu ponto de fusão e assim maximizar o processo e minimizar o tempo gasto, foi adicionada a amostra o bórax de sódio como fundente.

5.- RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na primeira etapa do procedimento metodológico, não houve dificuldades na extração dos pinos por meio de aplicação de calor de uma fonte (no caso, um bico de Bunsen). Após um rápido aquecimento, e batendo-se a CPU em uma superfície dura, estes pinos soltavam-se rapidamente.

Após o ataque ácido nos pinos de processador-CPU, verificou-se forte reação do HNO_3 (ácido nítrico) com os pinos, em especial se o béquer é aquecido no agitador magnético, pois pode gerar vapor tóxico e “espuma” que entorna a mistura. Assim, foi feito um segundo ataque a frio, deixando o béquer à temperatura ambiente na capela, durante umas 24 horas.

Observou-se que o ácido fica azul-escuro, os pinos de 27 processador-CPU se dissolveram gerando um resíduo dourado composto por finas “folhas” com um aspecto “achatado” e alongado, que flutua no líquido ou fica na parede do béquer, e também um resíduo na forma de um pó azul escuro sedimentado no fundo do béquer.

No que se refere às ações iniciais para a obtenção de ouro dos pinos de processador-CPU, foi possível determinar que o uso de ácido, reiterando trabalhos já existentes, deve ser feito com cuidado. Alguns trabalhos

anteriores, como Araújo et al. (2013), realizaram estes 64 procedimentos de ataque em ouro com uso de placas aquecidas, porém usaram pequenas quantidades de material (pinos) e de ácido, além de usar frascos fechados.

6.- CONCLUSÕES

Através dos dados obtidos após o término dos experimentos, pode-se chegar às seguintes conclusões:

- I) O ácido nítrico apresentou uma grande eficiência em relação a atacar apenas a parte interna dos pinos, deixando apenas as folhas contendo ouro;
- II) Ficou evidente que a extração do ouro através de processos hidrometalúrgicos é possível, eficiente e seguro desde que sejam utilizados todos os EPIs necessários;
- III) O processo é caracterizado por reações exotérmicas, deste modo, quando realizado em temperaturas baixas, proporciona maior segurança a quem está manipulando, além de evitar extravasamento;
- IV) Pode ser utilizado tanto o ácido oxálico quanto o metabisulfato após o ataque com água régia;
- V) Fica evidente a necessidade da utilização de protetor facial na etapa de extração dos pinos, pois quando os processadores são expostos ao fogo visando a liberação dos pinos, estes tendem a ser lançados a grandes distâncias;
- VI) Para evitar a contaminação com outros metais, torna-se interessante o uso de equipamentos feitos em materiais plásticos não reativos ao experimento;

Deste modo, recomenda-se aos próximos pesquisadores que venham desenvolver trabalhos nesta área que:

- I) Avaliar o custo benefício do processo hidrometalúrgico;
- II) Determinar a existência de impactos gerados pelo processo de reciclagem, caso haja;
- III) Utilização do processo para reciclagem da prata;
- IV) Analisar a possibilidade de adaptação do processo para a reciclagem de outros metais com valores econômicos.

7.- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. MME- MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Produto 19, Minério De Ouro - Relatório Técnico 28, Perfil Do Ouro, 2009.** http://www.mme.gov.br/documents/1138775/1256650/P19_RT28_Perfil_do_Ouro.pdf/9628eb10-525b-4c31-83bb-124160792bac. (Acessado 22 de março de 2016).

BRASIL. CAMARA LEGISLATIVA. **Riscos para a saúde, 2013.** <http://www2.camara.leg.br/camaranoticias/noticias/economia/434394-presidente-de-cooperativa-critica-falta-de-oportunidades-de-trabalho-legal.html>. (Acessado 22 de março de 2016).

FRANCO, Marcelo Nascimento Silva. **Reciclagem do Ouro de Pinos de Processador-Cpu a partir de Resíduo Eletroeletrônico, 2015.**

GEO BRASIL 2002. IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil, 2002.** http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/site_cnia/geo_brasil_2002.pdf. (Acessado 24 de março de 2016).

LIMA, Renata Barros. **Biolixiviação de concentrado de flotação de sulfetos de cobre, em coluna, utilizando consórcios de micro-organismos mesófilos e termófilos, 2011.** <http://tpqb.eq.ufrrj.br/download/biolixiviacao-de-concentrado-de-flotacao.pdf>. (Acessado 21 de março de 2016).

PIMENTA, João Paulo Garrido. **O ouro do Brasil e a economia mundial, 2013.** <http://eaulas.usp.br/portal/video.action?idItem=2659>. (Acessado 22 de março de 2016).

SANTOS, Carlos. **A Gestão Dos Resíduos Eletroeletrônicos e Suas Consequências para a Sustentabilidade: Um Estudo de Múltiplos Casos na Região Metropolitana de Porto Alegre, 2012.** <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/55137-/000852764.pdf?sequence=1>. (Acessado 16 de março de 2016).

UFRGS. **Reciclagem de materiais metálicos. Hidrometallurgia, 2016.** <http://www.ufrgs.br/napead/repositorio/objetos/reciclagem-em-materiais-metlicos/pag6.php>. (Acessado 24 de março de 2016).

[00006] DIAGNÓSTICO E PROPOSTAS DE AÇÕES NO CONTEXTO DO PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA (PMGIRS) DO MUNICÍPIO DE IJUÍ/RS – BRASIL

DIETER WARTCHOW¹

UFRGS¹

dieterw@iph.ufrgs.br¹

Diagnosis and proposals of actions in the context of the municipal plan of integrated solid waste management (PMGIRS) of the municipality of Ijuí / RS - Brazil.

Abstract

The National Solid Waste Policy, dictated by Federal Law 12,305, of August 2, 2010, obliges municipalities to prepare their Municipal or Regional Integrated Waste Management Plans (PMGIRS). For its elaboration the diagnosis of the services is of fundamental importance for the realization of the prognoses and to propose actions. The participation of the population in the survey of the negative and positive points contributes greatly to the quality of the process of elaborating a PMGIRS. The objective of this study is to present data on the diagnosis of solid waste services and proposals for actions in the municipality of Ijuí-RS, Brazil. To qualify the management of solid waste, it is necessary, for example, to educate the population for the correct separation of waste at source, to seek financial economic equilibrium, to qualify the selective collection, among others.

KeyWords: *Diagnosis, Integrated Management of Solid Waste. Plans, Actions*

Resumo

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, ditada pela Lei Federal 12.305, de 2 de agosto de 2010, obriga os municípios a elaborar seus Planos de Municipais ou Regionais de Gestão Integrada de Resíduos (PMGIRS). Para sua elaboração o diagnóstico dos serviços é de fundamental importância para a realização dos prognósticos e propor ações. A participação da população no levantamento dos pontos negativos e positivos contribui em muito na qualidade do processo de elaboração de um PMGIRS. O presente trabalho tem

por objetivo apresentar dados relativos ao diagnóstico dos serviços de resíduos sólidos e propostas de ações, no âmbito do município de Ijuí-RS, Brasil. Para qualificar a gestão dos resíduos sólidos é preciso por exemplo, educar a população para separação correta dos resíduos na fonte, buscar equilíbrio econômico financeiro, qualificar a coleta seletiva, dentre outros.

Palavras chave: Diagnóstico, Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Ações.

Introdução

A gestão dos resíduos sólidos, no Brasil, é regida pela Lei Federal 12.305, de 02 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010), que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Esta política tem como diretrizes a redução do volume gerado, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final adequada dos resíduos sólidos, e obriga a elaboração dos Planos Regionais ou Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS). Passados sete anos da vigência desta lei, no Brasil ainda são depositados de forma irregular de 40% a 50% dos resíduos sólidos (Abrelpe, 2014). A existência de lixões coloca as prefeituras municipais em riscos jurídicos pelo descumprimento da lei, além de não alcançar o âmbito social inerente à legislação, que visa incluir as associações de catadores como atores da coleta seletiva municipal, direcionando resíduos com algum valor agregado à geração de renda de pessoas que até então trabalhavam à margem do emprego formal e sem garantias trabalhistas, sanitárias e sociais.

O objetivo deste trabalho é apresentar um resumo do diagnóstico dos serviços de resíduos sólidos e a partir da análise deste panorama identificar oportunidades de ação para melhorar a gestão o processo de coleta, transporte e destinação final dos resíduos, para assim, melhorar o gerenciamento e diminuir os custos envolvidos na gestão de resíduos sólidos.

Metodologia

Iniciou-se o trabalho de elaboração do PMGIRS, com um levantamento de dados e um diagnóstico dos serviços de resíduos por tipologia. No levantamento de problemas e sugestões, buscou-se a participação da população, ONGs, entidades representativas, servidores públicos, os poderes executivo e legislativo. Os principais problemas foram debatidos com a população, assim como, as propostas para melhorar a gestão dos resíduos sólidos no âmbito municipal. Todas as informações estão à disposição da população para consulta na página web da Prefeitura Municipal e do Departamento Municipal de Saneamento de Ijuí-RS (DEMASI), uma autarquia constituída para gerenciar as políticas públicas de saneamento e de resíduos sólidos. Nesta autarquia existe um Conselho de Saneamento Básico (CONSABI) que acompanha e fiscaliza a atuação do município nestas áreas.

Resultados e Discussão

O modelo de gestão dos resíduos sólidos do município de Ijuí-RS é apresentado na forma de fluxograma na Figura 1.



Figura 1 - Fluxograma simplificado do modelo de gestão de RSU atual

Básicamente são três as secretarias municipais que atuam diretamente nas etapas do processo de gestão: a Secretaria do Meio Ambiente, a autarquia municipal DEMASI, a Secretaria de Obras e a Secretaria de Desenvolvimento Urbano. Ou seja, existem muitos responsáveis para um serviço que precisa ser gerenciado de forma integrada. Existem contratos com empresas para a prestação a coleta, transporte e disposição final dos Resíduos Sólidos Domésticos (RDO) e Urbanos (RSU), a coleta e distribuição dos resíduos secos para as centrais de triagem e para coleta e tratamento dos resíduos dos serviços de saúde.

Para identificar a tipologia e a massa de cada resíduo

em separado realizou-se uma caracterização dos RDO. Para identificar a tipologia e a massa de cada resíduo em separado realizou-se uma caracterização dos RDO denominado de Rejeito (Orgânico + Rejeito + Outros) e uma caracterização dos RDO coletados e destinados para a coleta seletiva, cujos dados estão apresentados na Figura 2. Não há muita diferença entre os tipos de resíduos RDO e resíduos da coleta seletiva, exceto para papel/papelão, o que demonstra que há problemas na segregação dos resíduos ou que catadores clandestinos atuam antes da realização da coleta, o que foi constatado *in loco*.

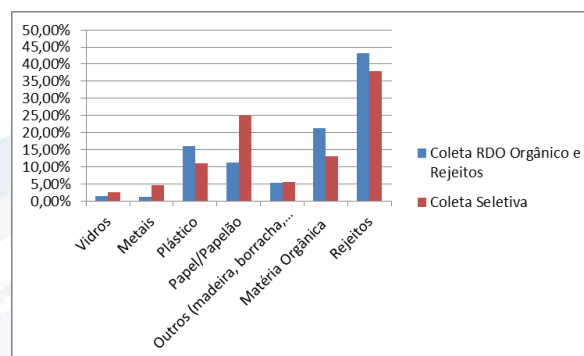


Figura 2 – Composição gravimétrica dos RDO e resíduos encaminhados para a reciclagem. (Plamsab, Ijuí, 2011)

Observa-se na Figura 2 que o percentual de 13% de matéria orgânica e 37% de rejeitos nos resíduos destinados para a coleta seletiva, permanecem próximos dos 21% de matéria orgânica e 42% de rejeitos, encontrados nos resíduos comuns. Ou seja, muito rejeito é encaminhado às centrais de triagem inadequadamente. Será que apenas uma parte da sociedade está engajada na seleção dos resíduos na fonte de geração? Outras possíveis causas podem ser apontadas nos baixos resultados das campanhas de educação ambiental e a gestão municipal dos resíduos.

A atual situação do Aterro Municipal, saturado e considerada área para ser remediada, continua com a operação de Transbordo com presença de catadores no local no ano 2017. A Fotografia 1 apresenta uma problemática que está a gerar questionamentos judiciais e passivos ambientais. Além disso, identificou-se mais de cem locais de descarte irregulares de resíduos sólidos, cuja consequência é a responsabilização do município por gestão ineficaz.

Fotografia 1. Local de transbordo fora do padrão técnico com catadores. (Foto: autor)



A Figura 3 mostra um quantitativo de resíduos encaminhados para reciclagem que são processadas mensalmente por uma das Associações de Recicladores (ACATA). O índice de rejeito é significativo o que corrobora com os dados da caracterização destes resíduos apresentada na Figura 2.

A renda da ACATA obtida através da venda dos materiais reciclados está oscilando em torno de R\$ 250,00 nos primeiros 5 meses de 2017. Este valor pago para a realização de um serviço insalubre, bem provavelmente desmotiva os recicladores, pois corresponde a aproximadamente ¼ do salário mínimo pago no ano 2017.



Figura 3 - Quantitativos de resíduos processados no galpão da ACATA em 2017.

Com relação aos custos decorrentes da prestação dos serviços relacionados a temática dos resíduos sólidos, com base nas informações prestadas pelo DEMASI, foi possível relacionar na Tabela 2, custos e receitas, ano base 2016.

Tabela 2 - Tabela comparativa de Receita e Despesas com a Gestão dos Resíduos Sólidos em Ijuí – Fonte: DEMASI 2017;

Receita Total de RSU IPTU - arrecadação	R\$ 4 481 295,59

Despesa Coleta Domiciliar até Transbordo	R\$ 2 792 127,92
Despesa Transporte e Destino Final (CRVR Giruá)	R\$ 3 346 316,87
Coleta de RSU Reciclável	R\$ 584 287,63
Despesas com Resíduos de Saúde	R\$ 333 821,00
Despesas com Varrição	R\$ 228 000,00
Estação de Transbordo e vidros	R\$ 13 130,05
Total de Despesas com a Gestão dos Resíduos Sólidos	R\$ 7 297 683,47
Total de Déficit em 2016	R\$ 2 816 387,88
	38,56%

Comparando-se receitas e despesas, verifica-se um déficit de R\$ 2 816 387,88, no ano 2016, ou seja, um déficit de 38,56%. Uma das causas da gestão dos RSU deficiente pode-se atribuir a dificuldade de ajustar tributos ou taxas com os custos dos serviços. A partir do diagnóstico elaborou-se um quadro de propostas e ações, cuja priorização foi realizada em audiência pública e reuniões com a comunidade local. Algumas destas estão mencionadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Balanço financeiro dos sistemas de gestão de resíduos sólidos.

Minimização da Geração de Resíduos Sólidos
Valorização de Resíduos Recicláveis
Incentivo de Projetos Pilotos de Compostagem da Porção Orgânica dos Resíduos
Valorização das Associações de Recicladores
Sensibilização e educação ambiental da População
Reestruturação do modelo de gestão definindo papéis para cada secretaria de governo
Constituir centro de custos e reavaliar preços praticados no mercado pelos prestadores dos serviços
Avaliar implantação de contêineres diferenciados para o condicionamento correto dos resíduos

Conclusão

Os resultados mostram que os percentuais de rejeitos e orgânicos é elevado. Os rejeitos, compostos pelos resíduos sem valor econômico e/ou viabilidade econômica e técnica para reciclagem ou para compostagem, são a maior parcela dos resíduos. Os resíduos orgânicos, passíveis de compostagem, também são uma grande parcela, variando entre 13% a 21%. A ausência de uma coleta seletiva de qualidade propicia a contaminação de recicláveis pelos orgânicos e rejeitos, assim diminuindo a presença destes e aumentando a parcela de rejeitos.

É notável que a atuação dos catadores informais.

A Política Nacional de Resíduos sólidos prevê, no seu artigo 8º, o incentivo à criação e ao desenvolvimento de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis, como instrumento de consolidação desta política. Enquanto,

em diversas esferas de atuação, criam-se meios de financiar a criação das associações, a construção de galpões de triagem, ainda há uma carência na parte técnica deste setor. Ações sistêmicas de capacitação, acompanhamento e fiscalização da atuação e gestão destas associações são necessárias, pois muitas vezes são constituídas por pessoas sem conhecimentos sobre a administração e todos os fatores técnicos da reciclagem em grande escala, havendo assim vulnerabilidades sérias sobre a manutenção da operação dos trabalhos de forma correta em médio e longo prazos.

Referencias bibliográficas

Abrelpe - Associação Brasileira de Limpeza Urbana e Resíduos Especiais (2 014) Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2 014, 120 pp.

BRASIL, Lei Federal 12 305 (2 010) Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9 605, de 12 de fevereiro de 1 998; e dá outras providências, 2 de agosto de 2 010.

Ijuí (2 011). Plano Municipal de Saneamento Básico (PLAMSAB) do município de Ijuí. Ufrgs, Ijuí, 10 Volumes.



[00026] COMPARATIVO DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS EN BELO HORIZONTE (BRASIL) Y SAN JOSÉ (GAM) (COSTA RICA)

RAPHAEL TOBIÁS DE VASCONCELOS BARROS¹; NIDIA CRUZ ZUÑIGA²

DESA ; UFMG¹; Universidad de Costa Rica²

raphael@desa.ufmg.br¹; ncruzz@gmail.com²; nidia.cruz@ucr.ac.cr²

Resumen

La gestión de residuos sólidos es un reto a nivel mundial, muchas ciudades han probado diferentes estrategias y todavía se está lejos de una opción de manejo totalmente eficiente. Comparar los avances en dos ciudades latinoamericanas, con aspectos sociales y territoriales similares, ayuda a comprender los pro y los contra de las estrategias propuestas, los errores y aciertos logrados, tanto a nivel técnico como político. La génesis del sistema de manejo de residuos en Belo Horizonte (Brasil) y en San José de Costa Rica (el Gran Área Metropolitana) tuvo similitudes muy relevantes, impulsada una con un cambio político en la gestión de la ciudad, y otra con un esquema técnico por la Cooperación Alemana. La gestión de residuos sigue todavía sin ser integral. Las reflexiones finales

evidencian que el apoyo político es indispensable para la ejecución de las medidas, y que las culturas latinas requieren mucho trabajo de educación para cambiar sus estilos de gobierno, de vida y de generación y manejo de residuos.

Palabras-Clave

Gestión de Residuos sólidos municipales, Política Pública, Ciudades Latinoamericanas

Abstract

Solid waste management is a global challenge, many cities have tried different strategies, and it is still far from a fully efficient management option. The comparison of advances in two Latin American cities, with similar social and territorial aspects, helps to understand the pros and cons of the proposed strategies. In this regard, the errors and successes achieved, both technically and politically have been useful. The genesis of the waste management system in Belo

Horizonte and San José (the Great Metropolitan Area) have very relevant similarities, driven one with a political change in the management of the city and the other with a technical scheme for the German Cooperation. The final reflections show that political support is indispensable for the implementation of the measures; additionally, Latin cultures require a lot of education work to change their styles of government, life and generation and waste management.

1. Introducción

La problemática de los residuos sólidos (RS) se va volviendo cada vez más compleja, y demanda soluciones a la medida, incorporando conceptos modernos que apunte a la preservación ambiental. Cada ciudad es única y demanda alternativas que le sean específicas; sin embargo, conocer el desarrollo de la gestión de RS en ciudades con características similares ayuda a aprender de errores y mejorar los propios sistemas; permite contextualizar las preocupaciones respecto al accionar de los entes reguladores y ejecutores de las medidas en cada etapa de la GIRS (Gestión Integral de RS).

2. Contexto de ambas ciudades

La problemática de los RS en las grandes urbes resulta trascendental y difícil de solucionar. Es común encontrar en muchas ciudades latinoamericanas grandes conflictos sobre cómo manejar la creciente cantidad de residuos, aunado a la falta de interés en el tema y la falta de recursos para financiar las acciones.

2.1 El contexto de las ciudades en estudio

La Tabla 1 muestra algunos elementos básicos de cada ciudad para el 2016 (último año en el que se tiene suficiente información comparable para ambos casos). Estos datos, enmascaran muchas veces diferencias significativas y enorme variabilidad, asociado en parte a que algunos indicadores se manejan a diferentes escalas.

Tabla 1. Características de las ciudades

Aspecto	Belo Horizonte (BH)	San José (GAM)
Fundación	1897	1982***
Área (Km ²)	331.4	2044
Población	2.5 millones (2016)	2.6 millones (INEC 2016)
Pob. Urbana	100%*	77.7% (aprox.)
Pop. Rural	0	22.3% (aprox.)
Densidad (hab/km ²)	7.167	1.272
Tasa crec. pob.	6.1 (2000-10)	1.023 % ** (2016,)
IDH	0.81	0.779 **
Renta per cápita (US\$/hab)	R\$32844 (2013) (~US\$9900)	US\$ 11824** (2016)

Fuentes: *IBGE (2015), **Banco Mundial (2016) datos país;
*** Formación oficial del GAM, la ciudad es más antigua.

Como se desprende de la Tabla 1, las dos ciudades presentan algunas características que facilitan la comparación. Tal vez la principal de ellas sea la población (ambas del mismo orden de magnitud). Otro aspecto semejante en cuanto a RS, son sus características climáticas; ambas ciudades se encuentran en un clima tropical de altitud, con estaciones lluviosas bien marcadas y temperaturas cálidas, condiciones que favorecen la descomposición de los residuos. También hay diferencias significativas, siendo la más relevante para el análisis la densidad poblacional, ya que Belo Horizonte (BH) es bastante más densa que el GAM y tiene su totalidad de población urbana, ambos factores pueden favorecer el desarrollo de una adecuada gestión de RS. A continuación se discute brevemente algunas otras características particulares para cada caso:

Belo Horizonte

La ciudad fue inaugurada en 1897 como nueva capital del estado de Minas Gerais (ver Figura 1) inspirado en modelos franceses y americanos de planificación urbana (cuadrículado en la parte central histórica, con avenidas anchas dispuestas en sentido diagonal), concebida con preocupaciones básicas de higiene y de circulación.



Figura 1. Mapa - centro de BH (2017)

Con altitudes entre 800 y 1100 m, recibe en promedio 1400 mm de lluvia por año, concentrada entre octubre y marzo. Su relieve accidentado favorece el flujo pluvial, con caudales magnificados por la excesiva impermeabilización del suelo urbano.

En estos 120 años, su población, prevista originalmente para alcanzar un equilibrio con algunos cientos de miles de habitantes dentro de la llamada Avenida del Contorno, según el Censo de 2010 llegaba a casi 2 400.000 habitantes (IBGE, 2011). En los últimos años, refleja el boom económico por el que pasaba el país y experimenta una significativa conurbación y verticalización acentuada de áreas consolidadas. Como centro de la administración del Estado, polo económico, concentra más del 40% del PIB estatal (IBGE, 2015), siendo polo financiero y cultural.

San José (tomada como el Gran Área Metropolitana)

El proceso demográfico que se ha vivido en Costa Rica ha facilitado el crecimiento de la ciudad más allá de los límites político administrativos, y actualmente la ciudad circumscribe varias comunidades de diferentes cantones que se han unido físicamente por el crecimiento urbano. El GAM, que limita esta ciudad, está conformada por 153 distritos, pertenecientes a 31 cantones diferentes (ver Figura 2). El desarrollo urbano del GAM ha tendido a formar una sola mancha urbana, compartiendo entre sí los espacios de residencia, empleo, recreación y servicios (INVU, 2012). El GAM fue creada como recurso para resolver los problemas de planificación urbana que sufría la ciudad central de San José y sus ciudades vecinas, sin embargo a diferencia de BH no responde a un patrón de crecimiento planificado, sino más bien trata de frenar el desorden que se venía desarrollando. Estos esfuerzos datan de los años ochenta. Tal como lo estableció la propuesta para la regulación territorial del GAM (2011) “el descontrolado y rápido crecimiento, ha provocado desequilibrios

importantes en la ubicación de actividades, como la concentración de comercios y servicios en el centro de San José, con su congestionamiento y contaminación correspondiente, así como la localización de áreas residenciales en el sector sur sin contar con la infraestructura básica...” (pp. 4)



Figura 2. Mapa – Ciudad de San José y alrededores

Respecto al clima, cuenta con una temperatura promedio de 20°C sin grandes oscilaciones, muy similar a BH. El promedio de precipitación ronda los 1500 mm anuales, un poco más alto que BH. Presenta dos periodos bien definidos: seco de noviembre a abril y lluvioso de mayo a noviembre, en este sentido si se invierten las estaciones producto de que esta ciudad está en el hemisferio norte y BH en el sur.

Finalmente, el tema poblacional también es relevante. El GAM en el 2030 se convertirá en una gran ciudad y contará aproximadamente con 3.2 millones de habitantes, sobrepasando el orden de crecimiento que había sido inicialmente proyectado. Esta situación también ocurrió ya con BH, que como se mencionó sobrepasó en gran medida la cantidad de población que se había estimado tener.

3. Objetivos de investigación

Elaborar un análisis comparativo entre las experiencias y resultados de la gestión de los RS de dos ciudades latinoamericanas: Belo Horizonte (Brasil) y San José (Costa Rica), con el propósito de encontrar las semejanzas y diferencias, valorar las lecciones aprendidas y las posibilidades de replicar experiencias exitosas entre ambas.

4. Metodología

En el presente artículo se hace una presentación expedita de las ciudades, de su historia y de sus características, y se presenta de forma sucinta su situación respecto a la GIRS. A continuación, se analizan elementos de esta gestión en cada ciudad y se hace una comparación, intentando hacer el paralelo

adecuado, del desarrollo de las políticas públicas asociadas al tema.

La investigación de fondo responde a las experiencias recopiladas por los autores, en sus trabajos de varios años en ambas ciudades y en visitas conjuntas que se realizaron entre 2016 y 2017. Se realizó un trabajo documental, donde se analizaron informes y otras publicaciones con datos del desarrollo de la gestión de RS. También se utilizó información primaria de fuentes directamente involucradas con la labor, como lo son autoridades de salud, representantes municipales, encargados de rellenos sanitarios, entre otros. Posteriormente se montaron los datos en tablas comparativas y fueron analizadas a la luz de las experiencias recopiladas y del conocimiento técnico de los autores.

5. Resultados y su discusión

A continuación, se caracterizan los principales elementos de la gestión de RS en las dos ciudades. Aquí, se privilegió un sesgo ambiental de esta gestión, pretendiendo estar afinado con los conceptos más modernos que refuerzan la valorización de los residuos, articulada a otros aspectos de la problemática, tales como educación y monitoreo.

Tabla 2. Características de la gestión de residuos

Aspecto	Belo Horizonte (2016)	GAM Costa Rica
% cobertura recolección	Oficialmente > 96%	En promedio 95% (solo hay datos para algunos cantones)
Cantidad recolectada (t/d)	2806 (con compactador)	4500
% recolecta selectiva	Alrededor del 15%	Menor al 2%
Cant. recolecta selectiva (t/d)	Aprox. 20	Aprox. 90
Reciclaje (%)	Menor al 1% (excepto escombros)	No se lleva dato específicos
Aspecto	Belo Horizonte (2016)	GAM Costa Rica
Compostaje (%)	0,26 (de los residuos domiciliarios)	Cerca del 1% (solo algunas iniciativas)
Compostaje (t/d)	4,44	No se tiene un dato
Disposición en relleno sanitario	71,6%	58%
Barrido	524276 km	No se llevan datos
Articulación con otras políticas	Aunque sea prevista, hay mucha dificultad en la práctica porque falta peso político	Desde que se promulgó la ley se han logrado varias normas, pero faltan temas que cubrir
Ley de GIRS	Nacional 2010, estatal 2009,	Data del 2010 la ley, municipales varían

	municipal 2017 (plan)	entre 2011 y 2017.
Educación	Eje contemplado. Muchas recomendaciones y discursos, pocas iniciativas con buenos resultados	Eje contemplado en la ley para articular a todo nivel. Realidad: falta presupuesto y articulación institucional
Iniciativas de no generación	No hay políticas de compras verdes en nivel municipal. Planes institucionales de gestión ambiental igual lo fomentan pero no hay buena implementación.	Políticas de compras públicas verdes propician la reducción de residuos. Planes institucionales de gestión ambiental fomentan estas iniciativas pero su implementación es dudosa.
Iniciativas de minimización	Se han impulsado pocas y aisladas en instituciones públicas, entidades particulares y universidades. A nivel país o del estado no se ha concretado ninguna.	
Prácticas de 3 “R”	Al nivel de la retórica, sin mucho resultado concreto	Se propician desde cada municipalidad y desde el Ministerio de Salud
Inclusión social	Hubo iniciativas importantes hace más de 20 años con recolectores informales, pero disminuyó.	No se han trabajado políticas de este tipo en el país
Busca por auto financiamiento	Cada municipalidad por ley debió incluir en su presupuesto propio todos los costos de la GIRS, para que sea autosostenible	
Planificación integrada	Hay una agencia metropolitana, pero el nivel de articulación no está todavía completo (cada municipalidad sigue independiente)	No se logra debido a que la ciudad está integrada por diferentes municipios, que atienden el tema de forma desarticulada
Articulación con las ciudades limítrofes	En las áreas conurbadas hay pequeñas combinaciones. En general, los servicios de cada ciudad son independientes	No se realiza, ni siquiera con las que conforman el GAM.
Aspecto	Belo Horizonte (2016)	GAM Costa Rica
Producción y difusión de la información	Se realiza a lo interno de algunos de los municipios, sin estar articulada ni ser compartida por los municipios que no tienen disponibilidad	
Incentivos legales e económicos	Se contemplan en la ley, pero no se han concretado en la realidad (excepto por multas)	
Articulación nacional e estatal	Se contemplan en la ley, poco resultado en la realidad. Se trabaja también a nivel de región metropolitana	Se logra a través de las acciones del ente rector (a nivel nacional). No se trabaja a nivel de provincia (estado).

algunos de los municipios del GAM arrojan datos interesantes: aproximadamente entre el 50 y 60% de los residuos que se producen en hogares y comunidades son biodegradables y podrían compostarse. Realidad que ya se trabaja en BH, donde hay muchas iniciativas pequeñas de compostaje en escuelas y en huertas comunitarias; la municipalidad produce un promedio anual de solamente 4.4 t/día de compost, hecho con material de poda de árboles y de algunos mercados de vegetales.

BH demuestra cierta modernidad en la gestión de RS, habiendo intentado aplicar varias tecnologías a la gestión: el caso de los hornos de quema en 1914 (desactivados en 1930); de las células Beccari en 1929 para manejar los residuos orgánicos (desactivadas a finales de los años 60); la experiencia de composta de modelo “windrow” (en auge en 1990); las estaciones de reciclado de escombros, aunque se han interrumpido frente a problemas operativos; el apoyo a los recicladores informales, que lanzó luz sobre la ciudad; la limitación de los recursos financieros y los impactos que proceden. El problema es que hay sobretodo una omisión general de la población respecto a la gestión de RS.

En el caso de la GAM no se han desarrollado iniciativas similares a estas a gran escala, solo se han presentado pequeños casos de composteras, una municipal que no logró mantenerse en el tiempo y otra en una alianza público privada en un municipio pequeño, que se mantiene activa y recientemente otras dos municipales que están iniciando con el proceso. En el caso de las incineradoras en Costa Rica no se tiene experiencia y aunque en los últimos años se ha hablado de tema, no se han concretado por una moratoria legal que se estableció para prever los posibles impactos ambientales.

En ambas ciudades es una tendencia que los servicios sean tercerizados. En la GAM muchos de los municipios han preferido el subcontratar parte o la totalidad de los servicios asociados a la GIRS, es especial los relacionados con la recolecta (mixta o selectiva) y la disposición final. Lo mismo pasa en BH. En el caso del GAM no se han desarrollado todavía estaciones de transferencia, aunque si se utilizan en otros sitios más alejados del país. En BH, la única estación de transferencia funcionó entre 2009 y 2015 (con problemas de mantenimiento). Muchos de los municipios del GAM han optado por concretar proyectos para la recolecta selectiva, que está propiciada desde la ley; se han trabajado dos formas, una a través de puntos verdes de recolección, donde los camiones pasan en ciertos puntos específicos de las comunidades; y otra forma, más utilizada, es la recolección selectiva puerta a puerta, con las mismas rutas del sistema de recolección tradicional, pero con

También es importante mencionar que los estudios de composición de residuos que se han realizado en

diferencia de día de recolección. Esta última ha sido la más estandarizada y exitosa, además la que pide la ley.

La tabla 3 muestra otra serie de aspectos comparativos importantes a considerar para este análisis:

Tabla 3. Aspectos complementarios de gestión de residuos

Aspecto	Belo Horizonte	GAM (Costa Rica)
Planificación del sistema	Se tienen leyes nacional (2010) y del estado (2009) (ambas prevén planes); a nivel municipal hay normas específicas por tipo de material	Se tiene un plan nacional de residuos (PRESOL en 2010 y luego el Plan Nacional para la GIRS en 2016)
Plan municipal de GRS	Iniciado en 2014 (se realizó mediante una consultoría con audiencias públicas y alguna participación de varios actores), terminado en 2017	Para 2016 la mayoría de los cantones del GAM cuentan con su plan municipal. No son planes integrados entre sí.
Recuperación de costos	Total recaudado con la tasa de limpieza pública: poco más del 40% de los gastos de tales servicios (2016)	Los fondos que pretendía recaudar el PRESOL no se lograron.
Articulación con otras políticas locales	La gestión de RS sigue aislada de otras políticas locales, sin recursos ni interés político	Se logra en algunos municipios, pero requiere todavía trabajarse más.
Legislación relacionada	Códigos de obra, de postura, de salud con menciones a la cuestión de los RS; ley s/ RCC y voluminosos (2012)	Ley de contratación administrativa promueve incentivos para el manejo de RS. Reglamento a la ley y otros.
Participación ciudadana	Fue muy activa hace casi 20 años. Ha disminuido (excepto por las críticas).	Muy activa durante los procesos acompañados por GIZ. Ha disminuido.
Articulación entre los servicios de limpieza pública	Hay articulación central para los contratos con empresas que realizan los servicios	Está articulado pues son los mismos municipios los encargados.
Aspecto	Belo Horizonte	GAM (Costa Rica)
Fiscalización	En BH es más activa, aunque débil; los usuarios van a los municipios vecinos para descargar	Ministerio de Salud, ente rector y la Contraloría General de la República da

	escombros	seguimiento.
Forma(s) de ejecución de los servicios de limpieza pública	El municipio es el responsable y cada vez más recurre a terceros. No hay cobertura universal de los servicios; en los centros hay barrido diario.	Cada municipio debe encargarse en su territorio. No hay una cobertura universal. Solo en los principales centros se cuenta con barrido de vías y limpieza de parques.
Taza de limpieza pública (US\$/domicilio. año)	~150 (recogida 6X/semana, zonas comerciales), ~75 (recogida 3X/semana), sin considerar masa o volumen.	~25 (recogida 2X/semana), ~15 (recogida 1X/semana) Tampoco considera volumen.
Servicios existentes	Recogidas convencional y selectiva limitada, barrido, limpiezas de grafitis, de áreas públicas, corrientes, sumideros y botaderos ilegales, deshierbe, recolección de animales muertos.	Recogida convencional, recogida selectiva en la mayoría de los cantones, limpieza y barrido solo en centros de población. Recolección de animales muertos.
Equipamiento urbano	32 URPV, 2 ERE, 200 LEV*, patio de compostaje, estación de transferencia, 2.000 papeleras	No se tienen datos cuantificados para todos los municipios. Se cuenta con registro de tres composteras, no hay estaciones de transferencia, no hay LEV, URPV o ERE como en BH.
Residuos Sólidos de salud	Responsabilidad de cada generador, quienes tienen que aprobar sus planes	Existe una ley específica que regula y es de acatamiento obligatorio. Esta es más antigua que la Ley GIR, y ha establecido toda una red de gestores de este tipo de residuos.
Residuos Sólidos industriales	Responsabilidad de cada generador	La ley estableció la responsabilidad extendida del productor para algunos casos, no está generalizado para toda la industria
Aspecto	Belo Horizonte	GAM (Costa Rica)
Disposición	Relleno sanitario	En 2008 había 3

final	privado (en otro municipio, 20 km) desde 2010, con contribución de otros 14 municipios de la región metropolitana, ~US\$20/t	rellenos sanitarios y 19 vertederos clandestinos. Actualmente operan solo 2 rellenos (La Carpio y El Guazo) y tres vertederos (Las Joyas, San Rafael y Santo Domingo). Los rellenos de Los Pinos y los Mangos ya iniciaron cierre técnico. ~US\$20/t

*URPV = unidad de recepción de pequeños volúmenes (de escombros, poda, residuos voluminosos); ERE = estación de reciclaje de escombros; LEV = local de entrega voluntaria.

enfocados en que los rellenos sanitarios son la solución al problema.

En general se busca incentivar los principios propiciados por cada ley respectiva, asociados a la prevención en la generación del residuo y en la valorización, pero la realidad dista todavía mucho de ello. La cultura del reciclaje sigue afianzándose poco a poco, pero es difícil superar en mucho los porcentajes de recuperación actuales a pesar de los incentivos. Los mercados que se ha desarrollado en ambas ciudades no logran impulsar por si solos los procesos de valorización, por lo que se requiere todavía de la intervención del Estado a través de políticas públicas que promuevan la recuperación de estos RS y su aprovechamiento.

6. Conclusiones

Aunque ambas ciudades ya cuenten con cierta madurez en la gestión de sus RS, todavía queda mucho por mejorar. En el caso de la ciudad brasileña, con un crecimiento muy acentuado en la segunda mitad del siglo pasado, hubo varias iniciativas de mérito que aparecían en niveles relativamente bajos en la toma de decisiones y por donde denotaban la necesidad de continuidad garantizada, para lo que se hubiera requerido apoyo político, asignación de recursos financieros y una colaboración más vigorosa de la población beneficiaria. Situación muy similar pasó en algunos municipios del GAM, en especial en aquellos que trabajaron como iniciativas piloto con la GIZ para lograr sus planes municipales de GIRS; en esa ocasión se trabajó desde los bandos medios y fue evidente la necesidad de más apoyo político para la implementación.

Para ambas ciudades no se observa, a pesar de las iniciativas que su historia muestra y de las leyes nacionales ya vigentes desde 2010, un cambio digno de registro en la gestión de sus RS de forma integral y sostenida en el tiempo. Los esfuerzos siguen estando algo desarticulados o son muy aislados. Concretamente los macroindicadores han mejorado muy poco: las tasas de reciclaje, por ejemplo, se han estancado y no logran aumentar a pesar de los esfuerzos.

La lógica de la sostenibilidad, asociada a principios modernos de la GIRS, aún no se nota con la intensidad debida: parece prevalecer una visión política de corto plazo, de desengaño de obligaciones y bajo el punto de vista que exalta sólo el destino final de los residuos,

7. Referencias Bibliográficas

- Undécimo informe sobre el estado de la nación en desarrollo humano sostenible. Informe final Situación del manejo de desechos sólidos en Costa Rica. Soto S. 2004. Recuperado de: http://estadonacion.or.cr/files/biblioteca_virtual/01_1/Situacion_manejo_desechos_solidos.pdf
- Expertos analizan el manejo de la basura en Costa Rica, Sitio web de la Universidad de Costa Rica. Peña E. <https://www.ucr.ac.cr/noticias/2011/11/17/expertos-analizan-el-manejo-de-la-basura-en-costa-rica.html>
- INVU (2012) Plan de Ordenamiento Territorial de la Gran Área Metropolitana 2011 – 2030. Recuperado de: https://www.mivah.go.cr/Documentos/potgam/PR_OPUESTAS-3_21_AGOSTO_2012.pdf
- <https://datos.bancomundial.org/indicador/NY.GDP.PCAP.CD?locations=CR&view=chart>
- <https://www.populationpyramid.net/es/poblacion-densidad/costa-rica/2018/>
- Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas http://countrymeters.info/es/Costa_Rica
- INEC (2011) Datos Censales. Recuperado de: http://www.inec.go.cr/sites/default/files/documentos/inec_institucional/estadisticas/resultados/repobl_accenso2011-10.pdf.pdf
- Superintendência de Limpeza Urbana de BH: relatório de atividades 2016. 84 pág.
- Solid waste management in the world's cities water and sanitation in the world's cities. UN-Habitat, EarthScan, London, 2010, 257 p.

[00037] POTENCIALIDAD DE LOS JALES COMO RELLENO EN CAVIDADES MINERAS. CASO DE ESTUDIO: ZIMAPÁN-HIDALGO, MÉXICO

GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ¹; JOSÉ JUAN GUTIÉRREZ BAZÁN²; IRMA CRUZ GAVILÁN GARCÍA³; FRANCISCO SÁNCHEZ PÉREZ⁴

Universidad Nacional Autónoma de México^{1,2,3,4}

gfv19@hotmail.com¹; gubajj@gmail.com²; irmac@unam.mx³; pakosan24@gmail.com⁴

Abstract

In México, mining activity is of great importance, being the latter economically speaking. In the State of Hidalgo, the mining district of Zimapán is characterized by the generation of metals of great interest such as lead, copper and zinc, in the extraction process there is a high quantity of waste called mine tailings, which in environmental terms, by having a bad disposition, they generate negative impacts in the different environmental spheres (water, air and soil) as well as containing potentially toxic elements (EPT) in considerable concentrations. The main objective of this work is to determine the potential of the tailings as a filling in mining cavities, case study: Zimapán, Hidalgo, México. The chemical characterization was made by means of

atomic absorption and X-ray fluorescence, measuring the concentrations of EPT as total lead and arsenic, the pH of the residue in question was also considered. In terms of physical characterization, granulometry, real density, and humidity percentage were determined. Once the characterization of the waste was made, three solidification / stabilization treatments were proposed (S / E), these being: jal and cement (JC), jal, lime and cement (JCC), and jal, cement and zeolite (JCZ), each one of them presents three different treatments with different percentages of the materials used following a statistical design of experiments. It was concluded that the tailings of this area, if they can be used properly stabilized as mine landfill.

KEYWORDS: Arsenic, lead, tailings, solidification /

stabilization.

Introducción

La minería es una actividad económica primaria que se refiere al aprovechamiento de los minerales (INEGI, 2010) dejando grandes aportes económicos en la zona donde se desarrolla, sin embargo, el impacto ambiental derivado de sus actividades es perjudicial, sus residuos (jales, colas o relaves) eran abandonados sin implementar controles ambientales, generando su dispersión al entorno inmediato afectando el medio ambiente y sus posibles repercusiones contra la salud humana (Gutiérrez-Ruiz *et al.*, 2007). Estos residuos al ser caracterizados y estabilizados pueden tener un confinamiento seguro, tal y como lo cita Ledesma *et al.*, 2004, evitando problemas ambientales, como pérdida de cobertura vegetal, creación de estructuras poco consolidadas susceptibles a la erosión eólica e hídrica, introducción al ambiente de sustancias tóxicas, generación de acidez, lixiviación de metales pesados al exponer los

minerales de yacimientos a un ambiente oxidante, además que disponerlos en cavidades mineras minimiza los riesgos de subsidencia por huecos y pérdidas económicas (Tomas-Roberto *et al.*, 2009).

En México, el Estado de Hidalgo es un importante productor de oro, plata, plomo, zinc y cobre, los jales generados abarcan un gran volumen presentando una mineralogía variable y compleja constituida por calcosilicatos, sulfuros y sulfosales además de EPT (Moreno *et al.*, 2012) de los cuales en la zona de estudio seleccionada predomina el As que se encuentra de manera natural en la roca, la actividad minera provoca su exposición al triturlarla aumentando la superficie de contacto, esto último también ocurre con el Pb presente en los jales.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Objetivo

Determinar la potencialidad de los jales como relleno en cavidades mineras, caso de estudio Zimapán, Hidalgo, México.

Metodología

Inicialmente se obtuvieron siete muestras de una presa de jales en Zimapán, Hidalgo, determinándose sus características físicas y químicas. Posteriormente se procedió a aplicar la S/E, estudiada en trabajos previos de González (2012), Barraza (2015) y González (2016). Para este caso la

S/E tuvo tres variantes en la composición de los monolitos, siendo estas jal y cemento (JC), jal, cal y cemento (JCC), y jal, cemento y zeolita (JCZ).

La caracterización fisicoquímica de las muestras se realizó en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Facultad de Ingeniería, donde se determinó la granulometría siguiendo la norma ASTM-C-136, la densidad real de partículas de acuerdo con Henríquez y Cabalceta (2012), pH y porcentaje de humedad conforme la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. La medición de EPT se hizo en el Laboratorio de la Unidad de Gestión Ambiental de la Facultad de Química mediante absorción atómica con un espectrofotómetro PEKIN-ELMER 3110 para el análisis de Pb, y de As un espectrofotómetro PEKIN-ELMER 2380. Así mismo la fluorescencia de rayos X se realizó en el Instituto

ONNCCE-2004) (ver fotografía 1), implementando las tres variantes mencionadas, los cuales se muestran en la Tabla 1.



Fotografía 1. Especímenes elaborados.

Los especímenes se sometieron a compresión mecánica simple (CMS) en la División de Ingeniería Mecánica y Eléctrica de la Facultad de Ingeniería (ver fotografía 2), utilizando una prensa mecánica marca Instron (ASTM C39).

VARIANTE	TRATAMIENTO	% JAL	%CEMENTO	%CAL	%ZEOLITA	%AGUA
JC	IA	70	5			25
	IB	60	10			25
	IC	50	15			25
JCC	IIA	68.75	5	1.25		25
	IIB	56.25	10	3.75		25
	IIC	43.75	15	6.25		25
JCZ	IIIA	65	5		5	25
	IIIB	45	10		15	25
	IIIC	25	15		25	25

Tabla 1. Proporciones de materiales en los especímenes.

de Geología en el Laboratorio de Geoquímica Ambiental.

Posteriormente se elaboraron los especímenes (NMX-C159-



Fotografía 2. CMS de especímenes.

determinando la resistencia máxima, antes y después de los ensayos de intemperismo acelerado, esta última se realizó en la Facultad de Ingeniería en la Unidad de Investigación y Asistencia Técnica en Materiales (UDIATEM) en el Laboratorio de corrosión del Departamento de Mecánica, para ello se utilizó una cámara de intemperismo acelerado (ver fotografía 3), simulando condiciones extremas similares al interior de una mina, con un rango de humedad entre el 80% y 90% (Fall et al. 2008; González, 2016) y una temperatura de 40 °C.

Para la prueba de lixiviación (ver fotografía 4) se trituraron los especímenes a un tamaño de partícula de $9.8\text{mm} \pm 2\text{mm}$ (NOM-053-SEMARNAT-1993), después se sometieron a

contacto con agua en equilibrio con CO_2 con un $\text{pH} = 5.5$ (NOM-141-SEMARNAT-SSA- 2004), y un tiempo de contacto de cuatro horas. (Benzaazoua et al 2008 y Cruz et al 2001).



Fotografía 3. Especímenes en cámara de intemperismo acelerado



Fotografía 4. Prueba de lixiviación.

El diseño experimental estadístico para el análisis de los datos de CMS y lixiviación, es el "Modelo de efectos" y se describe con la siguiente fórmula:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \epsilon_{ij} \quad Ec (1)$$

Donde:

Y_{ij} = Es la respuesta del monolito j ante el tratamiento i (JC, JCC o JCZ).

μ = Es la media general común para todas las observaciones j (monolitos).

τ_i = Es el efecto del tratamiento i (JC, JCC o JCZ).

ϵ_{ij} = Es el error experimental de la unidad ij.

Resultados y discusión

La caracterización fisicoquímica de los jales se presenta en la tabla 2, se observa que el módulo de finura indica que se considera como “arena muy fina”, llevando relación con la densidad real de partículas siendo ésta más elevada que la del cemento, lo que indica que para una mayor resistencia a la CMS se necesita concentraciones elevadas de este último. El pH se debe principalmente al contenido de carbonatos, estos ayudan a tener una capacidad amortiguadora ante la acidificación.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica de los jales.

Parámetro	Resultado
Análisis granulométrico	1.2452 (Arena muy fina)
Determinación de humedad	0.3745%
Densidad real o de partículas	3.2173 gr/cm ³
pH	7.54

La tabla 3 contiene la caracterización química de los métodos utilizados observando similitud entre ellos, así mismo expone que las muestra 1, 2, 6 y 7 rebasan el límite máximo permisible (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004), en cuanto a Pb se refiere, mientras que el As lo sobrepasa en todas las muestras.

La figura 1 muestra la carga máxima soportada por los especímenes antes y después de la prueba de intemperismo.

De igual forma en la figura 2 presenta la concentración de As resultante en la prueba de Lixiviación después de someterlos en la cámara de intemperismo.

Muestra	Absorción Atómica		Fluorescencia de RX	
	Pb	As	Pb	As
1	834.55	3 016.48	922.74	4 876.1
2	882.57	4 026.49	868.22	4 971.32
3	577.9	4 074.04	554.15	5 677.73
4	629.14	3 516.24	613.83	4 193.92
5	587.37	4 808.55	752.44	7 238.02
6	1 256.65	5 469.26	984.71	5 489.15
7	833.27	8 744.53	817.13	8 647.07

Tabla 3. Concentraciones en ppm de EPT en las muestras de jales.

De acuerdo a los resultados de caracterización se determinó solo As en la prueba de lixiviación pues su concentración se encuentra entre 4 y 6 veces por encima de lo permisible y a que en pruebas anteriores las concentraciones de Pb se encontraban por debajo del límite permisible.

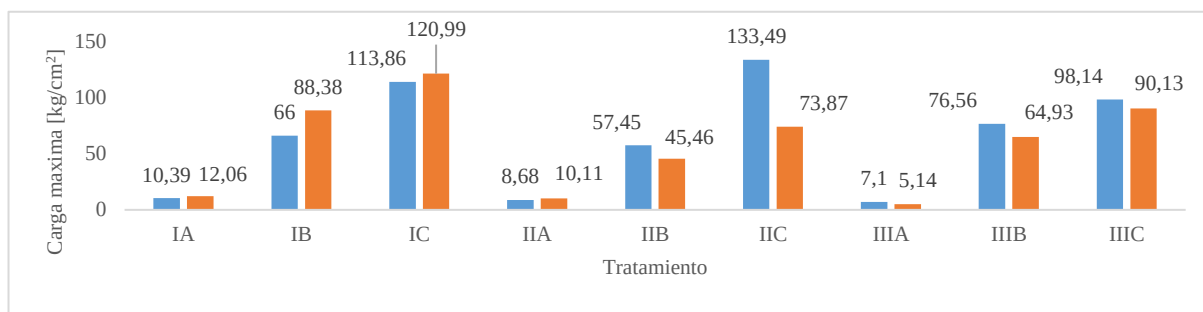


Figura 1. Resultados de CMS en especímenes antes y después de la prueba de intemperismo acelerado.

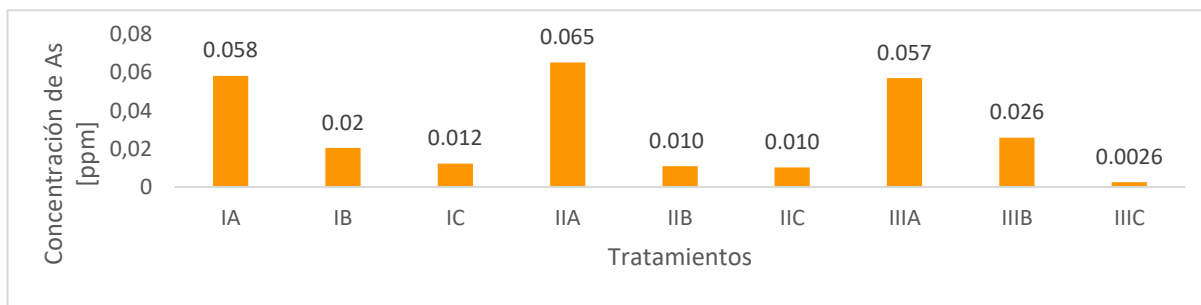


Figura 2. Concentración de As resultante de la prueba de lixiviación.

Los datos de la CMS y de lixiviación posterior a la prueba de intemperismo se sometieron al análisis estadístico, ambos se compararon mediante LSD Fisher, obteniendo que para CMS los tratamientos IA, IIA, y IIIA son los que menos capacidad de carga presentan, mientras que el IC es el tratamiento más resistente y el resto son estadísticamente similares. En cuanto a los resultados de lixiviación se tiene que los tratamientos IA, IIA y IIIA son los que mayor concentración de As presentan y el resto son estadísticamente similares. Esto implica que a menor contenido de cemento se tiene baja resistencia a la CMS y mayor concentración de As en la lixiviación

Conclusiones

De acuerdo a los resultados se determinó la potencialidad de los jales como relleno en cavidades mineras, en el caso de estudio en Zimapán-Hidalgo, México, ya que en la elaboración de los especímenes y su evaluación en CMS como en lixiviación, indican que a mayor concentración de cemento se incrementa la capacidad de carga y se reduce la concentración de arsénico. Considerando que todos los tratamientos presentan concentraciones por debajo del límite permisible en la lixiviación, al usarse como un relleno no se requiere que la CMS sea muy elevada, optando por el tratamiento con mayor cantidad de jales haciendo el proceso viable.

Agradecimientos

Se agradece al PAPIIT con número IN113816 por el apoyo financiero.

Referencias

- Barraza T. L.A. (2015). Evaluación de la contaminación del suelo por arsénico, plomo y mercurio en la zona de Presa de Jales de mina la Prieta en Hidalgo del Parral, Chihuahua.
- Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M.,
- Fried, É. & Blier, A. (2008). Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals engineering*, 21(4), 330-340.
- Cruz, R., Mendez, B. A., Monroy, M., & González, I. (2001). Cyclic voltammetry applied to evaluate reactivity in sulfide mining residues. *Applied Geochemistry*, 16(14), 1631-1640.

Diario Oficial de la Federación (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 Que establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.

Diario Oficial de la Federación (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2003, Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales.

Fall, M., Benzaazoua, M., & Saa, E. G. (2008). Mix proportioning of underground cemented tailings backfill. *Tunnelling and Underground space technology*, 23(1), 80-90.

González M. A. (2012). Inmovilización de sustancias peligrosas a través de solidificaciones monolíticas con diferentes materiales. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

González S. J. F. (2016). Propuesta para el aprovechamiento de residuos metalúrgicos no ferrosos. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

Gutiérrez-Ruiz, M, Romero F. M., & González-Hernández, (2007). Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de

Santa Bárbara, Chihuahua, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 24(2), 170-184.

Henríquez, C; Cabalceta, G. 2012. Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con enfoque agrícola. 2da ed. Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo, San José Costa Rica. UCR/CIA-ACCS. 60 P.

INEGI. (2010). Minería. Economía. Disponible en: <http://cuentame.inegi.org.mx/economia/secundario/mineria/default.aspx?tema=E> (accessed 4 may 2016)

Ledesma, R. M. P., Arroyo, Y. R. R., & Grabach, C. S. (2004). Características geológicas y mineralógicas e historia de extracción del Distrito de Guanajuato, México: Posibles escenarios geoquímicos para los residuos mineros. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 21(2), 268-284.

Moreno T. R., Téllez H. J., y Monroy F. M. G. (2012). Influence of minerals from the tailings in the bioaccessibility of arsenic, lead, zinc and cadmium, in the mining district Zimapán, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 28(3), 203-218.

Tomás R., Herrera G., Delgado J., Peña F. (2009) Subsistencia del terreno. Enseñanza de las ciencias de la tierra. Vol. 17, pág. 295-302. Universidad de Girona (2009). Revisado el 28 de mayo de 2017, (En línea) Recuperado de: <http://www.raco.cat/index.php/ect/article/viewFile/199932/267375>.

[00041] DIAGNÓSTICO DE LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS EN TRES CANTONES DE LA PROVINCIA DE CARTAGO, COSTA RICA

NIDIA CRUZ ZUÑIGA¹

Universidad de Costa Rica¹

ncruzzz@gmail.com¹; nidia.cruz@ucr.ac.cr

Resumen

En el año 2010 Costa Rica promulgó la Ley para la Gestión Integral de Residuos, que le obliga a todos los municipios del país a aplicar los principios de la GIRS en los servicios que brindan. Tras casi 8 años de este momento histórico, se realizó un estudio para determinar la realidad que se vive en tres cantones de la provincia de Cartago (Alvarado, Oreamuno y Jiménez). Se evidenció que la aplicación de la Ley ha sido complicada, más en estos municipios que tienen gran parte de sus territorios de carácter rural, poco densificados y dedicados a actividades agrícolas. Se tomó la opinión de los ciudadanos para calificar los servicios y visualizar las necesidades de mejora en la implementación de las acciones municipales. Se llegó a la conclusión de que las personas creen que la GIRS es la recolección y la separación de reciclables, pero desconocen muchas de las demás implicaciones. Además que el trabajo que se realiza desde las municipalidades para sensibilizar a su población es primordial para el éxito de las acciones.

Palabras Clave

Gestión de Residuos, Política Pública, Ciudades Latinoamericanas, Residuos sólidos municipales

Abstract

In 2010, Costa Rica enacted the Law for Integral Waste Management, which obliges all municipalities in the country to apply the principles of the GIRS in the services they provide. After almost 8 years of this historical moment, a study was carried out to determine the reality that exists in three cantons of the province of Cartago (Alvarado, Oreamuno and Jiménez). It was evidenced that the application of the Law has been complicated, more in these municipalities that have a large part of their rural territories, little densified and dedicated to agricultural activities. The opinion of the citizens was taken to qualify the services and visualize the improvement needs in the implementation of the municipal actions. It was concluded that people believe

that GIRS is the collection and separation of recyclables, but they are unaware of many of the other implications. In addition, the work carried out by the municipalities to sensitize their population is essential for the success of the actions.

1. Introducción

Los residuos sólidos son un problema para muchos gobiernos locales, que son los llamados a atender los servicios asociados a ellos. Desde el año 2010 en Costa Rica se cuenta con una Ley de vanguardia (Ley 8839 para la Gestión Integral de Residuos), que busca propiciar la valorización de los residuos sobre cualquier otro aprovechamiento y más sobre la disposición final. Esta ley propicia sobretodo el reciclaje y la reutilización, en segundo lugar el aprovechamiento energético y de último la disposición final en rellenos sanitarios. Sin embargo aunque han pasado ya 8 años desde su promulgación, todavía la realidad de la gestión de residuos sigue siendo un reto para muchos municipios, en especial para los que tienen pocos recursos como los analizados en esta investigación.

El presente estudios forma parte de las investigaciones realizadas con apoyo de los estudiantes de Trabajo Comunal Universitario (TCU) de la Universidad de Costa Rica (UCR), y contempló un área de acción de tres cantones de la provincia de Cartago, que forman parte de la cuenca del Río Reventazón. Los resultados generales que se presentan a continuación permiten valorar la situación que se vive en cada uno de estos municipios, además establece un comparativo interesante de la realidad socioeconómica y técnica de cada uno y el avance que se ha logrado, para finalmente valorar el grado de mejora de la GIRS en estos cantones.

2. Antecedentes y contexto de la investigación

2.1 La problemática de los residuos

El problema de los residuos sólidos (RS) es un tema que se trabaja hasta a nivel de los Objetivos del Desarrollo

Sostenible (ODS), planteados por Naciones Unidas. En varias de las metas establecidas se habla de la necesidad de trabajar para disminuir o mitigar el impacto de los desechos en las ciudades. Por ejemplo, el ODS 12 habla de garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles, e incluye como meta “Para 2030, disminuir de manera sustancial la generación de desechos mediante políticas de prevención, reducción, reciclaje y reutilización” (Naciones Unidas, 2015). Este es uno de los puntos clave que se debe analizar en la gestión municipal de residuos.

La Ley 8839 estableció que cada municipio iba a ser responsable de manejar el problema de los residuos sólidos de forma integral en la totalidad de su territorio. Esta tarea requiere de conocimiento en administración de recursos, en gestión de calidad, en manejo de personal, además de conocimientos técnicos. Los funcionarios encargados de muchas de las municipalidades tienen poca formación en estos temas y al menos en los tres cantones estudiados, la ayuda estatal para solventar estas carencias ha sido muy poca.

El desafío de los RS es un problema de gestión más que tecnológico, si se logra realizar una gestión adecuada puede reducirse considerablemente el problema y sus costos. Sin embargo, adicional a los conocimientos mencionados, se requiere de un gran apoyo político para que las acciones concretas logren su efecto, y muchas veces los políticos a cargo de los municipios no suele tener los RS en los primeros puntos de las agendas. La mala gestión de RS que se ha dado históricamente en muchas comunidades latinoamericanas, incluidos los pueblos que se analizan en el presente artículo, radicó muchas veces en un desinterés por apoyar decisiones concretas.

Hay una serie de factores que causan el problema de la mala gestión y disposición de los RS. Uno de estos es el consumismo exagerado de productos de mala calidad (la era del desechable), cuya vida útil hace que se conviertan en residuos sólidos muy pronto, desperdiciando no solo materiales que aún podrían ser útiles, sino que generan grandes cantidades de residuos por disponer; otro punto es el aumento en la población, muchas veces concentrado en las grandes urbes; también la deficiente gestión municipal, aunado al poco personal técnico capacitado para enfrentar los problemas. En Costa Rica se ha delegado el accionar del tema a los gobiernos locales, sin darles capacitación adecuada para lograrlo; además de la falta de incentivos para el reciclaje, aunado a la mala formación y fortalecimiento de las cadenas de valor asociadas, para lograr mercados adecuados para estos productos; y finalmente, la indiferencia e indisposición de la población que siente que una vez que saca de su casa sus residuos ya no es su problema.

2.2 Características de los cantones en estudio

El trabajo se realizó en los cantones de Oreamuno, Alvarado y Jiménez, todos pertenecientes a la provincia de Cartago. En estos cantones la mayor parte del territorio se dedica a actividades agrícolas, con centros de población en los distritos y algunos otros poblados consolidados. En el siguiente mapa (Figura 1) se puede apreciar la ubicación espacial de los cantones en estudio.

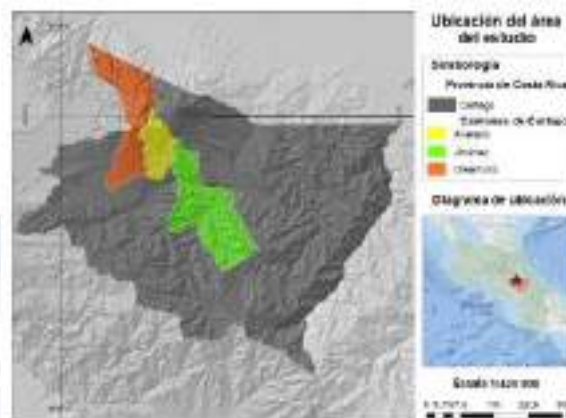


Figura 1: Mapa de la zona de estudio

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 1 muestra algunos elementos que ayudan a conocer las características sociodemográficas y territoriales de estos cantones.

Tabla 1. Características de las ciudades

Cantón	Oreamuno	Alvarado	Jiménez
Fundación	1914	1903	1903
Área (Km ²)	202.31	81.06	285.44
Población (habitantes, 2013)	47081	14589	15928
Pob. Urbana	87.5%	62.6%	52.4%
Pop. Rural	12.5%	37.4%	47.6%
Densidad (hab/km ²)	99.4	184.2	63.5
Tasa crecimiento poblacional (2000-2011)	3.7%	16%	0.4%
IDH	0.826	0.788	0.717
Elevación cabecera de cantón (m.s.n.m)	1453	1600	1165
Tasa analfabetismo	2.3%	2.8%	3.5%

Fuentes: IDH: <http://desarrollohumano.or.cr/mapa-cantonal/index.php/ranking-idh>; Datos Poblacionales INEC (2013); TCU-UCR (2016) (a) y (b); TCU_UCR (2017)

Como se desprende de la Tabla 1, en general los cantones tienen gran cantidad de territorio y relativamente poca población, la cual está muy

concentrada en los poblados consolidados y en las cabeceras de cantón. De los tres cantones el más urbano es Oreamuno, cuyo centro, San Rafael, es prácticamente parte de la ciudad de Cartago. Las bajas densidades poblacionales generan un reto para la cobertura del servicio de residuos y el control de los costos asociados. En este sentido, el cantón de Alvarado es el más denso de los tres, y también el que menor territorio tiene que cubrir, esto aunado a que el distrito de Cervantes no es servido por la Municipalidad en temas de residuos, hace que la gestión sea más simple. Sin embargo el cantón de Alvarado es el que mayor crecimiento poblacional presenta, producto de la mejora de sus servicios en comparación con sus cantones vecinos, y esto también es un reto para la GIRS.

Ya específicamente en relación al manejo de residuos sólidos se pueden ver los siguientes datos comparativos:

Tabla 2 Características comparativas en gestión de RS

	Oreamuno	Alvarado	Jiménez
Reglamentos y planes municipales	Cuenta con PMGIRS propio, fue parte del segundo grupo de municipalidades apoyadas por Ministerio Salud para su elaboración.	Cuenta con su Plan Municipal para la GIRS (PMGIRS) desde 2010. Municipio piloto asesorado con fondos de la GIZ.	Reglamento para el manejo discriminado de residuos sólidos en el cantón Jiménez, 2010. No tiene Plan de Manejo propio.
Centro de valorización	Municipal, en San Rafael	Inició siendo Municipal, con problemas de gestión Ahora mediante un contrato privado	Municipal, en Juan Viñas
Unidad de Gestión Ambiental (UGA)	Si, desde 2010, ha tenido siempre el mismo gestor.	Desde la solicitud de la Ley. Ha tenido 3 gestores diferentes	Recientemente contratada la gestora (2017)
Servicios brindados	Recolección tradicional, recolección de no tradicionales, colecta selectiva de valorizables, aseo de parques solo en algunos puntos.	Recolección tradicional, recolección de no tradicionales, colecta selectiva de valorizables, colecta de orgánicos aseo de parques.	Recolección tradicional, recolección de no tradicionales, aseo de parques solo en algunos puntos.

Fuente: Elaboración propia con base en datos consultados en entrevistas y datos del INEC (2011). TCU-UCR (2016) (a) y (b); TCU_UCR (2017).

3. Objetivos de investigación

Reflejar la realidad de la gestión de residuos sólidos y del servicio municipal asociado en los cantones de Alvarado, Oreamuno y Jiménez, de la provincia de Cartago, con el fin de valorar la calidad del servicio y definir necesidades de mejora.

4. Metodología

La investigación se realizó durante los años 2016 a 2018, con ayuda de estudiantes de TCU y el grupo de profesores de la Escuela de Ingeniería Civil de la UCR que participan del proyecto. Primeramente los estudiantes realizaron un diagnóstico de necesidades ambientales de cada uno de los cantones, en los cuales contextualizaron la investigación. (TCU-UCR (2016) (a) y (b); TCU_UCR (2017))

Posteriormente, se elaboraron instrumentos de consulta (tipo encuesta cerrada) que se aplicaron personalmente en las diferentes comunidades. Para ello se realizaron varias giras de campo a cada cantón, donde se llevaba a los estudiantes, los que aplicaban las encuestas casa por casa.

Para la selección de la muestra en cada cantón se quería contar con una representación proporcional de los diferentes distritos de acuerdo a la población que vive en ellos, por lo que se tomo como punto de partida la población por distrito según el censo del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC) de 2011, y con base en ello se determinó el tamaño de la muestra que resulta representativa de cada uno, con un 95% de confianza. Este tamaño de muestra guió a los docentes para crear mapas de recorridos en las giras, y buscar cubrir los principales poblados de cada distrito. A pesar del esfuerzo en algunos casos no se alcanzó la totalidad de la muestra recomendada, debido en parte a la dificultad de llegar a las casas o a problemas a la hora de la toma de datos por parte de los estudiantes. En otros casos la muestra se sobrepasó como se verá en el apartado de resultados.

Para la tabulación de los cuestionarios se utilizó la plataforma gratuita typeforms y para el procesamiento se utilizó la base de datos en Excel. Los resultados obtenidos se valoraron con los representantes de la gestión ambiental y la gestión de residuos en cada municipio.

5. Resultados y su discusión

La muestra final lograda fue de 1205 encuestas efectivas, un poco menor a la cantidad que se esperaba, eso debido a problemas de manipulación de los cuestionarios con algunos estudiantes y a dificultades de acceso a algunas de las comunidades. La siguiente

tabla muestra la distribución real de la muestra obtenida:

Tabla 3 Tamaño de muestra obtenida por distrito

Cantón	Distrito	Tamaño de la muestra de referencia	Muestra real obtenida
Alvarado	Capellades	71	85
	Pacayas	161	144
	Cervantes	180	178
Jiménez	Pejibaye	93	96
	Tucurrique	138	142
	Juan Viñas	182	183
Oreamuno	Cipreses	34	9**
	Cot	89	95
	Santa Rosa	24	30
	San Rafael	250	217
	Potrero Cerrado	23	26
TOTAL		1245	1205

** Distrito con problemas de recopilación de información.

Fuente: trabajo de campo 2016 – 2018.

5.1 Respecto a la gestión de residuos en sus comunidades

De la totalidad de la muestra en los tres cantones seleccionados, al preguntar por la calidad del servicio de recolección que recibían en sus casas, el 70% indicaron que es bueno o muy bueno. Solo un 4% indicaron que recibían un servicio malo. En la mayoría de las comunidades se tiene un servicio de una vez por semana (52%), lo que puede ser una opción de mejora, ya que por las condiciones climáticas de estos cantones y la cantidad de residuos orgánicos que se suelen tener (más del 55%), la descomposición de los residuos puede ser acelerada, y en una semana se puede ya tener problemas de olores y de generación de moscas. Solo en el 1% de los sitios encuestados indicaron que no se da el servicio de recolección, esto evidencia la universalidad del servicio según lo pide la Ley.

Cuando se le pidió a la población calificar el costo del servicio de recolección en sus comunidades (que en general incluye toda la gestión, aunque en algunos municipios no se tienen interiorizados todos los costos en las tarifas) el 48% de la población lo calificó como apropiado. La tarifa por recolección de residuos ronda menos de US\$15 por trimestre y varía en cada cantón. Aun así, un 25% de la población lo consideró un costo elevado; hay que considerar en general el bajo poder adquisitivo que tiene la población de los cantones en estudio. En la Figura 2 se puede apreciar la variación de

opiniones dependiendo del distrito de análisis, en general en los cantones de Alvarado y de Jiménez, la mayor parte de la población considera apropiado el costo, sin embargo muchos de los pobladores de los distritos de Oreamuno consideran el cobro elevado, con excepción de los que viven en el distrito central de San Rafael.

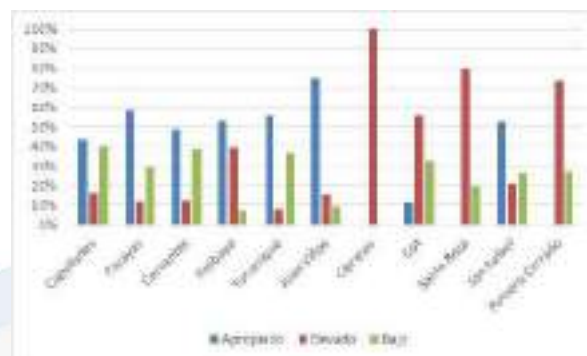


Figura 2 Opinión respecto al cobro por el servicio de recolección de residuos por distrito

Fuente: Elaboración propia con base en los datos de las encuestas.

En general los servicios asociados a la GIRS que más se evidencian en las comunidades son la recolección y la disposición final. En pocos casos saben de otros servicios asociados y necesarios según la Ley, como la comunicación, la educación, la limpieza de áreas públicas y la inversión para proyectos futuros. Se comentó por parte de los encargados de las municipalidades participantes que se han trabajado en dos de ellas para mejorar el sistema tarifario, pero en la tercera no ha sido posible debido a la falta de personal (Jiménez).

Al preguntar a los vecinos si en alguna ocasión se les ha suspendido el servicio de recolección de residuos, el 73% indicó que nunca y el 20% que muy raras veces. Esto evidencia el compromiso de las municipalidades con el servicio que están obligadas a brindar. Según comentarios de los encargados del servicio en cada municipalidad, se tienen las previsiones del caso para cuando tienen algún camión en reparación u ocurre algún contratiempo, siendo la recolección puntual uno de los pilares del servicio.

Por otro lado, al consultar sobre posibles problemas que se han presentado en las comunidades respecto a los residuos, el 46% indican que no recuerdan haber tenido un problema; mientras que 35% indicaron que en ocasiones los encargados han dejado la “basura” sin recoger, aunado con que un 31% indicaron que los camiones suelen dejar caldos (lixiviados) por las vías. Estos dos problemas señalados pueden convertirse en

situaciones que ponen en riesgo la salud de las personas.

En los cantones estudiados es el mismo municipio el encargado de brindar la recolección selectiva en los hogares. Según establece la legislación costarricense las municipalidades están en la obligación de brindar este servicio casa por casa. En la zona estudiada el 50% respondió que si cuenta con la recolección selectiva y que es un servicio dado por la municipalidad, mientras que un 37% indicaron que no lo tienen, en especial los distritos de Pejibaye y Tucurrique, del cantón de Jiménez. Cabe anotar que Tucurrique, administrativamente, es un Concejo de Distrito, y la Municipalidad de Jiménez no tiene a cargo los servicios; en algunas comunidades la municipalidad no cubre este servicio. En menor grado, solo un 8%, indica que el servicio lo da un particular independiente, corresponde sobre todo a algunas comunidades del cantón de Alvarado. De la muestra que indicó recibir el servicio, el 75% indicó que la frecuencia es de al menos una vez por semana, lo cual se considera apropiado, e incluso puede decirse que más frecuente de lo requerido, siendo que entre los valorizables, en Costa Rica, no se suele incluir el orgánico.

5.2 Fomento del reciclaje y la valorización

Al consultar sobre los hábitos de reciclaje en los hogares, el 42% indicó que si clasifica sus residuos en dos categorías, reciclable y no reciclable. Otro 37% indicó que además clasifica los reciclables en diferentes categorías como papel, plástico, vidrio, etc. Solo un 7% indicó que separa lo orgánico (restos de comida y otros putrescibles) para que sean recolectados de esta forma; esto corresponde principalmente a los habitantes de Pacayas y Capellades, ambos del cantón de Alvarado, donde desde hace varios años se tiene un contrato con un particular que da el servicio y maneja una compostera para los orgánicos del cantón. El otro distrito del cantón de Alvarado, Cervantes, no cuenta con el servicio, ya que administrativamente corresponde a un Concejo de Distrito, independiente de la jurisprudencia de la municipalidad de Alvarado. En la figura 3 puede apreciarse el detalle de las respuestas para la separación de residuos por distrito:

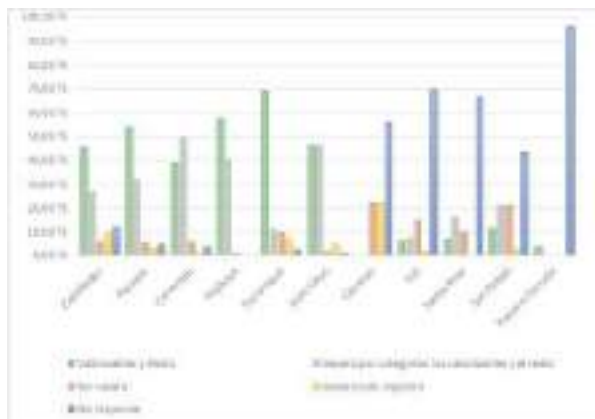


Figura 3 Opinión de la población respecto a sus hábitos de separación de residuos por distrito

Fuente: Elaboración propia con base en los datos de las encuestas.

Como se puede ver de la figura 3, en los distritos del cantón de Alvarado y de Jiménez es donde se presentan mayores porcentajes de personas que separan sus residuos, tanto los que lo separan solo en dos categorías como los que usan más categorías para los valorizables. Caso contrario se notó en el cantón de Oreamuno, donde la mayoría de las personas más bien no respondieron a la pregunta o incluso indican no separar sus residuos como segunda opción más frecuente. Esto denota parte de los resultados a los esfuerzos en sensibilización realizados en las dos primeras municipalidades por sus Unidades de Gestión Ambiental (UGA).

Seguidamente, al consultar sobre el conocimiento que tiene la población del destino final de los residuos una vez que le son retirados del frente de sus casas, es preocupante saber que el 61% de la muestra respondió no saber qué pasa con ellos. Esto evidencia la falta de conciencia de la población sobre la gestión integral y las implicaciones que tienen los residuos una vez que se recolectan. Solo el 22% respondió que los residuos van a un botadero municipal, que es el caso del cantón de Jiménez, que utiliza el botadero municipal de Turrialba (cantón vecino); este sitio tiene ya varias órdenes de cierre técnico producto de su mal manejo y falta de controles. Un 16% indicó que el sitio de disposición final corresponde a un relleno sanitario, realidad de los otros dos cantones de la zona de estudio. Alvarado y Oreamuno gestionan sus residuos para ser llevados al Relleno Sanitario de Los Pinos, en Cartago centro; aunque en algunas ocasiones tienen que buscar otras opciones. En este punto cabe indicar que falta trabajar más en divulgación de la información respecto a la disposición final de los residuos, para que la población

sea más consciente de las implicaciones sociales y ambientales, y de los costos implicados.

Finalmente, al consultar a la población si han recibido información o capacitaciones respecto a la GIRS y a los planes municipales asociados, el 75% de la población indica que no. Incluso como parte de las labores del TCU que realizó las encuestas, se les entregaba a los participantes un folleto básico de manejo de residuos, y en su mayoría indicaban que era el primer material que recibían al respecto. Asociado a la misma pregunta, un 15% indicaba que habían recibido alguna información vía volantes o brochures y apenas un 6% indicaban haber recibido capacitación de parte de la municipalidad correspondiente. La figura 4 muestra los resultados por cantón:

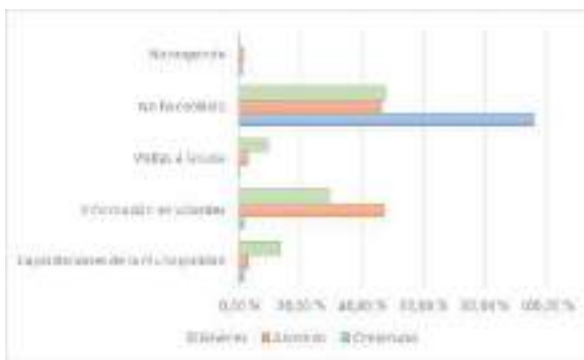


Figura 4 Tipos de información que indica la población haber recibido respecto a residuos sólidos

Fuente: Elaboración propia con base en los datos de las encuestas.

Nuevamente se nota que a pesar de que la mayoría de las personas indican no haber recibido información en el tema, si existe una diferencia significativa entre lo que opinan los habitantes de Alvarado y Jiménez, respecto a lo que indican en Oreamuno, donde el porcentaje de personas que dicen no haber recibido información es el 95%.

6. Conclusiones

Los esfuerzos por mejorar la GIRS en los diferentes cantones analizados han dado sus frutos, en especial en aquel donde se tiene más tiempo de trabajar con una Unidad de Gestión Ambiental (UGA) conformada (caso de Alvarado). Las otras dos municipalidades todavía tienen que mejorar en este aspecto, ya que sus UGA son mucho más recientes o no han podido dedicar tantos recursos al tema.

En general se concluye que la percepción de la población respecto a los servicios que recibe es bastante buena, sin embargo se nota el desconocimiento de las implicaciones de la GIRS en el ejercicio de labores

municipales, ya que el servicio que está más presente en el pensamiento de los pobladores es el de recolección.

A pesar de los esfuerzos municipales falta mucho que trabajar en el tema de información y capacitación. La población desconoce en gran medida el alcance de estos tópicos dentro de las labores municipales. Las mismas municipalidades mencionan que estos puntos son difíciles de cubrir con el presupuesto con el que se cuenta y que la población no se muestra muy anuente a un aumento en las tarifas.

La cultura del reciclaje sigue afianzándose poco a poco, pero es difícil superar en mucho los porcentajes de recuperación actuales sin que existan mayores incentivos. Los mercados que se ha desarrollado en Costa Rica no logran incentivar por si solos los procesos de valorización, y mucho menos llegan a comunidades rurales como las acá analizadas. En este punto escapa de la jurisprudencia municipal mejorar el punto, pues se requieren políticas e incentivos a nivel nacional.

Lamentablemente, al perder el apoyo internacional para impulsar la GIRS, los avances en el tema se desaceleraron en Costa Rica, y la tendencia evidencia que va a seguir así, pues no se cuenta con recursos institucionales suficientes para apoyar más de la mano a los gobiernos locales.

7. Referencias

- Soto (2014). Undécimo informe sobre el estado de la nación en desarrollo humano sostenible. Informe final Situación del manejo de desechos sólidos en Costa Rica. Recuperado de: http://estadonacion.or.cr/files/biblioteca_virtual/011/Situacion_manejo_desechos_solidos.pdf
- <https://datos.bancomundial.org/indicador/NY.GDP.PCAP.CD?locations=CR&view=chart>
- <https://www.populationpyramid.net/es/poblacion-densidad/costa-rica/2018/>
- INEC (2013) Indicadores Demográficos Cantonales 2013. Recuperado de: http://www.inec.go.cr/wwwisis/documentos/INEC/Indicadores_Demograficos_Cantonales/Indicadores_Demograficos_Cantonales_2013.pdf
- <http://desarrollohumano.or.cr/mapa-cantonal/index.php/ranking-idh>
- http://www.inec.go.cr/sites/default/files/documentos/inec_institucional/estadisticas/resultados/repoplaccenso2011-10.pdf.pdf
- Naciones Unidas (2015) Objetivos y metas de Desarrollo Sostenible. Recuperado de: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>

- TCU – UCR (2017) Informe de Diagnóstico de necesidades ambientales de la Municipalidad de Oreamuno. San Pedro, Costa Rica.
- TCU – UCR (2016) (a) Informe de Diagnóstico de necesidades ambientales de la Municipalidad de Alvarado. San Pedro, Costa Rica.
- TCU – UCR (2016) (b) Informe de Diagnóstico de necesidades ambientales de la Municipalidad de Jiménez. San Pedro, Costa Rica.



[00056] EVALUACIÓN DE LA ECOTOXICIDAD DE LIXIVIADO DE JALES UTILIZANDO EMBRIONES DE *DANIO RERIO* COMO ORGANISMO DE PRUEBA

GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ¹; IRMA CRUZ GAVILÁN GARCÍA²;
NADIA GARCÍA LUNA³

Universidad Nacional Autónoma de México^{1,2,3}

gfv19@hotmail.com¹; irmac@unam.mx²; nagalu91@gmail.com³

Abstrac

In Mexico one of the biggest economical industry is mining, and in the state of Hidalgo we can find Zimapan District which is one of the most productive one. In Zimapan metal and non-metallic minerals are extracted. However, the mining throw away a lot of waste, affecting the soil, water and air. In this work the main mining waste which was used was leached from tailings. First was made the characterization of the tailings (pH, As and Pb total and soluble concentration, acid mine drainage (AMD)), all this base on the Official

Mexican Norm (NOM-141-SEMARNAT). The concentration of As and Pb was under de maximum allowable limit and the generation of AMD was negative. Once we had the soluble concentration of As and Pb, the experimental design was proposed. Then in every Petri box was collocated 12 embryos with the different leached of tailings and they were observed by a stereoscopic microscope every day until they hatchet. Like the concentration of both were not over the maximum allowable limit, the majority of the embryos had a normal development

Palabras clave: *Danio rerio* (pez cebr), ecotoxicidad (ecotoxicity), jales (tailings), lixiviado (leached).

Introducción

México se ha caracterizado por su riqueza mineral, la cual se comenzó a explotar desde la época prehispánica. Entre los estados con actividad minera se encuentra Hidalgo, el cual presenta una gran variedad de yacimientos; tanto metálicos (manganeso, plomo, plata, cobre, oro) como no metálicos (caliza, yeso, caolín, diatomita, piedra pómez, mármol, etc.) (Labastida, 2014). Actualmente el estado es un importante productor de manganeso a nivel nacional y ocupa el 3er lugar en la producción de Cd en el mundo y en menor proporción de Au, Ag, Pb, y Zn (Servicio Geológico Mexicano, 2014).

En particular los yacimientos explotados en Zimapan, presentan minerales ganga como la pirita, pirrotita y arsenopirita y al oxidarse estos sulfuros son posibles generadores de drenaje ácido de mina (DAM), sin embargo, hay que tener en cuenta que la roca encajonante es una caliza, que se caracteriza por tener una composición de mono mineralógica de caliza (CaCO₃) (Rosales, 2016).

Sin embargo, la minería genera residuos sólidos como los jales producto de la separación y concentración de

minerales, los cuales pueden generar drenaje ácido de mina (DAM). Por lo que de acuerdo a la NOM-141-SEMARNAT-2006 es importante determinarlos así como las concentraciones solubles de los elementos potencialmente tóxicos (EPT), ya que tanto el DAM [son disoluciones que se caracterizan por tener valores bajos de pH y altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, y se genera por la meteorización y oxidación de los sulfuros metálicos presentes en los jales (Cervantes, 2014)]. Como los EPT pueden transportarse al suelo y cuerpos de agua, por medio del viento o por alguna falla en una presa de jales. La caracterización arroja que los elementos que se encontraron en mayor cantidad fueron el arsénico y el plomo en los jales de esta presa, por lo que se debe determinar su toxicidad en los organismos y para medirla, se hará la evaluación de la ecotoxicidad [se define como el estudio del efecto tóxico usando organismos acuáticos o terrestres como organismos de prueba (alttox.org/mapp/toxicity-endpoints-tests/ecotoxicity/)]. Conociendo las concentraciones de estos elementos potencialmente tóxicos As y Pb que pueden

lixiviado de dichos jales. Usando como organismo de prueba al *Danio rerio* (pez cebra), y su selección obedece a que:

- Su organogénesis y otros procesos de desarrollo se encuentran bien estandarizados y está demostrando ser cada vez más útil como un sistema modelo para la identificación de mecanismos de toxicidad para el desarrollo en los vertebrados (González, 2015).
- Particularmente por su sensibilidad y capacidad de respuesta se ha utilizado en los últimos años como modelo de bio-monitoreo y toxicidad (Rocha, 2011; Walker, 2011) (Solis, 2013).
- Presenta rápida adaptabilidad a condiciones de cautiverio, fácil manejo y relativamente bajo costo de manutención (Rubio, 2016).

Objetivo

Llevar a cabo la evaluación de la ecotoxicidad del lixiviado de los jales, utilizando como organismos de prueba a *Danio rerio* (pez cebra) en condiciones controladas.

Metodología

La metodología seguida se presenta en la figura 1 y cabe destacar que una vez caracterizados los jales se procedió a hacer la prueba de ecotoxicidad. Es importante señalar que la empresa minera se encargó del muestreo en la presa de jales y los trasladaron hasta la UNAM.

La caracterización consistió en determinar las concentraciones totales y solubles de metales y metaloides utilizando la técnica de absorción atómica. La medición de EPT se hizo en el Laboratorio de la Unidad de Gestión Ambiental de la Facultad de Química mediante absorción atómica con un espectrofotómetro PEKIN-ELMER 3110 para el análisis de plomo, y para arsénico un espectrofotómetro PEKIN-ELMER 2380.

Así mismo se realizó la prueba de balance ácido-base modificada (ABA), en la cual se determinó el potencial de neutralización (PN) y el potencial de acidez (PA). Cabe mencionar que tanto la prueba anterior como la etapa de la evaluación ecotoxicológica se llevaron a cabo en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la UNAM.

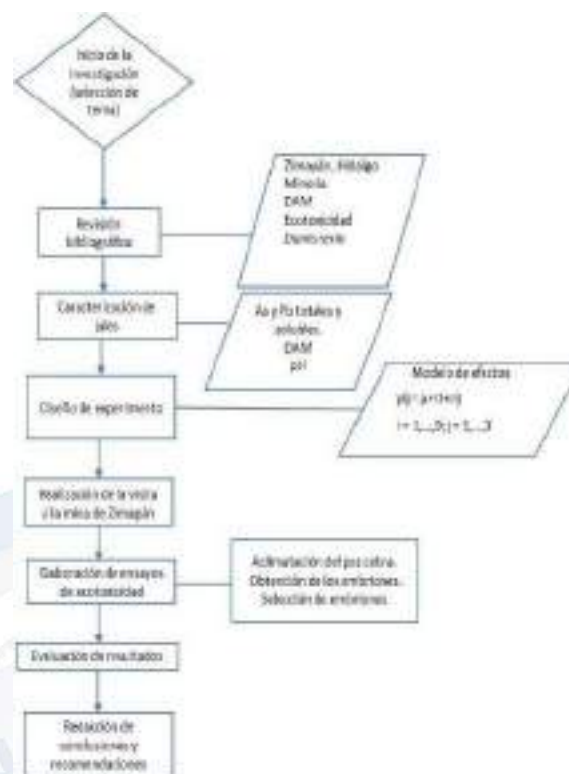


Figura 1. Metodología general

Para las pruebas de ecotoxicidad, inicialmente se colocaron 12 embriones de *Danio rerio* en cajas Petri con el lixiviado de los jales a diferentes concentraciones de As y Pb (Olivares & Field, 2016).

Con el fin de tener un soporte más robusto para la evaluación de los resultados se propuso un diseño estadístico experimental. El cual consistió en un modelo de efectos completamente al azar y se describe a continuación:

$$y_{ij} = \mu + t_i + \epsilon_{ij} \quad i = 1, \dots, 9; j = 1, \dots, 3$$

y_{ij} : es el número de días que tardan en eclosionar el total de embriones, número de muertos o efecto teratogénico en la repetición j del tratamiento i .

μ : es la media general

t_i : es el efecto del tratamiento i -ésimo (concentraciones del As y Pb en los lixiviados de jales).

ϵ_{ij} : es el error experimental de la unidad j

Resultados y discusión

Caracterización de jales

En la figura 2 se graficaron las concentraciones de As y Pb, las cuales son muy elevadas si se comparan con los LMP para suelo establecidos en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, sin embargo, para los jales no hay un LMP de concentraciones totales, esto se debe a que las concentraciones totales no discriminan entre la concentración que es biodisponible y la que no lo es (Alexander, 2000). Para estos casos se realiza una extracción de metales y metaloides que se establece en la NOM-141-SEMARNAT-2006, en donde sí se establece un LMP de concentraciones solubles en el lixiviado que se genera.

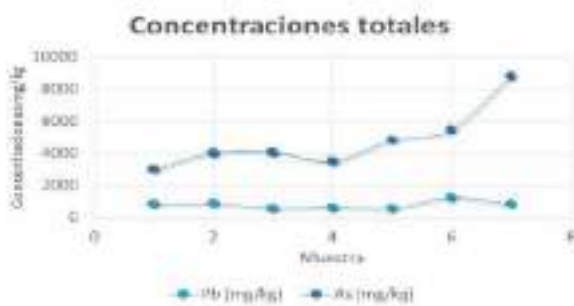


Figura 2. En esta gráfica se observa las concentraciones totales de As y Pb.

El pH de los jales se muestra en la figura 3, el cual varía de neutro a ligeramente alcalino, esto indica que la concentración de metales y metaloides solubles debe ser baja. La limitada acidificación del medio, aun ante una evidente oxidación de sulfuros, es consecuencia de la alta concentración de carbonatos (agentes neutralizantes) dichos resultados están de acuerdo con las investigaciones de Méndez- O. B. A. (2012).

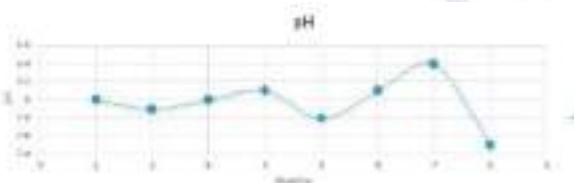
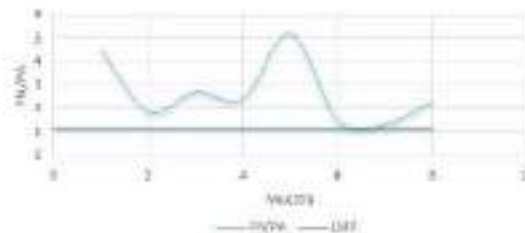


Figura 3. La gráfica muestra el pH de las muestras de los jales.

A continuación, en la figura 4, se presentan los resultados de la prueba ABA- modificada, en donde se puede apreciar que los jales no son generadores de DAM, ya que el valor de PN/PA es ≥ 1.2 (NOM-141-SEMARNAT-2006).

Figura 4. Relación del potencial de neutralización PN entre el potencial de acidez PA.



Las concentraciones solubles de As y Pb están plasmadas en la figura 5 y se aprecia que son menores al LMP establecido en la NOM-157-SEMARNAT-2009. Y de acuerdo al pH de los jales que va de neutro a alcalino, se considera que estos EPT no están biodisponibles, es decir, que las concentraciones del contaminante no son suficientemente altas como para presentar un efecto tóxico en los organismos, lo que concuerda con los hallazgos de Alexander (2000).

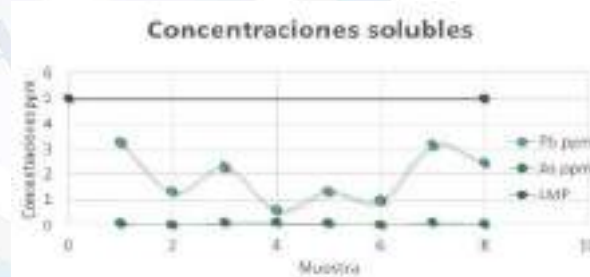


Figura 5. Resultados obtenidos de la extracción de metales y metaloides establecida en la NOM-141-SEMARNAT-2006.

Las concentraciones de As y Pb a las que estuvieron expuestos los embriones y la respuesta que estos tuvieron en las 3 repeticiones, conforme al diseño del experimento que se planteó, se muestran en la tabla 1. Es importante señalar que aquellos embriones que presentaron alteraciones teratogénicas antes o después de eclosionar, no sobrevivieron al tratamiento.

Tabla 1. Resultados de la prueba de ecotoxicidad

Muestra	Xa	Xp	W	Y	Z	M
1	0.082	4.23	12	6	0	1
1.1	0.082	4.23	12	6	0	3
1.2	0.082	4.23	12	8	0	1
2	0.011	2.3	12	6	0	2
2.1	0.011	2.3	12	8	1	1
2.2	0.011	2.3	12	8	0	0
3	0.098	3.26	12	5	0	1
3.1	0.098	3.26	12	8	0	0
3.2	0.098	3.26	12	6	0	2
4	0.091	1.6	12	8	0	2
4.1	0.091	1.6	12	4	1	2
4.2	0.091	1.6	12	4	0	1
5	0.065	2.3	12	4	0	0
5.1	0.065	2.3	12	6	0	0
5.2	0.065	2.3	12	6	1	1
6	0.02	1.95	12	4	1	3
6.1	0.02	1.95	12	6	0	1
6.2	0.02	1.95	12	5	0	0
7	0.098	4.14	12	7	0	0
7.1	0.098	4.14	12	5	2	2
7.2	0.098	4.14	12	4	0	0
8	0.045	3.44	12	7	0	0
8.1	0.045	3.44	12	10	1	2
8.2	0.045	3.44	12	8	0	1
9	0	0.98	12	1	0	0
9.1	0	0.98	12	2	0	1
9.2	0	0.98	12	1	0	0

Donde, Xa: Concentración de As en ppm, Xp: Concentración de Pb en ppm, W: N° inicial de embriones, Y: N° de días extra que tardan en eclosionar, Z: N° que presentan alteraciones teratogénicas, M: Mortalidad.

Algunas de las repeticiones en las unidades experimentales de los distintos lixiviados que se utilizaron para la evaluación, aparecen en la figura 6.



Figura 6. Cajas Petri con los embriones

Los embriones se observaron a través de un microscopio estereoscópico CARL ZEISS 47 50 02, todos los días, desde el día en que se fertilizaron, hasta el día que eclosionaron. (Brun, Wehrli, & Fent, 2016).

En la figura 7, se pueden ver los embriones 24 horas post fertilización (hpf), todavía sin eclosionar.



Figura 7. Embriones 24 hpf.

La figura 8 presenta una fotografía de los embriones después de las 96 hpf, y se puede destacar que no todos han eclosionado.



Figura 8. Embriones 100 hpf.

La figura 8 tiene una imagen en donde se puede observar a los embriones que todavía no eclosionan pasadas las 96 hpf, tiempo adecuado para eclosionar, también se puede apreciar que a pesar de que un embrión eclosionó, no sobrevivió un día después y tenía como efecto teratogénico daño estructural en la columna vertebral.

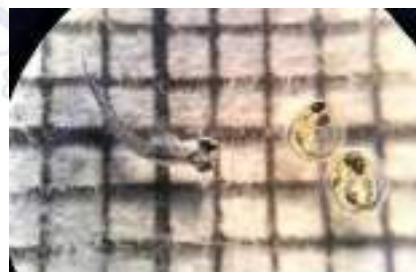


Figura 8. Embriones después de 7 días pos- fertilización

Es importante comentar que el diseño estadístico seleccionado separa los 2 tipos de contaminantes (As y Pb) con lo cual no hay diferencia significativa entre los tratamientos.

Conclusiones

De acuerdo a los resultados obtenidos de la evaluación ecotoxicológica del lixiviado de jales utilizando como organismo de prueba a *Danio rerio* (pez cebra) se puede concluir que debido a la baja concentración de As y Pb de las muestras, este lixiviado no es peligroso para la especie en estudio, bajo las condiciones controladas en el laboratorio.

Agradecimientos

Se agradece al PAPIIT con número IN113816 por el apoyo financiero.

Referencias

Alexander, M. (2000). Biodisponibilidad sobreestimación de riesgo ambiental de contaminante. Ciencias Ambientales y Tecnología, 34, pag. 4259-4265.

Brun, N. R., Wehrli, B., & Fent, K. (2016). Ecotoxicological

assessment of solar cell leachates: Copper indium gallium selenide (CIGS) cells show higher activity than organic photovoltaic (OPV) cells. Science of the total environment, 703-714.

Cervantes, M. A. (2014). Caracterización del drenaje ácido y de las rocas asociadas a una mina para evaluar su posible aplicación en un sistema de tratamiento pasivo. Tesis que para obtener el título de Ingeniera minera metalúrgica, 67.

González, M. B. (Abril de 2015). Análisis toxicológico de embriones de Pez cebra (*Danio rerio*) expuestos al plaguicida neonicotinoide Poncho (Clotianidin). Tesis que para obtener el título de Bióloga. Ciudad de México, México.

Labastida, I. (2014). Evaluación de un sistema basado en

rocas calizas , para tratar el drenaje ácido de mina en distrito minero de Zimapán, Hidalgo. Ciudad de México, México.

Olivares, C., & Field, J. (2016). Arsenic (III, V), indium (III), and gallium (III) toxicity to zebrafish embryos using a high-throughput multi-endpoint in vivo developmental and behavioral assay. Chemosphere, 361-368.

Rosales, C. M. (2016). Fraccionamiento geoquímico de as y metales pesados en un sistema de rocas calizas utilizado para el tratamiento de drenaje ácido de mina de Zimapán, Hidalgo. Título para obtener el título de Químico. Ciudad de México, México.

Rubio, E. F. (Febreo de 2016). Toxicidad del clorpirifos y el efecto de anti y pro oxidantes en la actividad y expresión de la acetilcolinesterasa en embriones de pez cebra (*danio rerio*). Tesis que para obtener el grado de Maestría en Ciencias. Sisal, Yucatán, México.

SEMARNAT. (13 de Septiembre de 2004). Recuperado el 9 de Mayo de 2016, de Diario Oficial de la Federación: http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/1317/1/no_m-141-semarnat-2003.pdf

SEMARNAT. (30 de Agosto de 2011). Recuperado el 9 de Mayo de 2016, de Diario Oficial de la Federación: http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/6665/1/no_m-157-semarnat-2009.pdf

SEMARNAT. (11 de Agosto de 2007). Profepa. Recuperado el 9 de Mayo de 2016, de Diario Oficial de la Federación: http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/6665/1/no_m-157-semarnat-2009.pdf

Servicio Geológico Mexicano. (Diciembre de 2014). Panorama Minero del Estado de Hidalgo.

Solis, A. S. (2013). Alteraciones en el desarrollo embrionario del pez cebra por exposición a muestras del Río Atoyac y descargas industriales. Tesis que para obtener el título de Bióloga. Ciudad de México, México.

Ward, S. (22 de Agosto de 2015). AltTox.org. (B. Blaauboer, Editor) Recuperado el 13 de Mayo de 2016, de Non-animal Methods for Toxicity Testing: <http://alttox.org/mapp/toxicity-endpoints-tests/ecotoxicity/>

[00060] EMPREGO DA AVEIA PRETA NA FITOEXTRAÇÃO DE CROMO E NÍQUEL EM SOLOS CONTAMINADOS

MARISTELA SILVA MARTINEZ¹; PLÍNIO ALEXANDRE DOS SANTOS CAETANO²; ISABELLE FÉLIX RIBEIRO³; MARIANA SANTOS SILVA⁴

Universidade de Ribeirão Preto^{1,3,4}; Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo (IFSP) – Câmpus Sertãozinho²

mmartinez@unaerp.br¹; maristela_martin@uol.com.br¹; pliniopasc@gmail.com²;
isabellefelix_ribeiro@yahoo.com.br³; mariana_0405@hotmail.com⁴

ABSTRACT

Contamination of soils by heavy metals is a matter of great environmental concern, due to their accumulation in organisms and the possibility of causing complications to human health. In this context and considering the environmental impacts related to the inadequate final disposal of residues, phytoremediation presents itself as an economically viable alternative to removal of the contaminants from the use of plants with potential accumulator, removing the contaminants from its assimilation in the stem and leaves of vegetables. This study evaluated phytoextraction, one of the techniques of phytoremediation, in soils contaminated with heavy metals chromium (Cr) and nickel (Ni), using *Avena strigosa* (black oat), being that the tests were carried out on 40 containers with 10 L containing 8 kg of vegetable soil; outlined in blocks in the 2 x 4 factorial scheme and 4 replicates. The containers were kept in covered area with natural light and irrigated twice a week for 90 days; at the end of this period, the leaves and stem of the plants were collected, washed and dried in an oven at 65 °C. Starting from the analytical results from the phytoextraction, it was identified that black oat is a species that can be applied for the remediation of soils contaminated with Ni and Cr isolated and blended.

Keywords: Phytoremediation, phytoextraction, heavy metals, metal removal in contaminated soils.

RESUMO

A contaminação dos solos por metais pesados é uma questão de grande preocupação ambiental, em razão de seu acúmulo nos organismos e da possibilidade de acarretarem complicações à saúde humana. Nesse contexto e considerando os impactos ambientais relacionados à inadequada destinação final de resíduos,

a fitorremediação se apresenta como alternativa economicamente viável para remoção dos contaminantes a partir do emprego de plantas com potencial acumulador, removendo os contaminantes a partir de sua assimilação no caule e nas folhas dos vegetais. Este estudo avaliou a fitoextração, uma das técnicas de fitorremediação, em solos contaminados com os metais pesados cromo (Cr) e níquel (Ni), utilizando-se a *Avena strigosa* (Aveia-preta). Os ensaios foram realizados em 40 recipientes de 10 L contendo 8 kg de terra vegetal; delineados em blocos no esquema fatorial 2 x 4 e 4 repetições. Os recipientes foram mantidos em área coberta com iluminação natural e regados duas vezes por semana durante 90 dias; no final deste período, as folhas e caule das plantas foram coletadas, lavadas e secas em estufa a 65 °C. A partir dos resultados analíticos obtidos da fitoextração, identificou-se que a aveia preta é uma espécie que pode ser aplicada para a remediação de solos contaminados com Ni e Cr tanto isolados quanto misturados.

Palavras-chave: Fitorremediação, fitoextração, metais pesados, remoção de metais em solos contaminados.

INTRODUÇÃO

A contaminação de solos por metais pesados é recorrente em diversos locais no mundo. Esta contaminação pode levar a sérias contaminações no Homem e nos animais. Conforme apontado por Parisien et al (2016), diversos contaminantes que se acumulam nos solos, provenientes de fontes diversas, podem ser absorvidos por organismos e adentrar na cadeia alimentar, onde poderão causar efeitos adversos para a saúde em seres humanos, plantas e animais.

Algumas espécies vegetais possuem a capacidade de absorver metais, se mostrando tolerantes em concentrações relativamente elevadas de contaminação. Assim, baseado na tolerância e capacidade atribuída a algumas espécies vegetais de sobreviver em condições extremas e com isso remediar áreas contaminadas, a fitorremediação se apresenta como uma possibilidade

coeficiente para a remoção de metais pesados do meio ambiente, utilizando-se de plantas da flora de uma dada região. A aplicação da técnica, portanto, apresenta-se como uma solução com menor potencial de danos ao meio ambiente, podendo ser aplicada *in situ*, com baixo custo de operacionalização e caráter menos invasivo na região (ALI et al, 2013; MAHAR et al, 2016; MEJÍA et al, 2014).

De acordo com Pires et al (2003), Ali et al (2013) e Mahar et al (2016), existem alguns pré-requisitos para a aplicação do processo de fitorremediação, tais quais a alta taxa de crescimento e produção de biomassa, pela fácil aquisição ou propagação de propágulos (orgânulos destinados a multiplicar vegetativamente as plantas); a capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização, tolerância ao contaminante e bom desenvolvimento em ambientes diferenciados (retenção do contaminante nas raízes, no caso da fitoestabilização, como oposto à transferência para a parte aérea, evitando-se sua manipulação e disposição, o que ocorre naturalmente em áreas poluídas, importante na identificação, contudo não se trata de um pré-requisito). A fitorremediação, técnica de fitorremediação, consiste na captura dos contaminantes do solo através das raízes da planta e em sua translocação e acumulação em sua biomassa (ou seja, nos seus tecidos). Tal técnica permite a limpeza *in situ* do meio contaminado, de modo a permitir que sejam reaproveitados elementos de interesse do processo produtivo atual (ALI et al, 2013; MEJÍA et al, 2014; MAHAR et al, 2016).

Os valores orientadores da presença de metais para solo, assim como para água subterrânea, no estado de São Paulo estão delimitados em consonância com o estabelecido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2005), sendo que para níquel o valor de intervenção, em $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de peso seco, é de 70 para atividades agrícolas, 100 para atividades residenciais e 130 para atividades industriais; ao passo que para cromo tais quantidades, em $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de peso seco, são menos restritivas, sendo de 100 para atividades agrícolas, 300 para atividades residenciais e 400 para atividades industriais.

A aveia preta (*Avena strigosa*) é uma espécie vegetal pertencente à família *Poaceae*, apontada em estudos anteriores como espécie vegetal de desempenho satisfatório na recuperação de áreas contaminadas com arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cromo, níquel e zinco em regiões de clima frio (ANDRADE et al, 2009; MELO et al, 2009; VENDRUSCULO, 2013).

OBJETIVO

Avaliar a capacidade da aveia preta em fitorremediar solos contaminados com os metais pesados cromo (Cr)

e níquel (Ni) tanto isoladamente como quando misturados.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os ensaios experimentais foram realizados em 40 recipientes, com capacidade de 10 L, cada qual contendo em média 8 kg de terra vegetal enriquecida com Fertilizante Orgânico Classe-B da Genesolo®, indicado para o plantio de hortas, pomares e jardins. Os experimentos foram delineados em blocos ao acaso com esquema fatorial 2×4 , com 4 repetições; tendo sido realizado estudo do desenvolvimento da espécie vegetal aveia preta em solos previamente contaminados.

Um fluxograma da metodologia empregada no experimento pode ser observado nas Figura 1.



Figura 1. Fluxograma geral da metodologia empregada na pesquisa

Com o propósito de contaminação dos solos foram empregadas soluções aquosas de sais de níquel (Ni) e cromo (Cr) ($\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ e $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), utilizando-se múltiplos dos valores de intervenção (VI) preconizados pela CETESB (2005). Os recipientes sem contaminação foram identificados na cor branca, os recipientes com o VI na cor azul, os recipientes com $\frac{1}{2}$ VI na cor amarela e os recipientes com 2 VI na cor amarela, conforme Tabela 1.

Tabela 1. Concentração de cada metal aplicado na contaminação em mg do metal por quilograma de solo.

Metal	Branco	$\frac{1}{2}$ VI ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	VI ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2.VI ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Níquel	-	35	70	140
Cromo	-	75	150	300

O plantio foi realizado em 10 de março de 2017 utilizando-se sementes de Aveia Preta (*Avena Strigosa*) da marca BRSEEDS. Os recipientes receberam rega de 250 mL de água duas vezes por semana durante 90 dias

e foram mantidos em área coberta com presença da luz solar. Após tal período, realizou-se a coleta das plantas para análise.

As plantas foram colhidas da superfície da terra com as raízes, lavadas em solução de detergente neutro (0,1% v/v), enxaguadas em água corrente para a remoção do detergente e, ao final, em de água deionizada; então foram acondicionadas em sacos de papel e levadas para secagem em estufa com circulação forçada de ar a temperatura de 65° C, conforme Figura 2.



Figura 2 - Coleta das espécies vegetais

A seguir, 500 mg de folhas secas das plantas foram moídas com emprego de moinho de facas modelo MR 340 da marca Metalúrgica Roma, as quais foram homogeneizadas e acondicionadas em frascos de acrílico. Para preparar as amostras para determinação da concentração dos metais presentes nas plantas, foi realizada a Digestão Nitroperclórica, conforme estabelecido metodologicamente por Malavolta et al (1997), utilizando-se de blocos digestores, nos quais foram transferidos 0,500 g do material vegetal para tubos de digestão, seguido da adição de 6 mL da solução nitroperclórica com proporção de 4:0,5 (HNO₃/HClO₄). A seguir, o suporte com 40 tubos foi colocado no bloco digestor, no qual a temperatura foi elevada gradativamente até alcançar 160° C até redução do volume à metade e, após, elevada a temperatura para 200° C, até que o extrato se apresentasse com a característica incolor, de modo que o tempo total de aquecimento foi de 5 horas. Os tubos foram então resfriados e, em seguida, agitados com a adição de 50 mL de água deionizada.

As amostras foram filtradas em papel de filtro quantitativo faixa branca (referência 40, com retenção nominal de 8 micra e filtração média) de filtragem lenta, pregueado e, então, colocadas em frascos plásticos para posterior determinação dos metais Ni e Cr. A concentração dos metais presentes nas plantas foi determinada por meio da técnica de espectrofotometria de absorção atômica em extrato obtido após digestão nitroperclórica; sendo que, para as análises, foi empregado o espectrofotômetro A Analyst 100 da marca Perkin Elmer, com chama de ar/acetileno e lâmpada de catodo oco para os metais Cr e Ni.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

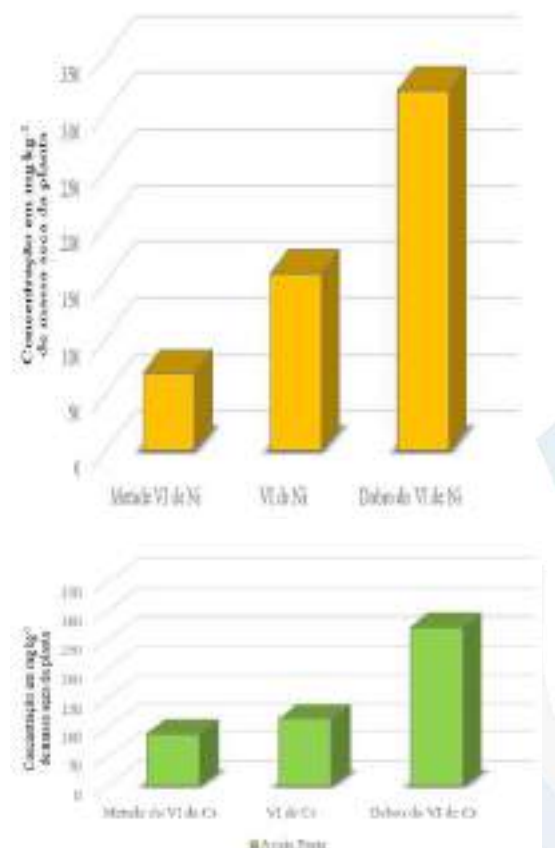
A partir do desenvolvimento da aveia preta foi possível identificar que ocorreram diferenças significativas no desenvolvimento das plantas Figura 3).



de plantio em solos contaminados. (A) Recipientes contaminados com Ni (B) Recipientes contaminados com Cr e (C) Recipientes contaminados com mistura Ni/Cr.

Nos vasos contaminados com Cromo houve um amarelamento maior das folhas quando comparado com os vasos contaminados com Níquel e também com a mistura Ni/Cr, mostrando que o níquel possui uma toxicidade menor para a aveia preta quando comparado ao cromo.

Na Figura 4 está o gráfico com as concentrações de Ni e Cr obtidas nas plantas dos vasos contaminados com Ni e Cr.



(a) Concentração da concentração de Ni na Aveia Preta (b) Concentração da concentração de Cr na Aveia Preta

Figura 4 – Comparação das concentrações de Ni e Cr (isolados) na Aveia Preta

Na massa seca das plantas cultivadas em solo contaminado com apenas um dos metais observou-se em todos os casos o aumento da concentração fitoextraída pela planta conforme houve o aumento da contaminação no solo, não sendo proporcional ao aumento da contaminação. A concentração do níquel na massa seca foi maior que a concentração do cromo nessas plantas.

Na Figura 5, encontram-se os gráficos das concentrações de Ni e Cr na massa seca das plantas cultivadas em solo contaminado com a mistura de metais.

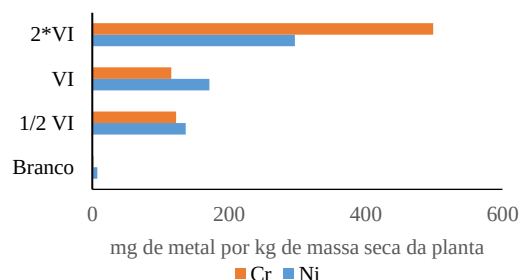


Figura 5 - Concentrações de Ni e Cr na massa seca das plantas cultivadas em solos contaminados com a mistura de metais.

É possível observar que na mistura dos metais Ni-Cr ocorreu uma melhor fitoextração do níquel quando a contaminação foi menor que o valor de intervenção (VI) ou no VI. Já nos vasos com contaminação maior que o VI foi encontrada uma maior concentração de cromo na massa seca da planta.

CONCLUSÕES

Os resultados apontaram que a aveia preta apresenta capacidade de remediar solos contaminados isoladamente com Ni, isoladamente com Cr, como também quando há a presença destes metais em mistura. Na maioria dos ensaios realizados observou-se maior fitoextração do metal Ni.

REFERÊNCIAS

- ALI, H. KHAN, E. SAJAD, M. Ar. **Phytoremediation of heavy metals** – Concepts and applications. Chemosphere, 91. 2013. p. 869-881.
- ANDRADE, M. G. et al. **Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. I – Fitoextração**. R. Bras. Ci. Solo, 33. 2009. p. 1879-1888.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Decisão de Diretoria nº 195 – 2005, de 23 de Novembro de 2005**. Dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo, São Paulo, 2005.

CRUVINEL, D. **Avaliação da fitorremediação em solos submetidos à contaminação com metais.** Ribeirão Preto-UNAERP, 2009. 79p. (Dissertação-Mestrado em Tecnologia Ambiental).

GARBISU, C. ALKORTA, I. **Phytoextraction:** a cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresour. Technol.*, v. 77, p. 229-236, 2001.

KHAN, A. G. et al. **Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation.** *Chemosphere*, v. 41, p. 197-207, 2000.

LIANG, Hong-Ming. et al. **Model evaluation of the phytoextraction potential of heavy metal hyperaccumulators and non-hyperaccumulators.** *Environmental Pollution*, 157. 2009. 1945-1952.

MAHAR, A. et al. **Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126. 2016. p. 111-121.

MALAVOLTA, E. VIITI, G. C. OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do Estado Nutricional das Plantas: Princípios e aplicações.** 2ª Ed. Piracicaba: Potafos, 1997, 319 p.

MARTINEZ, M. S. CRUVINEL, D. F. C. BARATTO, D. M. **Avaliação da fitorremediação de solos contaminados com metais pelo capim braquiária e**

mostarda da Índia. *Revista DAE*, n. 191, jan-abr/2013, p. 30-37.

MEJÍA, P. V. L. et al. **Metodologia para Seleção de Técnica de Fitorremediação em Áreas Contaminadas.** *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 31, mar./2014, p. 97-104.

MELO, R. F. et al. **Potencial de quatro espécies herbáceas forrageiras para fitorremediação de solo contaminado por arsênio.** *R. Bras. Ci. Solo*, n. 33, 2009. p. 455-465.

PARISIEN, M. A. et al. **Ecological risk associated with phytoextraction of soil contaminants.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4. 2016. p. 651-656.

PIRES, F. R. et al. **Seleção de Plantas com potencial para fitorremediação de Tebuthiuron.** *Planta Daninha*, Viçosa-MG, v. 21, 2003. p. 451-458.

TAVARES, S. R. L. et al. **Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados.** *Holos*, ano 29, v. 5, 2013. p. 80-97.

VENDRUSCULO, D. **Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com cobre.** 2013. 57 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

[00072] CONEXÕES SUSTENTÁVEIS: UNIVERSIDADE E SOCIEDADE EM PROL DA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

ALCIONE APARECIDA DE ALMEIDA ALVES¹; ALINE RAQUEL MULLER TONES²; LOUISE DE LIRA ROEDEL BOTELHO³; DENIZE IVETE REIS⁴; LUCIANA SCHERER⁵

Universidade Federal da Fronteira Sul^{1,2,3,4}; Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões⁵

alcione.almeida@uffs.edu.br¹; aline.tones@uffs.edu.br²; louisebotelho@gmail.com³; denizeir@uffs.edu.br⁴; lucianascherer@yahoo.com.br⁵

Abstract

The objective of this research consisted in the systematic documentary survey of the contribution of ITCEES-UFFS to the environmental management practices of urban solid waste (USW) in the municipality of Cerro Largo / RS in the years 2016 to 2018. It was sought to identify actions that contributed to the National Solid Waste politics (NPSW) as recommended by the Federal Law N° 12305/ 2010, through environmental actions "Pensar o amanhã" Program. These program structured into three main projects: (a) environmental education project applied to the initial series of elementary education; (b) project of the mobilization of the cerrolarguense community; (c) project of the training of collectors of recyclable and reusable materials. The actions of the "Pensar o amanhã" Program contributed to the involvement of the society in the environmental management of USW; benefited approximated 14 thousand inhabitants in the Municipality of Cerro Largo / RS through of the environmental management of USW; brought about an economy for the municipality of approximately 50 % in relation to the final destination cost of the USW; contributed to the ciation of a cooperative of materials collectors recyclable and; contributed to the implementation of the selective collection of USW in January 2018. Lastly, the success and maintenance of these actions will depend, of course, on the involvement and participation of the whole society as regards the correct management of USW.

Keywords: Incubator, National Solid Waste Politic, environmental education, selective collection.

Introdução

A ideia da “função social” da universidade tem origem em projetos e programas de extensão. Anterior à década

de 1990 no Brasil, as atividades de extensão das universidades estavam vinculadas principalmente, aos cursos de extensão pagos e às atividades extensionistas entre universidade e empresa. Mas com o Fórum Nacional de Pró-Reitores de Extensão das Universidades Públicas Brasileiras (Forproex) as atividades de extensão tomaram corpo comunitário, atendendo também as demandas sociais (Fraga, 2012).

Também num contexto social, surgiu a Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), cuja missão prevê a interiorização do ensino universitário público, oportunizando o desenvolvimento regional integrado das cidades e estados que compõem a grande fronteira do Mercado Comum do Sul

(MERCOSUL) e seu entorno (Trevisol, Cordeiro e Haas, 2011).

Na UFFS *campus* Cerro Largo/RS, a Incubadora Tecnossocial de Cooperativas e Empreendimentos Econômicos Solidários (ITCEES), possui ações de extensão e dentre as frentes de atuação, a educação ambiental têm merecido destaque. A ITCEES-UFFS busca ainda, contribuir para solucionar a deficitária gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no município, conforme preconizado no Brasil pela Lei Federal n° 12.305/2010.

Considerando, que o município de Cerro Largo/RS realizava apenas a destinação dos RSU, com um custo mensal aproximado de R\$ 50.000,00, a ITCEES-UFFS por meio do Programa “Pensar o Amanhã”, institucionalizado na UFFS busca despertar a percepção da sociedade para promover a não geração, a redução, a reutilização e a reciclagem de RSU, conforme preconizado na Lei Federal N° 12.305/2010.

Neste contexto, o objetivo desta pesquisa consistiu no levantamento documental sistemático de contribuição da ITCEES-UFFS quanto às práticas de gestão ambiental dos RSU no município de Cerro Largo/RS.

Metodologia

A presente pesquisa foi desenvolvida ITCEES-UFFS, Cerro Largo/RS, Brasil. E, a área de abrangência das contribuições compreende uma população de 14.069 habitantes (IBGE, 2017).

A metodologia qualitativa da pesquisa acerca da análise documental considerou o descrito por Pimentel (2001), ou seja, uma pesquisa baseada em documentos como material primordial, pois esta possibilita a interpretação dos dados segundo os objetivos da investigação proposta.

Os documentos analisados referentes às atividades da ITCEES-UFFS corresponderam a atas, relatos de reunião e acervo fotográfico de ações dos projetos de extensão do Programa “Pensar o amanhã”. Desta forma, avaliou-se a efetividade de realização dos projetos do Programa “Pensar o amanhã”, sendo estes: (i) Projeto de educação ambiental aplicado às séries iniciais do ensino fundamental; (ii) Projeto de sensibilização e mobilização da comunidade cerrolarguense e; (iii) Projeto de conscientização e sensibilização dos catadores de materiais recicláveis. Toda a análise considerou os anos de 2016 a 2018, sendo este o período de vigência do referido programa.

Resultados e discussão

Na Fotografia 1, apresenta-se a imagem, obtida por meio da análise documental e acervo fotográfico referente ao dia de inauguração do Programa “Pensar o amanhã”. Destaca-se a presença dos parceiros do referido projeto, os quais contribuem para a efetividade das ações e a disseminação do conhecimento, para uma população de aproximadamente 14 mil habitantes no município de Cerro Largo/RS.



Fotografia 1. Envolvimento da comunidade cerrolarguense quanto às ações do Programa “Pensar o amanhã”.

Análise do público atendido

(i) Projeto de educação ambiental aplicado às séries iniciais do ensino fundamental do Programa “Pensar o amanhã”.

No período de 2016 a 2017, o “Projeto de educação ambiental aplicado às séries iniciais do ensino fundamental”, elaborou o Documento Síntese do Diagnóstico, que descreve os conhecimentos de educação ambiental que são construídos ao longo da pré-escola e dos anos iniciais do ensino fundamental.

Esse documento servirá como base para as atividades desenvolvidas durante o ano de 2018, pois, a partir dos anseios da comunidade educativa investigada e da discussão dos dados coletados, será promovida a formação continuada referente a Educação Ambiental na perspectiva crítica.

Numa análise sucinta, o nível qualitativo do conteúdo e da ênfase do ensino, evidenciou-se um desconhecimento de termos e definições básicas envolvidas no processo ensino-aprendizagem da educação ambiental escolar, quanto a habilidades de pensamento, atitudes e ações com foco em atividades eventuais de preservação ambiental, com pronunciamentos bastante genéricos, mas de base intuitiva do que explicitamente referenciados.

No contexto da educação ambiental crítica, a prática educativa visa à formação do sujeito humano enquanto ser individual e social, historicamente situado. Nesta perspectiva, a educação não se reduz a uma intervenção antropocêntrica, recusando tanto a crença de que mudança social se dá pela soma das mudanças individuais: quando cada um fizer a sua parte. Recusa também a visão do sistema social genérico e despersonalizado que deve mudar primeiro para depois dar lugar as transformações na vida dos grupos e pessoas. As pessoas se constituem em relação com o mundo em que vivem com os outros e pelo qual são responsáveis juntamente com os outros, numa posição de responsabilidade consigo próprio, com os outros e com o ambiente, sem dicotomizar e/ou hierarquizar estas dimensões (Carvalho, 2004).

Todo esse processo foi documentado, com a descrição de todas as etapas: concepção, resultados dos diagnósticos, relatórios das reuniões e os projetos elaborados juntamente com os professores, que serão trabalhados na sequência, em sala de aula após seu encaminhamento à secretaria de educação para a sua inserção no Plano Político Pedagógico.

(ii) Projeto de sensibilização e mobilização da comunidade cerrolarguense do Programa “Pensar o amanhã”.

Nos anos de 2016 a 2018 o referido projeto desenvolveu diversas atividades, tais como: oficinas de

educação ambiental com a comunidade; elaboração e divulgação de materiais informativos para a população sobre coleta seletiva e a segregação adequada de RSU (Figura 1) e; a sensibilização ambiental de aproximadamente 900 alunos do ensino fundamental e médio do município de Cerro Largo/RS, por meio de palestras sobre o gerenciamento de RSU, com ênfase na coleta seletiva e segregação dos resíduos recicláveis e não recicláveis.



Figura 2. Folder de informações quanto à segregação de RSU, elaborados e distribuídos com auxílio dos parceiros do Programa “Pensar o amanhã”.

Segundo, informações obtidas por meio de atas e relatos de reunião do Programa “Pensar o amanhã”, tais atividades têm contribuído para: (a) instruir a comunidade sobre as práticas relacionadas à gestão de RSU; (b) sensibilizar e capacitar alunos do ensino formal público e privado sobre temas como coleta seletiva, considerando a Lei Federal nº 12.305/2010; (c) contribuir com a cooperativa de catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis do município, a qual foi criada por meio de ações de extensão da ITCEES-UFFS; (d) por meio de ações conjuntas entre, o poder público municipal, o Ministério Público Estadual, a cooperativa de catadores de materiais recicláveis e representantes da sociedade cerrolarguense fez-se possível ainda: a definição de um local para a classificação/segregação do RSU, disponibilizada pela Prefeitura Municipal à cooperativa de catadores; a solicitação e aprovação do Licenciamento Ambiental da Central de Classificação/seleção de RSU e; a

implantação da coleta seletiva, instituída no Município a partir de 15/01/2018.

(iii) Projeto conscientização e sensibilização dos catadores de materiais recicláveis do Programa “Pensar o amanhã”.

Conforme análise sistemática documental, a capacitação realizada no ano de 2017 contribuiu para nivelar o conhecimento dos catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis. Conforme acervo documental os cursos de capacitação realizados foram:

Capacitação em Licenciamento ambiental: No qual fez-se a apresentação e discussão acerca das condicionantes da Licença de Operação de Regularização (LOR) da Central de Classificação/Seleção de RSU e destacou-se a importância do atendimento a todas as condicionantes da LOR por parte da cooperativa.

Capacitação quanto à Execução do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS): O PGRS, parte integrante do processo de Licenciamento Ambiental foi apresentado aos catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis, organizados em cooperativa. Nesta capacitação, foi relatado a importância de se realizar o correto gerenciamento dos resíduos na Central de Classificação/Seleção de RSU, bem como o acompanhamento por parte do responsável técnico por sua execução.

Capacitação quanto à segregação e acondicionamento dos RSU recicláveis e reutilizáveis (Fotografia 2): Os referidos catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis receberam instruções para o correto preenchimento do Registro de Movimentação de Resíduos, seguido da explanação sobre a importância da identificação na disposição de resíduos sólidos na Central de Classificação/Seleção de RSU. Foi confeccionado ainda, um fluxograma de contatos dos principais envolvidos na elaboração e execução do PGRS, LOR, Estudo de Conformidade Ambiental e Projeto Sanitário.



Fotografia 2. Envolvimento da comunidade cerrolarguense quanto às ações do Programa “Pensar o amanhã”.

Conclusões

A gestão integrada dos RSU tem sido incentivada pelo Programa “Pensar o amanhã”, o qual contribuiu para o engajamento de toda a sociedade cerrolarguense. As ações do referido programa contribuíram ainda para: o início a coleta seletiva dos RSU no ano de 2018; a realização do licenciamento ambiental de área para a instalação da Central de Classificação/Seleção de RSU; a promoção da sensibilização ambiental e da educação ambiental no ensino formal e; a capacitação dos catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis quanto às práticas ambientais e de gestão dos RSU. Destaca-se ainda, que estas ações devem ser consideradas como um dos elementos fundamentais para o atendimento das políticas ambientais, especialmente a PNRS.

Conclui-se que o Programa “Pensar o amanhã”, desempenha um importante papel para a reflexão e para a construção de uma sociedade mais responsável pela gestão de seus resíduos sólidos e propicia ainda a oportunidade de ressaltar as práticas e experiências exitosas do município a exemplo da implantação da coleta seletiva. Por fim, o sucesso e manutenção dessas ações em longo prazo, dependem impreterivelmente do envolvimento e da participação de toda a sociedade quanto ao correto gerenciamento dos RSU.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio financeiro, a sociedade cerrolarguense e a todos os parceiros do Programa “Pensar o amanhã”.

Referências bibliográficas

Carvalho, Isabel Cristina de Moura (2004). Educação ambiental crítica: nomes e endereçamentos da educação. In. Identidades da educação ambiental brasileira / Ministério do Meio Ambiente. Philippe Pomier Layrargues (coord.). – Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

Censo demográfico (2017). IBGE: População estimada de Cerro Largo.
<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/cerro-largo/panorama> (acesso 14 de abril de 2018)

Fraga, Lais Silveira. (2012). Extensão e transferência de conhecimento: as incubadoras tecnológicas de Cooperativas Populares. UNICAMP.

Pimentel, Alessandra (2011). O método da análise documental: seu uso numa pesquisa historiográfica. Cadernos de Pesquisa, n. 114, p. 179-195.

Travisol, Joviles Vitorio; Cordeiro, Maria Helena; Hass, Mônica. (2011). Construindo agendas e definindo rumos: I Conferência de ensino, pesquisa e extensão da UFFS. Chapecó: UFFS.

[00077] DIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS ETAPAS DE RESIDUOS DE FRUTAS Y VERDURAS

SERGIO ESTEBAN VIGUERAS CARMONA¹; MARÍA MONSERRAT MONTES GARCÍA²; JOSEFINA PÉREZ VARGAS³; ALEJANDRA VELASCO PÉREZ⁴; GABRIELA ZAFRA JIMENEZ⁵; CARMEN KIKEY CHANG SOLIS⁶

Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec^{1,2,3,5,6}; Universidad Veracruzana⁴

svigueras@tese.edu.mx¹; viguerascarmona@hotmail.com¹; monsemg@outlook.com²; jperez@tese.edu.mx³; alvelasco@uv.mx⁴; gzafra@tese.edu.mx⁵; brangch@hotmail.com⁶

Palabras clave:

metanogénesis, acidogénesis, hidrólisis, residuos de frutas y verduras, UASB

Abstract

The objective of this work was to determine the maximum organic load that can be treated in a two-stage anaerobic system for the digestion of fruit and vegetable waste. The hydrolysis-acidogenesis step is carried out in a batch-operated complete mixing reactor and the methanogenic step is carried out in an up flow anaerobic sludge blanket reactor; this separation allowed to favour the environmental conditions of the microbial groups present in each stage and to have a better control over the global variables of the process. The easily biodegradable fraction imposed the maximum organic load of the overall process ($10 \text{ g COD} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), in addition to conditioning the maximum input load of VFA to the methanogenic reactor $8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. These conditions allow to highlight the benefit of separating the stages. The productivity reached was $3.0 \text{ LCH}_4 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ with a COD removal of 80 %.

Introducción

La generación de residuos sólidos orgánicos vegetales aumenta a la par del crecimiento de la población; la inadecuada disposición de estos genera grandes problemas de contaminación ambiental. La digestión anaerobia (DA) de residuos sólidos orgánicos (RSO) genera biogás (metano y bióxido de carbono); la captura de estos gases representa beneficios importantes: por un lado se disminuye la emisión de gases de efecto invernadero y por el otro se revalorizan los residuos transformándolos en energía (metano) para satisfacer la constante demanda energética de la población. La digestión anaerobia es un proceso que involucra múltiples etapas (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) diferenciadas por los tipos de microorganismos que intervienen en ellas; cada uno de

estas requiere diferentes condiciones y crecen a diferentes velocidades, lo que hace que el estudio del proceso multietapas se torne complejo, por lo que una alternativa de estudio puede ser la separación física de estas etapas.

Son utilizados diferentes procesos de digestión anaerobia, ejemplo de ello son los procesos en lote, continuos de una etapa y dos etapas. La DA se puede llevar a cabo en diferentes biorreactores por ejemplo, reactores continuos de tanque agitado (CSTR), reactores tubulares, reactores discontinuos secuenciales anaerobios (ASBR), reactores anaerobios de flujo ascendente con lecho de lodo (UASB) y reactores anaerobios de filtros. Los digestores anaerobios se diferencian principalmente en la forma en que los microorganismos son retenidos y por el tipo de flujo de los materiales.

Se han implementado diversos procesos y biorreactores para digerir anaeróbicamente residuos de frutas y vegetales, los resultados obtenidos señalan que los sistemas de una etapa alcanzan cargas orgánicas de hasta $3 \text{ kg SV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ antes de ser desestabilizados (disminución en la producción de metano); los reactores continuos tienen mejores productividades que los reactores en lote, los primeros pueden producir hasta 5 veces más metano, pasando de $8 \text{ a } 47 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1} \text{ SV} \cdot \text{d}^{-1}$, tratando cargas orgánicas de hasta $1.06 \text{ kg SV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, los reactores en lote, y hasta $3 \text{ kg SV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, los reactores continuos. Por su parte, en los sistemas de dos etapas se ha logrado tratar cargas de hasta $6 \text{ kg SV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ con un tiempo de retención hidráulico de 2.5 días, obteniéndose productividades máximas de $140 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1} \text{ SV} \cdot \text{d}^{-1}$ (Sin embargo, la desviación estándar entre los diferentes sistemas de dos etapas es de hasta $46 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1} \text{ SV} \cdot \text{d}^{-1}$. Esta diferencia está vinculada a varios factores como son: el tipo de biorreactor empleado en el sistema de dos etapas, la actividad del inóculo en el reactor metanogénico, el uso y permanencia de inóculo en el reactor acidogénico, el

SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

tiempo de retención hidráulico y el tiempo de retención de sólidos empleados, separación de la fracción fácilmente biodegradable de la de difícil biodegradación. (Browne & Murphy 2014; Ramírez et al., 2014; Bo & Pin-Jing, 2014; Shen et al., 2013; Tran & Palazuela, 2012; Xu et al., 2011).

Objetivos

Evaluar la eficiencia de producción de AGV de un reactor acidogénico, alimentado con mezclas de residuos de frutas y verduras (RFV).

Establecer la máxima carga orgánica que puede tratar un reactor anaerobio de flujo ascendente con lecho de lodos alimentado con el efluente del reactor acidogénico.

Metodología

Configuración del sistema anaerobio de dos etapas

El sistema de digestión anaerobia en dos etapas consta de un reactor anaerobio de mezcla completa de 120 L (reactor acidogénico). El segundo, es un reactor anaerobio de flujo ascendente de lecho de lodos, tiene 24 L de volumen con un área de 400 cm² y una altura de 60 cm (reactor metanogénico). El reactor acidogénico es alimentado con agua residual doméstica y con mezclas de residuos de frutas y verduras. El sistema tiene cribas que permiten separar los sólidos con tamaño de partícula mayor a 150 µm. El digestato líquido (tamaño de partículas menor a 150 µm) proveniente del reactor acidogénico se le ajusta el pH a 7, agregando 0.5 g de NaHCO₃/g DQO e hidróxido de sodio 5 N y una vez neutralizado el digestato líquido es alimentado al reactor metanogénico (Figura 1).

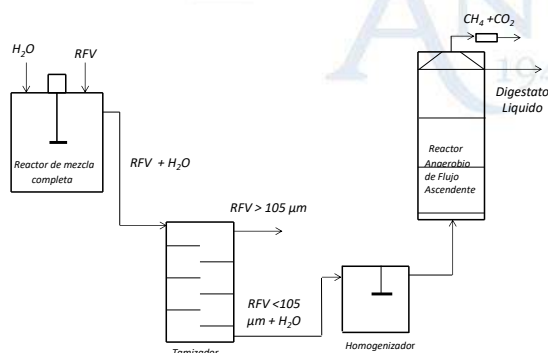


Figura 1. Sistema anaerobio de dos etapas.

Para determinar el tiempo de tratamiento en el reactor de mezcla completa se estableció una relación residuos-agua de 1:2, y se mezclaron los residuos a 100 rpm de

manera intermitente (1 h cada 12 h). La operación es en lote, para evaluar la eficiencia del reactor se toman muestras de 10 mL cada 12 horas, la muestra se pasa por una criba de 105 µm y al líquido que pasa a través de ella se le cuantifica la DQO, AGV y se mide el pH. Se establece el tiempo de tratamiento como el tiempo al que se logra la máxima concentración de AGV y DQO (saturación del agua por sólidos).

En tanto que la puesta en marcha del reactor metanogénico, se realiza utilizando el procedimiento propuesto por Van Lier (2013). El lodo utilizado como inóculo es lodo anaerobio floculento proveniente de un reactor a nivel laboratorio, alimentado con mezclas de lixiviado de composteo de residuos de frutas y verduras. La carga orgánica inicial de operación es de 0.75 g DQO.L⁻¹.d⁻¹ y ésta se incrementa conforme la eficiencia de remoción de DQO sobrepasa el 80 %. Se establece la máxima carga de operación en función de la máxima eficiencia de remoción y la máxima productividad de metano. La carga orgánica (OLR) se determina utilizando la ecuación 1

$$OLR = \frac{SQ}{V} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde el OLR es la carga orgánica en g DQO.L⁻¹.d⁻¹, S es la demanda química de oxígeno en g.L⁻¹, Q es el flujo de alimentación en L.h⁻¹, V es el volumen del reactor en L y 24 es un factor de conversión.

Caracterización de las mezclas de residuos de frutas y verduras, del digestato líquido y sólido

Los residuos de frutas y vegetales son recolectados en casa habitación en el municipio de Ecatepec. Al llegar al laboratorio son clasificados por tipo, posteriormente se homogeniza el tamaño de partícula a 10 cm y se pesan, una vez cuantificados se determina su composición.

Tanto las mezclas de residuos de frutas y verduras como el digestato líquido (tamaño de partícula menor a 105 µm) y digestato sólido (residuos después de la hidrólisis acidogénica) se caracterizan en función de la concentración de sólidos, de ácidos grasos volátiles, de la demanda química de oxígeno, de los azúcares totales, de las proteínas, del nitrógeno, del pH y de la conductividad.

Resultados

Caracterización de las mezclas de residuos de frutas y verduras

Las mezclas empleadas para el empaque se muestran en las Tablas 1 y 2. La composición de las muestras se realiza para determinar la variabilidad de las características fisicoquímicas de las diferentes mezclas de frutas y vegetales. En la Tabla 3 se muestran los resultados de la caracterización fisicoquímica de las mezclas empleadas. La tasa de humedad promedio es del 89 % excepto para la mezcla 3 en la que la proporción de material fibroso (> 25 %, hueso de mango) provoca una disminución de la humedad hasta el 70 %. También se observa que la relación C: N: P es función de la composición de la mezcla por lo que sería necesario controlar esta relación para contribuir a buen funcionamiento de los digestores anaerobios. Cuatro de las mezclas cumple con la proporción de 350:5:1 (Montalvo 2003) necesaria para que se lleva a cabo la digestión anaerobia de manera eficiente. Esta diferencia implicó el balance en la relación C:N:P para las mezclas 3 y 6 con la intención de evitar que esto afectara la DA de las mezclas de residuos de frutas y verduras.

Tabla 1. Composición de las mezclas de residuos de frutas y verduras

Mezcla 1		Mezcla 2		Mezcla 3	
Residuo	Fracclon	Residuo	Fracclon	Residuo	Fracclon
Aguacate	0.002	Naranja	0.010	Fresa	0.140
Cacahuete	0.000	Epazote	0.005	Durazno	0.036
Calabacitas	0.006	Guayaba	0.012	Guayaba	0.013
Caña	0.008	Mango	0.132	Naranja	0.053
Cebolla	0.003	Mandarina	0.023	Uva	0.031
Chayote	0.003	Papaya	0.053	Limon	0.048
Cilantro	0.007	Aguacate	0.009	Aguacate	0.001
Fresa	0.016	Ejote	0.012	Melon	0.019
Granada	0.001	Guanabana	0.041	Piña	0.002
Guanabana	0.045	Limon	0.020	Mamey	0.005
Guayaba	0.025	Mamey	0.003	Guanabana	0.003
Jicama	0.081	Platano	0.025	Papaya	0.028
Jitomate	0.003	Melon	0.091	Mango	0.259
Limon	0.015	Manzana	0.015	Sandia	0.362
Mandarina	0.089	Sandia	0.289		
Mango	0.113	Piña	0.195		
Melón	0.002	Fresa	0.056		
Naranja	0.093	Caña	0.008		
Papa	0.004				
Pera	0.047				
Piña	0.183				
Platano	0.074				
Sandia	0.145				
Tomate	0.019				
Uva	0.001				
Zanahoria	0.016				

Tabla 2 Composición de las mezclas de residuos de frutas y verduras

Mezcla 4		Mezcla 5		Mezcla 6	
Residuo	Fracclon	Residuo	Fracclon	Residuo	Fracclon
Pepino	0.125	Sandia	0.631	Jicama	0.071
Betabel	0.103	Tuna	0.216	Betabel	0.074
Jicama	0.098	Naranja	0.143	Zanahoria	0.025
Naranja	0.080	Zanahoria	0.002	Tuna	0.067
Zanahoria	0.022	Mango	0.007	Limon	0.055
Melón	0.168			Papaya	0.160
Sandia	0.227			Rabano	0.004
Papaya	0.085			Pepino	0.145
Mango	0.093			Manzana	0.124
				Naranja	0.056
				Sandia	0.219

Tabla 3 Características fisicoquímicas de las mezclas utilizadas

	Mezcla 1	Mezcla 2	Mezcla 3	Mezcla 4	Mezcla 5	Mezcla 6
pH	4.20	4.09	3.87	3.60	3.78	3.50
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	-	1005	1560	1567	1587	1543
Humedad %	89	89	73	89	89	91
Sólidos Totales ($\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ residuo)	0.1096	0.1128	0.2676	0.1096	0.1121	0.0886
SF ($\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ residuo)	0.0018	0.0077	0.0067	0.0032	0.0018	0.0075
SV ($\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ residuo)	0.1078	0.1051	0.2608	0.1064	0.1102	0.0810
DQO ($\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ST)	1.884	2.240	1.641	1.884	1.972	1.510
DQO ($\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ SV)	1.852	2.088	1.599	1.829	1.939	1.381
Carbohidratos totales ($\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ST)	0.0755	0.0736	0.1826	0.0745	0.0771	0.0567
Proteínas ($\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ST)	0.0097	0.0095	0.0235	0.0096	0.0099	0.0073
Fosforo ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ST)	38.4	39.8	56.0	38.4	77.8	37.8
Nitrógeno ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ST)	3.02	14.28	19.60	30.24	28.84	15.12
Densidad de empaque ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	955	936	824	905	905	808
DQO:N:P	350:5.6:7.1	350:2.2:6.2	350:4.2:12	350:5.6:7.1	350:5.1:13.8	350:3.5:8.8

Solubilización e hidrólisis de residuos de frutas y verduras.

Se inició la operación de dos reactores de mezcla completa de 180 L de capacidad, el tiempo de reacción fue de 3 días, tiempo al que se llegó a la máxima concentración de DQO (tamaño de partícula mayor a 105 μm). Se utilizan dos reactores de la misma capacidad para poder operar de manera continua el reactor anaerobio de flujo ascendente con lecho de lodos, que opera con una alimentación de 57.6 $\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$ (TRH 10 h, V = 24 L). La DQO para los primeros 6 lotes del reactor acidogénico se muestran en la Tabla 4. La concentración promedio de AGV en el reactor acidogénico, después de tres días de reacción fue de $2500 \pm 500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Tabla 4 DQO en el reactor acidogénico de mezcla completa

Mezcla	DQO ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
1	39 $\pm$ 3
2	42 $\pm$ 5
3	40 $\pm$ 4
4	41 $\pm$ 3
5	59 $\pm$ 6
6	30 $\pm$ 2

Después de cargar el reactor de mezcla completa con RFV el pH del agua residual desciende a 3.7, en alrededor de 20 minutos. El mezclado de los RFV y el agua residual provoca inmediatamente que la materia orgánica se disuelva llegando hasta 3000 $\text{mg DQO}\cdot\text{L}^{-1}$ y después de tres días de operación se incrementa (tabla 2) llegando a valores promedio $42 \pm 11 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. El porcentaje de sólidos mayores a 1.2 μm al término de cada lote es en promedio de 51 %, la distribución del tamaño de partícula se muestra en la Figura 2.



Figura 2. Distribución del tamaño de partícula a la salida del reactor acidogénico.

El efluente con tamaño de partícula menor a 105 µm y rico en AGV fue alimentado al reactor metanogénico.

Incremento de la carga orgánica en el reactor metanogénico de flujo ascendente

Los efectos de aumentar la carga orgánica (OLR) en el rendimiento del reactor metanogénico fueron evaluados. La carga orgánica alimentada se incrementó de 1 a 5 g DQO.L⁻¹.d⁻¹ en un primer periodo, manteniendo una eficiencia de remoción de DQO mayor al 80 % (Figura 3). En un segundo periodo se aumentó la carga orgánica hasta cargas de 16 g DQO.L⁻¹.d⁻¹ (Figura 4) lo que provocó una disminución en la eficiencia de remoción de DQO (debajo del 60 %). Durante los dos periodos el TRH se disminuyó gradualmente de 44 a 10 h (Figura 5).

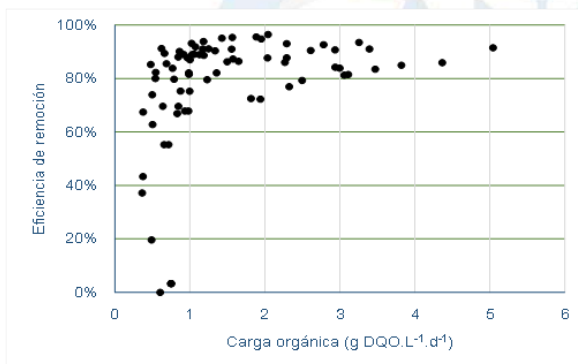


Figura 3 Efecto de la carga orgánica en la eficiencia de remoción de DQO en el reactor metanogénico.

Figura 4. Efecto altas cargas orgánicas en la eficiencia de remoción de DQO en el reactor metanogénico.

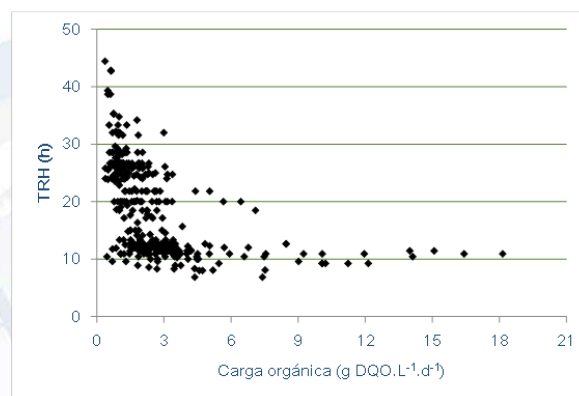
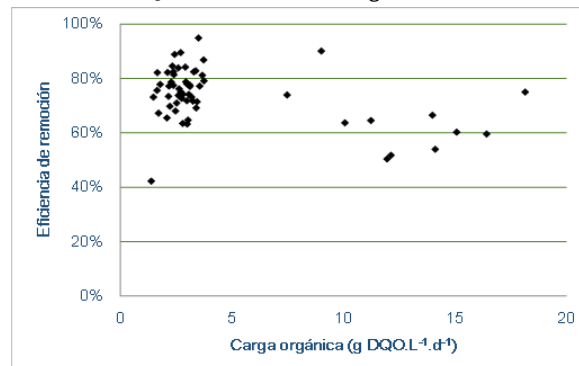


Figura 5. TRH durante el cambio de la carga orgánica en el reactor metanogénico.

La producción de metano para los sólidos con tamaños de partícula menor a 105 µm que abandonan el reactor acidogénico aumentó al incrementarse la carga orgánica, (Figura 6), llegando a un valor máximo de 2.1 L_{CH4}.L⁻¹.d⁻¹, valor que se encuentra en el intervalo reportado para sistemas similares (1.5 L_{CH4}.L⁻¹.d⁻¹; Vigueras et al., 2016). Sin embargo, la producción de metano disminuyó con respecto al valor teórico, en un 62 %, al aumentar la carga orgánica por arriba de 5 g DQO.L⁻¹.d⁻¹, (TRH 10 h), comportamiento ya reportado para cargas por arriba de 4 DQO.L⁻¹.d⁻¹, (Browne & Murphy, 2014; Rodríguez et al., 2015), los valores máximos de producción de metano reportados por estos autores antes de iniciar el decremento de la productividad fueron de 1.83 y 0.8 L_{CH4}.L⁻¹.d⁻¹, respectivamente, mientras que en este estudio los valores máximos fueron de 3.0 L_{CH4}.L⁻¹.d⁻¹, esto pudo deberse a la alta concentración de AGV con las que se alimentó el reactor metanogénico.

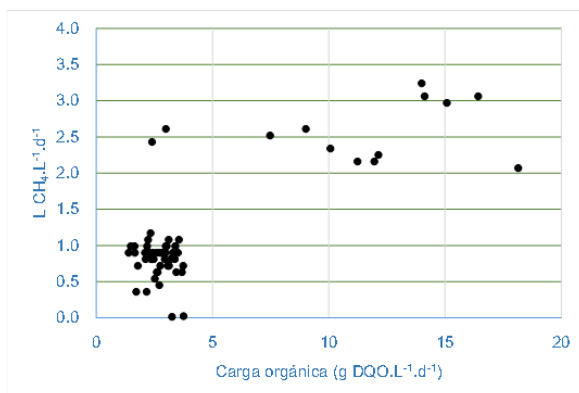


Figura 6. Productividad de metano.

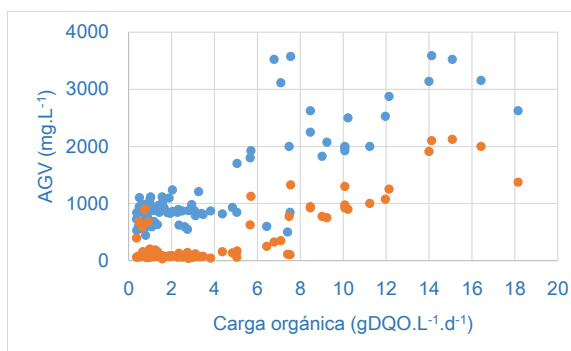


Figura 7. Concentración de AGV a la entrada (●) y salida (●) del reactor metanogénico a diferentes carga orgánicas.

La concentración de los AGV totales a la entrada y salida del reactor metanogénico operando a cargas orgánicas bajas y altas se presenta en la Figura 7. La concentración de AGV totales en la alimentación fue en promedio de $839 \pm 190 \text{ mg.L}^{-1}$ para bajas cargas ($1\text{-}5 \text{ gDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) y de $2485 \pm 748 \text{ mg.L}^{-1}$ para altas cargas ($5\text{-}18 \text{ gDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$).

El porcentaje de AGV: acético, propiónico, Iso-butírico, butírico, Iso-valérico, valérico en la alimentación fue 53 %, 40.7 %, 1.3 %, 2.3 %, 1.4 %, 1.1 %, respectivamente. La remoción de AGV en el reactor metanogénico fue del $83 \pm 20 \%$ a bajas cargas y de $56 \pm 14 \%$ a altas cargas. El porcentaje de ácidos: acético, propiónico, Iso-butírico, butírico, Iso-valérico, valérico en la salida del reactor fue 25 %, 14.3 %, 10.4 %, 25.2 %, 10.6 %, 15.0 %. El ácido orgánico con la concentración más alta, fue ácido acético, tanto a bajas como altas cargas orgánicas, lo que puede explicar las altas productividades de metano. La fracción de ácido

- 5 Rodríguez et al 2015 Rodríguez-Pimentel Reyna I., Rodríguez-Pérez Suyen, Monroy-Hermosillo Oscar Ramírez-Vives Florina (2015). Effect of organic loading rate on the performance of two-stage anaerobic digestion of the organic fraction

butírico aumentó a altas cargas orgánica, esta acumulación coincide con lo reportado por Shen et al, 2013, quienes encontraron que el ácido butírico se acumula cuando la DA se lleva a cabo a cargas orgánicas mayores de $4 \text{ gDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$.

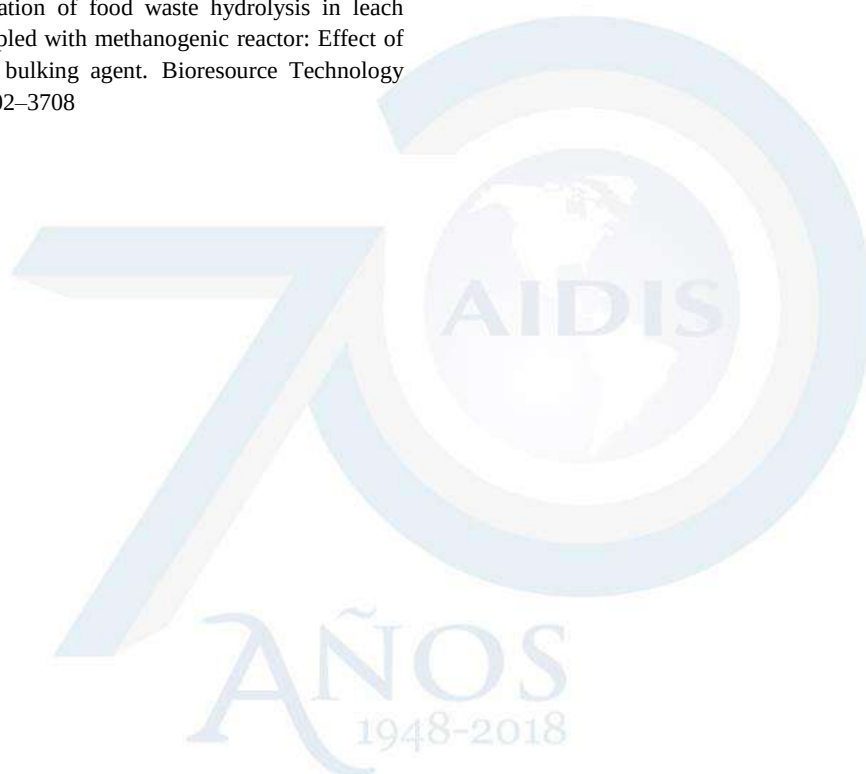
Conclusiones

Con las condiciones individuales establecidas para cada una de las etapas de la digestión anaerobia se realizó el acoplamiento del sistema. El sistema de dos etapas mostró características similares a las presentadas en los reactores individuales. Este sistema presentó buena estabilidad, debido a la concentración de DQO soluble (tamaño de partícula de sólidos menor a $1.2 \mu\text{m}$) que entregaba el reactor acidogénico, el reactor metanogénico operó a cargas orgánicas entre 6.8 y $18 \text{ g DQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Bajo estas condiciones la productividad de metano estuvo entre 2 y $3 \text{ L.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$. La condición que puede influir en este aumento de la productividad es la alta concentración de AGV en el efluente. La adecuada acidificación (3000 mg.L^{-1} de AGV) de los residuos en el reactor acidogénico y la baja entrada de sólidos suspendidos al reactor metanogénico, así como la neutralización de la alimentación previa a la etapa metanogénica favorece la estabilidad del sistema de dos etapas.

Referencias

- 1 Bo Zhang y Pin-jing He (2014). Performance assessment of two-stage anaerobic digestion of kitchen wastes. *Environmental Technology*, 35:10, 1277-1285.
- 2 Browne James D., Murphy Jerry D. (2014). The impact of increasing organic loading in two phase digestion of food waste. *Renewable Energy*. 71, 69-76
- 3 Montalvo S., L. Guerrero. 2003. Tratamiento anaerobio de residuos. Valparaíso. Universidad Técnica Federico Santa María.
- 4 Ramírez, F., Rodríguez, R., De Jesús, A., Martínez, F., Rodríguez, S. & Monroy, O. (2014) Two-phase anaerobic digestion of municipal organic solid wastes. *Journal Advances in Biotechnology*. 3 (2), 210-218.
- 5 of municipal solid waste (OFMSW). *Water Science & Technology*. 72 (3), 384-390.
- 6 Shen, F., Yuan, H., Pang, Y., Chen, S., Zhu, B., Zou, D., Liu, Y., Ma, J., Yu, L. & Li, X. (2013). Performances of anaerobic co-digestion of fruit &

- vegetable waste (FVW) and food waste (FW): single-phase vs. two-phase. Bioresource Technology. 144, 80-85
- 7 Tran, L., Palenzuela, A. & Nakasaki, K. (2012). Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) in two-phases
 - 9 Viguera-Carmona Sergio, Vian-Pérez José', Velasco-Pérez Alejandra y Zafra Jiménez Gabriela. (2016). Diseño y operación de un reactor anaerobio de flujo ascendente empacado
 - 10 Xu Su Yun, Lam Hoi Pui, Karthikeyan O. Parthiba, Wong Jonathan W.C. (2011). Optimization of food waste hydrolysis in leach bed coupled with methanogenic reactor: Effect of pH and bulking agent. Bioresource Technology 102, 3702–3708
 - 8 Van Lier. 2012. III curso internacional de tratamiento anaerobio de aguas residuales industriales con reactores UASB-GSB. CITRA, UNESCO, IHE. 16-19 Julio.
- con lecho de lodos (RAFAELL) para la producción de metano. Revista de Sistemas Experimentales, 3, (8), 1-7



[00083] AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DA MISTURA ENTRE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO SUBMETIDO AO PROCESSO DE ARRASTE DE AMÔNIA

**JULIO CEZAR RIETOW¹; ELLEN CAROLINE BAETTKER²; MIGUEL MANSUR
AISSE³**

Universidad Federal de Paraná (UFPR)

julio.rietow@gmail.com¹; ebaettker@gmail.com²; miguel.dhs@ufpr.br³

RESUMO

O tratamento combinado de lixiviado, em estações de tratamento de esgoto, tem se destacado como uma alternativa capaz de reduzir os custos inerentes ao tratamento do lixiviado, em aterros sanitários. Entretanto, substâncias como a amônia, presente em elevadas concentrações no lixiviado, podem causar efeitos negativos em sistemas anaeróbios de tratamento. Para tanto, tem-se utilizado o processo de arraste de amônia como etapa preliminar do tratamento combinado. Desse modo, o presente trabalho avaliou, primeiramente, a biodegradabilidade anaeróbia das misturas entre lixiviado bruto e esgoto sanitário, de modo a identificar uma relação volumétrica máxima de mistura que não interfira significativamente no processo de tratamento do esgoto. Adicionalmente, também

foram realizados ensaios de biodegradabilidade anaeróbia de misturas entre lixiviado pré-tratado por arraste e esgoto sanitário, visando identificar possíveis aumentos nas relações máximas de mistura devido a remoção de amônia. Os resultados dos ensaios envolvendo o lixiviado bruto destacaram que relações volumétricas superiores a 10% podem interferir de forma significativa no desempenho operacional do tratamento anaeróbio. Já os ensaios com lixiviado pré-tratado por arraste de amônia não evidenciaram interferências significativas no processo de tratamento anaeróbio com relações volumétricas até 15%. Também foi constatado que o processo de arraste de amônia reduziu de forma significativa as concentrações de outras substâncias presentes no lixiviado (DBO, DQO, alcalinidade e cor), fazendo com que maiores relações volumétricas possam ser utilizadas no processo de mistura.

Palavras-chave: Codisposição em reator UASB; Ensaio de AME; Relação de mistura; Tanque de arraste.

ABSTRACT

The combined treatment of leachate in sewage treatment plants has been highlighted as an alternative capable of reducing the costs inherent to the treatment of leachate in landfills. However, substances such as ammonia, present in high concentrations in the leachate, can cause negative effects in anaerobic treatment systems. Therefore, the ammonia entrainment process has been used as a preliminary stage of the combined treatment. Thus, this study evaluated, firstly, the anaerobic biodegradation of leachate and mixtures of raw sewage in order to identify a maximum volumetric mixing ratio that does not significantly interfere in the process of sewage treatment. Additionally, anaerobic biodegradability tests of mixtures between pre-treated leachate and sanitary sewage were also carried out, in order to identify possible increases in maximum mixing ratios due to the removal of ammonia. The results of tests involving the raw leachate noted that volumetric ratios exceeding 10% may significantly affect the operational performance of the anaerobic treatment. However, the tests with pre-treated leachate of ammonia did not show significant interferences in the anaerobic treatment process with volumetric ratios up to 15%. It was also found that the ammonia entrainment process significantly reduced the concentrations of other substances present in the leachate (BOD, COD, alkalinity and color), so that greater volumetric ratios can be used in the mixing process.

Key words: Combined treatment in UASB reactor; AME test; Mixing ratio; Stripping tank.

INTRODUÇÃO

A destinação final dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é responsável pela produção de um líquido, de cor escura e alto poder poluidor, denominado lixiviado. Caracterizado por ser uma matriz aquosa de extrema complexidade, o lixiviado de aterro sanitário apresenta, em sua composição, elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos presentes, nas formas dissolvida e coloidal (LANGE; AMARAL, 2009). As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado dependem de uma série de fatores, tais como o tipo de resíduo depositado no aterro, o grau de decomposição da fração biodegradável, o clima, a estação do ano, a idade do aterro, entre outros. Isto posto, pode-se afirmar que a composição do lixiviado varia consideravelmente de aterro para aterro (MORAVIA, 2007).

Com base em tais fatos, é possível afirmar que a escolha de um processo de tratamento para lixiviados de aterros sanitários deve levar em consideração, prioritariamente, as características do líquido percolado. Sendo assim, os processos de tratamento podem ser físico-químicos ou biológicos, ou ainda uma combinação entre ambos. Dentre os diferentes tipos de tratamento, a codisposição de lixiviado com esgoto sanitário, em estações de tratamento de esgoto (ETE), tem se mostrado como uma alternativa viável para a redução dos custos de operação de aterros sanitários, e, ainda, para a diminuição dos efeitos deletérios do lixiviado em corpos d'água receptores (MARTINEN et al., 2003).

O tratamento combinado de lixiviado baseia-se na sua compatibilização junto ao afluente de ETEs, devendo resultar em um efluente tratado que atenda às exigências de lançamento em corpos hídricos (CAMPOS, 2014). Desse modo, a prática da codisposição deve levar em consideração uma série de requisitos para sua correta realização, sendo eles: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE; a capacidade da estação em assimilar o lixiviado; a compatibilidade do processo com as características desse material e a possibilidade do manejo do provável aumento da produção de lodo (MANNARINO et al., 2011).

Sendo assim, uma opção que tem se destacado no Brasil é a codisposição de lixiviado e esgoto sanitário em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Além de serem amplamente utilizados no Brasil, os recursos financeiros necessários para a construção e operação de reatores UASB são tipicamente menos onerosos que aqueles exigidos por sistemas com natureza aeróbia (CHERNICHARO, 2016). Entretanto, cabe destacar que

tais sistemas de tratamento podem ser sensíveis às cargas de amônia ou outras substâncias tóxicas, além de removerem apenas os poluentes orgânicos e necessitarem ainda de uma segunda etapa de tratamento, para a remoção de nutrientes e possíveis compostos recalcitrantes (METCALF & EDDY, 2016).

Diversos estudos encontrados na literatura avaliaram a viabilidade do processo de codisposição em reatores UASB (CAPODICI et al., 2014; MOJIRI et al., 2016; BAETTKER et al., 2017). Tais estudos pautam-se, principalmente, nos impactos da adição de lixiviado em diferentes proporções nos sistemas de tratamento. Os resultados têm demonstrado que ainda existem dúvidas nas relações ótimas a serem empregadas no processo. Isto se deve, principalmente, pela diversidade e complexidade das características encontradas nos lixiviados (ALBUQUERQUE, 2012). Todavia, os estudos têm destacado cada vez mais a relação da baixa eficiência do processo de codisposição com as elevadas concentrações de amônia e outras substâncias tóxicas encontradas no lixiviado. Em vista disso, processos físico-químicos têm sido aplicados à montante de reatores UASB com o intuito de reduzir parte da carga de amônia presente no lixiviado. Dentre os processos físico-químicos existentes, o arraste ou também conhecido como *stripping* tem se destacado devido às significativas taxas de remoção de amônia e também aos custos reduzidos de operação e manutenção desse tipo de sistema (QUEIROZ et al., 2011).

O processo de arraste consiste em um método de remoção da fase gasosa de um meio líquido, de modo que os efeitos de arraste e difusividade molecular promovam a passagem do gás para a atmosfera. De modo geral, o processo de arraste se dá devido à elevação da superfície total de contato da fase líquida com o meio atmosférico circundante (FLECK, 2003). Em uma solução aquosa como o lixiviado, a amônia pode existir tanto na forma de íon amônio (NH_4^+) quanto na forma de amônia livre ou gás amônia (NH_3). A predominância de uma dessas formas está relacionada com o pH do meio, sendo que em níveis de pH alcalino há uma maior concentração de NH_3 . Já em níveis de pH ácido há uma maior concentração de NH_4^+ (METCALF & EDDY, 2016). Para a elevada eficiência no processo de arraste é de suma importância que a forma gasosa da amônia predomine no lixiviado.

De posse de tais constatações, destaca-se a importância da realização de estudos e ensaios preliminares de biodegradabilidade anaeróbia referentes ao processo de codisposição do lixiviado, bruto ou previamente tratado por arraste, em reatores UASB tratando esgotos sanitários. A definição de relações ótimas de mistura, bem como o melhor entendimento das características do processo de arraste de amônia, devem ser levantadas e analisadas, de modo a garantir que o lixiviado seja codisposto nesses reatores, sem prejudicar a eficiência do processo de tratamento do esgoto sanitário.

OBJETIVOS

Dentro desse contexto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a biodegradabilidade anaeróbia da mistura entre esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário (bruto e submetido ao processo de arraste), de modo a identificar se existe a possibilidade do aumento das relações ótimas de mistura devido à remoção de amônia do lixiviado.

METODOLOGIA

Coleta e caracterização do esgoto e do lixiviado de aterro sanitário

O esgoto sanitário utilizado no presente trabalho foi coletado em uma ETE localizada no município de Curitiba-PR, Brasil. A ETE possui capacidade para tratar $38.000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de esgoto sanitário. No que diz respeito ao tratamento preliminar, a ETE apresenta sistemas de gradeamento, desarenação e calha Parshall, para medição da vazão. Para a etapa de tratamento biológica a estação utiliza 6 reatores do tipo UASB, além de 2 lagoas facultativas como pós-tratamento. O ponto de coleta do esgoto sanitário utilizado na presente pesquisa era localizado logo após a saída da calha Parshall.

Já o lixiviado foi coletado em um aterro localizado no município de Fazenda Rio Grande-PR, região metropolitana de Curitiba. O aterro é responsável por atender a 21 municípios e está em operação desde 2010. Ao todo, são descarregados diariamente mais de 1.500 toneladas de resíduos, sendo somente recebidos os considerados não perigosos. O ponto de coleta do lixiviado utilizado na presente pesquisa era localizado em um tanque pulmão afluente à estação de tratamento de lixiviado do aterro.

Para condução do presente trabalho, tanto o lixiviado quanto o esgoto sanitário foram coletados e armazenados em galões de 30 L, sendo então transportados para o laboratório de saneamento da

Universidade Federal do Paraná (UFPR) e mantidos sob refrigeração a 4°C , até a realização dos ensaios.

A caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado e do esgoto sanitário foi realizada em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os parâmetros analisados foram: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), amônia, alcalinidade, cor e pH.

Processo de arraste de amônia do lixiviado

Os sistemas de arraste podem ser divididos em dois grupos, sendo eles: sistemas nos quais a fase líquida é contínua, havendo dispersão da fase gasosa, e sistemas nos quais a fase gasosa é contínua, havendo a dispersão da fase líquida. Os sistemas em que a fase líquida é contínua são chamados de tanques de arraste e os sistemas onde a fase gasosa é contínua recebem o nome de torres de arraste (SOUTO, 2009). No presente trabalho, utilizou-se o sistema de tanque de arraste com mecanismo de agitação.

Desse modo, o tanque de arraste utilizado nos ensaios foi um bquer de volume total de 5 L, com 27 cm de altura e 18 cm de diâmetro. A agitação dentro do tanque de arraste foi realizada por meio de um agitador mecânico da marca Fisatom, modelo 713, com faixa de rotação entre 10 e 5.000 RPM. Um impelidor de hélice naval, com diâmetro de 6 cm, foi acoplado ao agitador. As dimensões do bquer e do impelidor respeitaram àquelas estabelecidas por McCabe (2001) para tanques de arraste padrão. Na Figura 1 é apresentada uma representação esquemática do aparato experimental do tanque de arraste. Ainda, os ensaios foram realizados dentro de uma câmara térmica com capacidade de aquecimento até 50°C . O volume de lixiviado utilizado no tanque de arraste foi de 4 L.

As condições operacionais empregadas no processo de arraste foram: gradiente de velocidade igual a 35 s^{-1} , correção do pH do lixiviado para 10 por meio da adição de hidróxido de sódio ($\text{NaOH} - 32\%$) e temperatura controlada em 25°C . A remoção de amônia do lixiviado foi realizada até que a mesma apresentasse concentrações próximas de $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Tal concentração foi estabelecida para que o processo de arraste pudesse ser realizado em um curto período de tempo, e, também, devido à diluição dessa concentração quando realizada a mistura do lixiviado com o esgoto sanitário nos ensaios de biodegradabilidade (RIETOW, 2018).

Figura 1. Representação esquemática do aparato experimental utilizado no processo de arraste de amônia do lixiviado.



Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia

Os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia utilizados para avaliar as diferentes relações de mistura entre lixiviado e esgoto sanitário foram baseados no teste de atividade metanogênica específica (AME) (AQUINO et al., 2007). O objetivo dos ensaios foi avaliar a biodegradabilidade anaeróbia das misturas e analisar o comportamento da biomassa sob efeito de possíveis cargas tóxicas. Para tanto, foram realizadas duas configurações distintas de ensaio de biodegradabilidade, sendo elas: utilização de lixiviado pré-tratado por arraste e utilização de lixiviado bruto. As relações de misturas, entre lixiviado e esgoto, estudadas foram: 0, 1, 5, 10 e 15%. O emprego das relações ensaiadas pautou-se na análise de outros estudos encontrados na literatura, sendo que grande parte desses identificaram que relações volumétricas acima de 10% apresentaram eficiências de remoção de matéria orgânica inferiores a 50% (FUYEO et al., 2003; BARBA et al., 2008; SANTOS, 2009; RAMOS, 2009).

O método empregado nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia consiste na medição direta do volume de (CH_4) produzido em um frasco de reação. Foram utilizados frascos de 250 mL de volume total e nestes foram adicionados 20 mL de lodo e diferentes relações volumétricas de lixiviado e esgoto sanitário, conforme apresentado no delineamento da Tabela 1. A concentração inicial de lodo inoculada nos frascos foi de $2,0 \text{ gSSV.L}^{-1}$, seguindo recomendações de Aquino et al. (2007) para condições de testes sem agitação. Levando em consideração que o esgoto já possui concentrações ótimas de nutrientes para o processo anaeróbio, não foram adicionadas então soluções nutritivas de macro e micronutrientes.

Para a eliminação da produção de CH_4 de origem endógena do lodo, os frascos foram mantidos em repouso, por 24 horas à temperatura ambiente, apenas com o volume de lodo. Passado esse período, o CH_4 produzido foi descartado, sendo em seguida adicionados os volumes de misturas entre lixiviado e esgoto sanitário. Ao final dessa etapa foi realizada ainda a purga do oxigênio por meio da introdução de nitrogênio gasoso, por 5 minutos, em cada frasco. Por fim, os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia foram realizados em temperatura constante de 35°C por um período de 20 dias.

Tabela 1. Delineamento dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.

Condição*	Volume lodo (mL)	Volume esgoto (mL)	Volume lixiviado (mL)
L+E	20,0	180,0	0,0
L+E(99%)+Lix(1%)	20,0	178,2	1,8
L+E(95%)+Lix(5%)	20,0	171,0	9,0
L+E(90%)+Lix(10%)	20,0	162,0	18,0
L+E(85%)+Lix(15%)	20,0	150	30,0

L (Lodo); E (Esgoto); Lix (Lixiviado).

*As condições aqui reportadas foram as mesmas para o emprego de lixiviado bruto e o lixiviado submetido ao processo de arraste de amônia.

O aparato experimental utilizado nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia seguiu as recomendações de Aquino et al. (2007), conforme apresentado na Figura 2. Para tanto, além dos frascos de reação, foi também utilizada uma garrafa contendo uma solução de NaOH – 15%. Essa garrafa foi interligada ao frasco de reação, de modo a propiciar a absorção do dióxido de carbono (CO_2) formado durante a degradação anaeróbia das misturas entre lixiviado e esgoto sanitário. Desse modo, assumi-se que somente o CH_4 irá exercer pressão na garrafa e, consequentemente, deslocar o volume de NaOH. Por fim, a produção de CH_4 pode então ser encontrada por meio da medição do volume de NaOH expulso da garrafa.

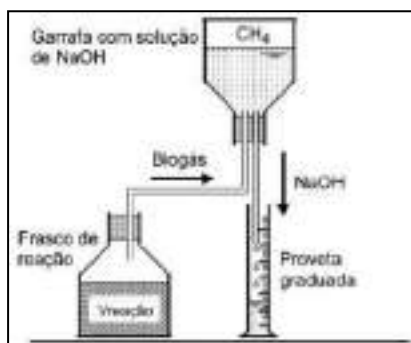


Figura 2. Representação esquemática do aparato experimental utilizado nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.

Para se obter a porcentagem de biodegradabilidade anaeróbia das misturas analisadas assumiu-se que 1 mol de CH_4 equivale a 2 moles de oxigênio (O_2) ou 64 g de DQO. Em condições normais de temperatura e pressão (CNTP – 0°C e 1 atm), 1 g de qualquer gás ocupa um volume de 22,7 L. Desse modo, pode-se dizer que 1 g de DQO destruída equivale a 0,354 L de CH_4 formado. Como as condições do teste de biodegradabilidade anaeróbia não se encontravam na CNTP, foi preciso utilizar a Equação 1 (Lei de Boyle-Mariotte) para ajuste da relação de produção de CH_4 :

$$\left(\frac{P_1 \times V_1}{T_1}\right)_{\text{CNTP}} = \left(\frac{P_2 \times V_2}{T_2}\right)_{\text{Lab}} \quad (1)$$

Considerando os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, realizados em laboratório localizado no município de Curitiba-PR, onde a pressão atmosférica é de 0,87 atm, e sendo a temperatura de incubação igual 35°C (308 K), tem-se que (Equação 2):

$$\left(\frac{1 \text{ atm} \times 22,7 \text{ L}}{273 \text{ K}}\right)_{\text{CNTP}} = \left(\frac{1 \text{ atm} \times V_2}{308 \text{ K}}\right)_{\text{Lab}} \rightarrow v_2 = 25,6 \text{ L} \quad (2)$$

Nas condições em que a produção de CH_4 foi determinada, 1 mol de CH_4 ocupou um volume de 25,6 L. Desta forma é possível dizer que a 35°C e 0,87 atm, 400 ml de CH_4 produzido equivalem a 1 g de DQO destruída. Por meio dessa correlação foi possível quantificar a DQO final das misturas e expressar a porcentagem de biodegradabilidade anaeróbia.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Caracterização físico-química do lixiviado bruto, do lixiviado pré-tratado por arraste de amônia e do esgoto sanitário

Na Tabela 2 são apresentados os valores médios e seus respectivos desvios-padrão dos parâmetros de caracterização do lixiviado bruto, do lixiviado pré-tratado e do esgoto sanitário utilizados no presente trabalho.

O lixiviado bruto coletado no aterro sanitário apresentou elevadas concentrações de DBO, DQO e amônia. A relação DBO/DQO é um importante indicador que caracteriza o grau de biodegradabilidade do lixiviado. De modo geral, relações superiores a 0,3 indicam elevada potencialidade da utilização de tratamentos biológicos. Já relações inferiores a 0,1 sugerem o emprego de processos físico-químicos de tratamento (VON SPERLING, 2014). Tratando-se do lixiviado bruto, a relação DBO/DQO apresentou um valor médio de $0,31 \pm 0,04$, demonstrando a possível utilização de processos biológicos para seu tratamento. Entretanto, os dados de caracterização também apresentaram elevadas concentrações de amônia no lixiviado bruto. Conforme já destacado, concentrações desse parâmetro superiores a 1.500 mg.L^{-1} podem ser tóxicas aos processos anaeróbios de tratamento (McCARTY, 1964; CHERNICHARO, 2016).

Tabela 2. Caracterização físico-química do lixiviado bruto, do lixiviado pré-tratado por arraste de amônia e do esgoto sanitário.

Parâmetros	Lixiviado		Esgoto sanitário
	Bruto	Pré-tratado	
DBO (mg.L^{-1})	1.200 ± 216	650 ± 93	315 ± 84
DQO (mg.L^{-1})	3.835 ± 836	2.300 ± 434	582 ± 130
DBO/DQO	$0,31 \pm 0,04$	$0,29 \pm 0,06$	-
Alcalinidade (mg.L^{-1})	14.855 ± 872	5.891 ± 1.454	251 ± 60
Amônia (mg.L^{-1})	2.800 ± 631	475 ± 60	44 ± 21
Cor (uC)	3.500 ± 735	2.100 ± 574	-
pH	$8,1 \pm 0,1$	$9,6 \pm 0,4^*$	$7,3 \pm 0,4$

*O pH do lixiviado pré-tratado foi corrigido para valores próximos de 8,0 para não causar inibição dos microrganismos metanogênicos durante os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.

O pré-tratamento do lixiviado realizado por arraste de amônia evidenciou a redução das concentrações de DBO, DQO, alcalinidade e cor do lixiviado. A redução dos parâmetros DBO e DQO pode estar associada ao tempo de realização do processo de arraste, ou, ainda, devido à volatilização de compostos orgânicos presentes no lixiviado (OZTURK et al., 2003). Já a redução da alcalinidade pode ser explicada devido ao íon amônio (NH_4^+), que durante o processo de arraste é convertido

em amônia livre (NH_3), sendo então o carbonato (um dos principais constituintes da alcalinidade) responsável por neutralizar os íons H^+ formados (LEITE et al., 2007). Desse modo, constata-se que o processo de arraste de amônia é responsável pelo consumo de alcalinidade no lixiviado. A redução da cor, por sua vez, pode estar associada ao processo de adição de NaOH no lixiviado. Estudos realizados por Souto (2009) em processos de arraste também destacaram que o processo de alcalinização foi responsável pela redução de cor. O autor ainda concluiu que o aumento do pH no lixiviado utilizando cal hidratada favoreceu a precipitação de metais.

Por fim, o esgoto sanitário coletado na ETE apresentou valores dentro das faixas para as concentrações típicas de esgotos sanitários (VON SPERLING, 2014). A DQO média encontrada foi igual a $582 \pm 130 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo que a DBO apresentou valores de $315 \pm 84 \text{ mg.L}^{-1}$. Por fim, a concentração de amônia foi igual a $44 \pm 21 \text{ mg.L}^{-1}$.

Resultados dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia da mistura entre lixiviado bruto e esgoto sanitário

A degradação apenas do esgoto sanitário apresentou uma porcentagem de biodegradabilidade elevada, sendo essa igual a $97 \pm 4\%$ e com um volume acumulado de CH_4 igual a $172 \pm 25 \text{ mL}$. Já os ensaios de mistura entre lixiviado bruto e esgoto sanitário, com relações volumétricas de 1 e 5%, apresentaram valores de biodegradabilidade superiores a 70%. A produção acumulada de CH_4 para o ensaio com mistura de 1% foi igual a $164 \pm 33 \text{ mL}$, enquanto que para o ensaio com mistura de 5% o volume acumulado desse gás foi de $162 \pm 40 \text{ mL}$. Desse modo, constatou-se que mesmo em baixas relações volumétricas o lixiviado bruto diminuiu a eficiência do tratamento do esgoto sanitário. Por fim, as misturas com relações volumétricas de 10 e 15% apresentaram biodegradabilidades de 38,4% (volume acumulado de CH_4 igual a $109 \pm 36 \text{ mL}$) e 19,6% (volume acumulado de CH_4 igual a $75 \pm 27 \text{ mL}$), respectivamente. O pH em todas as misturas realizadas não ultrapassou o valor de 7,6, evidenciando que boa parte da amônia estava na forma ionizada. Na Figura 3 está destacada a porcentagem de biodegradabilidade anaeróbia dos ensaios envolvendo a mistura de lixiviado bruto e esgoto sanitário. Já na Figura 4 é possível observar a produção acumulada de CH_4 durante o período de ensaio.

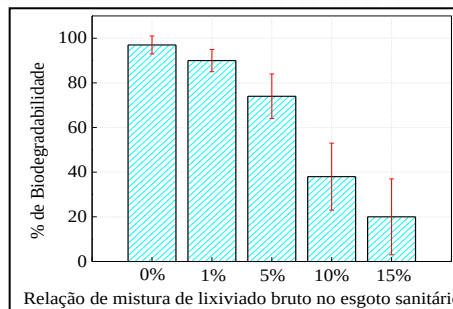


Figura 3. Porcentagem de biodegradabilidade anaeróbia das misturas entre lixiviado bruto e esgoto sanitário.

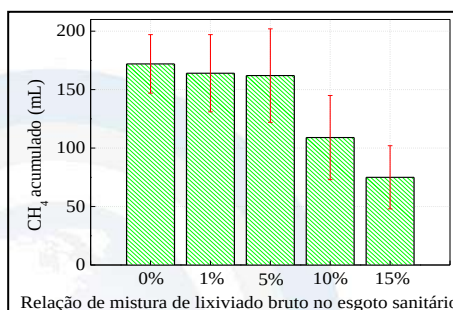


Figura 4. Volume acumulado de CH_4 produzido nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia das misturas entre lixiviado bruto e esgoto sanitário.

Na Tabela 3 estão destacados os principais resultados do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da mistura entre lixiviado bruto e esgoto sanitário. Em geral, os resultados apontaram dificuldades de tratamento nas misturas superiores a 10%. Resultados semelhantes foram encontrados por Santos (2009), onde o autor utilizou relações de mistura entre lixiviado e esgoto sanitário variando de 1 a 10% para tratamento em reator UASB. A concentração de amônia no lixiviado em questão era de 1.747 mg.L^{-1} . Para as relações de mistura até 2,5%, o autor não identificou efeitos adversos no tratamento. Entretanto, nas relações entre 2,5 e 5% foram constatados efeitos negativos significativos, e acima de 10% a alternativa de mistura foi considerada altamente tóxica. Estudos realizados por Borth (2017) analisaram o processo de mistura em reator UASB de um esgoto sintético e um lixiviado com aproximadamente 150 mg.L^{-1} de amônia. O autor constatou eficiências de remoção de DQO de 74,3%, para a relação de mistura igual a 5%, e 69,3% para a relação de mistura de 10%. Ensaios de biodegradabilidade anaeróbia realizados por Barba et al. (2008), com relações de mistura entre lixiviado e esgoto sanitário variando de 10 a 100%, evidenciaram uma eficiência de remoção de DQO igual a 62% para a relação de mistura de 10%. Para uma relação de 30%, a eficiência desse parâmetro foi de 28%. Por fim, para o

tratamento puro do lixiviado, a eficiência de remoção de DQO foi igual a 18%.

Tabela 3. Resultados do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da mistura entre lixiviado bruto e esgoto sanitário.

Condição	Volume acumulado de CH ₄ (mL)	DQO inicial (mg.L ⁻¹)	DQO final (mg.L ⁻¹)	Biodegradabilidade (%)
L+E	172 ± 25	447 ± 54	18 ± 7	97 ± 4
L+E(99%)+Lix(1%)	164 ± 33	456 ± 38	46 ± 12	90 ± 5
L+E(95%)+Lix(5%)	162 ± 40	546 ± 47	140 ± 22	74 ± 10
L+E(90%)+Lix(10%)	109 ± 36	709 ± 60	437 ± 89	38 ± 15
L+E(85%)+Lix(15%)	75 ± 27	949 ± 58	763 ± 122	20 ± 17

L (Lodo); E (Esgoto); Lix (Lixiviado).

Resultados dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia da mistura entre lixiviado pré-tratado por arraste de amônia e esgoto sanitário

A degradação apenas do esgoto sanitário, assim como no ensaio anterior, também apresentou uma porcentagem de biodegradabilidade elevada, sendo essa igual a 95 ± 6% (produção acumulada CH₄ igual a 184 ± 37 mL). Os ensaios de mistura entre lixiviado pré-tratado e esgoto sanitário, com relações volumétricas de 1, 5, 10 e 15%, apresentaram uma porcentagem de biodegradabilidade superior a 72% (Figura 5), e uma produção acumulada de CH₄ superior a 152 mL (Figura 6). Desse modo, os resultados evidenciaram que o processo de arraste de amônia diminuiu possíveis compostos tóxicos ou inibitórios presentes no lixiviado bruto. Novamente, o pH em todas as misturas realizadas não ultrapassou o valor de 7,6.

Figura 5. Porcentagem de biodegradabilidade anaeróbia das misturas entre lixiviado pré-tratado e esgoto sanitário.

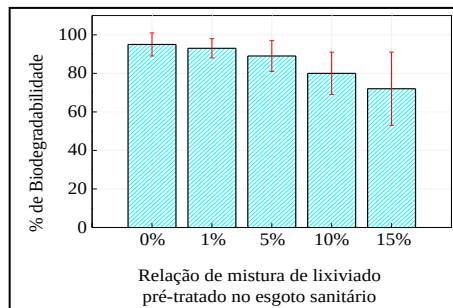
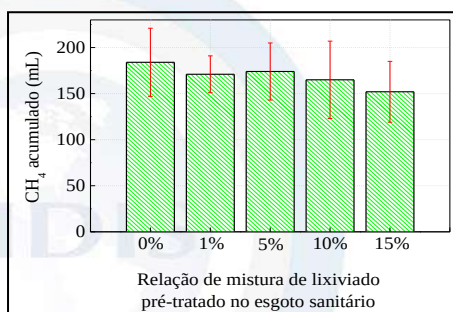


Figura 6. Volume acumulado de CH₄ produzido nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia das misturas entre lixiviado pré-tratado e esgoto sanitário.



Na Tabela 4 estão destacados os principais resultados do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da mistura entre lixiviado pré-tratado por arraste de amônia e esgoto sanitário. Estudos realizados por Ramos (2009) analisaram o processo de codisposição de lixiviado pré-tratado por arraste de amônia em reator UASB, tratando esgoto sanitário. O processo de arraste foi realizado até a total remoção de amônia. As relações de misturas utilizadas foram 3 e 10%. Os resultados apresentaram uma eficiência de remoção de DQO de aproximadamente 60%, para a relação de mistura igual a 3%, e 44% para a relação de 10%. Galvão (2017) também realizou estudos da codisposição de lixiviado pré-tratado, com remoção total de amônia, em reatores UASB tratando esgoto sintético. As relações de mistura empregadas variaram de 1 a 10%. O autor encontrou eficiências de remoção de DQO de 81,5%, para uma relação de mistura igual a 1%, 74,6% para uma mistura de 5% e, por fim, uma eficiência de 69,2% para a relação de mistura de 10%.

Tabela 4. Resultados do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da mistura entre lixiviado pré-tratado e esgoto sanitário.

Condição	Volume acumulado de CH ₄ (mL)	DQO inicial (mg.L ⁻¹)	DQO final (mg.L ⁻¹)	Biodegradabilidade (%)
L+E	184 ± 37	557 ± 41	30 ± 10	95 ± 6
L+E(99%)+Lix(1%)	171 ± 20	572 ± 54	42 ± 8	93 ± 4
L+E(95%)+Lix(5%)	174 ± 31	622 ± 63	70 ± 13	89 ± 8
L+E(90%)+Lix(10%)	165 ± 42	746 ± 59	155 ± 45	80 ± 11
L+E(85%)+L(15%)	152 ± 33	824 ± 70	237 ± 91	72 ± 19

L (Lodo); E (Esgoto); Lix (Lixiviado).

CONCLUSÕES

Os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia envolvendo lixiviado bruto (com concentração de amônia igual a 2.800 mg.L⁻¹) e esgoto sanitário destacaram que relações volumétricas superiores a 10% podem interferir, de forma significativa, no desempenho operacional do tratamento anaeróbio. Somente o processo de degradação do esgoto sanitário apresentou uma porcentagem de biodegradabilidade anaeróbia igual a 97%. Para as relações de mistura de 1, 5, 10 e 15% entre lixiviado bruto e esgoto sanitário, as porcentagens de biodegradabilidade anaeróbia obtidas foram de 90, 74, 38 e 19%, respectivamente.

Já os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, envolvendo o lixiviado pré-tratado por arraste de amônia e esgoto sanitário, não destacaram interferências significativas no processo de tratamento anaeróbio com relações volumétricas até 15%. Para as relações de mistura de 1, 5, 10 e 15% entre lixiviado pré-tratado e esgoto sanitário, as porcentagens de biodegradabilidade anaeróbia obtidas foram de 93, 89, 80 e 72%, respectivamente. Como evidenciado no presente trabalho, o processo de arraste de amônia também foi responsável por reduzir de forma significativa as concentrações de outras substâncias presentes no lixiviado (DBO, DQO, alcalinidade e cor), fazendo com que maiores relações volumétricas possam ser utilizadas no processo de mistura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, E. M. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistemas de lodos ativados**. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos. 280 p. 2012.

APHA (American Public Health Association). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st.ed. Washington, EUA. 2005.

AQUINO, S. F, CHERNICHARO, C. A. L, FORESTI, E, SANTOS, M. L F, MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Eng. Sanit. Ambient**, 12(2), 192-201. 2007.

BAETTKER, E. C., RIETOW, J. C., FREITAS, D. C., AISSE, M. M. Conservação de recursos hídricos por meio do tratamento anaeróbio combinado de lixiviados de aterros sanitário em Estações de Tratamento de Esgotos. **In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 12, 2017, Florianópolis - SC. Anais... Florianópolis: ABRH, 2017. p. 1-8.

BARBA, L.E; PIZARRO,C.A.;TORRES, P.; RODRIGUEZ, J.A.; MARMOLEJO, L.F. Aplicación de biodegradabilidad anaeróbia para la relación óptima lixiviado-agua residual domestica. **In: IX Taller y Simposio Latino Americano de Digestión Anaeróbia**. Chile. 2008.

BORTH, P. B. **Tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação**. 118 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Londrina, 2017.

CAMPOS, J. R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica. **Revista DAE**, nº 197, 2014.

CAPODICI, M., TRAPANI, D. DI, VIVIANI, G. Co-treatment of land fill leachate in laboratory-scale sequencing batch reactors: analysis of system performance and biomass activity by means of respirometric techniques. **Water Science and Technology**, p. 1267e1275, 2014.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2ª ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 176 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisa Hidráulica,

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul. 2003.

FUYEO, G.; GUTIERREZ, A.; BERRUETA, J. Kinetics of Anaerobic Treatment of Landfill Leachates Combined With Urban Wastewaters. **Waste Management & Research**, v. 21, p.145-154, 2003.

GALVÃO, R. B. **Cotratamento de lixiviado pré-tratado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação – floculação – sedimentação**. 109 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Londrina, 2017.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P. (coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, v. 1, 2009.

LEITE V. D.; LUNA M. L. D.; BENTO E. R.; LOPES W. S.; SILVA R. R. F. Estudo do pH e nitrogênio amoniacal no processo de stripping de amônia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2., 2007, Belo Horizonte. Anais...Belo Horizonte: ABES, 2007.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cad. Saúde Colet.**, Rio de Janeiro. 2011.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material,

RAMOS, P. C. A. **Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB**. 73 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

RIETOW, J. C. **Avaliação do processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando SOUTO, G. D. B. Lixiviado de Aterro Sanitários Brasileiros – Estudo de remoção do Nitrogênio Amoniacal por processo de arraste com ar (“Stripping”)**. 371 f. Tese (Doutorado),

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1, 4ª edição, DESA, Ed. UFMG. 2014.

nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**. V.46, p. 851–858, 2002.

McCABE, W. L. **Unit Operations Of Chemical Engineering**, 5ªed. p.244 – 287, 2001.

McCARTY, P. L. **Anaerobic waste treatment fundamentals**. Public Works- Parts 1, 2, 3 and 4. v. 95, n. 9, p. 107-112; n. 10, p. 123-126; n. 11, p. 91-94; n. 12, p. 95-99, 1964.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Hespagnol, I; Mierzwa, J. C. 5ª ed., Porto Alegre: AMGH. 2016.

MOJIRI, A.; ZIYANG, L.; TAJUDDIN, R. M.; FARRAJI, H.; ALIFAR, N. Co-treatment of landfill leachate and municipal wastewater using the ZELIAC/zeolite constructed wetland system. **Journal of environmental management**, v. 166, p. 124-130, 2016.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. 2007. 161 f. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, 2007.

OZTURK, I. **Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates**. Waste management, v. 23, 2003.

QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; ALEM SOBRINHO, P. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.16 n.4, 2011.

esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba-PR, 2018.

SANTOS, A. F. M. S., **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. 206 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2009.

Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos - São Paulo. 2009.

[00101] THE PLASTICS RECYCLING CHAIN IN BRAZIL: A REVIEW

NATHALIA SILVA DE SOUZA LIMA¹; EMÍLIA WANDA RUTKOWSKI²;
COSTAS A. VELIS³

Unicamp^{1,2}; University of Leeds³

n189370@g.unicamp.br¹; nathslima@hotmail.com¹; emilia@fec.unicamp.br²; c.velis@leeds.ac.uk³

Abstract

The Brazilian government has been negotiating with representatives from the private sector and organized waste pickers to create an effective reverse logistics for post-consumer packaging waste in the country. However, plastics recycling chains are very complex to map, due to material diversity, high level of informality and high number of actors involved. We have listed 5 different approaches to represent recycling chains in Brazil, which are described by stages and/or actors within the plastics recycling chain. There is great need for mapping and characterizing actors in the plastics recycling chain and, in a further step, quantify their material, financial and technical flows. As a continuation of these frameworks and tools created previously, the next phase of this research will characterize further the plastics recycling chains in Brazil, starting from the generation until recycling, with actors, material, financial and technical flows. We hope to contribute to the improvement of public policies and management of reverse logistics and recycling systems specially in developing countries.

Introduction

Extraction, consumption and disposal of materials characterize the linear economy in which the industrial revolution has been built upon. Increasing economic development coupled with increasing per capita consumption and disposal has led to air, soil and water pollution, threatening environmental and human health. Driven by resource scarcity and an urgency to prevent greenhouse gas emissions and reduction of energy consumption, the concept of resource efficiency has been developed with the aim to reinsert recyclable materials in the economy, hence closing one of the many loops of a circular economy (Velis & Brunner, 2013; Velis, 2015a).

Recycling or valorization of waste depends on a reverse productive chain, with source segregation, collection, sorting, mechanical processing and trading materials in

local and international markets (Jaligot et al. 2016). Each of these steps involve different actors, including waste pickers or collectors, governments, transporters, service providers, material traders and recyclers (Velis, 2015b).

While in upper income countries recycling is a well-established and organized process, in the Global South the situation differs. Alongside the activities of the formal sector who is responsible for the solid waste management practices, there is also informal recycling that often determines the direction of the economy (Ezeah et al., 2013; Lewis, 2016).

Most of the recycling in the Global South is supported by labor-intensive activities of urban poor and other marginalized populations, who salvage the most valuable recyclable materials from waste for generating an income, by selling them to other informal actors in the recycling chain (Velis & Vrancken, 2015; Velis et al., 2012).

In recent years, researchers have raised great challenges in creating effective policies that integrate actors in the productive chain to increase materials recycling. Some of them are: real integration of the informal recycling sector in the formal waste management industry, occupational health of workers in the recycling sector, fair trade in global chains of secondary materials, dependency on petroleum markets, articulation with production industries, public participation in recycling programs, political instability, poverty eradication, building inclusive cities (Velis et al., 2012; Velis, 2016; Velis, 2015a; Velis & Vrancken, 2015).

Brazil has been in the forefront of this formalization process after the Brazilian Solid Waste Policy was approved in 2010 (Brazil, 2010; Lima and Mancini, 2017). The national government has been negotiating with representatives from the private sector and waste pickers to create an effective reverse logistics for post-consumer packaging waste (SNIR, 2015). However, there are other actors in the recycling chain that must be

considered when trying to estimate recycling quantities and other benefits and impacts of recycling.

In Brazil, waste composition studies have indicated that plastics represent from 11 to 47% in mass for materials that can be recycled (Ribeiro et al., 2014; CEMPRE, 2016). Rutkowski and Rutkowski (2017) pointed out that paper and plastics represent 79.3% of waste pickers' income, having a great recycling market demand in Brazil. On the other hand, there is a recent and growing preoccupation with the environmental and social impacts plastics causes, especially its management after consumption. The main impacts are toxic substances in plastics, marine litter, ingestion and strangulation in marine life, non-biodegradability when landfilled, urban pollution and even recycling when done without occupational health, environmental and public health standards (UNEP, 2014; UNEP, 2015; Velis & Brunner, 2013; Velis, 2015a; World Economic Forum et al., 2016; EC, 2015).

Therefore, it is very important to collect this packaging waste, specially plastics, to be directed to recycling; and for this, a reverse logistics and recycling infrastructure must be in place. Understanding the status of plastics recycling chains is fundamental to implement policies that will involve diverse actors in the recycling chains, from generators to recyclers.

Objective

This study will review research that has represented the plastics recycling chains in Brazil and find a research gap. This paper is the first phase of a research project to characterize in depth the plastics recycling chain in Brazil.

Methods

The subject of this study was representations for plastics recycling chains in Brazil. The strategy of research consisted in searching for articles, books and documents that describe and represent the plastics recycling chains in different localities in Brazil. Therefore, a literature review was carried out to encounter different representations. Data was analyzed from 5 studies, carried out from 2012 until 2017.

Results and Discussion

There are five main representations for recycling chains in Brazil, two describing it generally, independent from material type (Figures 1 and 2) and three describing plastics recycling chains (Figures 3 to 5). Two are from reports made by the national government and the private sector recycling association (Figures 1 and 2, respectively), one is from a book made by two specialist professors on plastics and recycling (Figure 3) and two

from articles published in scientific journals (Figures 4 and 5). The studies were published between 2012 and 2017, which shows it is a recent theme being discussed in Brazil.

The Brazilian Institute for Municipal Administration (IBAM) published a study together with the national government Ministry of Environment on the feasibility of the reverse logistics for recycling of post-consumer packaging waste. Figure 1 shows the general system for reverse logistics, with 5 stages: sorting and primary processing, checking and scale, secondary processing, commercialization, recovery to sector. It can give us a brief overview of the recycling chains, but this approach is very simplistic in relation to the actors that can be involved in each stage. This study mainly focused on modelling an ideal recovery system for packaging waste in general, by creating a new infrastructure with investment from the private sector and operational support from local governments and cooperatives of waste pickers. It did not take into consideration the informal system already in place and diverse actors and their connections to waste pickers and the recycling industry.

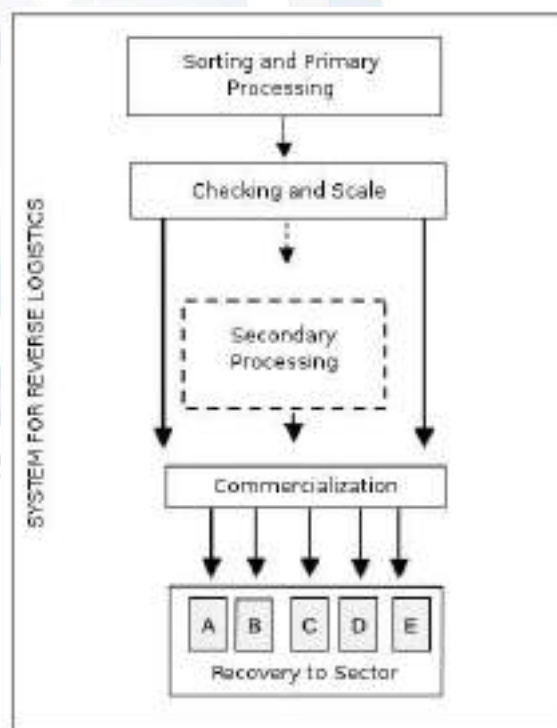


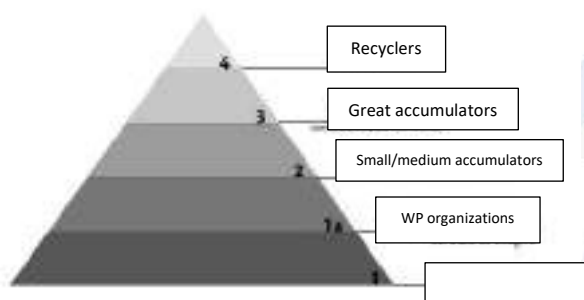
Figure 1. Reverse Logistics System stages. Source: Adapted from IBAM (2012).

The Brazilian Business Commitment for Recycling (CEMPRE) published a guide for selective collection of urban recyclable waste, in which they describe the recycling chain as a pyramid (Figure 2). From top-down, there are the recyclers (4), great accumulators

(also called scrappers, intermediaries recycling actors) (3), small and medium accumulators (2), organizations of waste pickers, usually cooperatives or associations (1a) and lastly, autonomous or independent waste pickers (1). This approach shows that the bigger the part

of the pyramid, the more actors in numbers we have for each stage of the chain. So, there are many independent waste pickers and few companies who will recycle the materials. However, this is only a visual representation of the chain, it does not quantify material flows or characterize quality of materials in each stage and actor.

Figure 2. Recycling chain. Source: Adapted from CEMPRE (2014).



Professors Zanin and Mancini (2015) have written a book about plastics and recycling, its general aspects and recycling technologies. They have the most complete representation of the plastics recycling chain as seen in Figure 3. They include stages before generation of waste, such as extraction of resources, production, distribution, transport and consumption. After generating waste, they point out 3 different ways plastics are managed: first, collection for recycling (selective collection) which then goes to mechanical, chemical or energetic recycling; second, mixed collection which then is landfilled; third, hazardous plastics that are sent to incineration or industrial landfills. Each stage is then described from a technology point of view and possible actors are mentioned. This approach is a more holistic approach than others, for it includes stages before generation of waste, connecting the recycling with production of recycled goods. However, as in Figure 1 it focuses on the stages and not actors that might be involved in each of them.

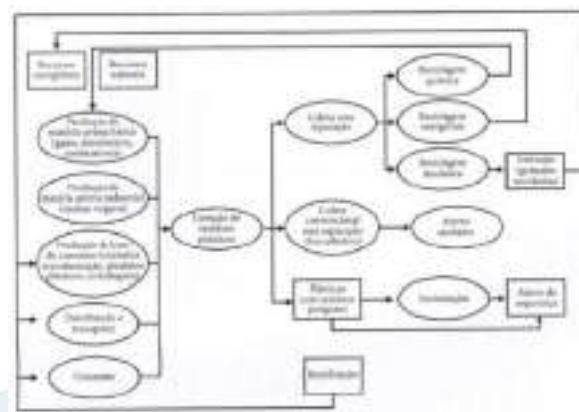


Figure 3. Schematic representation of the post-consumption plastics chain cycle (in Portuguese). Source: Zanin and Mancini (2015).

Rutkowski and Rutkowski (2017) analyzed the recycling chains for some plastics and paper in Brazil, with primary and secondary data from 73 actors from the recycling chain, including informal ones, in the 5 geographic regions of Brazil during 2013 and 2014. They established important nomenclature criteria for actors in the recycling chain:

- 1- Enterprises Recoverers of recyclable materials (REC) which can be REC T1 - first sorters, usually independent waste pickers or organizations of waste pickers - or REC T2 - buys selected materials from REC T1 and may perform a secondary sorting, usually middlemen and scrap yards;
- 2- Enterprises Re-evaluators (REV) of recyclable materials - intermediary industries who produce pellets and flakes;
- 3- Transformer Enterprises (TRANS) of recycled raw material - diverse industries that produce plastics products made from pellets and flakes

Figure 4 shows a flowchart for the paper and plastics recycling chains in Brazil (Boxes represent: grey—stakeholders; white—production processes; black - material type)

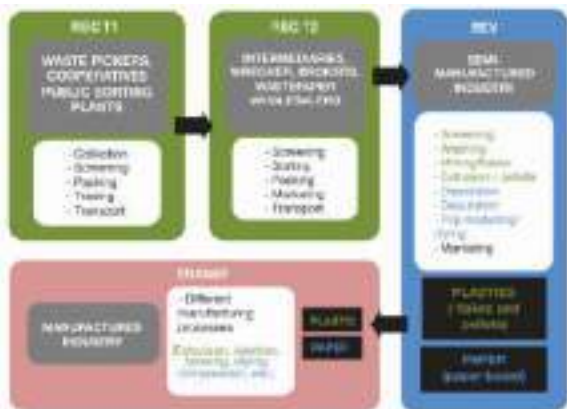
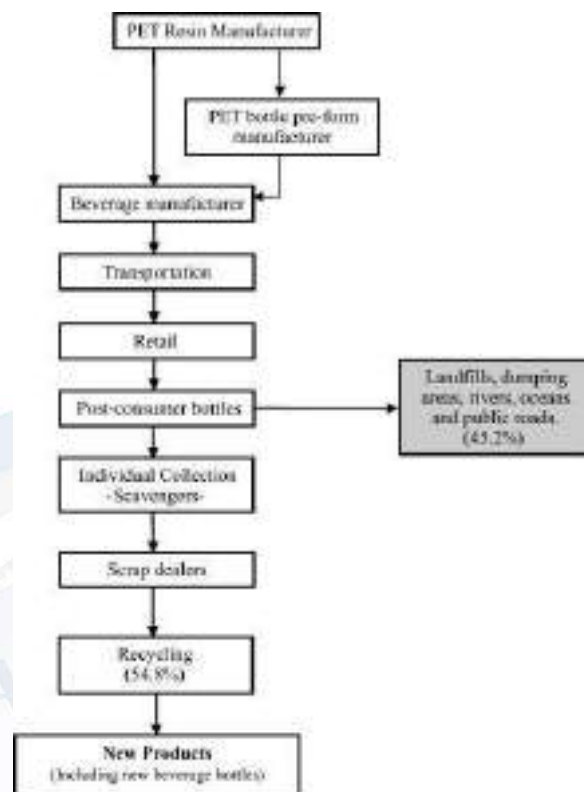


Figure 4. Flowchart of the paper and plastics recycling chains in Brazil (Boxes represent: grey—stakeholders; white—production processes; black -material type). Source: Rutkowski and Rutkowski (2017).

This approach represents the recycling chains not only from the stage perspective but also from the actor/stakeholder perspective. It specifies from field research the tasks each actor performs in the recycling chain, detailing them more than previous studies.

Coelho, Castro and Gobbo Jr. (2011) even though is the oldest study from this list and probably was carried out even before the Brazilian Solid Waste Policy (2010), mapped the Brazilian recycling chain specific for polyethylene terephthalate (PET), a type of plastic that is mainly used for packaging for beverages. Figure 5 shows this recycling chain, which the authors called reintegration system. They have represented the chain, as Zanin and Mancini (2015), holistically from manufacturing until making of new products from recycled PET. They mix stages with actors in the chain but report the presence of scrap dealers and waste pickers (scavengers). From this representation we can infer that all the recycling that happens, goes through these two actors, usually considered informal. If not, is either collected and sent to landfills or not collected and end in the environment with no control. It shows that a system for recycling was existing before legislation and other incentives, but without regulation and informally.

Figure 5. Post-consumer PET reintegration system in Brazil. Source: Coelho, Castro and Gobbo Jr. (2011.)



All these representations for recycling chains are different ways to visualize the systems in place for recovering materials from waste. Some of them represent stages and others use actors to describe the recycling chains. These studies allowed for clarification of how recycling chains work in Brazil, however, the first four generalize materials, either in general (first and second) or for all plastics (third and fourth). Only the fifth one is about one plastic type but is a very simple representation of the chain. Decision making, policies and regulations have been created to manage this complex process. However, little is known about the actual material, financial and technical flows of these chains.

Conclusions

For developing countries to create effective policies on reverse logistics and recycling of the post-consumer plastic packaging waste, it is essential to understand the complexities of the plastics recovery and recycling chains. As shown, research and other studies are usually qualitative, describing stages and possible actors for each stage of the recycling chain in Brazil. There is great need for mapping and characterizing actors in the plastics recycling chain and quantify their flows.

Other studies have started to go in this direction. Scheinberg and Simpson (2015) have created a framework to describe value chains of recycling which gives a visual characterization for recycling chains institutionally; it maps actors and their tasks in the chain. Furthermore, Jaligot et al. (2016) have developed a method for applying Value Chain Analysis (VCA) for the informal sector recycling; they used the Zabaleen, a community of informal recyclers in Cairo, Egypt, as case study and showed at each stage of the recycling chain, what was the value added for each actor, in terms of financial flow. These studies show different perspectives on recycling chains and try to quantify financial flows systematically but could benefit from a more complete analysis.

As a continuation of these frameworks and tools created previously, the next phase of this research will characterize further the plastics recycling chains in Brazil, starting from the generation until recycling, with actors, material, financial and technical flows. We hope to contribute the improvement of public policies and management of reverse logistics and recycling systems specially in developing countries.

References

- BRAZIL. (2010). Lei No 12.305 de 2 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União 2010; 3 ago.
- CEMPRE – Compromisso Empresarial para Reciclagem. (2014). Guia Coleta Seletiva de Lixo. 2a ed., CEMPRE, São Paulo, 30 p.
- CEMPRE - Compromisso Empresarial Para Reciclagem. (2016). Ciclossoft 2016. Retrieved from: <http://cempre.org.br/ciclossoft/id/8>.
- Coelho T. M., Castro R. and Gobbo Jr. J. A. (2011). PET containers in Brazil: Opportunities and challenges of a logistics model for post-consumer waste recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, **55**(3), 291-299.
- EC – European Commission. Circular economy strategy closing the loop - an EU action plan for the circular economy. 2015.
- Ezeah C., Fazakerley J. A. and Roberts C. L. Emerging Trends in informal sector recycling in developing and transition countries. (2013). *Waste Management*, **33**, 2509-2519.
- IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal. (2012). Estudo de Viabilidade Técnica e Econômica para Implantação da Logística Reversa por Cadeia Produtiva. IBAM, p. 51. Retrieved from: http://www.sinir.gov.br/documents/10180/13560/EVTE_PRODUTOS_EMBALAGENS_POS_CONSUMO/
- Jaligot R., Wilson D. C., Cheeseman C. R., Shaker B. and Stretz J. (2016). Applying value chain analysis to informal sector recycling: A case study of the Zabaleen. *Resources, Conservation and Recycling*, **114**, 80-91.
- LEWIS, S. (2016). Informality and inclusive green growth. IIED, London. Retrieved from: <http://pubs.iied.org/pdfs/17365IIED.pdf>.
- Lima N. S. S. and Mancini S. D. (2017). Integration of Informal Recycling Sector in Brazil and the Case of Sorocaba City. *Waste Management & Research*, **35**(7), 721-729.
- Ribeiro L. C. S., Freitas L. F. S., Carvalho J. T. A. and Filho J. D. O. (2014). Aspectos econômicos e ambientais da reciclagem: um estudo exploratório nas cooperativas de catadores de material reciclável do Estado do Rio de Janeiro. *Nova Economia*, **24**(1), 191-214.
- Rutkowski J. E. and Rutkowski E. W. (2017). Recycling in Brasil: Paper and Plastic Supply Chain. *Resources*, **6**(3), 43-58.
- Scheinberg A. and Simpson M. (2015). A tale of five cities: using recycling frameworks to analyse inclusive recycling performance. *Waste Management & Research*, **33**, 975-985.
- SNIR – Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos. (2015). Embalagens em Geral. Retrieved from: <http://www.sinir.gov.br/web/guest/embalagens-em-geral>.
- UNEP - United Nations Environment Programme. (2014). VALUING PLASTIC: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry.
- UNEP - United Nations Environment Programme and ISWA - International Solid Waste Association. (2015). Global Waste Management Outlook.
- Velis, C. A. (2015a). Circular economy and global secondary material supply chains. *Waste Management & Research*, **33**(5), 389-391.
- Velis, C. A. (2015b). Circular economy: Closing the Loops. In: *ISWA Task Force on Resource Management* n. 3.
- Velis, C. A. and Brunner, P. H. (2013). Recycling and resource efficiency: is it time for a change from

quantity to quality? *Waste Management & Research*, **31**(6), 539-540.

Velis, C. A. and Vrancken, K. C. (2015). Which material ownership and responsibility in a circular economy? *Waste Management & Research*, **33**(9), 773-774.

Velis C. A., Wilson D. C., Rocca O., Smith S. R., Mavropoulos A. and Cheeseman C. R. (2012). An analytical framework and tool ('InteRa') for integrating the informal recycling sector in waste and resource

management systems in developing countries. *Waste Management & Research*, **30**(9), 43-66.

World Economic Forum, Ellen Macarthur Foundation and Mckinsey & Company. The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics. 2016.

Zanin M. and Mancini S. D. (2015). A Reciclagem de Plásticos. In: *Resíduos Plásticos e Reciclagem: aspectos gerais e tecnologia*, 2nd edn, EdUFSCar, São Carlos, Brazil, p. 73.



[00107] OBTENCIÓN DE CELULOSA POR FERMENTACIÓN CON *PYCNOPORUS CINNABARINUS*, USANDO COMO SUSTRATO ESPINAS DE NOPAL

RAYMUNDO GUZMÁN GIL¹; MARGARITA GONZÁLEZ BRAMBILA²; JOSÉ CONTRERAS LARIOS³; SAÚL D. GUZMÁN GARDUÑO⁴; CARLOS S. ÁLVAREZ SÁNCHEZ⁵

Universidad Autónoma Metropolitana^{1,2,3}; UAM-Azcapotzalco^{4,5}

zafes_oldnick@hotmail.com¹; mmgb@correo.azc.uam.mx²; jlcl@correo.azc.uam.mx³; saulguzgar10@gmail.com⁴

Palabras clave: celulosa, *Opuntia ficus indica*, biotransformación, *Pycnoporus cinnabarinus*

Abstract— The development of a biotechnological process to obtain cellulose is the objective of this research, through the fermentation the spines of *Opuntia ficus indica* from Agroindustrial Residue generated in the Milpa Alta Delegation, Mexico City. The microorganism *Aspergillus niger* performed the fermentation process in a homogeneous bioreactor. The efficiency of the biotransformation in this study was measured under different operating conditions: 2 and 6 pH levels, 30° C and 50° C temperatures; and 0.074 mm and 0.25 mm particle size. The delignification of the raw material was evaluated by IR spectroscopy and the effects of the factors and their interactions were evaluated through the analysis of variance (ANOVA). Moreover the pH, dissolved oxygen (DO) and the oxide-reduction potential (ORP) were monitored during the fermentations, as well as the concentrations of biomass and total reducing carbohydrates, using the methods of Bradford and 3,5-Dinitrosalicylic acid (DNS) respectively. Using analysis of IR spectroscopy percentages of delignification were observed around 67% during fermentations.

1. Introducción

México, como otros países, se enfrenta a problemas ambientales que alteran el equilibrio de los ecosistemas, destruyendo la biodiversidad y en muchos de los casos provocando daños a la salud de los humanos. El caso de la delegación Milpa Alta, Ciudad de México donde el nopal-verdura se distribuye y vende en el “Centro de acopio del nopal-verdura”, se generan de 1.5 a 2 toneladas al día de residuos al retirar espinas del nopal, por lo que anualmente se generan alrededor de 547.5 toneladas de residuos de nopal, el destino de dicho residuos es hacia una “quema controlada” propiciando emisiones de Carbono hacia la atmósfera, o la disposición final en un Relleno Sanitario generando lixiviados (INEGI, 2007; SEMARNAT, 2013). Cabe

señalar que en materia ambiental en México la Ley General de Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR) en su artículo 5°, fracción XII, se clasificará a cualquier actividad que genere una cantidad igual o mayor a 10 toneladas en peso bruto total al año de residuos como *gran generador* (SEMARNAT, 2013).

El desarrollo de procesos biotecnológicos para la obtención de productos de alto valor agregado a partir de materias primas provenientes de residuos agroindustriales, representa una alternativa para el aprovechamiento integral de dichos residuos, y además lo hace un proceso amigable con el ambiente (Mostafa y Alamri, 2012; Adeoye, Lateef y Gueguim-Kana, 2015; Guzmán, 2014). En estos procesos, la biomasa empleada está dentro del ciclo biogeoquímico del Carbono, lo cual indica que estos procesos son parte, a su vez, de los que se llevan a cabo en la naturaleza (Guzmán, 2014).

El nombre científico del nopal según su taxonomía es *Opuntia ficus-indica*, el nopal es una planta carnosa y gruesa de formas diversas, con ramas articuladas; esta planta tiene una cutícula muy gruesa casi todas con espinas; los nopales poseen una estructura a partir de la cual desarrollan pencas (cladodios), raíces, fruta (tuna) y flores (Agustín y Aguilar, 2000).

Los materiales lignocelulósicos están presentes en la mayoría de los residuos agroindustriales, y su composición molecular se basa principalmente en lignina, hemicelulosa y celulosa, entre otros (Yang *et al.*, 2015). La celulosa tiene diversas aplicaciones en la industria, siendo la textil y la de la pulpa y el papel dos de las más importantes (Prinsen, 2010), sin embargo los procesos para obtener este producto suelen utilizar mucha energía o producir residuos peligrosos (Rodríguez y Toca, 2006), estos procesos se emplean para remover la lignina que es el compuesto que le brinda protección a la mayoría de las plantas contra patógenos y agentes despolimerizantes, algunos ejemplos son la deslignificación tipo: Kraft, Sulfito,

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Soda; por mencionar algunos (Chávez y Domine, 2013).

Los hongos de podredumbre blanca han demostrado ser microorganismos con la capacidad de biodegradar la lignina al producir enzimas ligninolíticas: lacasa (EC 1.10.3.2), manganoso peroxidasas (EC 1.11.1.13), lignina peroxidasa (EC 1.11.1.14) y versátil peroxidasa (EC 1.11.1.16). Entre este tipo de microorganismos se encuentra *Pycnoporus cinnabarinus*, éste basidiomiceto ha demostrado ser eficaz en la despolimerización de la lignina a pesar de solo producir lacasa. Esto se debe a que dicho hongo libera un metabolito; el ácido 3-hidroxiantranílico (3-HAA) que, junto a la lacasa, forma un sistema conocido como enzima-mediador. Así este sistema de reacciones de óxido-reducción actúa sobre el sustrato, en este caso la lignina, usando al oxígeno molecular como aceptor de electrones el cual se reduce hasta agua (Eggert, Temp y Eriksson, 1996, 1997).

En la presente investigación se utilizará como sustrato para la obtención de celulosa residuos de *Opuntia ficus-indica*.

2. Objetivos

La finalidad del presente trabajo es evaluar la producción de celulosa por *P. cinnabarinus*, variando el tamaño de partícula, el pH y la temperatura, en un proceso fermentativo en estado líquido para despolimerizar la lignina presente en las espinas de *Opuntia ficus-indica*, y recuperar la celulosa. Esto tendrá lugar en un reactor estacionario de tanque agitado. Además de evaluar el grado de deslignificación mediante espectroscopia infrarroja, también se utilizaron las normas TAPPI T 12 os-75 y TAPPI T 15 os-58 para determinar el porcentaje de celulosa al final de las fermentaciones. Se aplicó un diseño experimental factorial 2^k con tres factores y dos niveles por factor para ejecutar dicha experimentación.

3. Metodología

3.1 Sustrato y pretratamiento.

En esta etapa se eliminó la humedad de la materia prima utilizando un horno de convección a 60° C, posteriormente se trituraron las espinas, para después tamizar a dos tamaños de partícula (0.25 y 0.075) mm. Este proceso se realizó con la finalidad de observar el efecto del tamaño de partícula como variable en la obtención de celulosa.

3.2 Implementación de técnicas analíticas.

Se realizaron curvas de calibración para cuantificar carbohidratos reductores totales (CTR) por el método del ácido 3,5-Dinitrosalicílico (DNS) (Barrington *et al.*, 2009), y biomasa por el método de Bradford (Bradford, 1976). Para esto se utilizó un espectrofotómetro de UV-Vis, marca: PerkinElmer, modelo: lambda 45. Para los

análisis de espectroscopia IR, se usó un espectrofotómetro IR, modelo: alfa, marca: Bruker

3.3 Caracterización de la materia prima.

Se realizó una caracterización de la materia prima, conforme a las normas TAPPI T 12 os-75 y TAPPI T 15 os-58 para determinar el porcentaje de fibra detergente ácida (FDA, por sus siglas en inglés), de lignina, celulosa y cenizas. La cuantificación del porcentaje de pectina se realizó conforme a los métodos de extracción en medio ácido de pectinas totales descritas por (Lefsih *et al.* 2016).

3.4 Preparación de soluciones buffer.

Para lograr las soluciones buffer de pH 4 y 6 se preparó una solución 0.2 M de NaOH y una solución A con la siguiente composición: 0.04 M de ácido acético, 0.04 de ácido sulfúrico y 0.04 M de ácido bórico (Dean, 1999).

3.5 Diseño experimental factorial 2^k .

Se eligieron tres factores (variables independientes) con dos niveles por cada factor para evaluar la deslignificación. En la tabla 1 se muestran los factores, niveles reales y codificados para el diseño de experimentación factorial 2^k . Para generar el diseño experimental factorial 2^k se utilizó el software Statgraphics Centurion XVII®, resultando 16 corridas aleatorizadas para los 8 experimentos (con una réplica por cada uno).

Variables independientes	Símbolo	Código y niveles reales	
		-1	1
A: Tamaño de partícula (mm)	X_A	0.25	0.075
B: pH (UpH)	X_B	4	6
C: Temperatura (°C)	X_C	30	50

Tabla 1. Niveles reales y codificados para el diseño de experimentación factorial 2^k .

3.6 Operación de los biorreactores.

Microorganismo: Se cuenta con una cepa de *Pycnoporus cinnabarinus* capaz de deslignificar, conservada en una resuspensión de *Opuntia ficus indica* (previamente estéril), Laboratorio de Análisis de Procesos, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, CDMX.

En esta etapa se usaron biorreactores con capacidad de 1 L. En estos, se colocaron 10 g de materia prima pre-tratada, 1 L de medio de cultivo con la siguiente composición: NaCl 0.32 g/L, KH_2PO_4 2.47 g/L, NH_4NO_3 6.6 g/L, CaCl_2 0.48 g/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.38 g/L, FeSO_4 0.124 g/L. El medio de cultivo y la materia

prima se esterilizaron a 121 °C y 15 psi, durante 15 minutos.

Se inoculó cada biorreactor con 10 mL de una suspensión que cuenta con las basidiosporas inmovilizadas en *O. f. indica*; capaces de deslignificar, también se enriqueció el medio de cultivo con 1 mL de oligoelementos: $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.5 g/L, H_3BO_3 2.2 g/L, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.16 g/L, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.16 g/L, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 2.2 g/L. Cada biorreactor contaba con agitación mecánica, una toma de muestra y un difusor por donde entra aire estéril, para controlar la temperatura de los experimentos se utiliza un baño con recirculación, marca: Prendo, modelo: FC-06. En la tabla 2 se describe la combinación de variables con la que operó cada biorreactor.

Tabla 2. Combinación del diseño de experimentación 2^k, para *P. cinnabarinus*.

Experimento 1	50 °C, 0.25 mm, pH 4
Experimento 2	50 °C, 0.25 mm, pH 6
Experimento 3	50 °C, 0.074 mm, pH 4
Experimento 4	50 °C, 0.074 mm, pH 6
Experimento 5	30 °C, 0.25 mm, pH 4
Experimento 6	30 °C, 0.25 mm, pH 6
Experimento 7	30 °C, 0.074 mm, pH 4
Experimento 8	30 °C, 0.074 mm, pH 6

Los biorreactores operaron durante 7 días, durante los cuales se tomaron muestras de 10 mL a intervalos de tiempo de 24 horas; cada muestra se filtró utilizando un equipo de filtración Millipore, se midieron para cada muestra los parámetros siguientes: pH, temperatura, potencial óxido-reducción (ORP) y oxígeno disuelto (OD).

Al filtrado se le agregó 0.1 mL de HCl y se congeló para detener la reacción de la enzimas extracelulares, para después analizar por el método del DNS para la cuantificación de azúcares reductores totales. La muestra sólida se secó a 35° C durante 24 horas, para su posterior análisis de biomasa por el método de Bradford, previa hidrólisis con ácido fosfórico 0.75 M.

Al finalizar las fermentaciones, se separó el licor post-fermentativo de la celulosa obtenida, la cual se esterilizó a 121° C y 15 psi, durante 15 minutos. Después se secó a 35° C durante 24 horas y finalmente se analizó por espectroscopia IR y determinó el porcentaje de celulosa conforme a las normas TAPPI T 12 os-75 y TAPPI T 15 os-58.

4. Resultados y Discusión

La variación en la composición biopolimérica de las espinas de nopal se encuentra asociada al tipo de suelo,

el manejo durante la siembra y mantenimiento de los cladodios (Agustín y Aguilar, 2000).

La fracción de celulosa de la biomasa del presente trabajo es relativamente alta en comparación con los otros biopolímeros que la conforman; los cuales se resumen en la tabla 3, en relación a la lignina se determinó una fracción de 3.91 %, otros trabajos reportan fracciones de 1.2 % (Malainine et al., 2003) y 12.3 % (Yang et al., 2015), esta fracción toma gran importancia durante el bioproceso de deslignificación, debido a que es la barrera que protege a la celulosa; evitando su degradación por vía biológica, aunque se sabe que *P. cinnabarinus* puede ser capaz de despolimerizar la lignina, la cual es un polímero aromático formado principalmente por tres alcoholes fenil-propa-nólicos: Alcohol p-cumarílico (unidad p-hidroxifenilo), Alcohol coniferílico (unidad guayacilo) y Alcohol sinapílico (unidad siringilo) (Malainine et al., 2003; Yang et al., 2015).

Tabla 3. Caracterización de la materia prima.

nr: no reportado.

	(Malainine et al., 2003)	(Yang et al., 2015)	Presente estudio (%)
Lignina	1.2	12.3	3.91 ± 0.8
Celulosa	47.9	13.1	37.90 ± 0.5
Hemicelulosa	nr*	18.5	11.66 ± 0.1
Pectina	nr	25	17.08 ± 0.9
Cenizas	1.3	23.7	13.41 ± 0.1
FDA	nr	nr	16.04 ± 0.1

4.1 Porcentajes de deslignificación.

Al ejecutar el diseño experimental propuesto para *P. cinnabarinus* se determinó por espectroscopía IR el porcentaje de deslignificación del sólido recuperado al finalizar cada

Fermentación	Tp (X _A) mm	pH (X _B)	T (X _C) °C	%D	%C
F1	0.075	6	30	5 8	1 7
F2	0.075	4	30	6 4	2 0
F3	0.25	4	30	4 8	6
F4	0.25	6	30	5 8	1 7
F5	0.25	4	50	6 7	1 1
F6	0.075	4	50	1 7	1 4
F7	0.25	6	50	3 4	1 0
F8	0.075	6	50	1 7	1 4
F9	0.25	4	30	5 0	5
F10	0.075	4	30	6 5	1 7
F11	0.25	6	30	5 3	2 2
F12	0.075	6	30	5 9	1 3
F13	0.25	4	50	6 4	7
F14	0.075	4	50	1 6	1 6
F15	0.25	6	50	3 8	6
F16	0.075	6	50	1 6	1 4

Tabla 4. Porcentaje de deslignificación y variables reales para las fermentaciones con *P. cinnabarinus*

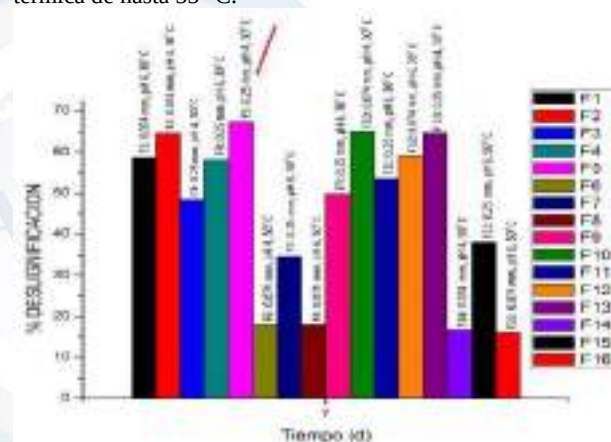
Tp: tamaño de partícula, %D: porcentaje de deslignificación, %C: porcentaje de celulosa.

fermentación. Los resultados se presentan en la tabla 4, en dicha tabla se describen las variables reales para cada fermentación, así como la clave que se asignó a cada experimento (de F1 a F16). Además se muestran los valores de porcentaje de celulosa obtenidos.

El porcentaje de deslignificación más alta fue de 67 % con un porcentaje de celulosa del 11 %, para el experimento con clave F5, es decir, el 11 % de celulosa indica que esa fracción se encuentra deslignificada en un 67 %, por consiguiente, la deslignificación indica la

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

pureza de la celulosa obtenida. Todos los porcentajes alcanzados al finalizar las fermentaciones se representan gráficamente en la figura 1, en dicho gráfico se menciona la clave del experimento y las variables controladas durante el mismo, además se puede apreciar que los porcentajes de despolimerización de la lignina representados gráficamente son un tanto parecidos para algunas fermentaciones, esto es debido a que la temperatura y el pH son cercanos a los óptimos de actividad catalítica para las lignocelulasas; esto ya ha sido descrito en la literatura por algunos autores como Eggert (1996;1997) y Sigoillot (2002). Eggert menciona que la temperatura y el pH óptimos para la actividad catalítica de la lacasa producida por *P. cinnabarinus* es de 45 °C y un pH de 4, respectivamente. Sigoillot comenta que para el mismo microorganismo los perfiles de temperatura de la celobiosa deshidrogenasa y xilanasa fueron muy similares a los de lacasa, con un pH óptimo de aproximadamente 5 y una estabilidad térmica de hasta 55 °C.



Fuente	SC	G	CM	Razón-F	Valor-P
A:Tamaño de partícula	607.376	1	607.376	326.23	0.0000
B:pH	212.576	1	212.576	114.18	0.0000
C:Temperatura	2124.29	1	2124.29	1140.97	0.0000
AB	69.4722	1	69.4722	37.31	0.0005
AC	1887.47	1	1887.47	1013.77	0.0000
BC	236.237	1	236.237	126.88	0.0000
ABC	441.21	1	441.21	236.98	0.0000
bloques	10.4976	1	10.4976	5.64	0.0493
Error total	13.0328	7	1.86183		
Total (corr.)	5602.16	1	5		

Tabla 5. Análisis de Varianza para Deslignificación.

SC: Suma de Cuadrados, G: grados de libertad, CM: Cuadrado Medio.

El ANOVA particiona la variabilidad del porcentaje de deslignificación en piezas separadas para apreciar cada uno de los efectos principales e importantes durante las fermentaciones, tanto los factores como sus combinaciones tienen un valor-P menor a 0.05, esto indica con un 95 % de confianza que son significantes en el proceso de deslignificación de *O. ficus indica*. El valor que se observa en la razón-F muestra el grado de relevancia de los factores y de sus combinaciones; en el bioproceso, es decir, la temperatura tiene un efecto principal con una razón-F de 1140.97, seguido de la combinación de los factores temperatura con tamaño de partícula que tienen un efecto importante con una razón-F de 1013.77, lo mismo se puede deducir del cuadrado medio. No obstante es de suma importancia resaltar que nivel de factor o combinación de factores favorecen a la variable respuesta, esto se puede observar en la figura 2, donde se puede apreciar que la variable (o factor) temperatura en su nivel bajo (30 °C) tiene el mayor efecto principal, la combinación de variables AC en su nivel alto tienen un efecto importante, es decir, a tamaño de partícula de 0.25 mm y temperatura de 50 °C. El pH como una de las variables en el proceso se aprecia que tiene un efecto principal bajo, esto para pH de 4. Sin embargo debe prestarse mucha atención en la interacción del pH con las otras dos variables, ya que demuestra un efecto relevante para el proceso. Como ya se discutió anteriormente, las ligninasas tienen un pH y una temperatura óptima que favorecen su actividad enzimática, de tal forma que se puede inferir la relevancia del control del pH y la temperatura; en 4 UpH y 50 °C, respectivamente, al menos para el bioproceso planteado con *P. cinnabarinus*, usando como sustrato a *O. ficus indica*. El tamaño de partícula es una de las variables con un efecto principal alto en su nivel (+1) de 0.25 mm, por lo que mientras sea mayor el área superficial de la partícula se favorece la fragmentación y vacuolación de las hifas del microorganismo, es decir, germinación de las

basidiosporas y crecimiento de hifas para formación de micelio (Eggert, 1996, Eggert, 1997; Sigoillot, 2002).

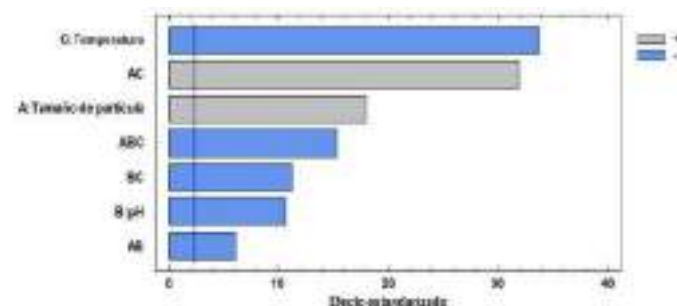


Figura 2. Diagrama de Pareto estandarizado para el porcentaje de deslignificación.

4.3 Análisis de la operación de los biorreactores

Previamente se discutió que el experimento F5 fue el que obtuvo mayor porcentaje de deslignificación, dado que su réplica es el experimento F13, se determinó el promedio entre esos dos valores, dando como resultado 65.985 % de deslignificación, esto para el tamaño de partícula de 0.25 mm, un pH de 4 y una temperatura de 50 °C. De igual manera en la figura 3 se describe el promedio del comportamiento del ORP, OD, biomasa y CRT para las fermentaciones F5 y F13.

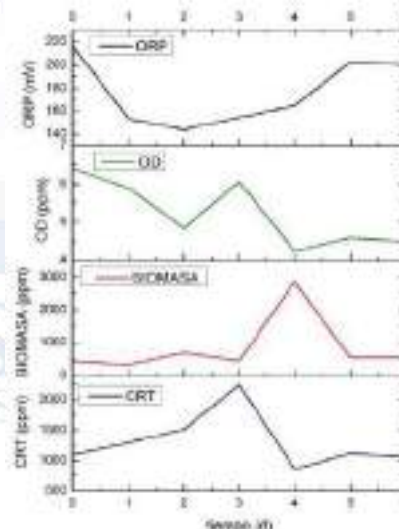


Figura 3. Comportamiento del ORP, OD, Biomasa y CRT (promedios fermentaciones F5-F13).

El ORP indica que en los dos primeros días se tuvo un medio de cultivo reductor, por lo que las reacciones predominantes en el biorreactor fueron de oxidación, posiblemente de la enzimas lignocelulolíticas actuando sobre el sustrato, es decir, se estaba llevando a cabo la hidrólisis de la lignina y, quizá la despolimerización de pectina, hemicelulosa o celulosa, esto se sustenta al observarse un incremento de los CRT en el medio de cultivo, alcanzando una concentración de 2200 ppm al tercer día de haber iniciado las fermentaciones, dichos

carbohidratos son liberados en forma de monómeros, posiblemente precursores de la pectina, la hemicelulosa o la celulosa. Por otro lado, la biomasa presenta una alta concentración al cuarto día, alcanzando las 2500 ppm, el consumo de OD, que alcanza un mínimo en este mismo punto, se puede atribuir al oxígeno usado por las enzimas ligninolíticas para la hidrólisis de la lignina y al metabolismo intracelular del microorganismo (Eggert, 1996, 1997; Lefsih et al., 2016; Sigoillot et al., 2002).

4.4 Análisis de espectroscopía IR.

Basados en estudios realizados por Zhao (2014) la banda característica del grupo funcional C-O para el anillo aromático del alcohol sinapílico y el alcohol coniferílico se identificó en el intervalo de número de onda de (1270 a 1220) cm^{-1} con un tipo de vibración de tensión y una intensidad intermedia, en la figura 4 se muestra la comparación de los espectros IR de la celulosa (Sigma Aldrich®), la materia prima y del sólido recuperado de la fermentación F5, donde se observa una disminución en el porcentaje de transmitancia del espectro IR de dicho sólido en comparación con la materia prima, alcanzando un 67 % de deslignificación.



Figura 4. Comparación de espectros infrarrojos de la celulosa, la materia prima y el sólido recuperado del fermentador F5.

Para realizar el análisis y procesamiento de los espectros IR se utilizó el software Opus versión 7.5 (Bruker).

En la tabla 6 se muestran diferentes procesos microbianos, los cuales; han sido reportados en la literatura, algunos de ellos combinan el proceso biológico con procesos químicos, en donde se utiliza peróxido de hidrógeno o algún álcali, además emplean ultrasonido para incrementar los fenómenos difusivos durante la despolimerización de la lignina, logrando porcentajes de deslignificación variados, esto debido a la composición de la materia prima de la cual parten (Song et al., 2013; Yu et al., 2009; Kadimaliev et al., 2003).

Tabla 6. Comparativo de porcentajes de deslignificación, entre diferentes procesos.

Proceso	Factor deslignificante	Materia Prima	%D	Referencia
Biológico	Consorcio de Basidiomicetos	Tallos de bambú	50	(Suhara et al., 2012)
	<i>Punctularia sp.</i>	Tallos de bambú	53.3	
	Consorcio fúngico	Rastrojo de maíz	43.8	(Song et al., 2013)
Biológico-ultrasonido -H ₂ O ₂	<i>Pleurotus ostreatus</i>	Cascara de arroz	25	(Yu et al., 2009)
Biológico-álcali-ultrasonido	<i>Panus (Lentinus) tigrinus</i>	Abedul/Pino	45	(Kadimaliev et al., 2003)
Biológico	<i>Pycnoporus cinnabarinus</i>	Espinas de nopal	67	Presente estudio

%D: Porcentaje de deslignificación.

5. Conclusiones

La despolimerización de la lignina ocurre por la actividad catalítica de la lacasa en combinación con el metabolito conocido como el ácido 3-hidroxiantranílico (3-HAA), ambos excretados por *Pycnoporus cinnabarinus*, al desprotegerse la lignocelulosa el microorganismo comienza a aprovechar los carbohidratos que se desdoblan pertenecientes a la pectina, hemicelulosa y una fracción de celulosa, para la siguiente combinación de variables: tamaño de partícula 0.25 mm, pH de 4 y temperatura de 50° C se recuperó celulosa con mayor pureza; debido al porcentaje de deslignificación más alto, la temperatura y el pH son cercanos a los óptimos para la actividad enzimática del microorganismo.

La espectroscopía IR es una técnica de análisis instrumental apropiada para evaluar la deslignificación de lignocelulosa de *O. ficus indica*, en el análisis por espectroscopía infrarroja se muestra una disminución en la intensidad del anillo aromático del alcohol sinapílico y el alcohol coniferílico (dos de los precursores de la

lignina), éstos fueron identificados en el intervalo de número de onda de (1270 a 1220) cm^{-1} .

La despolimerización de la lignina está influenciada directamente por el efecto provocado por la temperatura, seguidos del tamaño de partícula. El pH tiene una influencia baja, sin embargo el efecto de esta variable es importante al combinarse con el tamaño de partícula y la temperatura.

6. Referencias

Adeoye, A., Lateef, A. y Gueguim-Kana, E. Biocatalysis and agricultural biotechnology: Optimization of citric acid production using a mutant strain of *Aspergillus niger* on cassava peel substrate. 2015. DOI.org/10.1016/j.bcab.2015.08.004

Agustín, A. y Aguilar, Z. Inifap: El cultivo del nopal verdura en Milpa Alta, D.F., México. 2000. p. 1-16.

Barrington, S. et al. Korean Journal of Chemical Engineering: Optimization of citric acid production by *Aspergillus niger* NRRL 567 grown in a column bioreactor. 2009, 26. p. 422-427. DOI:10.1007/s11814-009-0071-4

Bradford, M. Analytical Biochemistry: A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. 1976, 72. p. 248-254. DOI:10.1016/0003-2697(76)90527-3

Chávez-Sifontes, M., Domine, M. E. (2013). Lignin, structure and applications: despolymerization for obtaining aromatic derivatives of industrial interest. Universidad de Valencia. Valencia. España. ISSN: 0718-8706

Dean, J. Lange's Handbook of Chemistry. 15ª ed. USA. McGraw-Hill, Inc. 1999. Sección 8.112. ISBN: 0-07-016384-7

Eggert, C., Temp, U., y Eriksson, K.-E. L. (1997). Laccase is essential for lignin degradation by the white-rot fungus *Pycnoporus cinnabarinus*. Institute of General Microbiology and Microbe Genetics. FEBS Letters 407 89-92.

Eggert, C., U. Temp, y K.-E. Eriksson (1996). The lignolytic system of the white rot fungus *Pycnoporus cinnabarinus*: Purification and characterization of the lacase Appl. Environ. Microbiol. 62:1151-1158

Guzmán G., R. (2014). Obtención de ácido cítrico a partir de papel como Residuos Sólidos Urbanos por fermentación con *Aspergillus niger*. Tesis de maestría en ciencias e ingeniería ambientales. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Ciudad de México, México. p. 15-16.

INEGI. Censo Agropecuario: Características principales del cultivo de nopal en el Distrito Federal, México, caso Milpa Alta. 2007. p. 1-78. ISBN: 978-607-494-544-7

Kadimaliev, D.A., Revin, V.V., Atykian, N.A., Samuilov, V.D., 2003. Effect of wood modification on

lignin consumption and synthesis of lignolytic enzymes by the fungus *Panus (Lentinus) tigrinus*. Appl. Biochem. Microbiol. 39, 488–492.

Lefsihi, K., Delattre, C., Pierre, G., Michaud, P., Aminabhavi, T. M., Dahmoune, F., & Madani, K. (2016). Extraction, characterization and gelling behavior enhancement of pectins from the cladodes of *Opuntia ficus indica*. International Journal of Biological Macromolecules, 82, 645-652. doi:10.1016/j.ijbiomac.2015.10.046

Malainine, M., Dufresne, A., Dupeyre, D., Mahrouz, M., Vuong, R. y Vignon M. Carbohydrate polymers: Structure and morphology of cladodes and spines of *Opuntia ficus-indica*. Cellulose extraction and characterization. 2003, 51. p. 77-83. DOI:10.1016/S0144-8617(02)00157-1

Mostafa, Y. y Alamri, S. Saudi Journal of Biological Sciences: Optimization of date syrup for enhancement of the production of citric acid using immobilized cells of *Aspergillus niger*. 2012, 19. p. 241-246. DOI:10.1016/j.sjbs.2012.01.004

Prinsen, P. (2010). Composición química de diversos materiales lignocelulósicos de interés industrial y análisis estructural de sus ligninas. Sevilla: Universidad de Sevilla, Departamento de Biotecnología Vegetal (Tesis de maestría), p. 3.

Rodríguez, C. S., Toca H. J. (2006) Biotechnology Advances: Industrial and biotechnological applications of laccases: A review. 24 p. 500–513. doi:10.1016/j.biotechadv.2006.04.003

SEMARNAT. (2013). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Diario Oficial de la Federación 22-05-2015, México, D.F.

Sigoillot, C., Lomascolo, A., Record, E., Robert, J., Asther, M. y Sigoillot, J. Enzyme and microbial technology: Lignocellulolytic and hemicellulolytic system of *Pycnoporus cinnabarinus*: isolation and characterization of a cellobiose dehydrogenase and a new xylanase. 2002, 31. p. 876-883. DOI: 10.1016/S0141-0229(02)00208-9

Song, L., Yu, H., Ma, F., Zhang, X., 2013. Biological pretreatment under non-sterile conditions for enzymatic hydrolysis of corn stover. BioResources 8, 3802–3816.

Yang, L., Lu, M., Carl, S., Mayer, J., Cushman, J., Tian, E. y Lin, H. Biomass and Bioenergy: Biomass characterization of *Agave and Opuntia* as potential biofuel feedstocks. 2015, 76. p. 43-53. DOI:10.1016/j.biombioe.2015.03.004

Yu, J., Zhang, J., He, J., Liu, Z., Yu, Z., 2009. Combinations of mild physical or chemical pretreatment with biological pretreatment for enzymatic hydrolysis of rice hull. Bioresour. Technol. 100, 903–908.

Zhao, J., Xiuwen, W., Hu, J., Liu, Q., Shen, D., y Xiao, R. Thermal degradation of softwood lignin and hardwood lignin by TG-FTIR and py-GC/MS. Polymer Degradation and Stability. 2014, 108. 133-138. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2014.06.006

[00110] COLETA SELETIVA E LOGÍSTICA REVERSA NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO MUNICÍPIO DE BARREIRAS, BRASIL

BERNARDO ARANTES DO NASCIMENTO TEIXEIRA¹; POLLYANA FERREIRA DA SILVA²; PRUDENTE PEREIRA DE ALMEIDA NETO³

Universidade Federal de São Carlos^{1,2}; Universidade Federal do Oeste da Bahia³

bernardo@ufscar.br¹; pollyferreiras@hotmail.com²; prudente@ufob.edu.br³

ABSTRACT: Selective collection is an instrument provided for in the National Solid Waste Policy - PNRS, which facilitates the management of Urban Solid Waste - USW. However, only 31 million Brazilians have this service in their cities (CICLOSOFT, 2016). Therefore, in order to know the particularities of municipalities that are not contemplated with selective collection as a public service, this work aims to characterize the selective collection and reverse logistics in the municipality of Barreiras, Brazil. The selective collection and reverse logistics was described using data collection forms that were applied in intermediate companies, cooperative and association of collectors e companies. The information obtained in the two phases was analyzed through tables. The presence of intermediate companies in the municipality of Barreiras is massive, but gradually the cooperative and the association of scavengers are consolidating and contributing to make selective a common practice in the city. Reverse logistics still has very commercial characteristics, mainly in multinational companies that have a ready structure for logistics. In general, this theme tends to expand in the municipality, mainly because the selective collection has been a common activity for ten years in the city.

Keywords: Urban Waste Management; Selective Collect; Reverse Logistic.

INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS/2010 definiu a coleta seletiva como um instrumento de segregação de resíduos de acordo com sua composição ou constituição. Porém, na prática o atendimento da coleta seletiva como um serviço alcança apenas 15% da população brasileira em 1055 municípios, o que corresponde a 31 milhões de pessoas

em 2016. Assim, aproximadamente 85% da população ainda não tem este serviço disponibilizado em suas residências ou em suas vizinhanças em Pontos de Entrega Voluntária - PEV's (CICLOSOFT, 2016).

A logística reversa é outro serviço em implantação no Brasil, as principais iniciativas são para devolução de embalagens de agrotóxicos, óleo lubrificante usado ou contaminado e suas embalagens plásticas, pilhas e baterias, pneus inservíveis, lâmpadas fluorescentes de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista (BRASIL, 2017).

Diferentes fatores influenciam na implementação dos sistemas de logística reversa, dentre os quais podem ser citados: revalorização econômica dos componentes dos materiais pós-consumo; prestação de um serviço para clientes; investimento na imagem ambiental positiva da empresa; cumprimento da legislação. Além disso, tem-se também na outra ponta da cadeia consumidores mais conscientes da responsabilidade das empresas que lhes vendem produtos e serviços, fazendo com que estejam alinhando as atitudes empresariais em relação aos aspectos sociais e ambientais (LEITE, 2012).

A partir do cenário brevemente exposto, o presente trabalho tem por objetivo caracterizar a coleta seletiva e logística reversa no município de Barreiras – BA abordando aspectos operacionais e socioambientais.

MÉTODO

Este trabalho baseou-se em um estudo de caso no município de Barreiras – BA desenvolvido por Silva (2018). A cidade tem uma população segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017) estimada em 157. 638 habitantes. Além do mais, localiza-se no nordeste brasileiro, precisamente no oeste da Bahia, sendo a maior municipalidade da região. Segundo o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS/2014, a estimativa de

geração de resíduos sólidos urbanos em Barreiras é de 124,8 ton./dia, que corresponde à geração *per capita* de 0,82 kg/hab./dia. Porém, a maior parte dos resíduos ainda é depositada em um lixão a céu aberto, que também é residência de 48 famílias de catadores que retiram dos resíduos seu sustento.

Consultou-se 8 empresas intermediárias, 1 associação e 1 cooperativa que trabalham com coleta seletiva no município. O formulário de coleta de dados utilizado aborda os tipos de resíduos, quantidades vendidas em determinado tempo, valor de mercado dos materiais, destinos dos recicláveis, fornecedores e receptores dos resíduos.

Estudou-se a logística reversa em escala local, por ter estreita relação com a coleta seletiva. A consulta nas empresas baseou-se no banco de dados da Câmara de Dirigentes Lojistas, obtendo-se um total de 68 empresas. Contudo, aplicou-se o formulário de coleta de dados em 48 instituições.

Os formulários de coleta de dados foram encaminhados às empresas que preencheram as informações sobre a realização da logística reversa no município, tipo de resíduo coletado, quantidades, destino dos materiais, identificação dos fornecedores e receptores dos materiais, realização de campanhas voltadas à logística reversa, incentivos e quantidade de pontos de entrega.

As informações sobre a coleta seletiva e logística reversa forma sistematizadas em tabelas. Assim, obteve-se a quantidade materiais coletados mensalmente, a taxa de recuperação de materiais e a massa *per capita* diária.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

COLETA SELETIVA

O gerenciamento de resíduos no município de Barreiras tem problemas de ineficiência há alguns anos. Segundo Carvalho (2012), dificuldades operacionais, como a falta de planejamento em relação à frequência da coleta e a disposição final em um lixão com a permanência de catadores, são fatores que impactam significativamente no meio ambiente e na saúde pública da cidade.

Perante este cenário, o município assinou um Termo de Ajustamento de Conduta – TAC, juntamente com o Ministério Público do Estado da Bahia – MPBA, de forma que se comprometeu em: iniciar a **coleta seletiva**; **incentivar a participação de cooperativas**; elaborar **campanha de educação ambiental**; impedir, proibir a utilização do **lixão**; impedir, o trabalho naquela localidade (BAHIA, 2012).

Porém, somente no ano de 2016 o município celebrou um termo de cooperação técnica com uma cooperativa de materiais recicláveis. Para este programa inicial, 2 dos 54 bairros da área urbana receberam a coleta porta a porta e 7 PEV'S em várias localidades (BARREIRAS, 2016). Porém, com o encerramento do termo de cooperação técnica e sua não renovação após a transição de gestão municipal de 2016/2017, o cumprimento das metas previstas foi interrompido.

A prática da coleta seletiva na cidade tem mais dez anos e envolve o gerador que tem contato direto com catadores. A cooperativa que recolhe nos PEV's os resíduos depositados pela população. A associação, a cooperativa e as empresas intermediárias que compram materiais dos catadores autônomos, assim como, essas empresas adquirem recicláveis advindos da associação, cooperativas e de catadores do lixão da cidade (Figura 1); e vendem para intermediários maiores em outros estados do país. Este serviço atende mais de 100 locais na área urbana e 10 municípios da região oeste da Bahia (SILVA *et. al*, 2017).



Figura 1: Catadores coletando resíduos no lixão de Barreiras - BA. Fonte: Autora, 2015.

A quantidade total de materiais recicláveis e os valores de mercado local para cada material foram estimados com os dados coletados com as instituições ligadas à coleta seletiva tendo como referência o mês de janeiro de 2017. Assim, obteve-se um montante de 450 toneladas recuperadas por mês, fazendo girar no comércio local de recicláveis um valor mensal aproximado de R\$ 500 mil.

Comparando-se o total de resíduos recuperados com o resultado encontrado por Carvalho (2012), que concluiu que na área urbana do município de Barreiras a parcela de resíduos recicláveis corresponde a 26% dos RSU e considerando a geração diária de 124,8 toneladas (PMGIRS, 2014), obtém-se uma possibilidade de recuperação diária de 32 toneladas de resíduos recicláveis. Desta forma, a recuperação de 15 toneladas (correspondentes a 450,28 ton. mensais) mostra que 17 toneladas diárias ainda não estão sendo coletadas seletivamente. Assim, o município tem uma possibilidade de ampliação da recuperação de materiais de 53%.

A taxa mensal de recuperação de materiais é de 12,03% e a massa *per capita* anual de material recuperado corresponde a 34,28 Kg/hab./ano, que é mais de cinco vezes a massa *per capita* anual de materiais recuperados da região Nordeste, que corresponde a 6,5 kg/hab./ano (MCIDADES, 2015).

LOGÍSTICA REVERSA - LR

A partir dos dados coletados foi possível identificar que no município existem três situações em relação à logística reversa: estabelecimentos que não realizam (73%), estabelecimentos que tem Ponto de Entrega Voluntária – PEV na própria loja (8%) e estabelecimentos que são assistência técnica e fazem a LR dos produtos de consertos (19%). Os quatro PEV's tem formato pronto e conseguem recolher principalmente eletroeletrônicos (Quadro 1 e Figura 2).

Quadro 1: Resíduos Recolhidos nos PEV's.

Tipo de Resíduo	Quantidade/mês	Destino
Pilhas	500 - 600 unidades	Fornecedor - estado de São Paulo
Baterias	20 unidades	Central da empresa - estado de São Paulo
Eletroeletrônicos - celulares	20 aparelhos celulares	Empresa terceiriza.
Eletroeletrônicos - celulares	5 aparelhos celulares	Central da empresa - estado de São Paulo
Lâmpadas	100 unidades/mês	Fabricante - Feira de Santana – BA



Figura 2: Caixa para Pilhas.

Fonte: Autora, 2017.

As empresas consultadas que realizam LR a partir da assistência de técnicas de produtos são de segmentos diferentes, como telefonia, informática, eletroeletrônica e loja de departamento (nove empresas). Portanto, os resíduos gerados têm características diversas e são encaminhados principalmente para fabricantes de outros estados do país.

A maioria dos resíduos é enviada aos fabricantes pelo serviço dos correios, por isso as empresas informaram que recebem recomendações do fabricante quanto ao armazenamento temporário seguro. Já em relação aos custos para manter a coleta, esclareceram que os fabricantes assumem as despesas com o envio dos resíduos.

CONCLUSÕES

A gestão dos RSU no município de Barreiras ainda apresenta problemas primários, pois existem muitas questões que não foram solucionadas, destacando-se a existência do lixão com a presença de atividade da catação realizada por 48 famílias de catadores e a ausência da coleta seletiva como um serviço público executado pelo município.

Contudo a coleta seletiva e logística reversa apresentam cenários promissores, como:

- Recuperação de 450 ton./mês de resíduos que gera uma renda mensal em torno de 500 mil reais no município.
- Regionalização da coleta seletiva, atendendo 100 pontos de coleta regular e 10 municípios da região oeste da Bahia.
- Pontos de Entrega voluntária e assistências técnicas interligadas à programas de logística reversa.

REFERÊNCIAS

BAHIA. *Termo de Ajustamento de Conduta – TAC – inquérito civil nº 593 2 55 1155/2005*. Ministério Público do Estado da Bahia. Bahia, 2012.

BARREIRAS. *Coleta Seletiva*. Barreiras, 2016. Disponível em: <<http://www.upb.org.br/noticias/barreiras-contara-com-sete-ecopontos-para-coleta-de-material-reciclavel/>>. Acesso em: 20 de dezembro de 2016.

BARREIRAS. *Decreto de Resíduos Sólidos*. Diário Oficial ed. 2189/2016. Barreiras, 2016. Disponível em: <<http://barreiras.ba.gov.br/prefeito-assina-decreto-de-residuos-solidos-e-entrega-nova-frota-de-veiculos-para-saude/>>. Acesso em: 20 de dezembro de 2016.

BARREIRAS. *Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos*. Barreiras – BA, 2014. Disponível em: <http://barreiras.ba.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/Versao_PMGIRS_27_11_14.pdf>. Acesso em: 20 de abril de 2017.

BRASIL. *Acordos Setoriais para Pilhas, Lâmpadas e Baterias*. Brasil, 2017. Disponível em: <<http://www.sinir.gov.br/web/guest/pilhas-e-baterias>>. Acesso em: 30 de novembro 2016.

BRASIL. *Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Brasil, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 30 de novembro 2016.

CARVALHO, J. L. V. de. *Estimativa Energética e Recuperação de Metano a partir dos RSU pelo Processo de Digestão Anaeróbia e Poder Calorífico: Estudo de Caso Barreiras – BA*. Dissertação de mestrado. Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana. Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2013.

CICLOSOFT. *Radiografando a Coleta Seletiva*. Compromisso Empresarial para a Reciclagem. São Paulo, 2016. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclossoft/id/8>>. Acesso em: Janeiro de 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. *Informações sobre o município de Barreiras – BA, 2016/2017*. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=290320&search=bahia|barreiras|infograficos:-informacoes-completas&lang=>>>. Acesso em: 2 de março de 2017.

LEITE, P. R. *Logística Reversa na Atualidade*. In: PHILIPPI JR, A; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. (Org.). *Política Nacional de Resíduos Sólidos, Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos*. Barueri – SP. Manole, 2012. Coleção Ambiental, p. 337-366.

MCIDADES. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS: *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2015*. – Brasília: MCIDADES. SNSA, 2017.

SILVA, P. F. da; TEIXEIRA, B. A. do N.; ALMEIDA, P. P. de N.; *Dinâmica Urbana da Coleta Seletiva em Barreiras – BA*. In Anais: I Simpósio Nacional de Gestão e Engenharia Urbana. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos - Outubro de 2017.

SILVA, P. F. da; TEIXEIRA, B. A. do N.; ALMEIDA, P. P. de N.; *Limites e Potencialidades da Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos em Municípios de Médio Porte: O Caso de Barreiras – BA*. Dissertação de Mestrado. São Carlos – SP, 2018.

[00115] APLICAÇÃO DE PRINCÍPIOS DE PRODUÇÃO ENXUTA NA GESTÃO DE COOPERATIVAS DE RECICLAGEM DE SÃO JOSÉ DOS CAMPOS – SP

RICARDO GABBAY DE SOUZA¹; JOYCE PAGOTO²; FABIANA FIORE³

UNESP – ICT¹; UNESP^{2,3}

ricardo.souza@unesp.br¹; joyce.pagoto@gmail.com²; fabiana.fiore@unesp.br³

Palavras chaves: Lean Manufacturing, Produção Enxuta, Cooperativas de Reciclagem, Resíduos eletroeletrônicos.

Resumo

Waste pickers' cooperatives are highly active in Brazilian recyclables waste chains, but they often lack infrastructure and knowledge to implement more efficient waste sorting processes, what reflects in their low revenue. The present work aims at applying the Lean Manufacturing technique in order to assess and improve the processes of waste management cooperatives in the city of São José dos Campos, Brazil. Many wastes were observed in these cooperatives, corresponding to the overall categories of wastes defined in the Lean Manufacturing theory: lead time, overproduction, transport, inventory, defects, overprocessing and movement. Some solutions were developed and tested in order to enhance the cooperatives' processes. These solutions were based in techniques such as: Value Stream

Mapping, 5S, prevention of human failures, process layout among others. Results showed that simple modifications in their processes presented a potential reduction in such wastes, enhancing the performance in these cooperatives.

Introdução

As cooperativas de reciclagem são de grande relevância para as cadeias de reciclagem no Brasil, pois possuem importância no âmbito ambiental, econômico e social. O IPEA (2013) destaca que a organização em cooperativas é o fator de maior relevância na organização econômica dos catadores de recicláveis no Brasil, visando seu fortalecimento. As cooperativas participam de 54% dos programas de coleta seletiva do Brasil. Normalmente, recebem apoios como: maquinários, galpões de triagem, ajudas de custos com água e energia elétrica, caminhões

(incluindo combustível), capacitações e investimento em divulgação e educação ambiental (CEMPRE, 2016).

Estas cooperativas têm atuação importante nas cadeias de logística reversa, mais especificamente, de embalagens recicláveis, incentivadas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei No. 12.305/2010). Porém, percebe-se que as mesmas disputam espaço com empresas especializadas na área de resíduos sólidos. Logo, é preciso desenvolver e implementar soluções práticas para o aumento da eficiência operacional, de forma a maximizar o desempenho e as receitas, e minimizar os custos.

É visto que muitas destas organizações padecem de maturidade organizacional em relação ao controle e melhoria dos seus processos. Resultando em baixas remunerações que consequentemente geram insatisfações dos cooperados e os desestimulam a trabalhar com o máximo de eficiência. Além disso, podem enfrentar problemas diversos na produção, como excesso de estoque, falta de ferramentas, layout de produção desfalcado, problemas relacionados a ergonomia, falta de padronização do processo, falta de EPI's, perda de dados devido à ausência de homogeneização das informações e entre outros. Ademais, foi observado em uma cooperativa em São José dos Campos-SP, acúmulo de material para triagem, bags e contêineres dispostos sobre solo não impermeabilizado, com grande flutuação no fluxo de recicláveis, indicando um ambiente nada propício para trabalho.

Como solução foi vista uma técnica muito utilizada em indústrias, que é utilizada para implantação de um sistema de gestão de aperfeiçoamento contínuo dos processos, que se chama Produção Enxuta, conhecida em inglês como Lean Manufacturing.

O Lean Manufacturing também conhecido como Sistema Toyota de Produção, se baseia em uma abordagem que consiste identificar e eliminar o desperdício do processo através da melhoria contínua, com fluxo de material puxado, com vista na qualidade total. Ou seja, o objetivo inicial obter a eficiência máxima na produção, como o valor do produto, que é o que atende plenamente as necessidades, expectativas e desejos dos atores, especialmente os clientes. Buscando eliminar os principais e mais prejudiciais desperdícios do sistema, que normalmente são de sete tipos: tempo de espera, superprodução, transporte, estoque, defeitos, processamento e movimento. Como instrumentos para tal, a técnica Lean aplica soluções como a padronização, o 5S, Kanban, Value Stream Mapping, prevenção de falhas humanas, layout da linha, dentre outros para assim. Ademais, para que essa técnica obtenha sucesso é preciso manter seus funcionários satisfeitos, motivados e comprometidos, pois são peça fundamental do processo.

Objetivo

O objetivo principal deste projeto é identificar os mais relevantes desperdícios de processo nas cooperativas de reciclagem de São José dos Campos-SP, desenvolver e dar suporte à implantação de melhorias.

Metodologia

A metodologia consistiu nos seguintes passos:

1. Revisar teoria sobre Produção Enxuta: analisar a literatura e determinar como podem ocorrer os sete tipos de desperdícios da teoria;
2. Revisar Normas e legislação sobre sistemas de gestão e eficiência na reciclagem: observando os tipos de desperdício, revisar as Normas referentes a sistemas de gestão (Séries ABNT ISO 9000, 14000; ABNT NBR 16156 etc.), leis e resoluções que indiquem parâmetros de eficiência para a reciclagem;
3. Revisar estudos de caso sobre cooperativas de reciclagem: revisar estudos que apresentem parâmetros e indicadores de desempenho de cooperativas de reciclagem, bem como boas práticas para eficiência;
4. Identificar potenciais desperdícios teóricos em empresas de reciclagem: identificar desperdícios que podem teoricamente ocorrer em cooperativas de reciclagem;
5. Identificar potenciais soluções para os desperdícios potenciais de empresas de

reciclagem: identificar soluções recomendadas na teoria para os potenciais desperdícios identificados, bem como boas práticas;

6. Consultar cooperados e detalhar procedimentos e históricos de ocorrências: a partir de entrevistas e formulários de coleta de dados e consultar os cooperados.
7. Registrar e detalhar operações, infraestrutura, técnicas e equipamentos usados na rotina das cooperativas: Mapear os processos atuais das cooperativas, no nível operacional, detalhar o layout da infraestrutura, equipamentos e técnicas adotadas nas operações;
8. Coletar dados dos registros das cooperativas, quantificar fluxos e dimensionar infraestrutura e distâncias: coletar dados existentes nas cooperativas, e complementá-los com dados obtidos pela quantificação de fluxos de entrada e saída de materiais e insumos em cada processo, inclusive estoques, utilizando pesagem ou dimensionamento volumétrico; cronometrar cada uma das operações executadas, incluindo transportes e movimentação de materiais; quantificar os custos e receitas;
9. Identificar, dimensionar e priorizar os desperdícios identificados nas cooperativas: cruzar os dados coletados nas etapas anteriores com as referências teóricas, e identificar os desperdícios específicos das cooperativas; dimensionar a magnitude destes desperdícios, utilizando unidades de medida características (custos; pesos; volumes; tempo; etc.), e priorizar os desperdícios mais críticos, adotando técnicas multicritério, com a participação dos cooperados;
10. Desenvolver e dar suporte à implementação de soluções para os principais desperdícios: determinar tecnicamente e em concordância com as cooperativas as principais ações para melhoria dos processos. Organizar reuniões e encontros com especialistas, apresentar os resultados para a comunidade científica e sociedade local.

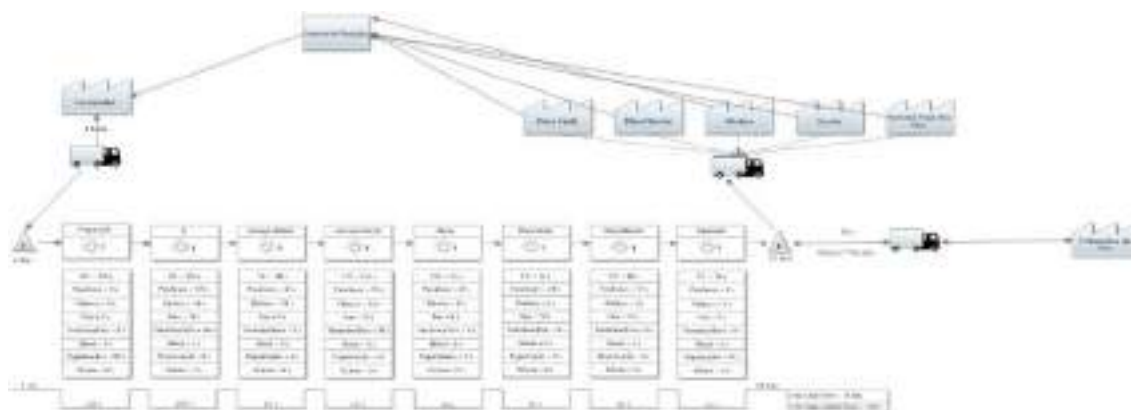
Resultados e Discussão

Foram feitos, pelos alunos, mapas usando o método Value Stream Mapping (VSM) que pode ser chamado ao final, de mapeamento de informações, que é diferente do mapeamento de processos, à medida em que fornece dados mais complexos do que o simples encadeamento de tarefas. A aplicação dessa técnica permite uma melhor gestão, incluindo as melhores práticas para reduzir e eliminar desperdícios, identificar e selecionar gargalos focais de produção, e conceber um futuro melhor e mais próximo do ideal para a organização com base em princípios predefinidos do Lean.

Foi aplicado o VSM nas cooperativas, nos diversos processos: recepção, desmontagem e separação dos

resíduos. Na Coopertech, para computadores desktop, impressoras e monitores de tubo (CRT); na São Vicente, mapeamento dos processos nos galpões, sendo um principal e um de triagem (que recebe resíduos do shopping Centervale), e que serve para revenda de alguns resíduos para reuso; e, na Urbam, o mapeamento de todo o processo de recebimento e triagem dos resíduos da coleta seletiva municipal. Esses mapas foram confeccionados através de regulares visitas aos locais para identificar os gargalos, conhecer a área de estudo e para a cronometragem do tempo operacional e ocioso de cada um dos processos. Após a confecção desses mapas, fizeram a padronização dos mesmos, e orientaram a turma na coleta de dados adicionais para melhor detalhamento (Ex.: Figura 1).

Figura 1 – Value Stream Mapping da Cooperativa Coopertech



Observando a figura, nota-se uma perda significativa nos processos de desmontagem indicando um dos sete desperdícios do Lean Manufacturing.

Associado a algumas soluções propostas, houve um mutirão de limpeza na São Vicente, onde os alunos mais outros voluntários como professores e parceiros, limparam, pintaram e organizaram todos os galpões da cooperativa, num período das oito da manhã até as cinco da tarde, sendo transmitido pela TV Aparecida, no dia quinze de novembro de dois mil e dezessete. Esse mutirão foi baseado na

ferramenta 5S, que visa a qualidade total, através da utilização, ordenação, limpeza, disciplina e higiene.

Na etapa final do projeto, os alunos propuseram soluções para melhoria do desempenho das cooperativas, baseadas nas ferramentas Lean como pode ser visto na tabela abaixo. As soluções foram implementadas pela turma em um dia padrão de trabalho das cooperativas, e o novo processo proposto foi novamente mapeado e seus tempos medidos. Ao final, o resultado do processo proposto foi representado em um VSM futuro.

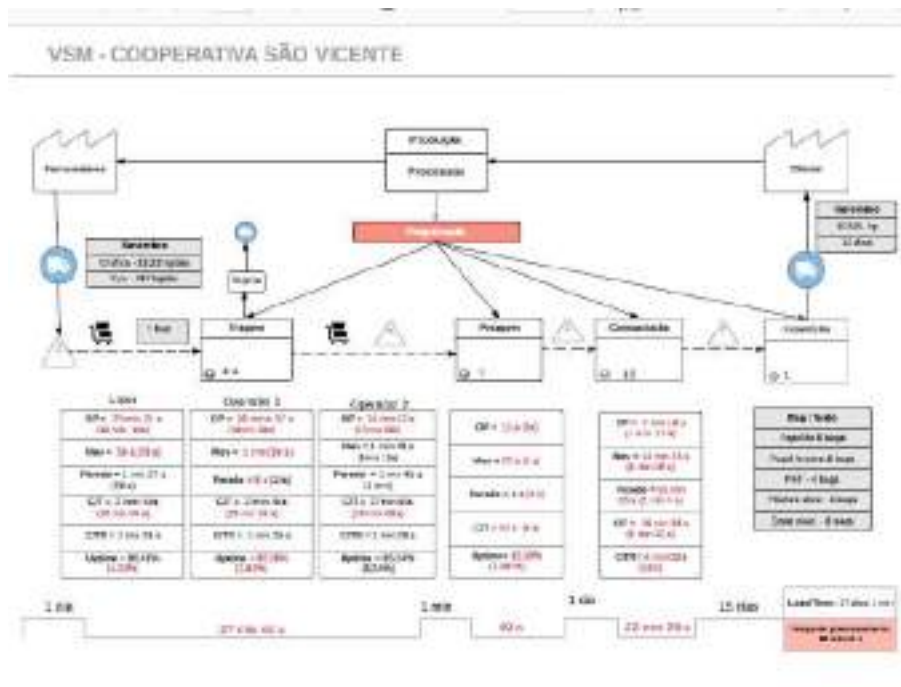
Tabela 1 – Gargalos identificados e soluções aplicadas

Gargalos observados	Soluções finais
Falta de ferramentas que facilitam o processo de desmontagem na Cooperativa Coopertech.	Rifa para arrecadar dinheiro para a compra de uma parafusadeira para os cooperados, ajudando no processo de desmontagem, eliminando o desperdício de processamento.
Problemas de ergonomia e de lead time na Cooperativa São Vicente na hora do carregamento manual dos bags para o processo de separação e para pesagem dos mesmos que são feitos em lugares diferentes do galpão.	Confecção de carrinhos, feitos por um engenheiro em parceria com o projeto para que fosse possível colocar os bags nos mesmos e assim, diminuir o esforço físico e o tempo de transição.
Perda de tempo na movimentação e ergonomia (para anotar os valores na prancheta, levar o bag até a mesa de triagem e para a pesagem).	Aproximação da mesa de triagem da balança e prancheta localizada do lado da balança).
Problema da disposição das mesas que geravam perda de processo no Galpão Principal da São Vicente.	Implementação de um novo layout para facilitar a movimentação e aproximar as mesas da balança e do local de separação.
Falta de organização das mesas na Coopertech.	Compra de fita crepe e caneta para delimitar a mesa de desmontagem e assim manter o ambiente limpo.
Perda de tempo de desmontagem à procura de ferramentas.	Implementação de caixas para armazenarem as ferramentas próximas às mesas e manual para desmontagem
Perda de processo na hora de desmontagem devido à falta de instrução do modo adequado de desmontar cada resíduo.	Fornecimento de um manual de instrução que indica o passo a passo da desmontagem de cada resíduo para diminuir o tempo do processo.
Problemas na hora da desmontagem dos resíduos eletrônicos na Coopertech (escorregam).	Implementação de tapetes de banhos antiderrapantes para evitar o desliz dos resíduos na hora da desmontagem.
Acúmulo de material não nobre e de resíduos orgânicos nos bags que são provenientes do shopping Centervale na cooperativa São Vicente.	Campanha de conscientização no shopping Centervale para que os lojistas que ainda não separam os resíduos orgânicos e recicláveis passem a separar.
Problema de desperdício de material que são descartados que poderiam ser aproveitados na cooperativa Urbam.	Aproveitamento de rejeitos, como o vidro que antes era descartado e agora é reaproveitado sendo a coleta implantada junto com a nova máquina adquirida pela cooperativa.
Acúmulo de sacolas plásticas no aterro que poderiam ser reaproveitadas e junto com elas possíveis materiais recicláveis.	As sacolas que não foram coletadas no rasga saco, vão ser rasgadas e coletadas no começo da esteira.

O enfoque do trabalho foi aumentar a eficiência de forma que estimulasse a proficiência da cooperativa e um dos gargalos que obteve um dos melhores resultados foi em relação a cooperativa São Vicente que após o mutirão de limpeza, notou-se uma melhoria no desempenho dos cooperados que se mostraram satisfeitos com o novo ambiente e com as novas melhorias implementadas como o carrinho para o transporte dos bags.

Na Figura 2 é possível notar no Value Stream Futuro da cooperativa São Vicente a melhoria no processo através da diminuição do tempo na linha de produção.

Figura 2 – Value Stream Mapping da Cooperativa São Vicente



Conclusão

Em resumo, os principais benefícios obtidos por essas soluções foram: diminuição do desperdício de lead time, de movimentação, de estoque e de defeitos. Esses benefícios também foram avaliados qualitativamente por entrevistas com membros das cooperativas, que avaliaram como positivas as mudanças implementadas nas cooperativas de reciclagem de São José dos Campos. Foi notada uma maior proficiência dos cooperados após a implementação o que indica que um ambiente de trabalho organizado e limpo, instiga o trabalho de forma positiva, aumentando a produção e satisfação dos trabalhadores. Assim é possível concluir que o estudo é profícuo.

Referências

JORNAL DO COMÉRCIO, Importância do Lean Manufacturing - Disponível em: <<http://jcrs.uol.com.br/site/noticia.php?codn=159999>> Acesso em: 07 abr. 2018 SALHOFER, S. et al. Key Issues on Weee Management Strategies in Brics Countries and Europe. Proceedings: International Waste Management and

Landfill Symposium - Sardinia 2013, n. October 2013, 2013.

SOUZA, R. G. et al. Multiple Perspectives on Waste Management Systems : Towards More Effective Models for Decision Support. Proceedings: International Waste Management and Landfill Symposium - Sardinia 2013, n. October 2013, 2013. SOUZA, R. G. et al. Problem Structuring Methods As an Input To Life Cycle Sustainability Assessment : the Case of Brazilian Weee Reverse Logistics. Proceedings: International Waste Management and Landfill Symposium - Sardinia 2013, n. October 2013, 2013.

SOUZA, R. G. et al. Sustainability assessment and prioritisation of e-waste management options in Brazil. WASTE MANAGEMENT, 2016.

SOUZA, R. G.; LINS, M. P. E.; VALLE, R. A. B. ASSESSING THE EFFICIENCY OF SOLID WASTE COLLECTION SERVICES IN BRAZIL. Proceedings: International Waste Management and Landfill Symposium - Sardinia 2013. Anais...2011

Valle, R.; Souza, R.G. (Orgs.) Logística Reversa Processo a Processo. São Paulo : Atlas, 2014

[00116] PLANEJAMENTO DE UMA CADEIA DE PRÉ- TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS EM SÃO JOSÉ DOS CAMPOS-SP

**RICARDO GABBAY DE SOUZA¹; FABIANA FIORE²; CAROLINA FERREIRA
PALANCA³**

UNESP – ICT¹; UNESP^{2,3}

ricardo.souza@unesp.br¹; fabiana.fiore@unesp.br²; carolinapalanca7@gmail.com³

Abstract

Dismantling of Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) is an important step of take-back systems for such waste stream, whose implementation is mandatory under the Brazilian National Solid Waste Policy. In Brazil, several companies and waste pickers' cooperatives have been working with WEEE dismantling, but in many cases their businesses have poor feasibility due to many aspects. This work aims at evaluating the feasibility of implementing different scenarios for dismantling of household WEEE

generated in Sao Jose dos Campos, Brazil. The scenarios were developed with support of an Excel tool developed by the StEP initiative, which is proper to assess feasibility of WEEE dismantling units. Local data was collected from actors in the WEEE market, and complemented with data from the national market. Results showed that all scenarios presented a potential positive annual balance, varying according with the implementation costs, number of workers and average salaries.

Introdução

A geração e destinação de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) no Brasil e no mundo é um problema crítico dos pontos de vista ambiental, social e econômico e, diante do potencial de recuperação de valor desses resíduos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (Lei No. 12.305/2010) estabeleceu como obrigatória a logística reversa de REEE ao final de sua vida útil. Tal processo compreende a coleta destes equipamentos em fim de vida útil, e seu processamento adequado visando a reciclagem ou recuperação de componentes e materiais em cadeias produtivas, o tratamento e destinação adequada dos rejeitos e resíduos perigosos, bem como estimular a inclusão de cooperativas de catadores no processo.

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2018), atualmente, o país tem baixa taxa de reciclagem, haja vista que o percentual de resíduos secos que poderia atingir 30% não chega nem a 13%. Em virtude disso, a lei estipulou que em relação à logística reversa, todos os fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes e cidadãos têm responsabilidade compartilhada na correta destinação do produto adquirido para que assim, a vida útil do produto não termine após seu consumo, mas que este possa ser reaproveitado ou que ao menos, tenha destinação ambientalmente correta. Ademais, a coleta seletiva também irá contribuir para o aumento da reciclagem no Brasil, de modo a evitar que os resíduos cheguem aos aterros sanitários.

Neste contexto, foi desenvolvida uma ferramenta de cálculo de plano de negócios, StEP, que visa apoiar os empreendedores para que seja possível desenvolver a reciclagem de lixo eletrônico que atenda às vertentes econômicas e ambientais. Esta ferramenta também permite compreender as condições econômicas atuais de uma determinada região para a reciclagem de lixo eletrônico sendo que, para aplicá-la, o usuário deve fornecer alguns dados como os custos nacionais da mão de obra, o mix de insumos esperado e as opções para reciclar ainda mais as frações desmontadas no país (StEP, 2017).

Tal ferramenta é proveniente de uma campanha realizada pelo Centro de Desmontagem e Reciclagem da DRZ em 2013, na qual analisou-se a composição dos outputs após a desmontagem de 13 grupos de equipamentos relevantes (notebooks, televisores, celulares, entre outros), em três cenários diferentes, sendo um de desmontagem superficial, um de nível médio e outro de desmontagem em profundidade (StEP, 2017).

A partir da aplicação dessa ferramenta em Kampala, Phnom Penh e no Rio de Janeiro, notou-se que a unidade de desmontagem mais cara seria a do Brasil, que apresentou os maiores valores de investimento anual, receita e custos, comparados às outras, todavia, em Kampala existe o custo de aquisição de produtos que não ocorre no Brasil. Além disso, verifica-se que um nível de desmontagem mais detalhado no Brasil seria viável para elevar a receita de vendas, bem como o custo de pagamento de pessoal e o custo de destinação de resíduos perigosos (StEP, 2017).

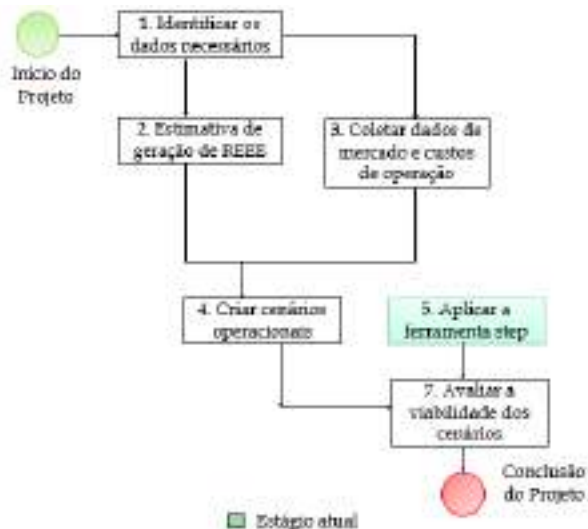
Objetivo

Modelar, avaliar e comparar cenários logísticos para implantação de unidades de desmontagem de REEE no

município de São José dos Campos-SP.

Metodologia

A metodologia do projeto está representada no Fluxograma 1 abaixo.



Fluxograma 1 – Metodologia

Primeiramente, foi necessário identificar os dados necessários para possibilitar a estimativa de geração REEE em São José dos Campos. Com relação à quantidade e composição dos REEE gerados no município, realizou-se em um estudo anterior uma pesquisa com os moradores da cidade, na qual os mesmos respondiam sobre a compra, duração e destinação de alguns equipamentos eletrônicos que foram selecionados (Souza et al., 2017). Neste estudo, foi estimada uma geração total de 2.814 t de REEE pelos domicílios do município em 2017.

Em seguida, realizou-se a coleta de dados de mercado, bem como os custos de operação necessários para o funcionamento de uma unidade de desmontagem de equipamentos eletrônicos, sendo que a unidade usada como base foi a Coopertech, cooperativa de resíduos eletrônicos, em São José dos Campos.

Diante desses dados, foram criados diversos cenários operacionais, através da ferramenta StEP, sendo esta essencial para estabelecer a reciclagem de resíduos eletrônicos a partir dos recursos econômicos disponíveis. Os cenários apresentaram variações em relação às entradas dos resíduos, número e tipo de processo das unidades, com o objetivo de verificar qual o melhor cenário dentre os apresentados na Tabela 1.

Resultados e discussão

Nota-se que as remunerações médias atuais de cooperativas locais para cada uma das funções de trabalho, estão distantes das adequadas, que foram

adotadas na Tabela 2. Além disso, pela Tabela 3 é possível verificar quais as frações mais valiosas para

tentar reverter, ou ao menos, minimizar tal discrepância salarial.

Ao comparar os valores da Tabela 4 com os obtidos no estudo no Rio de Janeiro (StEP, 2017), é possível perceber que os custos de alguns outputs, como alumínio e cobre são mais elevados em São José dos Campos, enquanto que o ferro se mostrou mais barato e o bronze apresentou valor similar. Logo, os valores de custo apresentaram variações de acordo com a região e transporte.

Após a aplicação da ferramenta StEP para os cenários, os resultados obtidos para avaliação da viabilidade das unidades são resumidos na Tabela 4.

Em relação ao total de investimento, os melhores cenários foram B 2.a – A e B2.b – A, visto que estas tinham apenas 2 unidades. Já sobre o balanço anual, o cenário 100% direto - C se mostrou como o mais viável, pois ocorria 100% de entrega direta de REEE da população no local (evitando assim os custos de coleta). O maior número de empregos gerados foi de 240 em 100% - C, 100% direto - C, 50% direto – C, 30% direto – C, 10% direto – C e A1.b – C e, por fim, o salário médio dos trabalhadores obteve destaque para A5.a – A, A6.a – A, A5.b – A, A6.b – A, que apresentaram as maiores quantidades de unidades.

Ademais, ressalta-se, que houveram algumas considerações na planilha StEP, por exemplo a distância percorrida, para qual adotaram-se determinados padrões, bem como sobre os custos de combustível, pedágio, o valor médio do dólar, o otimismo ao considerar que 100% do que é gerado pela população

chega nas unidades, entre outros, que ocasionaram uma limitação dos dados adotados sobre os REEE coletados e o seu mercado local.

Tabela 1 – Cenários

Cód.	No. unidades	Descrição	Total REEE (Soma das unidades)
A1.a	1	Uma unidade recebe 100% dos REEE da cidade	2.814 t/ano
A2.a	2	2 unidades recebem 50% cada do REEE da cidade (mesmo mix)	2.814 t/ano
A3.a	3	3 unidades recebem 1/3 cada do REEE da cidade (mesmo mix)	2.814 t/ano
A4.a	4	4 unidades recebem 25% cada do REEE da cidade (mesmo mix)	2.814 t/ano
A5.a	5	5 unidades recebem 20% cada do REEE da cidade (mesmo mix)	2.814 t/ano
A6.a	6	6 unidades recebem 1/6 cada do REEE da cidade (mesmo mix)	2.814 t/ano
A1.b	1	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
A2.b	2	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
A3.b	3	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
A4.b	4	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
A5.b	5	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
A6.b	6	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
B1.a	2	1 unidade recebe apenas CRT; outra recebe outros REEE	2.814 t/ano
B2.a	2	1 unidade recebe apenas celular; outra recebe outros REEE	2.814 t/ano
B3.a	2	1 unidade recebe apenas computadores; outra recebe outros REEE	2.814 t/ano
B4.a	4	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
B1.b	2	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
B2.b	2	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
B3.b	2	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano
B4.b	4	Idem acima – unidade recebe 20% REEE como PEV	2.814 t/ano

Tabela 2 - Remunerações médias para trabalhadores no Brasil

Empregados	Salário Anual (R\$)
Diretor Geral	R\$ 12852,00
Gerente de departamento	R\$ 9636,00
Trabalhadores qualificados	R\$ 6432,00
Trabalhadores não qualificados	R\$ 4824,00
Pessoal administrativo	R\$ 9639,00
Custos Adicionais de mão de obra	10%
Horas trabalhadas por dia	8 hs
Dias trabalhados por ano	275

Tabela 3 – Preço de venda de alguns componentes de REEE no município

Frações de Saída	Preço por Tonelada (R\$)
Placa mãe verde	R\$ 14500,00

Placa mãe colorida	R\$ 12000,00
Placa de notebook	R\$ 23000,00
Placa marrom	R\$ 900,00
Placa de celular	R\$ 45000,00
Placa de HD	R\$ 45000,00
HD com placa	R\$ 3800,00
Celular sem bateria	R\$ 21000,00
Processador cerâmico A	R\$ 390000,00
Processador cerâmico B	R\$ 180000,00
Processador cerâmico C	R\$ 160000,00
Memória dourada	R\$ 50000,00
Memória prateada	R\$ 30000,00

Tabela 4 – Resultados

	Total de Investimento	Balanco Anual	Empregos Gerados	Salário Médio dos Trabalhadores
100% - A	-143.361	636.759	32	-5.974,48
100% - B	-244.528	1.839.259	120	-5.663,14
100% - C	-382.483	1.954.256	240	-5.616,34
100% direto - A	-143.361	639.580	32	-5.974,48
100% direto - B	-244.528	1.842.087	120	-5.663,14
100% direto - C	-382.483	1.957.149	240	-5.616,34
50% direto - A	-143.361	638.170	32	-5.974,48
50% direto - B	-244.528	1.840.677	120	-5.663,14
50% direto - C	-382.483	1.955.738	240	-5.616,34
30% direto - A	-143.361	637.606	32	-5.974,48
30% direto - B	-244.528	1.840.112	120	-5.663,14
30% direto - C	-382.483	1.955.174	240	-5.616,34
10% direto - A	-143.361	637.041	32	-5.974,48
10% direto - B	-244.528	1.839.548	120	-5.663,14
10% direto - C	-382.483	1.954.610	240	-5.616,34
A2.a - A	-138.082	602.225	18	-6.158,07
A2.a - B	-241.306	1.786.668	63	-5.763,17
A2.a - C	-377.205	1.916.233	122	-5.662,56
A3.a - A	-155.421	583.768	12	-6.426,12
A3.a - B	-258.645	1.766.432	42	-5.852,59
A3.a - C	-394.002	1.917.220	81	-5.652,77
A4.a - A	-173.246	533.481	10	-6.747,58
A4.a - B	-278.850	1.706.796	33	-5.939,46
A4.a - C	-416.481	1.822.034	63	-5.763,17
A5.a - A	-191.970	477.774	9	-6.961,88
A5.a - B	-291.511	1.731.585	26	-5.808,24
A5.a - C	-433.797	1.794.863	51	-5.764,65
A6.a - A	-144.333	421.052	9	-6.961,88

A6.a - B	-242.359	1.673.370	23	-5.937,30
A6.a - C	-379.343	1.771.158	43	-5.828,55
A1.b - A	-143.361	637.323	32	-5.974,48
A1.b - B	-244.528	1.839.830	120	-5.663,14
A1.b - C	-382.483	1.954.892	240	-5.616,34
A2.b - A	-138.082	602.789	18	-6.158,07
A2.b - B	-241.306	1.787.233	63	-5.763,17
A2.b - C	-377.205	1.916.797	122	-5.662,56
A3.b - A	-155.421	584.387	12	-6.426,12
A3.b - B	-258.645	1.767.063	42	-5.852,59
A3.b - C	-394.002	1.917.827	81	-5.652,77
A4.b - A	-173.246	534.045	10	-6.747,58
A4.b - B	-278.850	1.707.361	33	-5.939,46
A4.b - C	-416.481	1.822.598	63	-5.763,17
A5.b - A	-191.970	478.338	9	-6.961,88
A5.b - B	-291.511	1.732.149	26	-5.808,24
A5.b - B	-433.797	1.795.427	51	-5.764,65
A6.b - A	-144.333	421.616	9	-6.961,88
A6.b - B	-242.359	1.673.934	23	-5.937,30
A6.b - C	-379.343	1.771.722	43	-5.828,55
B1.a - A	-99.499	573.664	25	-5.847,82
B1.a - B	-195.906	1.783.750	109	-5.645,08
B1.a - C	-325.854	1.640.944	222	-5.601,30
B2.a - A	-99.123	355.356	19	-6.172,76
B2.a - B	-124.334	1.031.715	41	-5.838,34
B2.a - C	-150.735	1.319.208	64	-5.748,41
B3.a - A	-116.674	446.735	29	-5.872,06
B3.a - B	-201.828	1.245.954	103	-5.646,42
B3.a - C	-323.445	1.305.995	209	-5.619,17
B1.b - A	-99.499	574.024	25	-5.847,82
B1.b - B	-195.906	1.784.110	109	-5.645,08
B1.b - C	-325.854	1.641.304	222	-5.601,30
B2.b - A	-99.123	355.774	19	-6.172,76
B2.b - B	-124.334	1.032.132	41	-5.838,34
B2.b - C	-150.735	1.319.626	64	-5.748,41
B3.b - A	-116.674	447.209	29	-5.872,06
B3.b - B	-201.828	1.246.429	103	-5.646,42
B3.b - C	-323.445	1.306.470	209	-5.619,17

Conclusão

Em resumo, neste estudo pode-se concluir que:

- A remuneração atual da Coopertech ainda está abaixo da média esperada para as funções de trabalho no Brasil;
- Pela Tabela 3, nota-se que o processador cerâmico A e o processador cerâmico B são os materiais mais valiosos que podem ser priorizados para maior rendimento da unidade;
- Apesar das limitações de dados e da necessidade de um refinamento para obtenção de cenários mais realísticos, a ferramenta StEP tem alta utilidade, visto que esta realiza análises complexas;
- Na prática, ocorrem interferências do setor informal, como a separação incorreta dos REEE, o que provoca modificações no perfil do estudo;
- O cenário 100% direto – C apresentou maior balanço anual, já que apresentou 100% de entrega direta em um cenário otimista;

Referências Bibliográficas

- 1- RAIS. Acesso em: 28 nov. 2017. Disponível em: <http://www.rais.gov.br/>;
- 2- StEP. Acesso em: 15 nov. 2017. Disponível em: <http://www.step-initiative.org/business-plan-calculation-tool-for-manual-e-waste-dismantling-facilities.html>;
- 3- SOUZA, R. G.; ABBONDANZA, M. N. M.; PALANCA, C. F. HOUSEHOLD WEEE GENERATION ESTIMATE IN SAO JOSE DOS CAMPOS, BRAZIL. Proceedings Sardinia 2017, 16th International Waste Management and Landfill Symposium, 2017.
- 4- Ministério do Meio Ambiente (MMA). Acesso em: 21 de nov. 2017. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/informma/item/7015-brasil-inicia-processo-para-instalacao-da-logistica-reversa>;
- 5- Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Acesso em: 17 de set. 2017. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm

[00125] DESARROLLO DE UN SISTEMA AGROPECUARIO PARA COMUNIDADES RURALES SEGÚN LOS CRITERIOS DE LA ECOLOGÍA INDUSTRIAL

GEMMA CERVANTES¹; ROCIO GONZALEZ MONTANO²; GERMAN CUEVAS
RODRIGUEZ³

UNIVERSIDAD DE LA SALLE BAJIO¹; Universidad de Guanajuato^{2,3}

gemma.cervantes@gmail.com¹; roy_bam@hotmail.com²; german28@ugto.mx³

ABSTRACT

The rural milieu faces problems for an adequate development and for the subsistence of the traditional agricultural systems of the rural communities in Mexico. This work proposes as a solution a transformation of agricultural systems in agricultural ecosystems, as a model for rural communities, applying industrial ecology criteria.

The applied model develops the capacity of the producers of the rural communities for the economic, social and environmental subsistence. Applying the criteria of industrial ecology, waste and subproducts are used to generate synergies and new entities in the agricultural system and resemble an agricultural ecosystem.

This proposal was developed at Coyotillo Ranch, Dolores Hidalgo Municipality C.I.N. (cradle of independence), Guanajuato, Mexico. When analyzing the agricultural system, 13 entities were identified: milpa, nopal farming, maguey, etc. New synergies were also proposed and the creation of 15 new entities to complete the system. Eight of the synergies proposed in the agricultural system were also implemented.

Keywords: agricultural system, synergies.

INTRODUCCIÓN

En México las actividades agropecuarias tienen gran importancia en el medio rural. Actualmente no se produce suficiente alimento y la producción no es suficiente para abastecer la economía familiar en las pequeñas comunidades rurales. El sector agropecuario tradicional desarrolla sus actividades en las localidades rurales, produciendo la milpa de temporal, criando cerdos, borregos, vacas, etc. para el autoconsumo y un

porcentaje mínimo para la venta. El presente trabajo se desarrolló en la pequeña comunidad El Coyotillo ubicada en el municipio de Dolores Hidalgo C.I.N., Gto. México, se analizaron las actividades productivas de la comunidad con el propósito de desarrollar un sistema agropecuario para las comunidades rurales según los criterios de la ecología industrial como manera de aportar una solución para la viabilidad de pequeños sistemas agropecuarios tradicionales en México.

Los datos e información para el proceso de este trabajo fueron obtenidos de la comunidad de manera práctica por medio de visitas. Con este proyecto se aprovechan los residuos como materia prima en los procesos productivos del mismo sistema y se crean nuevas sinergias. Esto con el fin de mejorar la calidad de vida de las comunidades rurales así como para obtener beneficios sustentables.

Definición de la ecología industrial

La ecología industrial es un área multidisciplinaria que intenta asemejar los sistemas industriales a los ecosistemas naturales. La ecología industrial comporta beneficios económicos, medioambientales y sociales tales como: el ahorro de recursos, la minimización de residuos, la disminución de emisiones, de cargas contaminantes, de costos ambientales, la mejora en puestos de trabajo y la imagen ambiental de las empresas (Cervantes, 2013).

Simbiosis industrial

La simbiosis industrial es una herramienta de la ecología industrial que establece sinergias entre diferentes industrias o entidades para conseguir un beneficio económico y al mismo tiempo obtener resultados ambientales así como sociales positivos, esto se logra con un intercambio de residuos como materia prima, intercambio de información, utilización conjunta de

servicios o infraestructura, etcétera. La simbiosis industrial utiliza diagrama de flujo como herramientas para identificar las posibles sinergias en un sistema industrial.

Rancho El Coyotillo

El rancho El Coyotillo tienen siete hectáreas de superficie total divididas en áreas de cultivo, corrales para cerdos, conejos, borregas, cabras, vacas, caballo, cercas, linderos y las casa.

En la zona donde se ubica el rancho el Coyotillo está formada principalmente por llanuras y lomerías suaves y presenta un clima semiárido, con una temperatura máxima de 36.5 °C en el verano y una mínima de 3.8 °C en el invierno, siendo la temperatura media anual de 17.4 °C. A su vez, la precipitación media anual es de 564.1 milímetros; la temporada de lluvia se presenta generalmente desde mediados de mayo hasta septiembre, aunque en los últimos años este ciclo ha sufrido serias perturbaciones (Estado de Guanajuato, 2001).

OBJETIVOS

Objetivo general

Realizar una propuesta para la transformación de un sistema agropecuario rural en ecosistema agropecuario, como modelo para comunidades rurales, aplicando los criterios de la ecología industrial.

Objetivo particular

- Conocer el flujo de materiales y energéticos del sistema agropecuario rural.
- Identificar las sinergias existentes en el sistema.
- Crear las posibles sinergias en el sistema agropecuario rural.

METODOLOGÍA

En el desarrollo de este proyecto se observó el sistema agropecuario del rancho El Coyotillo para conocer la realidad de cómo se desempeñan las actividades y procesos productivos. Se realizaron varias visitas; se tomaron fotografías, anotaciones, se encontraron 13 entidades, además en esta etapa se hicieron observaciones de otras comunidades vecinas con el fin

de obtener mayor información para la mejora del sistema agropecuario y encontrar el bien común hacia un desarrollo sustentable en este proyecto.

Ya identificadas todas las entidades se conocieron las fuentes de materia prima de cada subsistema, los productos que se obtienen, el destino final de ese producto, los subproductos, el aprovechamiento de los subproductos así como el destino final de los mismos. Además se detectaron los residuos y se investigaron los posibles procesos de tratamiento asimismo su disposición final.

Se elaboraron diagramas de flujo de cada entidad que conforma el sistema agropecuario. Estos diagramas se hicieron con el software Visio 2013, de forma rectangular, escribiendo en cada rectángulo el nombre de la entidad. Para diferenciar las entradas y salidas de flujo de cada entidad se colocaron flechas de colores distintos como se muestra en la figura 1.

DESCRIPCIÓN	FLUJO	CÓDIGO DEL COLOR	FLUJO RESIDUAL
Materia Prima	→	Apa: 0 Verde, EN: Azul-Gr	
Productos	→	Apa: 0 Verde, EN: Azul-Gr	
Intercambio interno del proceso	→	Apa: 0 Verde, EN: Azul-Gr	
Energía	→	Apa: 0 Verde, EN: Azul-Gr	
Agua	→	Apa: 0 Verde, EN: Azul-Gr	
Residuos	→	Apa: 0 Verde, EN: Azul-Gr	
Propuesta/alternativas de nuevas sinergias	→	Apa: 0 Verde, EN: Azul-Gr	

Figura 1. Descripción de colores de sinergias en el sistema agropecuario, fuente: (Cervantes G., 2013)

La materia prima es la entrada de flujo a cada entidad y se representó con una flecha color verde, los productos con una flecha color lila, los residuos con una flecha color café y los posibles subproductos con una flecha color negro.

Con toda la información obtenida se propusieron las nuevas sinergias en el sistema agropecuario y se elaboró el diagrama de flujo eco-industrial del rancho El Coyotillo. Puesto que el sistema agropecuario existe, cada propuesta se fue evaluando en función a la observación real y continua del sistema en base a la economía actual en el rancho El Coyotillo y se implementaron ocho propuestas.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

En el sistema agropecuario del rancho El Coyotillo se encontraron 13 entidades: La milpa, cultivo de nopal, cultivo de xoconostle, cultivo de maguey, corral de gallinas, corral de borregas y cabras, corral de cerdos, corral de conejos, corral de la vaca, corral del caballo, mascotas, árboles del monte y la casa. Para cada una de las entidades se elaboró un diagrama de flujo como se muestra en a figura 2.

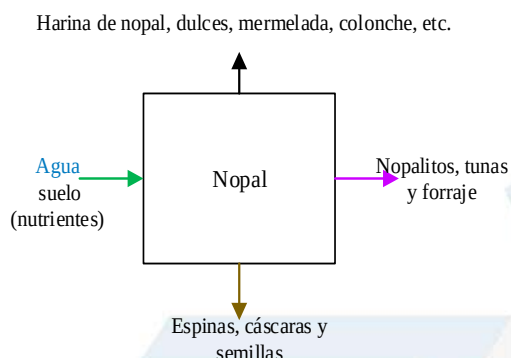


Figura 1. Diagrama de flujo entidad cultivo de nopal

Sinergias propuestas en el sistema agropecuario

En la investigación y análisis del sistema agropecuario se encontraron 15 nuevas sinergias que se pueden implementar para un mejor aprovechamiento de residuos, subproductos y productos en el sistema agropecuario. Con estas nuevas sinergias se pueden formar las nuevas entidades: harina de hueso, extracción de queratina, composta simple, etc.

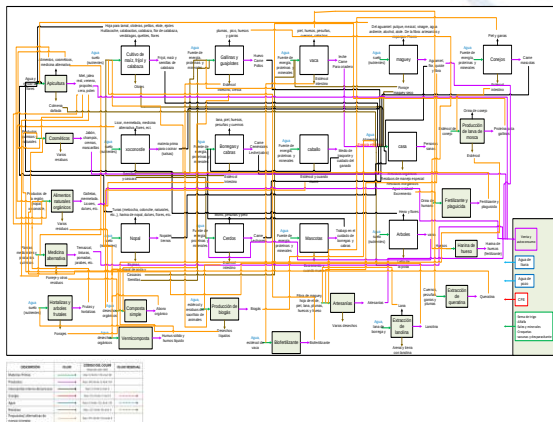


Figura 2. Diagrama de flujo del ecosistema agropecuario del rancho El Coyotillo

En la figura 3 se observa el ecosistema agropecuario. Las nuevas entidades propuestas están indicadas en un rectángulo con un color verde claro, el intercambio de las nuevas sinergias propuestas está indicado con una línea color amarillo.

Sinergias implementadas en el sistema agropecuario

Las sinergias que fueron implementadas en el sistema agropecuario son: apicultura, cosméticos, composta simple, lombricomposta, alimentos nutritivos y orgánicos, medicina alternativa, plaguicida con la orina humana y el huerto familiar.

Los beneficios que se observaron en la comunidad con este proyecto:

- Mejoró la calidad de los procesos en el sistema agropecuario.
- Se obtuvieron beneficios económicos con los nuevos productos elaborados aplicando las nuevas sinergias en el sistema agropecuario.
- Se aprovecharon los residuos en procesos como la lombricomposta y composta simple para producir abono orgánico.
- Con este proyecto se contribuyó a la protección del medio ambiente de la zona y la conciencia ambiental de la población.

Retos en la implementación de las nuevas entidades:

La limitación mayor es el problema del agua, debido que este recurso natural es necesario para la subsistencia y producción en el sistema agropecuario. La cosecha de agua de lluvia es variada, algunas veces es insuficiente, otras veces no se cuenta con los depósitos necesarios para su captación. Hasta el momento la mayor afectación que se ha observado es en el huerto familiar. En el sistema ganadero algunas veces el agua es escasa para abastecer a los animales, por este mismo problema no se puede tener más ganado bovino ya que su consumo de agua es muy alto.

Alternativas para solucionar este problema:

- Rehabilitar los filtros que se tienen para el tratamiento de aguas grises
- Construir nuevas cisternas de mayor capacidad que los recipientes que se tienen en el sistema.
- Organizar un comité para gestionar recursos económicos ante el municipio y el estado, y solicitar la construcción de un pozo en el rancho.

Modelo ecoindustrial del rancho El Coyotillo

Este estudio como modelo se puede aplicar a otros sistemas agropecuarios similares. Los sistemas agropecuarios de la región no son iguales, sino que se asemejan, algunos cuentan con menos o más entidades que los conforman. Esto depende del área que se tiene destinada o priorizada para el desarrollo productivo agropecuario en cada rancho o traspato, la generación de residuos y subproductos también será variada, pero con las mismas características cualitativas que las de este sistema agropecuario del rancho El Coyotillo.

Es posible utilizar el modelo del rancho El Coyotillo, aprovechar los residuos, subproductos, para generar las sinergias y nuevas entidades como se observó en el desarrollo de este proyecto, así contribuir a la subsistencia de pequeños sistemas agropecuarios de comunidades rurales.

CONCLUSIONES

Con las nuevas propuestas de sinergias en el sistema agropecuario se aprovechan los recursos de la zona, los residuos y subproductos generados en las distintas entidades. Se logra el cierre de ciclo de materia y energía, esto permitir la sobrevivencia de los sistemas agropecuarios tradicionales, así como el bienestar sustentable de la comunidad.

Las sinergias existentes en el sistema agropecuario son actividades que se desarrollan de forma tradicional, que han pasado de generación en generación para la subsistencia del sistema agropecuario de la comunidad rural del rancho El Coyotillo.

En la implementación de las sinergias propuestas se tuvo que invertir más tiempo y mano de obra, pero el beneficio económico fue mayor al que se tenía. Con el

beneficio económico obtenido se pueden seguir implementando las sinergias restantes.

Es necesario la capacitación para el buen manejo de los procesos de las nuevas entidades y la educación ambiental a la población de la comunidad.

El ecosistema agroindustrial del rancho El Coyotillo sirve como modelo para las comunidades rurales y podría ser una estrategia para que los pequeños sistemas agropecuarios de México puedan subsistir

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

(i) Cervantes, G. (2013). El concepto de la ecología industrial. En G. Carrillo, *La ecología industrial en México*, váksu. (ed.), México, pp. 47,51, 81 y 52.

(i) Lule, D., Cervantes, G., & Carrillo, G. (2013). La implementación de la ecología industrial en el corredor industrial de Altamira-Tamaulipas. En G. Carrillo, *La ecología industrial en México* váksu. (ed.), México, pp. 175-188

(ii) Cervantes, G., Sosa, R., Rodríguez, R., & Robles, F. (2009). *Ecología industrial y desarrollo sustentable*. Ingeniería

(v) Arce López, J. (2009, JUNIO). Aplicación de los criterios de la ecología industrial en un sistema agrario (tesis de pregrado). Instituto Politécnico Nacional. México, D. F.

(v) Cruz, J. (2014). *Ecología industrial; y las sinergias entre empresas* (tesis de pregrado). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria. México.

Documentos electrónicos:

Estado de Guanajuato, Dolores. (2001). Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México. Obtenido de <http://siglo.inafed.gob.mx>: <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM11guanajuato/municipios/11014a.html>

Mundial, B., CIAT, & CATIE. (Octubre de 2014.). *Agricultura climáticamente inteligente en México. Serie de perfiles nacionales de agricultura climáticamente*. Obtenido de http://sdwebx.worldbank.org/climateportal/doc/agricultureProfiles/CSA-en-Mexico_Spanish.pdf

[00130] RELATOS DE ATIVIDADES DE CONSCIENTIZAÇÃO E EDUCAÇÃO AMBIENTAL SOBRE O DESTINO CORRETO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS EM SÃO BORJA, RS, BRASIL.

Rhoden, Valmor^{1*}; Bellinazo, Luiza, Ribeiro^{2*}; Alves, Alcione Aparecida de Almeida³ Sponchiado, Margarete⁴; Salomoni, Saionara Eliane⁵

***¹Coordenador do projeto e professor Adjunto da Unipampa, campus São Borja/RS, Brasil. *²Acadêmica do curso de Relações Públicas da Unipampa e voluntária do projeto. ³Universidade Federal da Fronteira Sul. Rua Jacob Reinaldo Haupenthal, 1580, Bairro São Pe**

ABSTRACT

The environmental degradation resulting from the pollution of natural resources through urban solid waste is now one of the biggest problems that will affect the population more and more. The objective of this project was to raise awareness of the population of the city of São Borja on the correct disposal of garbage and the importance of its separation and ideal destination, so that each one can play his part in this process, knowing the current situation of the city. In addition to bibliographical research, we use the experience report as support for the elaboration of this article. The project was carried out in the year 2016, during which time actions were taken to execute, raise awareness and present the project to the community. It is important to do our part as a university, to awaken in people the idea that each one needs to do his or her job so that we have less aggression on the environment.

Keywords: environmental degradation, urban solid waste, separation and destination.

INTRODUÇÃO

A questão sobre sustentabilidade e do lixo que produzimos está sendo cada vez mais debatida entre a sociedade em geral, pois o futuro da humanidade depende da forma em que cuidamos e preservamos o nosso meio ambiente. Loureiro (2009) destaca a importância de despertar na sociedade a conscientização dos atos de cada uma e os desafios que isso resulta. Diante de tantas agressões que vem sofrendo o meio ambiente, o projeto nasceu com o principal intuito de conscientizar a comunidade são-borjense sobre a importância da separação do lixo e seu destino ideal. Iniciamos ações no primeiro semestre de 2016, onde diretamente apresentamos e executamos junto à comunidade, ações dinâmicas para conscientizá-los, o que gerou resultados alcançados. A conscientização é um processo de comparação do ser humano com a realidade a fins de assimilá-la. A conscientização então, não é nada a mais que ir além de uma

consciência incauta, na qual se deve destacar o poder que cada um pode tomar para transformar o mundo em algo melhor. A conscientização ambiental é a criação de um juízo crítico em relação aos prejuízos sofridos pelo meio ambiente devido à sua exploração sem cuidados que deveria ter pelos seres humanos desde o princípio até os dias de hoje. Devido a esse motivo, existem nos dias de hoje normas ambientais que ganham a cada dia mais importância, como a produção com utensílios reciclados, energia com recursos sustentáveis, entre outras.

Nos dias de hoje, cuidar do nosso meio ambiente é o maior desafio para a humanidade. Essa consciência está se expandindo ao decorrer das informações que nos cerca cada vez mais, mas ainda assim, se precisa de um amparo maior da comunicação. O desenvolvimento das fábricas e o da tecnologia criaram uma distância do homem e da natureza. A dificuldade é que poucas ações para esta conscientização são realizadas na prática. Seria uma das funções da comunicação efetuar essa disseminação de idéias conscientes.

A função da comunicação, antes de tudo, é aguçar uma mudança de valores e conduta do homem, conscientizando da mesma forma que vai informando, para que no fim, esse pensamento não fique apenas nisso e se transforme em ações. Sendo assim, podemos afirmar que o papel básico das Relações Públicas no âmbito da consciência social é criar uma ponte para a união entre as pessoas, através de informações coerentes. E ter em mente a consciência de todos os nossos atos como cidadão, no qual temos o dever de cuidar e preservar em meio a essa crise ambiental, sendo este o ponto de partida para um trabalho de comunicação para a proteção do meio ambiente.

OBJETIVOS

SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Os objetivos deste projeto foram conscientizar parte da população da cidade de São Borja/RS, Brasil, sobre a destinação correta do lixo e a importância da sua separação e destino ideal, para que assim, cada um faça sua parte nesse processo, tendo conhecimento da atual situação da cidade.

METODOLOGIA

As ações foram realizadas a partir do projeto de extensão – O Lixo em São Borja: debatendo e agindo, da Universidade Federal do Pampa – UNIPAMPA e realizado em parceria com o curso de Bacharelado em Gestão Ambiental da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – UERGS, campus São Borja. As atividades realizadas foram as mais diversas, envolvendo o tema “Debatendo e Agindo sobre o lixo com a população de São Borja/RS, Brasil”. Segundo Santos (2004, p. 73), a extensão universitária pode estar “na luta contra a exclusão social e a degradação ambiental, na defesa da diversidade cultural”.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Ao longo de todas as atividades de extensão foram realizadas *blitz* no dia 05 de junho de 2016, comemorando o dia mundial do meio ambiente, através da conscientização sobre o lixo produzido no dia-a-dia, o qual se acumula até mesmo dentro do próprio carro e que de forma negativa é descartado nas ruas da cidade (Figura 1). Foram distribuídos saquinhos de lixos para carros e pôsteres que tratam e destacam com mais importância sobre a destinação correta para cada tipo de lixo e sobre a conscientização da separação e destinação correta do lixo. Os pôsteres foram elaborados com o intuito de ser divulgada a toda comunidade, em especial a jovens, alunos e crianças. Seu design é colorido e atraente aos olhos de quem o vê, o que busca mais interesse dos jovens sobre o assunto, com informações locais sobre o destino correto do lixo produzido em casa, com três mil unidades impressas.

Ainda, foram confeccionadas camisetas para representar o projeto em ações realizadas na cidade, assim como eventos. Foi criada uma *fanpage* no *facebook*¹, como meio de comunicação, divulgação e acessibilidade para melhor repercussão das atividades, como também para melhor divulgação das ações e conscientização de todos. Além disso, foi realizado em parceria com os professores e acadêmicos do curso de Bacharelado em Gestão Ambiental da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, um mutirão de limpeza através do recolhimento de lixos nas ruas, na área central da cidade de São Borja e nas margens do Rio Uruguai, com o apoio da secretaria Municipal do Meio Ambiente e do 2º Regimento de Cavalaria Mecanizada (2º RC Mec - Figura 2). O impacto da conscientização foi atingido, pois foram recolhidas cinco caçambas de resíduos sólidos (lixo), do tipo

eletrônico, restos de construção, de móveis de casa, de roupas, garrafas pet e vários plásticos foram retirados das margens das ruas e do rio, transformando áreas com muito lixo espalhado em locais visualmente mais limpos. Na semana do Meio Ambiente o grupo participou da inauguração de lixeiras que foram instaladas na praça XV de novembro em São Borja. Foram distribuídas mudas de árvores e frutíferas, além de música ao vivo com artistas locais, distribuição de erva mate, exposição de artesanatos à base de materiais recicláveis e pontos de coleta para lâmpadas e lixos eletrônicos. Os acadêmicos do curso de Bacharelado em Gestão Ambiental da UERGS - demonstraram a construção de composteiras caseiras e a colocação de lixo em lixeiras adequadas. Outra etapa importante do trabalho foi a realização de palestras educativas com a coordenadora e alunos do curso de gestão ambiental da UERGS, as quais foram realizadas em quatro escolas municipais e estaduais – para alunos do ensino fundamental e médio. Foram realizadas atividades interativas nas escolas, nas quais, os alunos realizaram a construção de composteiras, com o auxílio dos pôsteres que foram distribuídos (Figuras 3 e 4). Ouviram palestras sobre a importância e o procedimento de dar um destino correto aos resíduos sólidos e realizaram atividades com jogos educativos, o que permitiu a interação com os alunos. As propostas de atividades de educação ambiental na gestão dos resíduos sólidos promovem a conscientização, através do processo participativo, no qual o aluno atua ativamente no diagnóstico dos problemas ambientais na busca de soluções. As atividades de educação ambiental foram acima de tudo um ato político e de cidadania, voltado para a transformação social. E neste caso, a escola com a participação da universidade esteve inserida no contexto, que participa da compreensão e articulação dos processos de aprendizagem com o ambiente. Estima-se que com todas as estratégias utilizadas cerca de 3 mil pessoas foram atingidas com as ações do projeto durante o ano.

Figura 1: Blitz ambiental realizada na esquina do Parque General Vargas, em comemoração ao Dia Mundial do Meio Ambiente, curso BGA – UERGS, São Borja/RS, Brasil.





Figura 2: Mutirão de limpeza de lixo na periferia da cidade de São Borja/RS, Brasil.



Figura 3: Observação do Folder do Projeto: “Debatendo e Agindo, sobre o lixo”, na Escola Estadual Aparício Silva Rillo, São Borja/RS, Brasil.



Figura 4: Atividades de Educação Ambiental na Escola Municipal República Argentina em São Borja/RS, Brasil, “O que vai em uma Composteira” pelos alunos do Nível Fundamental.

CONCLUSÃO

A temática inerente aos impactos ambientais causados pelos resíduos sólidos, como os demais problemas ambientais, tornou-se uma questão que excede à capacidade dos órgãos governamentais e necessita da participação da sociedade na busca de soluções. Então, é de suma importância incentivar a mudança de novos hábitos para população, onde a proposta dos acadêmicos das duas Universidades: “O lixo em São Borja: *debatendo e agindo*”, teve como uma de suas principais ações fazer exatamente isso, incentivar essa conscientização, como ponto de partida, a sociedade em si deve ter em mente que o lixo é de responsabilidade de todos, devendo ser destinado em locais adequados, evitando prejuízos ao ambiente. As atividades realizadas serviram para conscientizar as pessoas, das necessidades de mudanças dos nossos hábitos de vida diários, assumindo assim, uma postura de responsabilidade ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade, C. T. S. (2003). **Curso de Relações Públicas:** relações com os diferentes públicos. 6. ed. São Paulo: Pioneira.

Duarte, L. (2002). Ética ambiental e comunicação: considerações pragmáticas. In: Freitas, Ricardo F. Lucas, Luciane (org). **Desafios contemporâneos em Comunicação:** Perspectivas de Relações Públicas. São Paulo: Summus.

Loureiro, C. F.; Layrargues, P. P.; Castro, R. S. (orgs.). (2009). **Repensar a educação ambiental:** um olhar crítico. São Paulo: Cortez.

[00141] SISTEMA - SERVICIO INTEGRAL DE RESIDUOS PARA EL CIUDADANO

JOSÉ DE JESÚS VÁZQUEZ CHABOLLA¹; MIGUEL ANGEL NADAL NOVELO²

Procuraduría de Protección al Ambiente del estado de Quintana Roo^{1,2}

jesus.chabolla@hotmail.com¹; jesus_vazquezch@hotmail.com¹; miguel.nadal@qroo.gob.mx²;

nadalinx@hotmail.com²

municipales, muy distante de las expectativas del ciudadano, clasificándose como un proceso

Palabras Clave:

Residuos, Recoja, Reciclaje, Transformación.

Abstract

The provision of public service for the collection, transportation and final destination of garbage, is an important component of public expenditure of municipal governments. In turn, citizen demands for a service that meets their real needs is closely linked to the demand to improve public services and a thorough review of the relationship between the municipality and its citizens. Although the provision of services has a long historical tradition, many of the functions associated with the consolidation of the so-called "welfare state" and "regulatory state" in the last century have demanded new services and more regulations, and have increased the need for interactions between the municipality, citizens and service providers.

A comprehensive public waste service requires transactions between the citizens and the municipality that involve the exchange of information and the performance of predefined procedures for access to information, the exercise of rights, or compliance with obligations.

Achieving this proper balance between disruptive innovations and strengthening institutionality is a central challenge for the municipalities of the Americas. In this study, a conceptual framework and analytical tools are presented that will be useful for those responsible for public policy and the provision of public service collection, transport and final destination of solid municipal waste, where there is interest by the municipal administration, companies and citizens in facing the challenge to get to obtain an efficient service in the integral management.

Introducción

Es bien conocido el estereotipo del servidor público desmotivado y resistente al cambio, que proporciona el tradicional servicio de colecta de residuos

engorroso y onerosos, imagen largamente diseminada en nuestras sociedades. Más allá de la percepción popular, reconocidos autores han reforzado esta imagen, señalándose la dificultad para innovar como algo inherente al sector público. (Schumpeter, 1942; van Gunsteren, 1976; Scott, 1998).

Sin embargo, aunque la complejidad del ambiente donde se actúa históricamente ha dificultado la innovación, una retrospectiva histórica permite cuestionar esta imagen. En el campo científico, algunas de las principales innovaciones de las últimas décadas han sido generadas en el ámbito del sector público, aunque terminan siendo explotadas por la iniciativa privada como es el caso del mapeo del genoma humano que fue desarrollado para el gobierno de los Estados Unidos. (National Institute of Health (genoma humano); Defense Advance Research Projects Agency, DARPA).

Los residuos sólidos urbanos son aquellos que se producen en las casas habitación como consecuencia de la eliminación de los materiales que se utilizan en las actividades domésticas (por ejemplo, residuos de los productos de consumo y sus envases, embalajes o empaques, o residuos orgánicos); los que provienen también de cualquier otra actividad que se realiza en establecimientos o en la vía pública, con características domiciliarias y los resultantes de lugares público siempre que no sean considerados como residuos de otra índole (DOF, 2003).

Objetivo

Aplicación de metodología para lograr innovar, mediante la reinversión del servicio ciudadano integral de sus residuos sólidos urbanos para su modernización, en tiempos de austeridad fiscal y

restricción presupuestaria mediante la aplicación del valor por el dinero.

Metodología

Los ambientes son cada vez más dinámicos demandando a los individuos se adapten constantemente tanto en el sector público como en el privado. En el contexto de la innovación y no puede ser vista como un fin, sino como una oportunidad para hacer las mismas cosas de forma distinta o hacer cosas diferentes en la búsqueda de eficiencia y efectividad de los objetivos planteados muy de moda en las instituciones. En esta búsqueda, la respuesta del sector privado a sido en contextos donde inciden incentivos razonablemente convergentes con la necesidad de asumir riesgos inherentes al negocio, y con el fin de generar ingresos superiores a los costos de operación, para sobrevivir en el mercado de forma competitiva y obtener ganancias o utilidades a los accionistas. Por ende, Schumpeter (1942) define a la innovación como el “proceso de destrucción creativa”. Por otro lado, Pollit (2011), la poca precisión con la cual se ha definido, aplicado y medido la innovación en el sector público, la posiciona en la categoría de concepto “vital pero vago”. Sin duda, la complejidad y la tensiones generadas por incentivos no alineados y opuestos hacen más espinoso el procesos de adaptación al un cambio necesario.

El uso de metodologías basadas en la experimentación y participación, como los es “design thinking” y “human-centric design”, a través de equipos de innovación, estan impulsando políticas y programas hacia las necesidades reales del público, por medio del diseño, el desarrollo y la evaluación de soluciones.

Hacer frente a las demandas de ciudadanos más informados y exigentes no es una tarea fácil. Desafortunadamente, las encuestas muestran que los gobiernos de América Latina no están logrando responder a las expectativas de sus ciudadanos. Según, el Latinobarómetro. (Latinobarómetro, instrumento de medición de opinión pública aplicando en 18 países de América Latina, cuyo objetivo es investigar el desarrollo de la democracia, la economía y la sociedad en su conjunto, usando indicadores que miden actitudes, valores y comportamiento de opinión pública (<http://www.latinobarometro.org/lat.jsp>)).

El éxito de muchas políticas públicas y regulaciones depende de la actitud de los ciudadanos, y el ambiente económico se ve directamente afectado por la confianza que inversionistas y consumidores

tengan en los gobiernos. (De acuerdo con estimaciones del BID en base al Government at a Glance 2013 y el National Accounts at a Glance 2014 de la OCDE, existe una marcada correlación positiva ($R^2 = 0,4265$) entre la confianza en los gobiernos nacionales (2012) y el producto interno bruto (PIB) per cápita (2012) de los miembros de la OCDE.)

La metodología incluye organizar un inventario de las innovaciones reportadas como gestión innovadora al sistemas de residuos solidos con el objeto de seleccionar casos a estudiar, y crear una matriz de referencia que sinteticé el proceso innovador de servicios centrados en los ciudadanos. Esfuerzo de análisis apalancado en el Programa de Gobierno de la Escuela Kennedy de Harvard. (El Programa de Gobierno en la Escuela Kennedy de Harvard ha supuesto la revisión de miles de programas para determinar las características de la innovación).

Las iniciativas seleccionadas se aplica el requisito de ser aquellas que obtuvieron menciones sobresalientes por su innovación en la gestión de la prestación de servicios de colecta y/o recolección en sitios de la Web, podemos mencionar la de Gobierno Electrónico de la Red de Gobierno Electrónico de América Latina y el Caribe (Red GEALC), congresos especializados en tema de residuos y los Premios GobernArte del BID, entre otros. En total, se seleccionaran para su análisis 130 casos de todo el mundo, con la representación de todos los niveles de gobierno. Estos casos se documentaran entre los años de 2011 a 2016, por considerarse que cumplen a las condiciones actuales para poder ser considerados al año de 2017, y que al obtener menciones de organismos reconocidos nos dan la certeza de ser trabajos representativos de una prestación innovadora de servicios en el tema de residuos sólidos.

El siguiente paso fue selección de ocho estudios de casos mediante un grupo de personas que trabajan en diversas áreas y que cuentan con un amplio conocimiento en materia de innovación y servicios en residuos sólidos en el sector público. Este comité de selección será integrado egresados de las ciencias ambientales, industrial, derecho ambiental, negocios, mercadotecnia, sociología, psicología social y políticas publicas. Basando la revisión en determinar la cualidad mas destacable en cada proyecto sobre grado de novedad, eficacia, importancia y transferibilidad. Cada caso fue valorado en una escala del 1 al 5 de la siguiente manera: Quienes seleccionaron los puntos Novedad: ¿El proyecto aborda el problema de manera buena e innovadora?; No muy buena/no muy innovadora (1) — Muy

buena/muy innovadora (5); • Eficacia: ¿Qué tan relevante es el impacto de este proyecto? No es relevante (1) — Altamente relevante (5); • Sostenibilidad: ¿Qué posibilidades hay de que este proyecto sea sostenible a largo plazo? Altamente improbable (1) — Altamente probable (5); • Transferibilidad: ¿Cuál es el potencial de este proyecto para transferirse o adaptarse a (otros) países de la región? Bajo potencial (1) — Alto Potencial (5). El análisis de cada caso fue posteriormente llevado por expertos en el tema de residuos del municipio de Conkal, Yucatán, México, por tener la experiencia y conocimientos sobre la transformación de los residuos sólidos en productos útiles en la construcción de viviendas sociales y rurales desarrolladas en el estado de Yucatán, México, con base en la matriz se define en términos de mejoras significativas en la forma en que el sector público funciona y/o en la manera en que presta productos/ servicios y realizando entrevistas con actores clave de las poblaciones vecinas de Kanasín, Conkal, Chicxulub Pueblo, del estado de Yucatán, México, así se obtendrá la mayor heterogeneidad en la percepción de los diferentes tipos de individuos que conforman la ciudadanía que reciben el servicio que involucra a los residuos sólidos y mejorar el índice de satisfacción general ciudadano. Este grupo de trabajo genera la tropicalización del marco de referencia del método capaz de orientar y sistematizar el análisis y dar el diagnóstico de aquellos ambientes donde se lleva a cabo la entrega del servicio de colecta de residuos sólidos, presentando la propuesta producto del diseño y la forma de implementación de procesos de innovación para la mejora del sistema y poder proporcionar un servicio completo, integral que resuelva al ciudadano su necesidad individual específica en cuestión de sus residuos sólidos generados, alineado a las normas federales, estatales y municipales, evitando seguir causando daños a la salud, al ambiente o a la imagen paisajista del municipio de Conkal, Yucatán, México.

En México, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) obliga a los generadores y gestores de RP a manejarlos de manera segura y ambientalmente adecuada (DOF, 2003). La encargada de verificar el cumplimiento de dicha ley es la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa), esto por medio de la aplicación de programas de inspección y vigilancia.

La recolección es un servicio público que comprende la colecta de los RSU en el sitio donde se producen (usualmente las casas, las industrias, los comercios o los edificios públicos) y su traslado hasta el sitio donde se tratan o disponen. Desde el

punto de vista ambiental y de salud pública, tiene una relevancia fundamental, además de que los residuos que se colectan (al menos una parte de ellos) pueden ser recuperados o dispuestos adecuadamente. En contraste, aquellos que no se recolectan pueden permanecer en los sitios de generación o diseminarse, ocasionando efectos negativos, tales como: obstruir desagües y cursos de agua (con potenciales riesgos de inundaciones), contaminar los cuerpos de agua y los suelos, deteriorar el paisaje o convertirse en fuente de enfermedades potenciales a la población, entre otros (UN-HABITAT, 2010).

La disposición final de los residuos tiene que ver con su depósito o confinamiento permanente en sitios e instalaciones que permitan evitar su diseminación y las posibles afectaciones a los ecosistemas y a la salud de la población. La Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 define las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos.

Resultados y discusión

El análisis de los casos seleccionados apoyó la identificación de los tres vectores inductores del cambio a ser considerados en la reforma de los servicios públicos de recoja de basura transaccionales: integración, simplificación y gerenciamiento. De igual forma, los análisis han permitido percibir y entender la dinámica y el equilibrio necesario entre la promoción de la innovación, como elemento clave del cambio. Llegando a detallar los temas involucrados para el desarrollo de la propuesta, siendo estos puntos a incluir: Inversión Privada, definir claramente los roles del servicio integral mediante la inversión de capital privado mediante la regulación del servicio y su operación por parte del gobierno municipal; registro por vivienda de la generación diaria real de residuos por parte de los ciudadanos, establecimiento del sistema tarifario en relación de la generación diaria tomándose en cuenta la situación económica y social del generador mediante un subsidio a todo aquel responsable de familia que no perciba y demuestre no contar con un salario mínimo diario, ni una generación mayor a un kilo por su vivienda; de la investigación sobre las tecnologías de punta que recicle todos los residuos sin generar emisiones a la atmósfera, al agua, o producción de lixiviados y que cuente con un producto comercial de alta circulación con demanda social superior a la generación diaria de residuos de

la población y que integren una cadena económica que produzca dividendos que interese a inversionistas reales en el área industrial de riesgos; de esta manera al obtener productos finales comerciales, se debe desarrollar el diseño a medida; incluyendo las tecnologías de la información para la comunicación con la población. La creación de sistemas de atención al público y la organización de los sistemas de procesamiento de trámites de back-end (por sus siglas en inglés), del gobierno son pasos decisivos hacia la consecución de este objetivo. Se establecen como resultado del presente trabajo al utilizar herramientas conocidas por los éxitos dados en la aplicación de metodologías para la administración por resultados de los gobiernos subnacionales del BID: Guillotinas regulatorias con medición de cargas administrativas; tecnologías de la información y centros de servicios; Regulación basada en riesgos; Accesibilidad de la información de la regulación; Revisiones automáticas (sunset clauses, OCDE); Regla “one-in one-out”; Silencio administrativo es consentimiento (positiva ficta); Evaluación de impacto normativo. La evaluación de impacto normativo (RIA, por sus siglas en inglés); Planificación; Consulta pública; Diseño de la estrategia de simplificación; Ejecución y retroalimentación. Como resultado de lo mencionado resulta en la creación del proyecto denominado “El Microempresario de atención personalizada por tus necesidades de servicio”, persona capacitada el servicio de la recolección domiciliar vivienda por vivienda de recolección de residuos, barrido de aceras y banquetas en la hora que se requiera, quien además puede dar servicios de reparación, mantenimiento, recepción y entrega de paquetería, medicamentos, pagos municipales y presentara servicios de vigilancia por medio de cobros por un contrato de servicios concesionados por el municipio de Conkal de un territorio determinado y creado en base al sistema de micro-recolección y macro-recolección diseñado por para el municipio de Conkal en el año de 2006, entregando cada dieciocho horas la cantidad de residuos recolectados y con el tiempo suficiente de apartar los productos reciclables de su conveniencia, para su traslado al centro de transformación de residuos en materiales denominados Vomer's del Proyecto Clave de Registro 129364: “Desarrollo e

implementación de tecnología limpia y demostración de la inocuidad de los productos generados a través de la puesta en marcha de una planta piloto y prototipo experimental para el tratamiento y transformación de los residuos sólidos urbanos”, de la Convocatoria 2009-07 del Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica CONACYT – Gobierno del estado de Yucatán, contando con la Certificación del Instituto Tecnológico de México dado que los resultados de laboratorios certificados indican que ha pesar de la transformación que ha sufrido la basura el proceso utilizado en la planta de tratamiento es capaz de conferirle inocuidad al producto final generado y permite sea viable en usos comerciales. Los productos han sido utilizados en la construcción de vivienda social y rural, lo que cierra el círculo de la cadena comercial. Mediante sistemas de comunicación se mantiene informado al ciudadano quien y hora en que se recogerán sus residuos, las cantidades entregadas con el importe económico del servicio, y la garantía de la transformación sin causar daños, por el contrario su contribución por su cooperación a disminuir las necesidades de vivienda de las clases sociales mas dolidas del municipio. Así como, el detalle pormenorizado de los demás servicios contratados.

En resumen: como ya mencionara el científico y ganador de dos Premios Nobel Linus Pauling dijo que “la mejor manera de tener buenas ideas es tener muchas ideas y descartar las malas”. En el presente trabajo se demuestra que la relación directa entre el municipio y su ciudadano constituye una amplia, compleja y creciente área de conocimiento que abarca diversos campos científicos e incide fuertemente sobre los resultados de los programas gubernamentales y la confianza de los ciudadanos en su gobierno. En casi todas las ciudades, los servicios públicos son el principal componente del gasto público y sus efectos condicionan la calidad de vida de la población, y la productividad y la competitividad de las empresas. Por consiguiente, la utilización de este tipo de herramientas es clave para conseguir la aceptación de los servicios propuestos al ciudadano para obtener su satisfacción y se conseguirá ampliar el conocimiento académico y empírico aplicable al diseño, a la implementación de políticas publicas municipales con aceptación social.

[00146] REGIONALIZATION OF IDF CURVES BY INTERPOLATING THE INTENSITY AND ADJUSTMENT PARAMETERS: APPLICATION TO BOYACÁ, COLOMBIA, SOUTH AMERICA

PEDRO MAURICIO ACOSTA CASTELLANOS¹; JIMENA BOHORQUEZ HERRERA²; BRIGID PACHECO GARCIA³

Universidad Santo Tomás^{1,2,3}

pedro.acosta@usantoto.edu.co¹; jimena.bohorquez@usantoto.edu.co²;
brigid.pacheco@usantoto.edu.co³

Abstract:

Intensity, duration and frequency (IDF) curves are necessary tools for the design and construction of hydraulic projects. However, the pluviographic records that are needed to determine IDF curves do not exist or are scarce. This research presents the regionalization of IDF curves for the department of Boyacá, Colombia, which consists of 16 towns including the provincial capital Tunja. For regionalization, adjustment parameters (U and alpha) of the IDF curve stations in the study area were used. Similar regionalization is used for the interpolation of intensities. In the case of regionalization by the parameters found for the construction of the IDF curves, estimation methods were used with the means of the ordinary moments and the maximum likelihood. Regionalization and interpolation of the data were performed with Arcgis software. Within the development of the project, we developed the best choice to provide a level of reliability, e.g., to determine which of the options and ways to regionalize was the best option. The resulting isoline maps were made in the case of the regionalization intensities, and each map is associated

with a different return period and duration to build IDF curves in the studied area. In the case of the regionalization maps, the parameters associated with each individual parameter were performed last. The results show that using the data from the IDF curves is more accurate and reduces errors in the design. With the methods proposed in this study, the IDF curves can be built for any site of interest that does not have pluviometric stations.

Keywords: Intensity, Duration, Frequency, IDF curves, Regionalization, Hydrology

1. Introduction

Intensity, duration and frequency (IDF) curves are necessary tools for the design and construction of hydraulic projects such as storm sewers, dams, reservoirs, water resources for power generation, flood control, drainage networks and the study of soil erosion

(Acosta and Sierra, 2013). With these curves, the rain data return periods, including precipitation intensity and duration, are obtained for use in the hydraulic design of civil structures. Quantification of precipitation extremes is important in hydrologic designs to develop structural and nonstructural measures for flood protection, especially in urban areas. To evaluate the extreme character of rainfall in urban drainages, intensity-duration-frequency (IDF) relationships are used (Durrans and Kirby, 2004).

Because this information (IDF curves) is usually obtained in a timely manner for the site where the rain gauge or hydrometeorological station is located, it is of great importance to implement a practical methodology to determine the curves in places that do not have instrumentation. Pluviographic records are needed to determine IDF curves, which are the most suitable for this analysis. However, in many regions of the world, especially the third world, they do not exist or pluviographic data are only collected for a short duration (Gutiérrez, 2006). Because of this, different alternatives will be discussed using two curve construction methods that allow regionalization.

The region of Boyacá (Colombia) was selected to conduct this project, in particular, the area bounded by the municipalities of Tunja, Pesca, Toca, Aquitania, Paipa, Combita and Cucaita. This geographical area was chosen due to the presence of pluviograph weather stations along with a significant amount of historical records of precipitation.

1.1 IDF Curves

IDF curves are plots resulting from the binding of specific points of the average intensity or depth intervals of varying lengths and in turn belong to the same frequency, which is also called a return period. The data are represented through a graphic on a Cartesian plane showing a series of graphical curves, one for each return period (Chandra et al. 2015). For the design of the hydrosystems, the use of IDF curves is a standard practice in many places because it incorporates the frequency and intensity of the maximum rainfall events of various durations (Alam and Elshorbagy,

2015). The horizontal axis represents the duration, while the vertical one represents the intensities.

A typical procedure involves the following: (1) fitting a probability distribution to the annual maximum rainfall intensity values for several rainfall durations, (2) estimating extreme rainfall quantiles for each rainfall duration for a number of return periods, and (3) fitting a relationship between rainfall intensity and rainfall duration for each return period based on the rainfall intensity quantiles estimated for each rainfall duration. The resulting relationships between rainfall intensity and rainfall duration constitute the IDF curves for the given location (Burn, 2014).

IDF relationships of extreme precipitation are widely used for estimations during flood design. They describe the relationship between the mean precipitation intensity and frequency of occurrence (the inverse of the return period) for different time intervals of a given duration. These intervals, over which the precipitation intensity is averaged or ‘aggregated’, are called ‘aggregation-levels’ or simply ‘durations’. Conditioned on such durations, the conditional IDF-relationships are essentially cumulative distribution functions of the precipitation intensity (Eagleson, 1970). Because there is an interest in rather exceptional precipitation intensities (small frequency) during the design of storm water facilities, the distribution functions match extreme value distributions (Willems, 2000).

1.2 Regionalization of IDF curves

As mentioned above, regionalization is based on the essential concept of hydrological homogeneity in a region, which implies the segmentation of the study area into regions with similar climatic and orographic characteristics (statistical homogeneity). Regionalization is often adopted in hydrology to help transfer information from gauged sites to others where information is not available. It is supported by investigation of the connections between hydrological responses and the elements affecting them and identifies regions with similar behavior. This transfer is generally based on a similarity measure, i.e., one tends to select catchments that are most similar to the site of interest. One widespread similarity measure is the spatial proximity (Gargouri-Ellouze and Bargaoui, 2009). An alternative similarity measure is the use of catchment attributes such as land use, soil type and topographical characteristics (Burn and Goel, 2000).

This concept is used for sites with a sufficient record length that consists of the quantile of the return period of extreme precipitation in a specific interest site; thus, a frequency analysis can be employed. However, some sites are not gauged at all and do not have long historical records available to make reliable predictions of extreme quantiles for larger return periods (Hailegeorgis et al. 2013).

The information shed by the IDF curves usually occurs with the duration on the horizontal axis and intensity on the vertical axis and shows a series of curves for each of the design return periods. These IDF curves result from joining the points representing the average intensity in intervals of different durations, and all correspond to the same frequency or return period. Together, with the definition of the curves, other elements to consider include precipitation intensity, frequency or probability of exceedance of a certain event. The IDF curves are able to show the mathematical relationship between rainfall intensity (i), duration (d), and return period (T) (the annual frequency of exceedance) (Ariff et al. 2012).

The construction of IDF curves was completed using a univariate rainfall frequency analysis approach because of its mathematical simplicity (Singh and Zhang, 2007). The univariate approach for rainfall frequency analysis is explained in detail by Chow et al. (1988). In addition, most of the IDF curves were constructed using the window-based analysis approach where the durations are predetermined by time intervals (Chow et al. 1988).

This geographical demarcation zone is located in the department of Boyacá, Colombia. There are seven pluviographic stations with sufficient information (Table 1) and approximately 15-25 years of historical rainfall records. The area of study is approximately 2622 km², and within this area, there are 23 towns or municipalities, including the capital of this department, Tunja.

In the first instance, the information of the seven stations that compose the center zone of Boyacá was purchased. This analysis was implied from the passage of the graphic data into numerical data and the systematization of the data. For the IDF curves, each of the seven selected stations and the construction of these stations was performed using the probability distribution of type I (or Gumbell), and the parameters are obtained by the method of moments and maximum likelihood ordinary tests.

The intensity (mm/hr) of the precipitation for two years at different stations.

An analysis was conducted of the different possibilities of interpolation that will produce IDF curves for the points not implemented within the study area. The map results were produced by the Software Support (ARCGIS). These maps show contour lines between selected stations of the studied area in the department of Boyacá. Two types of maps that can show U and α parameters were developed to show isolines of the intensity of precipitation. With both parameters, IDF curves are built for any location within the area of the study.

The methods used for these analyses were based on calibration by modeling and extracting information from specific stations to develop a direct correlation and determine the variation and accuracy percentage.

Moreover, a comparison between the results of this project with the data provided with the methodology currently used in Colombia and developed by the National Roads Institute (INVIAS) was performed.

2.1 Location

The project was developed in Colombia in the downtown area of Boyacá where there are 16 population centers and some rural parts of other municipalities. Within these are the following municipalities: Motavita, Chíquiza, Sora, Cucaita, Oicatá, Chivatá, Toca, Siachoque, Pesca, Tota, Cómbita, Sotaquirá, Arcabuco, Samacá, Soracá, Firavitoba, Iza, Paipa, Tibasosa and Tunja (the department capital), among others. A search for stations with enough pluviographic information was conducted, and seven meteorological sites with 15-25 years of records were identified.

2. Results and Discussion

3.1 Regionalization by intensity

In the interpolation by precipitation intensities, average rainfall intensity maps were generated corresponding to a return period and duration, that is, the reading of data to the intensity of the means associated with the fixed parameters; period of return and duration, therefore, to generate a curve, IDF, we have obtained the intensity of different maps, for example, for a curve with a return period of 2 years in this research, we have 9 maps, due to that the research was carried out with 9 durations (10 min, 20 min, 30 min, 60 min, 120 min, 180 min, 220 min, 280 min, 320 min), that is to say that for the 8 return periods there are a total of 72 maps of isolines. In Fig. 1 an example of the interpolation map of intensities is shown, where a return period and an intensity are related.

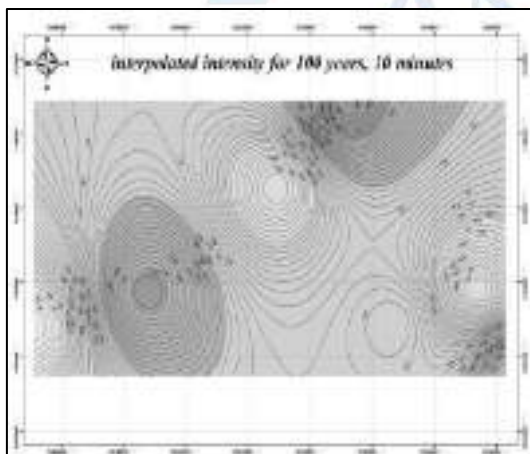


Fig. 1. Interpolation map of intensities (mm / hr) for 100 years and 10 minutes.

3.2 Regionalized U and alpha parameters

The information of the U and Alpha parameters that was referred to in the seven stations was obtained using the maximum likelihood method (EVI- ML). It is important to note that no methodology analysis of the ordinary moments (EVI -OM) was made to regionalize the parameters because the IDF results obtained are significant and the error is much larger when using this methodology compared with the EVI- ML method (Acosta and Sierra, 2013). In table 3 shows an example of the parameters for the U and Alpha values calculated by the EVI- ML.

Then, the parameters were organized in the seven stations. For the construction of IDF curves regionalizing by parameters, the generation of only 9 isoline maps was required for the U parameter and only 9 isoline maps for the alpha parameter. Because this methodology does not depend on a specific period of return, the information was placed in Table 3.

Subsequently, using the Ordinary Kriging method, each parameter received an interpolated value in relation to the duration and between seasons, which indicates that the alpha and the U parameter were interpolated, e.g., lasting 10 minutes. By interpolating, the curve isovalue maps of the U and alpha parameters were obtained. This can be observed in Figures 2 and 3 (how the isovalue curves represent each parameter).

3.3 Construction of IDF curves by regionalization

To construct the IDF curve, the U and alpha values of each length were taken using the values of the parameters in the regionalized maps as shown in figures 2 and 3.

After reading the alpha and U parameter for each point of interest, the value only needs to be included in equation (1), which is a function of the read parameters associated with the duration and the return period selected and where T is shown in equation (2):

$$x_{(T)} = u + \alpha * y_T \quad (1)$$

$$y_T = -\ln \left[\ln \left(\frac{T}{T-1} \right) \right] \quad (2)$$

The intensity $x_{(T)}$ can be calculated by using the U and alpha parameters as explained previously. Y_T can be calculated with T, which is the return period.

Thus, with the Y_T variable, the intensity can be calculated using equation 1 mentioned above with the U and alpha parameters previously obtained. Thus, a correlation can be obtained between each period of return and the intensity ($x_{(T)}$) as shown in Table 5.

In the case of regionalization by intensities, each value should be read to obtain the information from the IDF curves for the site of interest. For that purpose, it should take 72 data points in total; regionalization counterpart parameters must be obtained by reading "U" and alpha data from the 18 maps in total. The regionalization intensity data obtained by EVI-OM had higher error

rates compared with EVI-ML because the method of the probability weighted moments (ML) performs a calculation parameter from the observed ordinary moments (OM). In general, the number of stations is acceptable due to the extension covering the study area, but it is important to note that if there were more stations or pluviographic information within the study area, triangulations and interpolations would be more accurate, which translates into a better description of the typical behaviors of specific areas where they seek to find the values of intensity. The central zone of the department of Boyacá, Colombia, presents a high degree of homogeneity, classified as region 1 or Andean region, due to its similarity of climatic and meteorological conditions (Vargas and Diaz-Granados, 1998).

To implement the methodology of the ordinary moments EVI-OM and to vary the weighting factor (m), the error rate is increased so that these values are not considered in this research. By using regional data, it highlights that by using data from the IDF curves, the results are closer to the actual data and are more accurate compared to the simplified method. The reason is that in the simplified method, the waterworks are oversized, which generates errors in the designs due to the inefficiency and ineffectiveness; plus, there is greater construction time and more significant cost overruns (poor planning for headworks).

The proposed methodology for regionalization of the IDF curves is practical and infers a more scientific process in obtaining this hydrological parameter in places with little information or with outdated methods for obtaining these curves. When comparing IDF curves from common methods with the method proposed in this research, a difference of 0.11% was found for periods of low return, and it increased to 52% for periods of high return (200 years), which shows the importance of the present research for future investigations. In table 5, shows the results of comparison between the method propose in this investigation and the normal or common method and the propose by INVIAS.

The present work showed how this method is a viable alternative to the currently used methods in Colombia, where presently, differences of more than 183% or more, can be found between IDF curves of a specific station compared to a regionalized IDF curve. The proposed method can be extended and improved by involving variables that were not taken into account such as the height above sea level, the specific weather, and the generation of geographical divisions or sub-regions based on the similar behavior of historical precipitation.

It is important to highlight that the main and remarkable result is that a new method is proposed to determine the IDF curves in places where there is no information or climatological measurement, approximate and reliable to the few existing ones. But it is necessary to propose

new research's where the accuracy of the method is deepened, using other types of interpolation and especially in more instrumented countries.

3. Conclusions

The method of estimating IDF curves by means of interpolation of adjustment parameters u and α , presents better management or ease of calculation, due to the need for a lower reading of data in the maps, but it is contrasted against the accuracy, because shows greater differences compared to the real values, even compared to the synthetic method.

Analyzing the resulting information in the cross validation of the IDF curve interpolation methods, it was clearly defined that the method of interpolation of mean precipitation intensities and interpolation of parameters, present similar values to the real values. No marked behavior trends.

In the comparison of the interpolation methods proposed in this research compared to the real values, a similar behavior was observed, but in all cases the method of interpolation by intensities presented the smallest difference, and therefore a closer proximity to the real data, for such motif is the method that is recommended to be used in similar processes, both research and application.

The largest differences compared to the actual values, is presented in both methods in durations over 120 minutes, independent of the return period. Which induces that the methods must be used analyzing carefully the design requirements.

On the other hand the method of interpolation by average intensity, presents a minor difference compared to the real values in durations equal to 120 minutes and low return periods. For this reason it is advisable to use this method for rainfall runoff models approaching the duration mentioned.

The method of interpolation of mean intensities of precipitation for the estimation of IDF curves proposed in this research, in comparison to the method of estimation of curves IDF proposed by Vargas M & Diaz-Granados (1998), has a better behavior since it approaches better to the actual data, presenting smaller differences. It should be noted that the methods are only comparable from the standpoint of results only, because the interpolation methods are based on pluviographic records unlike the study Vargas M & Diaz-Granados (1998), which is based on pluviometric records.

The type of interpolation that is used has been investigated in greater depth if the proposed method is applied, since it presents concentration towards the measured points. In similar cases, can be used the subjective interpolation methods in order to minimize the error.

It is advisable to extend the research to interpolation methods such as IDW, Spline and the different types of Kriging, assessing height changes and different types of climatic behavior.

4. References

Acosta, P.M., Sierra, L.M., 2013. Evaluación de métodos de construcción de curvas IDF a partir de distribuciones de probabilidad y parámetros de ajuste. *Facultad de Ingeniería* 35, 25–33. DOI: <http://dx.doi.org/10.19053/01211129>

Alam, M.S., Elshorbagy, A., 2015. Quantification of the climate change-induced variations in Intensity–Duration–Frequency curves in the Canadian Prairies. *Journal of Hydrology*, 527, 990–1005. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2015.05.059](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.059)

Ariff, N.M., Jemain, A.A., Ibrahim, K., Wan Zin, W.Z., 2012. IDF relationships using bivariate copula for storm events in Peninsular Malaysia. *Journal of Hydrology*, 470, 158–171. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2012.08.045](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.08.045).

Burn, D.H., 2014. A framework for regional estimation of intensity-duration-frequency (IDF) curves. *Hydrological Processes*, 28, 4209–4218. DOI: [10.1002/hyp.10231](https://doi.org/10.1002/hyp.10231).

Burn, D.H., Goel, N.K., 2000. The formation of groups for regional flood frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 45, 97–112. DOI: [10.1080/02626660009492308](https://doi.org/10.1080/02626660009492308).

Cabrera, J.A., 1987. Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales. Madrid: Alanmer S.A. completar cita acerca de paginación

Chandra, R., Saha, U., Mujumdar, P.P., 2015. Model and parameter uncertainty in IDF relationships under climate change. *Advances in Water Resources* 79, 127–139. DOI: [10.1016/j.advwatres.2015.02.011](https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.02.011).

Chow, V.T., Maidment, D.R., Mays, L.W., 1988. *Applied Hydrology*. McGraw-Hill: New York. páginas 48–2

Durrans, S.R., Kirby, J.T., 2004. Regionalization of extreme precipitation estimates for the Alabama rainfall atlas. *Journal of Hydrology*, 295, 101–107. DOI: [doi:10.1016/j.jhydrol.2004.02.021](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.02.021).

Eagleson, P.S., 1970. *Dynamic Hydrology*. McGraw-Hill, New York. Páginas.

Gargouri-Ellouze, E., Bargaoui, Z. 2009. Investigation with Kendall plots of infiltration index–maximum rainfall intensity relationship for regionalization. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 34, 642–653. DOI: [10.1016/j.pce.2009.02.001](https://doi.org/10.1016/j.pce.2009.02.001).

Gutiérrez, L., 2006. Determinación de las curvas IDF para el Departamento de Oruro. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 27, 69–80.

Hailegeorgis, T.T., Thorolfsson, S.T., Alfredsen, K., 2013. Regional frequency analysis of extreme precipitation with consideration of uncertainties to update IDF curves for the city of Trondheim. *Journal of Hydrology*, 498, 305–318. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2013.06.019](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.019).

Madsen, H., Mikkelsen, P.S., Rosbjerg, D., Harremoës, P. 2002. Regional estimation of rainfall intensity-duration-frequency curves using generalized least squares regression of partial duration series statistics. *Water Resources Research*. 38(11), 1239. DOI: [10.1029/2001WR001125](https://doi.org/10.1029/2001WR001125).

Singh, V.P., Zhang, L., 2007. IDF curves using the Frank Archimedean copula. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12, 651–662. DOI: [10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2007\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)).

Vargas, M. R., Diaz-Granados, M., 1998. Curvas Sintéticas de Intensidad-Duración-Frecuencia Regionalización e Implementación de un SIG. Bogotá: Universidad de los Andes.

Willems, P., 2000. Compound intensity/duration/frequency-relationships of extreme precipitation for two seasons and two storm types. *Journal of Hydrology*, 233, 189–205. DOI: [10.1016/S0022-1694\(00\)00233-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00233-X).

[00147] DESAFIOS NO NÍVEL MUNICIPAL DA RESPONSABILIDADE COMPARTILHADA: UM ESTUDO DAS EMBALAGENS DE SANEANTES DESINFESTANTES EM ALAGOINHAS, BAHIA, BRASIL

LUIZ ROBERTO SANTOS MORAES¹; GRICE ANNE DOS SANTOS VAZ²

Universidade Federal da Bahia-UFBA¹; MAASA/UFBA²

lrs Moraes@gmail.com¹; moraes@ufba.br¹; griceannevaz@hotmail.com²

Abstract

The shared responsibility for the product life cycle was implemented for few types of waste, which may favor the inappropriate disposal of those that do not yet have a consolidated system. The objective of this study is to analyze the local difficulties and challenges of shared responsibility, with consumers, the Municipal Government and Municipal Health and Environment Councils in management of the post-consumption packages of urban pesticides used by sector of urban pest control in Alagoinhas, Bahia, Brazil. Bibliographic research, semi-structured interviews, documentary analysis and field observation were used. In the specialized companies interviewed, they highlighted operational issues and a higher requirement of the supplier, the Municipal Government lacking effective control of the activity, and the Municipal Health and Environment Councils, the absence of the quality exercise regarding these wastes.

Keywords: Solid Wastes, Urban Pesticides, Shared Responsibility.

Introdução

No Brasil, até a publicação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), prevalecia a logística convencional o que dificultava as iniciativas para a redução da quantidade de material descartado em aterros e, consequentemente, os avanços na reciclagem de produtos (MMA, 2014). A responsabilidade dos fabricantes, distribuidores e comerciantes sobre os produtos limitava-se até a entrega do produto ao cliente/consumidor. A exceção eram alguns resíduos específicos, como aqueles oriundos dos agrotóxicos, que além de perigosos gerava-se em grande volume, causando preocupação e mobilização de esforços para criação de um sistema

com envolvimento dos agentes envolvidos no ciclo de vida do produto para a destinação adequada.

Com a PNRS foi instituído como um dos princípios a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, sendo definida como o conjunto de atribuições individualizadas e encadeadas dos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, dos consumidores e dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos, para minimizar o volume de resíduos sólidos e rejeitos gerados, bem como para reduzir os impactos causados à saúde humana e à qualidade ambiental decorrentes do ciclo de vida dos produtos (Brasil, 2010).

Dessa forma, foi atribuído a todos aqueles envolvidos no ciclo de vida do produto, desde a produção ao consumo, incumbências para que os resíduos oriundos desses sejam minimizados e causem o menor impacto possível à saúde da população e do ambiente. Essa medida não só viabilizou uma destinação adequada aos resíduos, mas ampliou a responsabilidade das empresas dividindo-a com seus representantes o que anteriormente ficava para o consumidor. Isso tende a estimular os fabricantes a repensarem na matéria utilizada para produção, uma vez essa que retornará para que façam a destinação ambientalmente adequada dos resíduos.

Podem ser identificados como principais agentes envolvidos no ciclo de vida do produto os fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes e os consumidores. No gerenciamento dos resíduos perigosos cabe ao Poder Público por meio dos órgãos municipais, estaduais e federais, o controle e fiscalização das atividades geradoras, e a atuação subsidiária para assegurar a observância do estabelecido pela PNRS.

Embora a sociedade civil organizada não esteja diretamente ligada ao ciclo de vida do produto, o controle social, entendido como conjunto de

mecanismos e procedimentos que garantem à sociedade informações e participação nos processos de formulação, implementação e avaliação das políticas públicas relacionadas aos resíduos sólidos (Brasil, 2010, p. 3), é de grande importância para essa cadeia. Essa participação não elimina erros, tampouco é garantia de acertos, mas, havendo no processo de gestão ambiental do município, pode contribuir para minimizar certas fontes de distorção, corrupção e erros de avaliação, além de desperdício de tempo e recursos financeiros (Giaretta, Valdir e Philippi Jr., 2012).

Na prática a responsabilidade compartilhada também pode ser verificada por meio da implantação da Logística Reversa, um sistema estruturado a partir da PNRS, definido como um instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada (Brasil, 2010).

De acordo com a PNRS nesse sistema cabe ao consumidor efetuar a devolução após o uso, aos comerciantes ou distribuidores, dos produtos e das embalagens que seja obrigatória ou objeto de logística reversa; aos comerciantes e distribuidores efetuar a devolução aos fabricantes ou aos importadores dos produtos e embalagens reunidos ou devolvidos; e aos fabricantes e importadores, dar destinação ambientalmente adequada aos produtos e às embalagens reunidos ou devolvidos.

Alguns resíduos, como agrotóxicos, seus resíduos e embalagens, assim como outros produtos cuja embalagem, após o uso, constitua resíduo perigoso, são obrigados a estruturar e implementar sistemas de logística reversa. Os produtos químicos utilizados pelas empresas especializadas na prestação do serviço de controle de pragas e vetores urbanos, denominados saneantes desinfestantes de uso profissional, são substâncias destinadas à desinfestação de organismos indesejáveis no ambiente urbano, semelhante aos agrotóxicos para controle fitossanitário na agricultura. Segundo Papini et al. (2014), não se referem a uma categoria diferente de grupos químicos e de ingredientes ativos específicos dos agrotóxicos aplicados na agricultura. Muitas vezes são os mesmos ingredientes ativos e as mesmas formulações, mas para finalidade de registro, os produtos para uso em áreas urbanas são denominados desinfestantes (Papini et al., 2014).

No caso dos recipientes dos saneantes desinfestantes de uso profissional, essa restituição é estabelecida também pela Resolução RDC nº 52/2009 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) que

dispõe sobre o funcionamento de empresas especializadas na prestação de serviço de controle de vetores. Segundo essa norma, o destino desses resíduos só passará a ser responsabilidade da empresa especializada caso a mesma não devolva as embalagens aos estabelecimentos onde foram adquiridas, ou em postos ou centrais de recebimento por eles conveniados e previamente licenciados pelo órgão, no prazo máximo de um ano da data de compra dos respectivos produtos.

A implementação da responsabilidade compartilhada é uma das principais soluções apontada pela PNRS para a problemática dos resíduos sólidos, em especial aqueles classificados como perigosos. No entanto, essa solução ainda é consolidada para poucos tipos de resíduos se observada a diversidade existente, o que favorece o inadequado descarte dos que não possuem alternativas acessíveis ao gerador para a destinação ambientalmente adequada. A inexistência desse compromisso com os resíduos pode ocasionar diversos problemas, dentre eles o comprometimento das riquezas naturais e a saúde pública, os quais tem seus primeiros efeitos percebidos na escala local.

Em muitos municípios brasileiros são parcas ou inexistentes as opções e acesso a serviços e soluções para proceder a destinação ambientalmente adequada dos resíduos, em especial o tratamento dos perigosos. Dessa forma, por diversos fatores, entre eles econômicos, locais e estruturais, torna-se mais exequível ao fabricante diretamente ou por meio dos seus distribuidores, realizar essa destinação adequada seja inserindo como matéria prima no seu ciclo produtivo, ou outra permitida em Lei. De todo modo, independente da sensibilidade dos fabricantes e fornecedores com as dificuldades dos consumidores em proceder o manejo e destino correto dos resíduos, está a exigência legal que deve ser cumprida por todos.

Objetivo

O presente trabalho tem como objetivo analisar as dificuldades e os desafios locais da responsabilidade compartilhada instituída pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), tendo como agentes os consumidores, o Poder Público e os Conselhos Municipais de Saúde e de Meio Ambiente na gestão e gerenciamento das embalagens pós-consumo dos saneantes desinfestantes utilizados pelas empresas do setor de controle de pragas urbanas em Alagoinhas, Bahia, Brasil.

Metodologia

O município de Alagoinhas localiza-se no estado da Bahia, a 108km da capital baiana. De acordo com o IBGE (2017), possui uma população estimada de 155.979 habitantes, e área territorial em 2015 de 718,088km². Sua economia é baseada na agropecuária, indústria e setores terceirizados do comércio varejista e de serviços (Nascimento et al., 2005). Foi o primeiro Município brasileiro a ter sua Política de Saneamento Ambiental construída com participação da sociedade, por meio de um processo de Conferência (Moraes et al., 2006).

Para esse estudo de abordagem qualitativa utilizou-se pesquisa bibliográfica, tendo como fonte publicações científicas, a Lei Federal nº 12.305/2010, legislação e normas municipais de Alagoinhas nos órgãos competentes e Diário Oficial do Município; entrevista semiestruturada com o Poder Público representado pelos Secretários da Secretaria Municipal de Saúde (SESAU) e o da Secretaria de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente (SEDEA), e dois fiscais de ambas secretarias, empresas especializadas no serviço de controle de pragas (geradores dos resíduos), e um membro da sociedade civil do Conselho Municipal de Saúde e outro do Conselho Municipal de Meio Ambiente representando a instância de controle social, todas com a devida assinatura do Termo de Livre Consentimento e Esclarecido (TCLE) e autorização para gravação; análise documental nas instituições especializadas e prefeitura; e observação em campo dos ambientes operacionais de manejo desses resíduos.

Na coleta de dados foram utilizados roteiros específicos elaborados para esse estudo, sendo a coleta e análise dos dados orientados pelas categorias analíticas: Capacidade Técnica, Ambiental, Operacional, Responsabilidade na PNRS, Jurídico-Institucional e Social. As entrevistas foram transcritas e triangulados com os demais dados para interpretação e análise crítica com uso da técnica de Análise de Conteúdo, e comparação com o estabelecido na PNRS quanto aos instrumentos e atribuições de cada agente.

Resultados e Discussão

Esse estudo em andamento apresenta os resultados preliminares da pesquisa bibliográfica, entrevista, análise documental e observação em campo de duas empresas especializadas (EE1 e EE2) do total de oito atualmente constantes no banco de dados da Prefeitura (considerando as que possuem ou em

algum momento possuíram alvará sanitário); dois fiscais (F1 e F2) da Secretaria de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente (SEDEA); e um representante do Conselho Municipal de Saúde (CMS) e outro do Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente (COMDEMA).

Empresas especializadas

Por não constar na relação de atividade sujeitos ao licenciamento ambiental no Decreto Estadual nº 18.218/2018 e na Resolução nº 4.579/2018 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEPRAM), bem como, a nível municipal, na Lei Complementar nº 083/2012, subentende-se a atividade ou serviço de controle de vetores e pragas urbanas não passível de licenciamento e autorização ambiental. Porém, isso não a isenta do cumprimento de normas e padrões ambientais, bem como de fiscalização. Na tentativa de alcançar um controle e fiscalização de empreendimentos nessa situação, a Sede orienta o responsável pela empresa a fazer a solicitação ao órgão de celebração do Termo de Compromisso Ambiental (TCA), que é um procedimento orientado pela Lei Federal nº 9.605/1998.

Adotando o critério de faturamento anual contido na Lei Complementar nº 123/2006 para enquadramento do porte de empresas no Brasil, foi verificado em consulta no site da Junta Comercial do Estado da Bahia (JUCEB) pelo Número de Cadastro Nacional de Pessoa Jurídica (CNPJ) que todas as empresas atualmente no banco de dados da Prefeitura são enquadradas como Microempresa (ME) por auferir receita bruta igual ou inferior a R\$ 360.000,00 (trezentos e sessenta mil reais).

A EE1 atua no setor há pelo menos 9 anos e possui 2 funcionários, e a EE2 atua há 20 anos e não tem funcionário, sendo o responsável legal o executante de todas as atividades na empresa. As embalagens geradas são do tipo plásticas rígidas, sachê de raticida granulado (plástico flexível), saco plástico, seringa de gel, aerossol e saco de bloco parafinado (plástico flexível).

Ambos os estabelecimentos possuem responsável técnico, sendo eles médico veterinário e engenheiro agrônomo, que orientam a execução apenas dos serviços quando necessário. Dos entrevistados, apenas o responsável pela EE1 possui formação técnica na área ambiental, e os demais entrevistados possuem nível médio. A capacidade técnica não é garantia da existência de atitudes comprometidas, mas o conhecimento proporcionado pela formação pode favorecer as ações relacionadas aos resíduos, e facilitar a implementação da responsabilidade

compartilhada. Os dois responsáveis pelas empresas tem o conhecimento do funcionamento do sistema da logística reversa e de suas atribuições principais nele, no entanto, tratando-se dos aspectos operacionais intraestabelecimento, apenas o responsável pela EE1 e um dos funcionários demonstraram conhecer os procedimentos importantes exigidos pela legislação aplicável e orientados pelas normas técnicas, como segregação das embalagens contaminadas das não contaminadas, ou realização da tríplex lavagem.

Alguns objetivos da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos é incentivar a utilização de insumos de menor agressividade ao meio ambiente e de maior sustentabilidade; reduzir a geração de resíduos sólidos, o desperdício de materiais, a poluição e os danos ambientais; e promover o aproveitamento de resíduos sólidos, direcionando-os para a sua cadeia produtiva ou para outras cadeias produtivas (Brasil, 2010). Neste sentido observa-se que os procedimentos operacionais intraestabelecimentos também são fundamentais para o alcance desses objetivos. Essa investigação foi feita nas categorias analíticas “ambiental” e “operacional” em que descreveu-se e caracterizou-se o sistema de manejo adotado.

Reduzir os resíduos na fonte geradora significa pensar nos resíduos antes mesmo que sejam gerados, ou seja, buscar formas de não os gerar e de combater o desperdício (Souza et al., 2015, p. 116). Nos serviços de controle de pragas pode-se alcançar a não geração e/ou minimização evitando o desperdício e uso de produtos químicos, utilizando-se quando possível, técnicas diferentes de controle químico. Foi informado pelo responsável da EE1 que são utilizados outros métodos como armadilhas para roedores, cola atóxica e produtos naturais, mas não são prioritários visto que alguns são mais caros que os produtos químicos e os efeitos são mais demorados, o que inviabilizaria determinados serviços. Na EE2, embora utilize outras técnicas como armadilhas, são acrescentados produtos químicos, e mesmo assim essas são utilizadas quando o nível de infestação é baixo.

A partir das entrevistas e observações em campo verificou-se que nas duas empresas esses recipientes retornam ao estabelecimento após o término do produto. Na EE2 o responsável legal, que é também quem manipula os produtos e resíduos, realiza a tríplex lavagem das embalagens passíveis desse procedimento, e reaproveitamento da calda de lavagem; mas na EE1 apenas um funcionário relatou fazer esse procedimento. As embalagens vazias de agrotóxicos lavadas corretamente por meio dos processos de “tríplex lavagem” ou “lavagem a pressão” são classificadas como resíduos sólidos não

perigosos e podem ser recicladas normalmente (Silva, 2016). Não diferente dos agrotóxicos, esses vasilhames não lavados não podem ser classificadas como resíduos classe II e acondicionadas num mesmo recipiente que eles.

Observou-se que na EE1 as embalagens são acondicionadas em caixa de papelão separada e identificada por tipo (plástica rígida, aerossol, plástico flexível, entre outras), e na EE2, todos os tipos e as laváveis e não laváveis, ficam em saco plástico de 30L ou balde único de 50L. No ambiente operacional esses resíduos permanecem armazenados por período variável (estimado pelos geradores entre seis meses a um ano) até receberem a destinação final. Foi relatado pelo responsável da EE1 que são realizados dois sistemas com as embalagens: I - as plásticas rígidas são coletadas por uma cooperativa local para prensagem e posterior encaminhamento a empresa de reciclagem; II - as demais embalagens ou até mesmo recicláveis que por motivo qualquer não tenham sido coletada pelos cooperados são transportadas por uma empresa habilitada para Feira de Santana (cidade que fica à aproximadamente 80km de Alagoinhas) para realização da autoclavagem e disposição final em aterro classe II. A EE2 informou que entrega as embalagens a empresa habilitada para o transporte de resíduos perigosos, a qual realiza a incineração.

Na EE1 a averiguação da validade dessas informações foi obtida pela análise do contrato entre a empresa de transporte e notas de recebimento da empresa contratada para tratamento e descarte de resíduos perigosos, mas no caso dos recipientes coletados pela cooperativa foi informado que não são solicitados documentos pela coleta. Na análise documental na EE2 foi analisado um contrato firmado com empresa habilitada para o transporte de resíduos perigosos com validade ultrapassada, constando a incineração como tratamento; não foi encontrado documento comprobatório do tratamento e/ou destinação.

Ambos geradores afirmaram que já tiveram o interesse em devolver as embalagens ao fornecedor, mas segundo eles, foram informados que esses não recebem as embalagens vazias, tendo os consumidores que buscar outras alternativas. Segundo os entrevistados, as justificativas dadas pelos fornecedores é de que não possuem condições para estocar as embalagens e responsabilizar-se pela destinação e logística, e/ou, não é viável arcarem com o custo para destinação. Mesmo diante da postura desses fornecedores esses consumidores continuam adquirindo “seus” produtos, pois afirmam ter melhor preço e entrega. Alguns fornecedores não se localizam na mesma cidade, mas todos os fornecedores e fabricantes localizam-se em território nacionais. A persistente resistência do setor

empresarial em implementar programas de logística reversa, mesmo quando a legislação assim o exige, é um dos primeiros desafios para a concretização da logística reversa citado por Demajorovic et al. (2014).

Com isso infere-se a falta de mobilização de esforços dos fornecedores, em parceria com fabricantes, de assumirem seu papel no sistema e responsabilizarem-se também pelos resíduos. Anteriormente a PNRS, Daher, Silva e Fonseca (2006) observaram que apesar de muitas empresas saberem da importância que tem o fluxo reverso, a maioria delas tem dificuldades ou desinteresse em implementar o gerenciamento da Logística Reversa. Passados oito anos da publicação da Lei nº 12.305/2010, observa-se que esse problema ainda existe, e que a responsabilidade compartilhada ainda não foi estendida para muitos resíduos, inclusive os que obrigatoriamente deveriam seguir por esse sistema.

Poder Público

Assim como os agrotóxicos, os saneantes desinfestantes de uso profissional devem ter controlada sua comercialização. A Resolução RDC nº 52/2009 da ANVISA estabelece que os produtos saneantes desinfestantes de venda restrita a empresas especializadas são formulações prontas para o uso ou concentradas para posterior diluição ou outras manipulações autorizadas, em local adequado e por pessoal capacitado da empresa especializada, imediatamente antes de serem utilizadas para aplicação.

No Município, a Lei Complementar nº 083/2012 que institui o Código Municipal do Meio Ambiente em Alagoinhas dispõe sobre o Sistema Municipal do Meio Ambiente, determina um controle na comercialização de biocidas. Essa lei estabelece que as pessoas físicas ou jurídicas que comercializem ou sejam prestadoras de serviços na aplicação de agrotóxicos, seus componentes afins, são obrigadas a manter a disposição dos serviços de fiscalização, o livro de registro ou outro sistema de controle. No entanto, foi informado por todos os entrevistados da EE1 e EE2 que não há controle desses produtos no mercado local, que na cidade “são vendidos a qualquer pessoa”. A falta de controle na comercialização dos produtos também tem implicações no gerenciamento dessas embalagens. Empresas que atuam na informalidade muito provavelmente não garantem a segurança da população humana e do ambiente que os cerca no processo de aplicação desses venenos, podendo ser um agravante por constituir um condicionante de vulnerabilidade ambiental e ocupacional nas áreas urbanas (Carneiro et al., 2015).

Segundo os fiscais entrevistados, não há uma fiscalização específica para essa atividade, pois os processos quando chegam a Sede são distribuídos por ordem de chegada, não por setor/ramo da atividade e a programação é feita pela Direção. O entrevistado F1 relatou: “fiscaliza-se as empresas que vão buscar regularização junto ao Município, que é quando firmamos o TCA... Mas não tem uma programação prévia. Só há fiscalização quando é para regularização ou foi recebida denúncia... com o tempo ainda vão surgindo necessidades diferentes, e acabamos fazendo os processos conforme nosso tempo e demanda.”

Para F1 e F2 os principais fatores que influenciam a efetividade da fiscalização pela Secretaria no Município, é, primeiramente a quantidade de fiscais, pois atualmente contam com seis para atender as demandas de campo (principalmente fiscalização e denúncias) e administrativas (atendimento ao público, conferência de documentos de processos, entre outros); em seguida é a forma como estão organizadas suas atividades.

Sobre agrotóxicos, seus componentes afins, essa Lei Complementar estabelece também que deve atender ao que prescreve a Lei Federal nº 7.802/1989 e sua regulamentação, normas e resoluções que venham a ser estabelecidas pelo Comdema (Alagoinhas, 2012). Esse instrumento favoreceu a participação do Conselho para fazer as intervenções necessárias, atribuindo-lhe a competência para prescrever sobre o descarte.

O município de Alagoinhas possui regulamento específico para dispor sobre a Gestão Municipal de Resíduos Sólidos, que é a Lei nº 1.451/2001. Essa Lei é abrangente e por isso inclui os resíduos oriundos das atividades de empresas especializadas em controle de pragas e vetores urbanos e do próprio Poder Público. Ela contempla, dentre outros, “os resíduos sólidos provenientes de serviços de saúde e de prestação de serviços” (Alagoinhas, 2001, p.1) e foi publicada anteriormente à promulgação da PNRS, mas já estabelece a responsabilidade do gerador pelo seu resíduo, embora não a aborde de forma compartilhada entre todos os outros agentes envolvidos no ciclo de vida do produto.

Tanto nas entrevistas como as análises de documentos na Prefeitura (Sede e Diário Oficial do Município), EE1 e EE2, não foram identificados benefícios, incentivos ou programas implantados pelo Poder Público que, de alguma forma, contribuísse diretamente com o manejo desses resíduos gerados pelas empresas especializadas entrevistadas.

Os fiscais afirmaram ser comum, não só para esses resíduos como para outros, pessoas procurarem a orientação na Secretaria sobre como descartar corretamente. Conforme F1 e F2, existem resíduos que é difícil fornecer informações diante das poucas ou nenhuma opção existente no município, mas geralmente no caso de resíduos perigosos, assim como no caso dessas embalagens, orientam a procura de empresa habilitada para coleta e destinação, e solicita documento comprobatório da operação realizada.

A tentativa de devolução ao fornecedor ou de reciclagem das embalagens de saneantes desinfestantes de uso profissional passíveis dessa destinação e que foram adequadamente tríplice lavadas, não foi sugerido. Diante da falta de programas e incentivos infere-se que as parcerias entre o Poder Público e cooperativas/associações para a gestão compartilhada ainda é incipiente. Demajorovic, Besen e Rathsam (2006) consideram que com relação aos grupos organizados de catadores, entendidos como atores prioritários na implementação de programas de coleta seletiva no âmbito da gestão compartilhada, cabe ao município oferecer as condições necessárias ao desenvolvimento de seu trabalho.

Controle social

Conforme os entrevistados conselheiros do CMS e Comdema, as embalagens desses produtos e seu descarte ainda não foi assunto abordado em reuniões dos Conselhos. O tema discutido no Conselho de Defesa do Meio Ambiente que se aproxima desse assunto foi sobre os resíduos perigosos em Alagoinhas, mas que não resultou em ações que na prática influenciassem diretamente na gestão ou gerenciamento das embalagens de saneantes desinfestantes. Conforme o entrevistado, a participação dos cidadãos no CMS ainda é fraca, principalmente por ser voluntária, e quando existente é em situações iminentes e extremas que muitas vezes necessitam de medidas rápidas e radicais. Como observado em estudo realizado por Giarretta, Valdir e Philippi Jr. (2012), a deficiência de conhecimentos existentes desses atores inseridos no processo de tomada de decisões não é privilégio dos conselhos de meio ambiente, é identificado também em conselhos de outras temáticas, principalmente nos de saúde (Giarretta, Valdir e Philippi Jr., 2012). Como principais condicionantes à participação social no processo de gestão ambiental municipal no Brasil esses autores citam as questões do acesso e divulgação de informações, os fatores percepção, descrença e educação/ conscientização.

Conclusão

Em vista dos dados até agora obtidos na pesquisa, percebe-se como principais limitações dos consumidores (empresas especializadas) os aspectos operacionais relacionados as etapas do manejo que antecedem a destinação dos resíduos mas que podem influenciar no sistema, e a exigência da restituição das embalagens pelos fornecedores.

Não há efetivo controle pelo Poder Público municipal dessas atividades. É necessária a análise da compatibilidade entre as demandas locais e tamanho da equipe para atendê-las, e revisão da estratégia adotada para organização do trabalho e distribuição das atividades na secretaria competente, para seja possível a realização de fiscalizações como rotina. A inexistência de ações abrangentes (programas, incentivos, entre outros) que contemplem em conjunto o setor de controle de pragas e suas embalagens de saneantes desinfestantes de uso profissional, os catadores e cooperativas locais e fornecedores dos produtos, não favorece a implementação da responsabilidade compartilhada no Município quanto a esses resíduos. O princípio da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto precisa nortear as cobranças e exigências feitas às empresas, e ser ampliado à outros produtos/resíduos no Município.

Os Conselhos investigados ainda não fazem o uso de sua atribuição no que concerne ao setor de controle de pragas e seus resíduos, e o interesse da população em participar e contribuir com as questões locais por meio do controle social ainda é muito baixo.

Referências Bibliográficas

Alagoinhas (2012 Lei Complementar nº 083/2012. Institui o Código Municipal do Meio Ambiente e dispõe sobre o Sistema Municipal do Meio Ambiente para a administração da qualidade ambiental, proteção, controle e desenvolvimento do meio ambiente e uso adequado dos recursos naturais no Município de Alagoinhas. <https://www.alagoinhas.ba.gov.br/index.php/publicacoes-leis/leis-ambientais> (Acessed 20 march 2018).

Alagoinhas (2001) Lei nº 1.451/2001. Dispõe sobre a Gestão Municipal de Resíduos Sólidos, e dá outras providências. <http://www.alagoinhas.ba.gov.br/wp-content/uploads/2016/01/LEI-1.451-GEST%C3%83O-MUN.-RESID.-S%C3%93LIDOS.pdf> (Acessed 20 february 2017).

Brasil (2006) Lei complementar nº 123, de 14 de dezembro de 2006. Institui o Estatuto Nacional da Microempresa e da Empresa de Pequeno Porte;

altera dispositivos das Leis nº 8.212 e 8.213, ambas de 24 de julho de 1991, da Consolidação das Leis do Trabalho - CLT, aprovada pelo Decreto-Lei no 5.452, de 10 de maio de 1943, da Lei no 10.189, de 14 de fevereiro de 2001, da Lei Complementar no 63, de 11 de janeiro de 1990; e revoga as Leis no 9.317, de 5 de dezembro de 1996, e 9.841, de 5 de outubro de 1999.

Brasil (2009) Resolução RDC nº 52 de 22 de outubro de 2009 / ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Dispõe sobre o funcionamento de empresas especializadas na prestação de serviço de controle de vetores e pragas urbanas e dá outras providências. Diário Oficial da União nº 204, de 26 de out. 2009. Seção 1, p. 61-62.

Carneiro, F. F. et al. (2015) Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. In: ____ *Saúde, ambiente e sustentabilidade*. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015. cap. 2, p. 90-190.

Daher C. E., Silva E. P. de L. S. and Fonseca, A. P. (2006). Logística reversa: oportunidade para redução de custos através do gerenciamento da cadeia integrada de valor. *BBR-Brazilian Business Review*, 3(1).

Demajorovic J., Besen G. R. and Rathsam, A. A. (2006). Os desafios da gestão compartilhada de resíduos sólidos face à lógica do mercado. *Diálogos em ambiente e sociedade no Brasil*, 1.

Demajorovic, J., Caires E. F., Gonçalves L. N. da S. and Silva M. J. da C. (2014) Integrando empresas e cooperativas de catadores em fluxos reversos de resíduos sólidos pós-consumo: o caso Vira-Lata. *Cadernos Ebape*, Br, 12.

Giairetta J. B. Z., Fernandes V. and Philippi Jr. A. (2012) Desafios e condicionantes da participação social na gestão ambiental municipal no Brasil. *Organizações & Sociedade*, 19(62).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (IBGE) (2010) Sinopse do Censo Demográfico 2010. Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=29&dados=29> (Acessed 25 october 2016).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (IBGE) (2017) Cidades.: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&>

codmun=290070&search=bahia|alagoinhas (Acessed 15 march 2018).

Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2014) Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos: Instrumento de Responsabilidade Socioambiental na Administração Pública. Brasília.

https://www.comprasgovernamentais.gov.br/arquivos/cartilhas/cartilha_pgrs_mma.pdf (Acessed 25 october 2016).

Moraes L. R. S., Reis M. D. G. D. C., Zanta V. M., Luz L. D. D., Orrico S. R. M., Machado N., Agra Filho S. S., Nascimento S. A. de M and Silva, B. J. da (2006). Plano municipal de saneamento ambiental de Alagoinhas, Brasil: metodologia e resultados. In *Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 30 (p. 1-13). AIDIS.

Nascimento S. A. M.; Moraes L. R. S.; Santana A. V. A. and Reis, M. G. de C. (2005) Avaliação quantitativa e qualitativa das águas subterrâneas como componente do plano municipal de saneamento ambiental de Alagoinhas-BA. In: Assembleia Nacional da Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento-ASSEMAE, 35., 2005, Belo Horizonte. *Anais...* Brasília: ASSEMAE. 1 CD-ROM.

Papini S., Andréa M. M. and Luchini, L. C. (2014) *Segurança Ambiental no Controle Químico de Pragas e Vetores*. 1. ed. São Paulo: Atheneu, 2014. v. 1. 290p.

Silva M. R. (2016) Gestão de embalagens vazias de agrotóxicos-logística reversa em pequenos municípios brasileiros: o caso do município de Bom Repouso, MG. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 116f.

Souza C. M. N., Costa A. M., Moraes L. R. S. and Freitas C. M. de. (2015) *Saneamento: promoção da saúde, qualidade de vida e sustentabilidade ambiental*. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz. 140p.

[00148] A INFRAESTRUTURA DAS COOPERATIVAS DE CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS DO VALE DO PARAÍBA PAULISTA

ERIKA HOMEM DE MELO SANCHEZ¹; FABIANA ALVES FIORE PINTO²; ARTHUR ALMEIDA³

Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista^{1,2}

erikahms1@gmail.com¹; fabiana.fiore@ict.unesp.br²; arthur.besafer@gmail.com³

Palavras chave: Resíduos, Vale do Paraíba, Cooperativas, Catadores.

Abstract

In the Brazilian territory the selective collection occurs with the participation of collectors who act autonomously or associated in cooperatives. Public policies aimed at the inclusion of these workers aim to guarantee the generation of work and income, the social and economic inclusion of them. The Metropolitan Region of the Vale do Paraíba Paulista is the third largest in the state, and in most of its municipalities the work done by the collectors was not (re) known by the public power for a long period. In view of this, the present work was carried out with the objective of identifying cooperatives in this region, comparing their infrastructures and raising depression rates of the cooperating collectors. For the execution of the project, a descriptive case study was carried out with mixed

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) tornaram-se graves problemas urbanos e ambientais, que demandam gerenciamento e o envolvimento da responsabilidade compartilhada entre os seus geradores e os poderes públicos ou empresas terceirizadas que realizam sua coleta e destinação final (GARCÍA, 2015).

No Brasil são geradas em média 64,7 milhões toneladas de RSU por ano. A região sudeste possui a maior geração e coleta per capita de RSU do país (SNIS, 2016; ABRELPE, 2015).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída no Brasil através da Lei 12.305/10, estabelece em suas diretrizes o reconhecimento dos resíduos sólidos como bens econômicos de valor social e gerador de serviço (BRASIL, 2010).

As cooperativas de catadores são responsáveis por 32,7% da massa de materiais recicláveis coletados no Brasil (SNIS, 2015). A renda média mensal das 80.000 pessoas que se declaram catadores no estado de São Paulo é 30% superior ao salário mínimo nacional. Cerca de 13% desses catadores são analfabetos e 54% são negros ou pardos (IPEA, 2012).

analyzes and quantitative-qualitative data were obtained through interviews structured by structured questionnaires, applied by the project team with cooperative managers. The Self-Report-Questionnaire test was also used for depression indexes surveys. Fourteen cooperatives were identified in 10 municipalities with approximately 283 members, the results of their infrastructure were presented in means, percentages and photos. In relation to mental health, all cooperatives have more than 10% of their co-workers with depression rates. The cooperatives in general have precarious infrastructure, the most developed currently in the Paraíba Valley are: Jacareí Recicla and “Central de Cooperativas de Resíduos Sólidos” of São José dos Campos; The most precarious cooperatives are: “Reciclação Queluz” and “Recicla Mais” of Campos do Jordão.

Introdução

A região administrativa do estado de São Paulo “Região Metropolitana do Vale do Paraíba e Litoral Norte - RMVPLN-” integra 39 municípios sendo subdividida em 5 sub-regiões identificadas no Quadro 1 (EMPLASA, 2017). Gerando em média 2.151 T/dia de RSU sendo que 30,53% destes são de resíduos recicláveis (CETESB, 2016).

Quadro 1. Sub-regiões da RMVPLN

Sub-regiões	Municípios	Área (Km ²)
Sub-região 1	Caçapava, Igaratá, Jacareí, Jambéiro, Monteiro Lobato, Paraibuna, Santa Branca	3.824,59
Sub-região 2	Campos do Jordão, Lagoinha, Natividade da Serra, Pindamonhangaba, Redenção da Serra, Santo Antônio do Pinhal, São Bento do Sapucaí, São Luiz do Paraitinga, Taubaté,	4.237,80

	Tremembé	
Sub-região 3	Aparecida, Cachoeira Paulista, Canas, Cunha, Guaratinguetá, Lorena, Piquete, Potim, Roseira	3.387,48
Sub-região 4	Arapeí, Areias, Bananal, Cruzeiro, Lavrinhas, Queluz, São José do Barreiro, Silveiras	2.786,19
Sub-região 5	Caraguatatuba, Ilhabela, São Sebastião, Ubatuba	1.956,174

Objetivos

Objetivo Geral

Reconhecer as cooperativas de catadores de materiais recicláveis atuantes na RMVPL.

Objetivos Específicos

- Identificar a existência e localização de cooperativas;
- Reconhecer suas infraestruturas;
- Caracterizar o estado de sofrimento mental dos cooperados.

Metodologia

O projeto é um estudo de caso descritivo com análises quanti-qualitativas (CERVO & BERVIAN, 2002). A área de estudo considerada foi a RMVPLN com exceção da sub-região 5.

Para identificação da existência de cooperativas, foi realizado levantamento dos dados públicos relacionados aos resíduos sólidos, publicações eletrônicas de instituições de pesquisa e levantamento de dados do Brasil.

Após o levantamento secundário, foram realizadas visitas técnicas aos locais em dezembro de 2017 para identificar sua existência e realizar os estudos propostos através de entrevistas diretas com os gestores dessas associações e seus cooperados, utilizando questionários elaborados pela equipe do projeto.

Para avaliar o estado de sofrimento mental dos cooperados, foi utilizado o questionário *Self-Report-Questionnaire* (SRQ-20). Sendo constituído por 20 questões opções de respostas de sim ou não. Seu resultado é dado conforme critério de verificação apresentado no Quadro 2.

Quadro 2. Critério de verificação do SRQ-20

Critério	Resultado
$\sum$ Respostas “sim” > 7	O entrevistado possui índices de depressão
$\sum$ Respostas “sim” < 7	O entrevistado NÃO possui índices de depressão

Resultados Discussão

Foi identificada a existência de 14 cooperativas em 10 municípios da RMVPLN, como mostra a Figura 1.



Figura 1. Localização das cooperativas na RMVPLN.

Dentre as cooperativas identificadas apenas 3 não possuem cadastros de seus cooperados, com 71,42% situadas em terrenos da prefeitura municipal e o restante em terrenos cedidos ou alugados. As cooperativas instaladas em cada município estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Cooperativas nos municípios da RMVPLN.

Cooperativas	Ano de Fundação	Número de Coopera.	Resíduos Vendidos (T/mês)
São Vicente (Município de	2000	28	65

São José dos Campos)			
Central de Cooperativas de Resíduos Sólidos (Município de São José dos Campos)	2017	118	200
Associação Catureté (Município de Caçapava)	202	4	Não Informado
Jacaré Recicla (Município de Jacaré)	2008	41	120 a 140
Recicla Mais (Município de Campos do Jordão)	2014	4	Não Informado
Moreira César Recicla (Município de Pindamonhangaba)	2009	23	25
“RE-SI-CLANDO” (Município de Taubaté)	2007	26	36,7
Metropolitana (Município de Taubaté)	2017	6	Não Informado
Amigos de Santa Tereza (Município de Taubaté)	2009	16	51
Amigos do Lixo de Guaratinguetá (Município de Guaratinguetá)	2000	Não Informado	140
Recicla Mais (Município de Aparecida)	2016	10	Não Informado
Anjos da Limpeza (Município de Aparecida)	1999	7	7
Cooperativa de Catadores de Materiais Recicláveis (Município de Aparecida)	2009	8	20 a 30

de Lorena (Município Lorena)			
Reciclação Queluz (Município de Queluz)	2001	1	Não Informado

A coleta dos materiais varia entre as cooperativas com: coleta porta-a-porta, pontos de entrega voluntária, doações e coletas realizadas em órgãos públicos e privados, 92,85% das cooperativas coletam resíduos eletroeletrônicos.

O transporte dos resíduos é realizado por caminhões próprios por metade das cooperativas, o restante recebe os resíduos dos caminhões da coleta municipal.

Em relação aos galpões para triagem foram verificados os parâmetros de boa ventilação, iluminação, cobertura e impermeabilização. Somente 14,28% das cooperativas possuem todos os parâmetros e 21,42% não possuem nem um destes.

Metade das cooperativas realizam a triagem no chão, após a triagem os materiais são prensados e pesados, os rejeitos da triagem são encaminhados a coleta municipal, e posteriormente dispostos em aterros

Em relação aos questionários de estado mental, foi possível observar que todas as cooperativas apresentam trabalhadores com índices de depressão (Figura 2). Sendo que metade dessas possui 40% ou mais de seus cooperados com depressão.

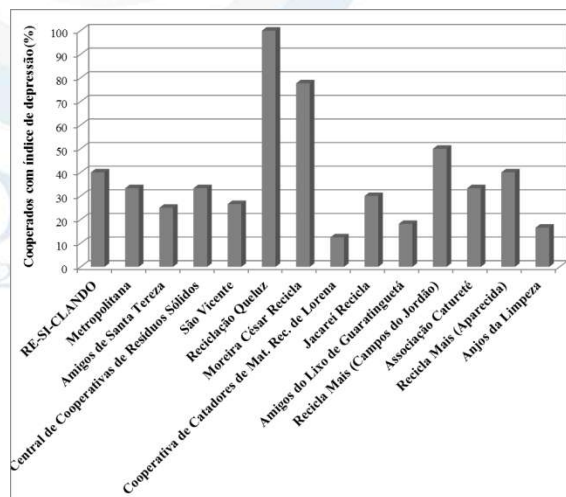


Figura 2. Índices de depressão nas Cooperativas

Cooperativas do Vale

Cooperativas localizadas no mesmo município apresentam diferenças na infraestrutura e volume de material triado. Os equipamentos presentes nas cooperativas foram apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Equipamentos das cooperativas.

Cooperativas	Triagem	Equipamentos	Renda média (R\$)
São Vicente	Mesas coletivas	2 Prensas 2 Balanças	750
Central de Coop. De Materiais Recicláveis	Esteira mecanizada	8 Prensas 2 Balanças	550
Associação Catureté	Chão (Esteira quebrada)	1 Prensa 1 Balança	600
Jacareí Recicla	Esteira mecanizada	1 Prensa 2 Balanças	900
Recicla Mais (Campos do Jordão)	Chão	1 Prensa 1 Balança	400
Moreira César Recicla	Mesas Coletivas	2 Prensa 2 Balanças	350
RE-CI-CLAN-DO	Mesas coletivas (esteira quebrada)	2 Prensa 1 Balanças	600
Metropolitana	Chão	3 Prensa 2 Balanças	600
Amigos do Lixo de Guaratinguetá	Mesas individuais	3 Prensa 1 Balanças	625
Recicla Mais (Jacareí)	Chão	2 Prensa 1 Balanças	1300
Anjos da Limpeza	Chão	1 Prensa 1 Balanças	500
Coop. Catadores de Recicláveis de Lorena	Mesas de triagem (Esteira quebrada)	2 Prensa 1 Balanças	500
Reciclação Queluz	Chão	0 Prensa 0 Balanças	900
Amigos de Santa Tereza	Chão	3 Prensa 2 Balanças	500

A seguir são apresentadas as fotos das cooperativas identificadas na RMVPLN:



(a)

(b)

Figura 3. (a) Central de Cooperativas de Resíduos Sólidos - Esteira mecanizada e resíduos em containers. (b) Cooperativa São Vicente - Mesas de triagem e materiais separados em bags (São José dos Campos)



Figura 4. RE-SI-CLANDO – Galpão com triagem no chão e 2 prensas ao fundo



Figura 5. (a) Metropolitana – Triagem no chão em Galpão sem cobertura (b) Amigos do Lixo – Galpão de triagem com resíduo sendo separados no chão (Taubaté)



Figura 6. Reciclação Queluz - Área total para tratamento de resíduos, a esquerda os REEE coletados e materiais triados nos bags (Queluz)



Figura 10. Amigos do Lixo de Guaratinguetá - Triagem em mesas com materiais dispostos em bags. (Guaratinguetá).



Figura 7. Moreira César Recicla - Mesa de triagem com materiais dispostos em bags (Pindamonhangaba).



Figura 11. Recicla Mais - Triagem no chão com materiais dispostos em bags (Campos do Jordão).



Figura 8. Cooperativa de Catadores de Materiais Recicláveis de Lorena - Esteira mecanizada quebrada usada como mesa de triagem e materiais dispostos em bags (Lorena)



Figura 12. Associação Catureté - Triagem sendo realizada fora do galpão, no chão com resíduos dispostos em bags (Caçapava).



Figura 9. Jacareí Recicla - Triagem em esteira mecanizada (Jacareí)



(a)

(b)

Figura 13. (a) Cooperativa Anjos da Limpeza - Triagem no chão em galpão sem cobertura. (b) Cooperativa Recicla Mais com materiais prensados a esquerda e segregados a direita, ao fundo a prensa da cooperativa (Aparecida)

Conclusão

As cooperativas estão fragilizadas em relação à infraestrutura e equipamentos, os galpões de triagem deficientes estruturalmente tornam o ambiente de trabalho inadequado ergonomicamente. Os equipamentos que funcionam são insuficientes para a demanda de resíduos.

As cooperativas com melhor infraestrutura e que triam a maior quantidade de material são respectivamente: Central de Cooperativas de Resíduos Sólidos (SJC), Jacaré Recicla e Amigos de Santa Tereza (Taubaté), localizadas nos municípios com os maiores PIB e geração de RSU da região.

Já amais precária é a “Reciclagem Quéluz”, que não possui sistema de eletrificação, nenhum tipo de equipamento para triagem, tratamento ou transporte dos resíduos.

As atividades das cooperativas poderiam ser potencializadas se houvesse apoio das prefeituras e empresas dos municípios em relação a coleta e doação de resíduos e orientação da população para separação correta dos RSU. Uma boa infraestrutura não está diretamente relacionada com geração de alta renda para os cooperados.

Referências

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (2015) *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. São Paulo. Disponível em: <2013.DOI:<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf>>

BRASIL (2010). Presidência da República. *Decreto 7. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos,*

cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7404.htm>

Carvalho, J. M.G. (2013) *Estudo sobre o processo de formação da rede de cooperativas de catadores de materiais recicláveis do Vale do Paraíba – Estado de São Paulo*. Dissertação de Mestrado. USP/SP. São Paulo.

CETESB (2016) Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Inventário Estadual de Resíduos Sólidos*. Disponível em: <Paulo.http://solo.cetesb.sp.gov.br/wpcontent/uploads/sites/18/2013/12/inventario-residuos-solidos-2016.pdf> Acesso em 08 de maio de 2018.

EMPLASA (2017). Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano. *Região Metropolitana do Vale do Paraíba e Litoral Norte*, s.d. Disponível em: <http://www.emplasa.sp.gov.br/emplasa/conselhos/ValeParaiba/textos/livro_vale.pdf> Acesso em 06/04/2018

Garcia M. (2015) *Resíduos Sólidos: Responsabilidade Compartilhada*. Semioses Revista Científica. Disponível em: <file:///C:/Users/catiahms/Downloads/1045-2783-2-PB.pdf>

IPEA (2012b). INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. *Diagnóstico sobre Catadores de Resíduos Sólidos*. Brasília. DOI: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/situacao_social/131219_relatorio_situacaosocial_mat_reciclavél_brasil.pdf>>

SNIS (2016) SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO *Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos*. Disponível em: <http://www.snis.gov.br>>

[00153] ANALISIS PRELIMINAR DE LAS VARIABLES FISICAS Y MICROBIOLOGICAS EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE BIOSOLIDOS EN PILAS MENORES A 1 M³

PEDRO MAURICIO ACOSTA CASTELLANOS¹; BRIGID PACHECO GARCIA²;
LUZ ANGELA CUELLAR³; MONICA DIAZ PITA⁴

Universidad Santo Tomás^{1,2,3,4}

pedro.acosta@usantoto.edu.co¹; brigid.pacheco@usantoto.edu.co²; luz.cuellar@usantoto.edu.co³;
monicadiazp@usantoto.edu.co⁴

RESUMEN

Este artículo presenta los resultados de una investigación en donde se analiza el compostaje como alternativa para el manejo y disposición de los biosólidos en pilas de compostaje con tamaño menor a un metro cubico (1m³). A partir de esta técnica se buscó definir las características físicas y microbiológicas del biosólido y mejorarlas mediante el proceso de compostaje, a fin de que este se pueda clasificar como un compost de uso agrícola.

Se elaboraron tres pilas con igual cantidad de material base biosólido o lodo proveniente de plantas de tratamiento de agua residual, con adición de material de soporte con características de residuo solido urbano; caña, pasto o grama, cascara de huevo y material de enmienda también con la característica de residuo solido; aserrín y viruta.

El análisis del comportamiento de las variables físicas estudiadas (pH, humedad y temperatura) define una relación directa, mostrando que el pH tiene resultados más favorables cuando la temperatura varía entre los 35 y 45°C. Así mismo en la temperatura se observan mejores resultados cuando el contenido de humedad esta entre 45 y 60%.

En cuanto a las variables microbiológicas se analizaron las condiciones iniciales y durante el proceso de compostaje en las pilas menores a 1 m³; de salmonella, E-Coli y coliformes. En este sentido las tres pilas presentan disminución de patógenos, se observó que la pila con mejor comportamiento frente a la disminución de estos microorganismos fue la que contenía cascara

de huevo como soporte. El biosólido según sus condiciones microbiológicas pudo clasificarse como clase A.

Palabras Claves: biosólido, compostaje, variables microbiológicas.

ABSTRACT

This article presents the results of a research in which composting is analyzed as an alternative for the management and disposal of biosolids in composting piles with a size of less than one cubic meter (1m³). From this technique, we sought to define the physical and microbiological characteristics of biosolids and improve them through the composting process, so that it can be classified as a compost for agricultural use.

Three piles with the same amount of biosolid base material or sludge from wastewater treatment plants were prepared, with the addition of support material with characteristics of urban solid waste; cane, grass or grass, eggshell and amendment material also with the characteristic of solid residue; sawdust and chip.

The analysis of the behavior of the physical variables studied (pH, humidity and temperature) defines a direct relationship, showing that the pH has more favorable results when the temperature varies between 35 and 45 ° C. Likewise, in the temperature, better results are observed when the moisture content is between 45 and 60%.

Regarding the microbiological variables, the initial conditions and during the composting process in the piles smaller than 1 m³ were analyzed; of salmonella, E-Coli and coliforms. In this sense, the three cells show a decrease in pathogens, it was observed that the pile with the best behavior against the decrease of these microorganisms was that which contained egg shell as a support. The biosolids according to their microbiological conditions could be classified as class A.

Key Words: biosolids, composting, microbiological variables.

1. INTRODUCCIÓN

El biosólido es un residuo sólido producido luego del tratamiento de las aguas residuales, por ello presentan altas concentraciones de patógenos, que generalmente se relacionan con la generación y transmisión de enfermedades que afectan la calidad de vida de los seres humanos (Agudelo Betancourt, 2005). Actualmente en el mundo la producción de biosólido está en crecimiento, debido al aumento población y la aparición de nuevas ciudades, así como el acceso al saneamiento básico de los países en desarrollo, que cada vez más tratan sus aguas residuales, pero a la par no crece la investigación en el aprovechamiento del biosólido, pues generalmente este subproducto del tratamiento de las aguas residuales es llevado a rellenos sanitarios y en algunos casos se hace más visible la inadecuada disposición final, ya que son dispuestos de manera incorrecta en terrenos y cerca de fuentes hídricas, esto sin duda conlleva procesos de contaminación ambiental (Ramírez M.C, 2007) (Acosta Castellanos, 2015). Este residuo sólido es una materia biofísica con gran contenido de humedad, que dependiendo del tipo de tratamiento que se le haga a las aguas residuales o las características del agua residual pueden llegar a tener grandes contenidos de metales pesados y microorganismos patógenos (Quinchía, 2004).

El compostaje de biosólidos por pilas de volteo es una técnica actualmente en investigación diferentes estudios académicos a nivel de Colombia vienen teniendo avances importantes en ciudades como Medellín, Bogotá y Cali y en países como Argentina, España, México, EEUU y en algunos países de Europa. En Latinoamérica Argentina es pionera en este sentido siendo el único país hasta el momento con una planta de compostaje de biosólidos en la ciudad de Bariloche, produciendo y comercializando al año cerca de 3000 m³ (Laos F., 2000). El material producto del compostaje se comercializa usualmente abono orgánico para cultivos (Mazzarino M. S. P., 2012). En Colombia se han hecho

avances sobre todo en la regulación para la aplicación o disposición final de este residuo, mediante el decreto 1287 de 2014 del Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio, ente responsable de la formulación de las políticas de agua y saneamiento básico en ese país (Ministerio De Vivienda, Ciudad Y Territorio, 2014).

La presente investigación registra la evolución del tratamiento de biosólidos mediante compostaje en pilas, con condiciones diferentes a las ya probadas y validadas, específicamente en las condiciones de volumen; teóricamente se considera que para tener una efectividad alta en la reducción de patógenos es necesario tener una masa de biosólidos superior al metro cúbico (1 m³), idealmente superior a tres metros cúbicos (3 m³). Esto debido a que a mayor masa los microorganismos tengan mejores condiciones y por ende aumenté la temperatura y se produzca un proceso de inactivación de los patógenos (Monsalve, Edna, & Eugenio, 2018). Por tanto, se planteó en esta investigación el seguimiento y registro de un proceso de compostaje aplicado a biosólidos o lodos provenientes del tratamiento de agua residual, con pilas menores a 1 m³, con el fin de identificar mediante la evaluación de los parámetros físicos y microbiológicos, la posibilidad de implementar estas pilas en plantas de tratamiento para pequeñas ciudades donde la producción de este residuo sea poca.

Para la investigación se utilizó el lodo que proviene del tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Bogotá, de la planta denominada El Salitre, con predominancia de agua doméstica lo que favorece el proceso puesto que el biosólido producido tiene contenidos nutritivos altos y bajo contenido de metales pesados. La producción total de biosólido en base húmeda es de aproximadamente 160 ton/mes (90 ton/mes en base seca). Hasta el año 2011, este material se disponía como cobertura de la celda diaria en el relleno sanitario doña Juana pero al colapsar, este se empezó a disponer en un predio aledaño propio del acueducto de Bogotá, quien maneja la PTAR (Dáguer, 2004).

El compostaje es una de las alternativas más utilizadas en investigaciones académicas para la estabilización del biosólido cuya principal función es eliminar microorganismos patógenos, por medio del aumento de la temperatura producto del ambiente natural. Para acelerar el proceso y para hacerlo más productivos se emplean soportes, que aumentan la cantidad de nutrientes y colaboran con la aireación, se hacen volteos periódicos para que la temperatura aumente

uniformemente en toda la pila, ya que esta actúa en función inversa de la humedad estos son factores que se deben conservar constantes entre sí para asegurar un proceso óptimo (Laos F., 2000).

Esta investigación se enfoca en el análisis del proceso de compostaje de biosólidos por pilas de volteo. Donde se estudian tres pilas en la etapa inicial, a las cuales se les incorpora una materia de enmienda (cascara huevo, caña, pasto) y de soporte (aserrín, viruta) los cuales se implementaron con el fin de acelerar el proceso.

Durante todo el proceso se determinan las propiedades físicas (temperatura, pH, humedad) las cuales se verifican diariamente para determinar si el material está estable y posteriormente se llevan a cabo los análisis microbiológicos (salmonella, E-Coli, coliformes totales) para determinar la reducción de patógenos.

Finalmente, como resultado se obtiene el análisis de las variaciones de las características físicas y microbiológicas del biosólido, con las cuales se determina con qué tipo de material de soporte hay una mayor eliminación de patógenos.

2. CARACTERIZACION DE LA MATERIA PRIMA

Biosólido. El biosólido de la PTAR el salitre Bogotá se clasifica de clase B debido al contenido de metales pesados y patógenos, es monitoreado periódicamente, con el fin de verificar el comportamiento y sus características físicas, químicas y microbiológicas. Mensualmente se analizan (Empresa de Acueducto, 2000).

Tabla 1. Concentración microbiológica.

Parámetro	Promedio*
Coliformes fecales (UFC/g Base Seca)	6,88E+05
Fagos somáticos (PFP/4g Base Seca)	2,43E+06
Salmonella (NMP/4g Base Seca)	0,80

Fuente. Acueducto Bogotá

Tabla 2. Concentración microbiológica Datos 2014

Ensayo	Und.	Valor obtenido	Valor max. Colombia	Valor max. Epa	Método
Coli. totales (A)	NMP/100 mL	20x10 ⁶	1,00 E(+3)	<1000	SM 9221 B
Coliformes fecales (A)	NMP/100 mL	36x10 ⁵	1,00 E(+3)	<1000	SM 9221 B, E
Salmonella	NMP/100 mL	35	Ausencia	Ausencia	Enriq/Siembra medio Selectivo

3. DISEÑO EXPERIMENTAL

Con base en las teorías expuestas por diferentes autores que se recopilan en la revisión teórica se opta por utilizar materiales de enmienda y soporte (Quinchía, 2004) para darle estabilidad y manejabilidad al biosólido, se opta por tomar el material de soporte constante en las tres pilas y variar el material de enmienda utilizando así 3 materiales diferentes.

3.1. Lugar De Disposición Y Tratamiento.

El material debe estar totalmente aislado del ambiente con el fin de tener un control máximo de las variables físicas y evitar la interferencia de acciones ambientales y vectores ajenos al proyecto, para tal caso se hizo un recubrimiento con plástico semi-transparente calibre 35 y estacas de madera, simulando un invernadero, con espaciamientos de 1.2m entre pilas, obteniendo un área total de 11.76 m² como se muestra en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, para tratar las tres pilas que dan en total de 3 m³ de material para la investigación.

3.2. Dimensiones Iniciales.

Puesto que la materia prima no se encuentra tan cerca a la zona que se adecua para la disposición y tratamiento del material, y la logística que hay que utilizar para el manejo y transporte de biosólidos es bastante dispendiosa se opta por utilizar dimensiones a las menores utilizadas por los referentes teóricos que fácilmente compostaban de 300-400 m³ (Mazzarino M. S. P., 2004), obteniendo así dimensiones de 1mx1mx1m para tener un volumen total inicial de 1m³ por pila.

3.3. Materiales De Enmienda Y Soporte.

Como lo menciona Vidal (Quinchía, 2004), al utilizar materiales de soporte y enmienda en el compostaje de biosólidos se favorece la aireación y el contenido de nutrientes presente. Para la esta investigación se toman como material de soporte una mezcla igual entre aserrín y viruta de madera y para materiales de enmienda se escogen poda de pasto, caña de maíz y cascara de huevo, las proporciones se describen en la Tabla 3.

Tabla 3. Cantidades de material de soporte y enmienda

Pila	Relación (B/S/E)	Volumen de la pila (m ³)			
		Biosólido (B)	Soporte (S)	Enmienda (E)	Total
Cascara de huevo	1:0.3:0.7	0.5	0.35	0.15	1
Caña de maíz	1:1:0.8	0.35	0.35	0.3	1
Poda de pasto	1:10.8	0.35	0.35	0.3	1

3.4. Toma De Datos Y Muestras.

Según lo descrito por Mazzarino M. S. P., (2004) se tienen en cuenta durante el proceso la toma de datos de variables físicas (pH, temperatura y humedad) y variables microbiológicas (coliformes fecales, coliformes totales y salmonella), la periodicidad de muestreo se describe en la Tabla 4.

Tabla 4. Periodicidad y métodos para la toma de datos y muestras

Variable	Periodicidad de toma	Método para la toma
Temperatura	Diario	Manual con multiparametro

3.5. Preparación De Sitio De Tratamiento.

El proceso de preparación de la zona en la que se adecua el biosólido se hace de manera manual con herramientas menores (picas y azadones), retirando la capa vegetal presente y garantizando la pendiente necesaria para el control de lixiviados, la zona de disposición fue en las instalaciones de la Universidad Santo Tomas seccional Tunja, teniendo especial

cuidado con que estuviera retirada del edificio de tal manera que nadie ajeno a la investigación tuviera contacto con el material, además se recubrió la zona con cinta amarilla especificando peligro.

Se elaboran zanjas de conducción al redor de la estructura con respecto a las pendientes propias del terreno, para tener control de lixiviados y escorrentía producto de aguas lluvias, luego se elabora la estructura para cubrir las pilas utilizando estacas de madera y plástico semi-transparente simulando un invernadero.

4. TOMA DE DATOS VARIABLES FÍSICAS.

4.1. pH. La toma de datos de pH se realizó con el multiparametro que arroja datos exactos en tiempo real, el multiparametro cuenta con dos sensores que son capaces de medir pH, temperatura y conductividad. Los sensores del multiparametro se introducen directamente en la pila hasta calcular el centro aproximadamente para saber cuáles son las condiciones que se tienen en el interior puesto que en el exterior estarían alteradas por las condiciones ambiente.

4.2. Temperatura. Las tomas de datos de temperatura se realizan con el multiparametro al igual el pH se hace al interior de la pila introduciendo los sensores en el centro de cada una

4.3. Humedad. Para determinar humedad se sacaban muestras cada semana y se procedía de acuerdo a la norma I.N.V.E-122-07 para determinar el contenido de agua del material comparando el peso húmedo y peso seco del mismo, este procedimiento se realizaba en las instalaciones del laboratorio de la Universidad Santo Tomas seccional Tunja.

4.4. Volteos. Los volteos son realizados de acuerdo a la fase por la que este atravesando el material en el proceso de compostaje tal como lo definen los referentes teóricos tomados para la investigación de Planta de Tratamiento de Biosólido de argentina (Mazzarino M. S. P., 2004) y el procedimiento hecho para la PTAR de Cañaberales (Quinchía, 2004), escogiendo que en la etapa termofílica se realiza volteo dos veces a la semana y en la fase de maduración cada semana o cada dos semanas dependiendo del comportamiento de las variables físicas.

5. TOMA DE MUESTRAS Y ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO.

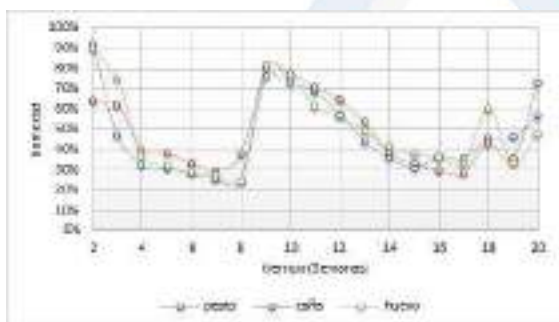
La toma de muestras se hace manualmente siguiendo las pautas descritas por Semanart 2002 (Secretaria De Medio Ambiente Y Recursos Naturales, Mexico DF., 2002) en donde se describe el método para el muestreo de lodos y biosólidos, se utilizó un laboratorio con certificación de muestras y resultados, se analizaron 6 muestras distribuidas en diferentes etapas del proceso, especialmente en las que por condiciones de temperatura se esperaba una condición favorable para la reducción de las condiciones patógenas asociadas a microorganismos.

6. ANALISIS

6.1. VARIABLES FISICAS

Los valores de temperatura más altos se presentaron en el mes de noviembre, para este mes se obtuvieron valores de humedad superiores al 60%, mientras que los valores más bajos de temperatura se registraron en los meses de septiembre, enero y febrero en donde las datos de humedad fueron los máximos y mínimos respectivamente estando por encima del 65% y por debajo del 40%, entre enero y febrero se observa un ascenso de la humedad pero un descenso en la temperatura lo que no concuerda con lo establecido anteriormente, esto se presenta por la disminución de volumen que para estos meses fue del 60% respecto al inicial.

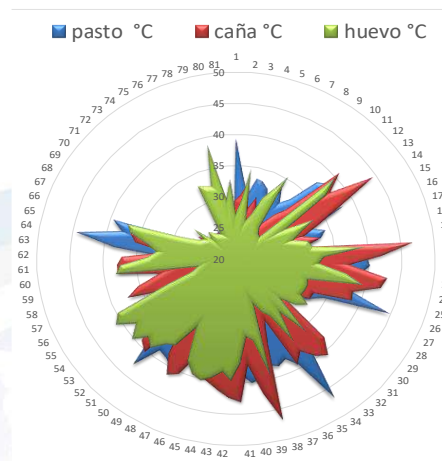
Graficó 1. Variación de la humedad.



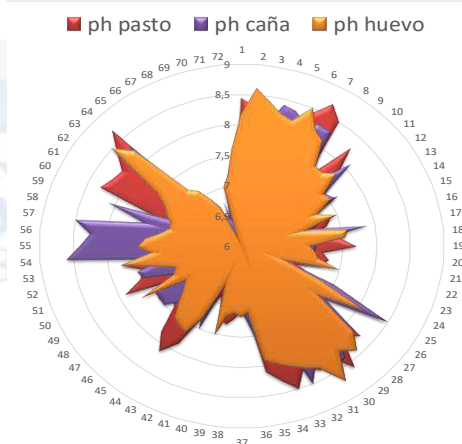
Cuando la humedad se manejó entre el rango de 40 y 65% se lograron las temperaturas más altas, en los casos en los que la humedad es mayor o menor a este rango, la temperatura tiende a disminuir. Los valores más acertados los presento la pila con caña de maíz, con temperaturas más altas y los rangos de humedad más cercanos al mencionado, mientras que los valores más bajos de temperatura y rangos de humedad los presento la pila con cascara de huevo; la pila con poda de pasto, aunque presento valores cercanos a los registrados para la pila con caña de maíz no los supera. Es importante en este punto mencionar que, aunque existieron variaciones de temperatura en todas las pilas, hubo un

comportamiento similar en cada una de ellas como consta en el grafico 1., se infiere que es debido a los volteos del material, que se realizaron al mismo tiempo y como se registró anteriormente no se utilizó el criterio de temperatura para hacer los volteos.

Graficó 1. Variación de la temperatura en grados centígrados en el tiempo.



Graficó 3. Variación del pH en el tiempo.



6.2. VARIABLES MICROBIOLÓGICAS

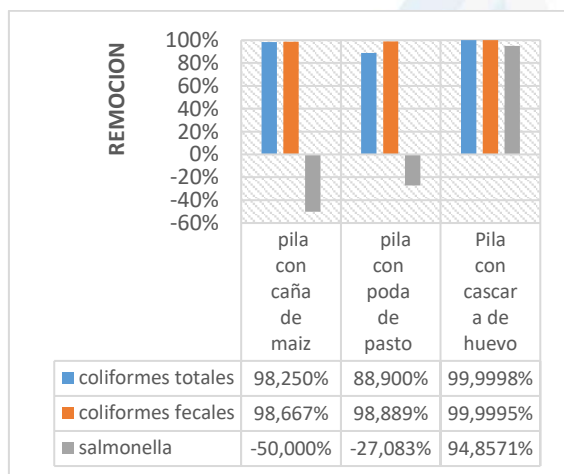
Para determinar el valor de remoción de microorganismos patógenos, se determinó que los parámetros que se medirían son coliformes totales, coliformes fecales y salmonella, como lo define el decreto 1287 de 2014 en Colombia (Ministerio De Vivienda, Diudad Y Territorio, 2014), en donde se regula las variables microbiológicas y el contenido

presente para la caracterización de biosólidos provenientes de plantas de tratamiento de agua residual.

6.3. REMOCIÓN DE MICROORGANISMOS.

Es importante resaltar que no se tuvo una pila de control, es decir sin materiales de soporte o enmienda, esto debido a que existe suficiente información de investigaciones donde se comprueba la necesidad de alguno de estos dos materiales. Se pudo observar que la que mejores valores de remoción los presento la pila con cascara de huevo que tuvo los porcentajes de remoción más altos llegando hasta el 99.999% en todas las variables microbiológicas, aunque las pilas con poda de pasto y caña de maíz también presentaron reducciones importantes, pero no alcanzan a cumplir con los máximos permitidos por el decreto 1287 de 2014 de Colombia, la remoción de salmonella para estas dos pilas presento valores negativos lo que quiere decir que su contenido aumento.

Graficó 4. Porcentaje de remoción de M. Patógenos.



6.4. RELACIÓN ENTRE VARIABLES FÍSICAS Y MICROBIOLÓGICAS

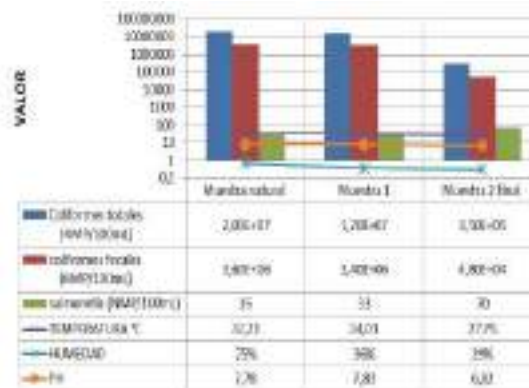
Esta evidenciado la relación entre las condiciones físicas (pH, humedad y temperatura) y el proceso de latencia, crecimiento y muerte de microorganismos, la relación establece unos parámetros en lo que los patógenos tienen un ambiente óptimo para su crecimiento con respecto a la temperatura, pH y humedad (Valencia, 2012). En este punto se puede hacer alusión que el

proceso de compostaje no se está variando es el mismo que para cualquier otro residuo orgánico, lo único que se varia es la materia prima, representada por los biosólidos y por ende el proceso que se plasma en este artículo acoge las mismas condiciones que un compostaje común y por tanto a las variables involucradas.

6.4.1. Pila con caña de maíz.

Los rangos de las variables físicas que presento la pila con soporte de caña de maíz, que aun las pilas teniendo 1 m³ en volumen, propician el crecimiento de los microorganismos estudiado es decir coliformes totales, coliformes fecales y salmonella, con temperaturas entre 20 y 35°C, con Ph entre 6,5 y 8 y humedades entre 30 y 40%. Es importante mencionar que la temperatura ambiente en el lugar donde se realizó la experiencia es variable todo el año presentando promedio anual entre 13.7 °C y 11,9 °C (Climate-Data , 2016). Esto puede ser un factor influyente en que las temperaturas máximas de las pilas no alcanzan los registros comunes para el compostaje de biosólido. Aun así, se observa la disminución de microorganismos patógenos, en este caso se estima que el factor coadyuvante para que se presente la reducción es el porcentaje de material de soporte y enmienda supera el 50% frente a los biosólidos, elemento que difiere a las demás investigaciones evaluadas, pues el material de soporte y enmienda usualmente se propone en 30% o 35%.

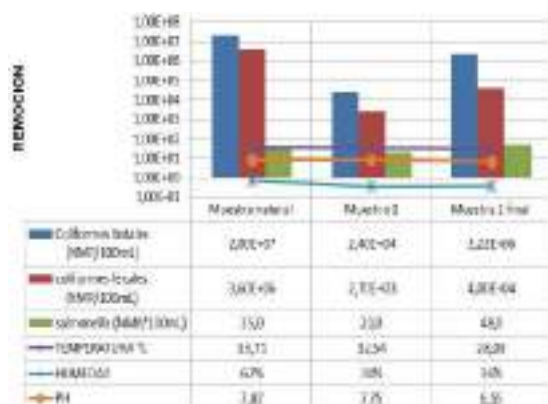
Graficó 5. Comportamiento variables físicas y microbiológicas en pilas con caña de maíz.



6.4.2. Pila con poda de pasto.

El comportamiento del contenido de microorganismos no se reduce de forma constante, de echo presente un aumento entre las muestras. El comportamiento de la temperatura, humedad y Ph es similar a pila con caña de maíz.

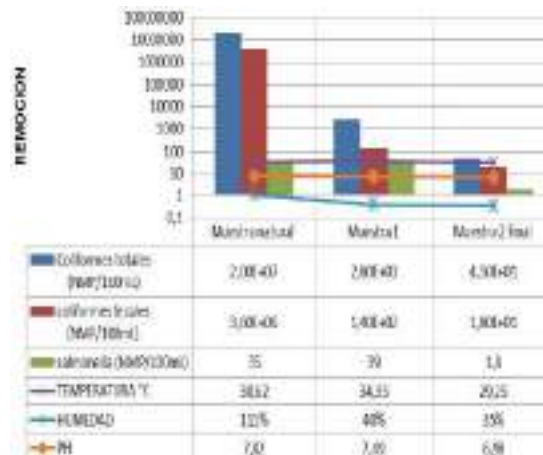
Graficó 6. Comportamiento variables físicas y microbiológicas en pilas con poda de pasto.



6.4.3. Pila con cascara de huevo.

Los datos obtenidos para la pila con cascara de huevo en los meses en los que se realizaron las pruebas de laboratorio, esta pila fue la que mejores resultados microbiológicos presento, teniendo el mayor porcentaje de remoción entre las tres pilas, los valores registrados para las variables físicas en los meses son parecidos a los presentados por las pilas de biosólidos con poda de pasto y caña de maíz, la tendencia con respecto a las variables físicas sigue siendo la misma encontrando que, con la reducción de humedad el contenido de patógenos tiende a disminuir y se observa que cuando está entre los rangos óptimos (40 a 60%) la temperatura aumenta.

Graficó 7. Comportamiento variables físicas y microbiológicas en pilas con cascara de huevo.



7. CONCLUSIONES

Con esta investigación se puede inferir en primera instancia que es posible profundizar en la investigación del compostaje de biosólidos provenientes de plantas de tratamiento de agua residual, donde se demostró que se puede compostar este material en pilas menores a 1 m³, presentando reducciones en las variables microbiológicas que refieren algunas normas para la disposición de este material.

Es importante que en futuras investigaciones se pueda relacionar efectivamente si existe una relación entre la temperatura ambiente y el proceso de compostaje de biosólido, pues como se observó en los resultados, la temperatura no superó los 45 °C.

Los resultados de PH obtenidos en esta investigación muestran que se mantiene en los rangos aptos (6,5-8), para el uso en la agricultura según la NTC 5167 (Norma Técnica Colombiana, NTC-5167, 2011) en el caso del material compostado en todas las pilas.

Con el cambio de las dimensiones y cantidades de material para cada pila, las variables microbiológicas y físicas se comportan de manera diferente a las establecidas por otros autores, pero aun así se genera la disminución de patógenos lo que implica que la temperatura no es el único factor implicado en la reducción de patógenos y

puede llegar a afirmarse que cada uno de ellos actúa como variable independiente frente a la reducción.

La pila con cascara de huevo arroja valores apropiados en cuanto a contenido de microorganismos patógenos con respecto a los máximos permisibles por el decreto 1287 de 2014, catalogando el compost resultante como clase A, al igual que la norma de USEPA título 40 parte 503, donde puede ser apto para el uso en la agricultura.

La pila con poda de pasto disminuyo el contenido de coliformes totales y fecales, pero aumento el contenido de salmonella, no alcanzo los valores máximos permisibles por el decreto 1287 de 2014, por lo tanto, su uso es restringido.

La pila con caña de maíz aumento el contenido de salmonella y disminuyo el contenido de coliformes fecales y totales, pero no alcanzo los parámetros establecidos por el decreto 1287 de 2014, aunque es catalogado como biosólido clase B según la norma de la USEPA título 40 parte 503 haciéndolo apto para uso agrícola con ciertas restricciones.

Se obtuvo un compost estable, esto se puede asegurar por sus condiciones y por los registros similares en investigaciones en cuanto a olor y color. Siendo su olor parecido al de tierra mojada y casi imperceptible y su color café oscuro, estando entre los rangos necesarios para compostaje (Valencia, 2012).

8. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta Castellanos, P. M. (2015). Análisis de interferencia de parámetros físicos del agua, en desinfección por radiación UV. *Revista de Tecnología*, 14(2), 105-112.
- Agudelo Betancourt, L. M. (2005). Fitorremediación: la alternativa para absorber metales pesados de los biosólidos. *Grupo de Investigación Aplicada en Medio Ambiente GAMA. Semillero de Investigación en Gestión y Medio Ambiente SIGMA.*, 2(1), 57- 60.
- Climate-Data . (2016). *Climate Date Org*. Obtenido de <https://es.climate-data.org/>
- criterios sobre el uso de biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. (2014). *Ministerio De Vivienda, Ciudad Y Territorio , Bogota: Diario Oficial* (No 49.208).
- Dáguer, G. P. (2004). Gestión de Biosólidos en Colombia . *46 congreso internacional ACODAL: Sociedad, ambiente y futuro*.
- Empresa de Acueducto, A. y. (2000). *Guia Conceptual sobre la PTAR Salitre. Bogota*. Bogotá.
- Laos F., M. M. (2000). Planta de compostaje de biosólidos: investigación y desarrollo en Bariloche, Argentina. *Ingeniería sanitaria y ambiental*(50), 86- 89.
- Mazzarino M., S. P. (2004). Composts de biosólidos: efecto del tamizado sobre la inmovilización de nitrógeno del suelo. *Ciencia del Suelo*(22), 19-25.
- Mazzarino M., S. P. (2012). Composts de biosólidos: efecto del tamizado sobre la inmovilización de nitrógeno del suelo. *Ciencia del Suelo*(22), 19-25.
- Ministerio De Vivienda, Diudad Y Territorio. (2014). *Decreto 1287*. Bogotá, Colombia.
- Monsalve, M., Edna, L. D., & Eugenio , G. (2018). *Modelacion del compostaje de biosólidos en pila estatica aireada*. Bogotá: Centro de Investigaciones en Ingeniería Civil y Ambiental (CIIA). Universidad de los Andes.
- Secretaria De Medio Ambiente Y Recursos Naturales (2002). NORMA-004 por el cual se dan especificaciones y limites máximos permisibles de contaminantes para el aprovechamiento y disposición final de lodos y biosólidos. *Diario Oficial. México*. 1-44.

Norma Técnica Colombiana, NTC-5167. (2011). *NTC-5167; Productos para la industria agrícola, productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelos*. Bogotá.

Quinchía, A. M. (2004). Factibilidad de disposición de los biosólidos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales combinada. *Revista EIA*, 90-107.

Ramírez M.C, L. M. (2007). Valorización energética de biosólidos. Algunos aspectos económicos y

ambientales en la EDAR Guadalhorce (Málaga). *Residuos*, (98), 60- 67.

Valencia, J. M. (2012). *Estudio para la Viabilidad Técnica de Compostaje a partir de Biosólido seco Proveniente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR*. Cali: Universidad San Buenaventura.



[00159] CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS GERADOS EM UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA NA REGIÃO DO ALTO DO PARAOPEBA, MINAS GERAIS

**ELIANE PRADO C C SANTOS¹; GABRIEL LUÍS ANÍBAL OLIVEIRA²;
CAMILA FONSECA ALMEIDA³; ELISA ZULMIRA COELHO SERAFIM⁴;
MICHELLE CRISTINE NASCIMENTO⁵; JÚLIA CAROLINA ABREU⁶**

Universidade Federal de São João Del Rei^{1,3,4,5,6}; Instituto Tecnológico de Aeronáutica²

**lilial2000@yahoo.com.br¹; eliane.santos@ufsj.edu.br¹; gabriel.oliveira@ufsj@gmail.com²;
camila.almeida14@hotmail.com³; elisazulmira@gmail.com⁴; mcristinenascimento@gmail.com⁵;
juabreuc@gmail.com⁶**

KeyWords: waste water treatment, effluent, slurry, Biochemical Oxygen Demand.

Abstract

In the present work, the sludge generated in the decanters and the wash water of the filters was characterized in a water treatment plant that treats the water by complete cycle in the Alto Paraopeba - MG region. The quantified parameters were: biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total solids, total fixed and volatile solids, total suspended solids, fixed and volatile suspended solids and pH. The sludge samples from the decanters and the wash water from the filters were collected between Sep. 29, 2016 and May 26, 2017, totaling 11 samples. The values obtained during the sampling period for the chemical demand for oxygen of the decanter sludge ranged from 79 mg·L⁻¹ to 5106 mg·L⁻¹ and, for washing water from the filters, from 0 to 128 mg·L⁻¹. According to the effluent release standard of Minas Gerais, COPAM / CERH-MG Resolution N° 1/2008, the maximum COD value allowed is 180 mg·L⁻¹. It is observed that there were values well above the limit established by the legislation for sludge of the decanter, and some kind of treatment is required prior to its release into the body of water. The biochemical demand for oxygen values found varied from 7.26 mg·L⁻¹ to 44.74 mg·L⁻¹ for the slurry of the decanter and from 0 to 1.12 for washing water from the filter. These values were less than 120 mg·L⁻¹, which is allowed by COPAM.

Introdução

Durante o tratamento da água há formação de resíduos independente da técnica de tratamento utilizada e esses

resíduos devem tratados, a fim de se proteger o meio ambiente e atender a legislação vigente: Resolução do CONAMA N° 237/1997 e a Resolução COPAM/CERH-MG N° 1/2008.

A Lei 9.433/1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e tem o objetivo de regulamentar e minimizar os impactos ambientais ocasionados pelo lançamento de efluentes em corpos d'água.

Já a Resolução CONAMA n°237/1997 e a Resolução COPAM/CERH-MG N° 1/2008 dispõem sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental e exige o licenciamento ambiental das atividades potencialmente poluidoras.

Embora, atualmente, a implementação de sistema de abastecimento de água não possa ser realizada sem as licenças ambientais, a maioria das estações construídas anteriormente a essas Resoluções tratam a água, contudo, ainda não conseguiram se adequar às exigências da legislação em vigor, ou seja, ainda lançam os resíduos sem tratamento em corpos de água ou dão outros destinos. Essas estações não foram projetadas para terem seus resíduos recolhidos e tratados, sendo que em muitas delas não há áreas disponíveis para a implantação de uma estação de tratamento de resíduos. Outro problema é a falta de conhecimento tanto das características, quanto da quantidade de resíduos que são gerados durante o tratamento de água, o que dificulta a escolha do tratamento mais adequado para os resíduos (ACHON, BARROSO E CORDEIRO 2013).

No Brasil, de 5564 municípios avaliados, aproximadamente 38% geram lodo durante o tratamento da água, 27% lançam seus resíduos em corpos de água, 0,13% jogam no mar, 8,3% dispõem em terreno baldio, 1,5% descartam em aterro, 0,02% fazem incineração, 0,9% fazem o reaproveitamento dos resíduos e 4,4% dão outro destino aos resíduos. Os demais municípios, 22,7%, alegam que não geram resíduos, talvez porque

não façam tratamento da água, ou usem águas subterrâneas ou de outros mananciais com boa qualidade, necessitando somente que se faça a desinfecção da água, não gerando resíduos (IBGE, 2008).

Em Minas Gerais, segundo dados do Ministério Público Federal (2009), de 175 municípios avaliados, apenas 3% possuem unidade de tratamento de resíduos para tratar o lodo gerado durante o tratamento de água, sendo que 87% lançam o lodo gerado em corpos de água e o restante dá outro destino.

O lodo originado do tratamento de água consiste das impurezas contidas na água do manancial, ou seja, os microrganismos, os sólidos orgânicos e não orgânicos e os sólidos originados dos coagulantes e de outros produtos utilizados para tratar a água.

Conforme pode ser observado, em Minas Gerais a maior parte das estações de tratamento ainda descartam seus resíduos sem tratamento. Conhecer as características desses resíduos gerados durante o tratamento de água é fundamental para a definição das possíveis técnicas de tratamento.

No presente trabalho foi realizado um estudo em uma estação de tratamento de água na região próxima ao Campus Alto Paraopeba/ Minas Gerais, visando caracterizar, por meio dos parâmetros DBO, DQO e sólidos, o lodo gerado tanto no decantador, quanto na água de lavagem.

Objetivos

- ✓ Caracterizar o lodo do decantador e da água de lavagem dos filtros por meio dos parâmetros DBO, DQO, sólidos e pH;
- ✓ comparar os valores obtidos com os limites estabelecidos pela legislação vigente.

Metodologia

O estudo foi realizado com as amostras coletadas em uma estação de tratamento de água – ETA – que se localiza na região do Alto do Paraopeba, em Minas Gerais. A estação utiliza o ciclo completo para tratar a água e no período do estudo a água era coagulada com o sulfato de alumínio clorado. A vazão tratada era de aproximadamente $110 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$. Para caracterizar os resíduos gerados durante o tratamento de água, foram coletadas amostras do lodo do decantador e da água de lavagem dos filtros durante o período de 29/09/2016 a 26/05/2017. Foram coletadas onze amostras e as análises foram realizadas em triplicatas.

Os parâmetros analisados para caracterizar o lodo foram concentração de sólidos, DBO, DQO e pH. Todas as análises foram realizadas segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION,

2005). As amostras eram coletadas em frascos de vidro na saída da tubulação de descarga do decantador (Figura 1) e nos filtros durante a lavagem (Figura 2). Todas as análises eram realizadas imediatamente após a coleta.



Figura 1: Vista do ponto de coleta do lodo na saída do decantador

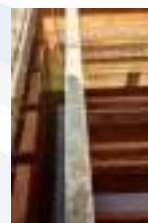


Figura 2: Vista em planta de parte do filtro durante a coleta da amostra

Encontram-se na Tabela 1 os métodos utilizados para as análises dos parâmetros DQO e DBO e sólidos.

Tabela 1: Métodos utilizados durante o estudo

ANÁLISE	MÉTODO
Demanda química de oxigênio	Colorímetro Refluxo Fechado
Demanda bioquímica de oxigênio	Oximétrico
Sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV).	Gravimétrico 2540 B, E
Sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV).	Gravimétrico 2540 D

Resultados

As Figuras 3 e 4 mostram os resultados das análises de DBO para as amostras de lodo do decantador e para água de lavagem dos filtros. Os valores das concentrações de DBO para o lodo do decantador variaram de $7.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ a $44.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e para água de

lavagem de zero a $1.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Gervazone (2014), reporta valores de DBO variando de 6 a $1,996 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Para a água de lavagem dos filtros (A.L.), Molina (2010) encontrou um valor médio de $0.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Como observado, os valores encontrados estão em conformidade com os observados na literatura e ainda estão de acordo o valor máximo permitido pela Resolução COPAM/CERH-MG N° 1/2008, ou seja $120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

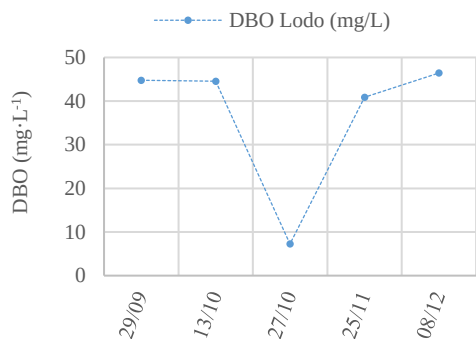


Figura 31 – Concentrações de DBO encontradas no lodo do decantador

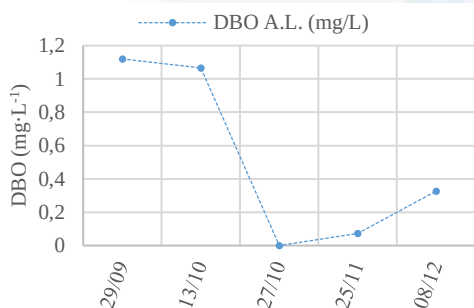
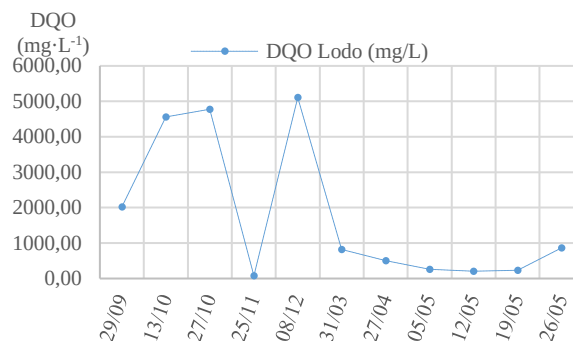


Figura 4 – Concentrações de DBO encontradas na água de lavagem dos filtros

Os valores de DQO das amostras de lodo variaram de $79 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $5,106 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, conforme pode ser observado na Figura 5, e para água de lavagem de zero a $128.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, Figura 6. Freitas (2010) encontrou um valor médio para DQO de amostras de água de lavagem dos filtros de $46.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $49.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. De acordo com o padrão de lançamento (Resolução COPAM/CERH-MG N° 1/2008) o valor máximo para as concentrações de DQO é de $180 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, neste caso é recomendado que seja feito algum tipo de tratamento do lodo antes de seu lançamento em um corpo d'água.

Figura 52 – Concentrações de DQO encontradas no lodo do decantador



Cordeiro *apud* Andreoli (2001) relatam valores de concentrações de DQO em três ETA's em São Paulo, que variaram de 140 a $5,450 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

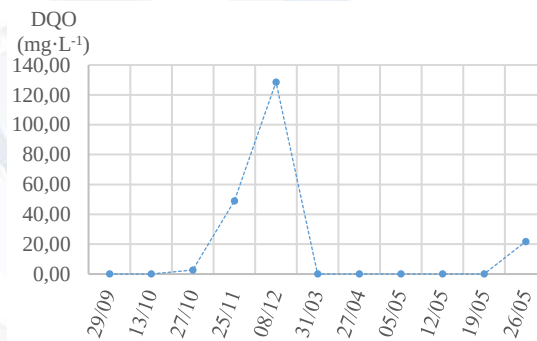


Figura 6 – Concentrações de DQO encontradas na água de lavagem dos filtros

Os valores para as concentrações de sólidos totais das amostras de lodo do decantador, apresentaram as seguintes variações: $133.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $52,350.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, para ST; $115.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $12,055.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para STF; e $18.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $40,295.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para STV.

Soares (2014) encontrou valores para quatro ETA's diferentes variando de $2,230 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $9,083 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para ST; $1,940 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $6,117 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para STF; e $258 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $2,966 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para STV. As concentrações de sólidos no lodo estão diretamente relacionadas com a quantidade de coagulante utilizada para tratar a água bruta e com a idade do lodo no fundo dos decantadores e com a qualidade da água bruta.

A Figura 7 mostra os valores observados para a série de sólidos suspensos para a água de lavagem dos filtros. Observou-se as seguintes variações: $66.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $302.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para SST; $43.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $196.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para SSF; e $11.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $105.56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para SSV. Molina (2010) encontrou valores médio de SST, SSF e

SSV iguais a $48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Quando comparados com os valores observados para as amostras de lodo percebe-se que a água de lavagem dos filtros apresenta concentrações de sólidos menores. A frequência da lavagem dos filtros influência nas concentrações de sólidos presentes no resíduo dessa lavagem

A concentração de SST foram superiores à concentração de $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, estabelecida pela Resolução COPAM/CERH-MG N° 1/2008, sendo recomendado sua redução por meio de algum tratamento.

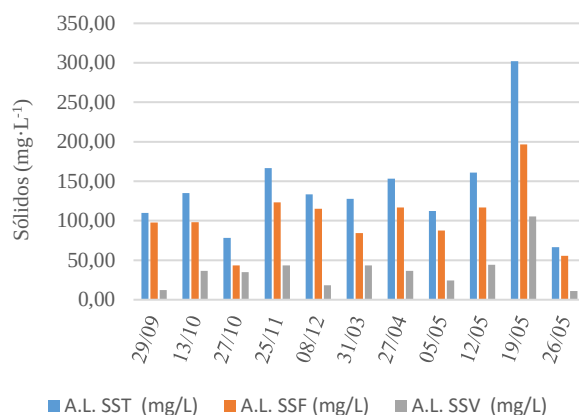


Figura 7 - Série de sólidos suspensos da A.L.

A Figura 8 mostra os valores de pH da água bruta, da água de lavagem dos filtros e do lodo do decantador, os quais apresentaram as seguintes variações: 6.64 a 8.08; de 5.41 a 7.62; e de 5.76 a 7.41, respectivamente. Pode ser observado que os valores de pH ficaram dentro da faixa estabelecida pelo de lançamento que varia de 6.0 a 9.0.

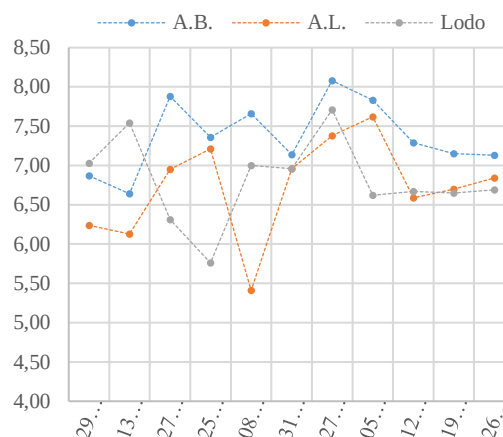


Figura 3 - pH: A.B, A.L. e Lodo

Conclusão

Os valores de DBO para o lodo do decantador variaram de $7.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $44.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e para água de lavagem de zero a $1.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Já os valores de DQO das amostras de lodo do decantador variaram de $78.54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $5,106.71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e para água de lavagem de zero a $128.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Os valores para a série de sólidos totais das amostras de lodo do decantador apresentaram as seguintes variações: $133.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $52,350.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, para ST; $115.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $12,055.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para STF; e $18.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $40,295.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para STV.

Tanto as concentrações de DQO, quanto de sólidos ficaram acima dos limites máximos estabelecidos Resolução COPAM/CERH-MG N° 1/2008, sendo recomendado suas reduções por meio de algum tipo de tratamento.

Referências bibliográficas

ACHON C.L.; BARROSO M.M.; CORDEIRO J.S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. *Eng Sanit Ambient* | v.18 n.2 | abr/jun 2013 | 115-122.



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

CORDEIRO, J. S. Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs). In: CLEVERSON VITÓRIO ANDREOLI (coordenador). Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. cap. 5, p. 121-142.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. (2009) Parecer Técnico - Ref.: Ofício 1139/2008 (CAO-MA) - Informações técnicas referentes aos danos ambientais decorrentes do lançamento de lodo in natura, pelas Estações de Tratamento de Água, no ambiente. Belo Horizonte: Procuradoria-Geral de Justiça, 32 p



[000161] SUBSTRATOS ALTERNATIVOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS DE MELOEIRO

**KAROLINE MATIELLO ALMEIDA¹; PAOLA ALFONSA VIEIRA LO
MONACO²; MARCELO RODRIGO KRAUSE³; LORENA APARECIDA MERLO
MENEGHELLI⁴; CAROLINE MERLO MENEGHELLI⁵**

UFV^{1,3,4}; Instituto Federal Do Espírito Santo - Campus Santa Teresa²; UFES⁵

**Karolinematiello@Hotmail.Com¹; Paolalm@Ifes.Edu.Br²; Agro.Krause@Gmail.Com³;
Lorenamerlo9@Gmail.Com⁴; Carol.Merlo@Hotmail.Com⁵**

Abstract – The objective of this study was to evaluate the growth variables of melon seedlings grown on substrates composed of carbonized rice husk, coconut fiber, egg shell and increasing levels of coffee (mill) and decreasing commercial substrate substitution to the exclusive use of commercial substrate. The experiment was carried out in a completely randomized design, with 5 treatments and 10 replicates, being 4 treatments with increasing proportions of ground / decreasing commercial substrate (0/40, 10/30, 20/20, 30/10%) and fixed proportions (40%), coconut fiber (15%) and egg shell (5%), and a treatment with Bioplant® commercial substrate (control). At 19 days after sowing, the electrical conductivity of the substrates, dry mass of the

root system and aerial part, height of the plants, collection diameter and number of leaves were evaluated. The alternative substrate containing proportions of 20% millet, 20% commercial substrate, 40% charcoal rice husk, 15% coconut fiber and 5% egg husk is recommended for the production of melon seedlings. "yellow-type" cultivars, seeded in styrofoam trays with 200 cells.

Palavras chave: Resíduos agrícolas, variáveis de crescimento, *Cucumis melo*.

INTRODUÇÃO

O meloeiro (*Cucumis melo*) é uma cultura que vem ganhando espaço nas regiões agrícolas, e a produção de mudas com qualidade, representa uma das fases mais importantes para se atingir uma alta produtividade. Um dos fatores que afetam diretamente a qualidade das mudas é o tipo de substrato utilizado. De acordo com Hartmann et al. (2011) a principal função do substrato é sustentar a muda e fornecer condições adequadas para o crescimento e funcionamento do sistema radicial, assim como os nutrientes necessários ao crescimento da planta.

Pesquisas relacionadas ao aproveitamento de resíduos agrícolas têm sido realizadas como forma de substituir parte ou integralmente os substratos comerciais, em razão de diminuir os custos de produção de mudas.

Dentre os resíduos gerados em elevada quantidade no Estado do Espírito Santo e que apresentam potencial para serem aproveitados na composição de substratos, destacam-se a casca de arroz carbonizada, a fibra de coco, a casca de ovo e o resíduo da secagem dos grãos de café, conhecida também por “moinha”.

Acredita-se que a substituição parcial dos substratos comerciais pela moinha de café, contendo proporções fixas de casca de arroz carbonizada, fibra de coco e casca de ovo possa ser uma opção de substrato alternativo sustentável ao uso exclusivo de substrato

comercial, na produção de mudas de melão, uma vez que todos eles apresentam características favoráveis à germinação e ao desenvolvimento das mudas, além de reduzir custos com substratos comerciais.

OBJETIVO

Avaliar as variáveis de crescimento de mudas de meloeiro produzidas em substratos compostos por casca de arroz carbonizada, fibra de coco, casca de ovo e níveis crescentes de resíduo da secagem dos grãos de

café (moinha) e decrescentes de substrato comercial, em substituição ao uso exclusivo de substrato comercial.

METODOLOGIA

O experimento foi implantado e conduzido no viveiro de produção de mudas do Instituto Federal do Espírito Santo - Campus Santa Teresa, no município de Santa Teresa, Espírito Santo (18°48'S; 40°40'O; 127 m de altitude), Brasil.

Os resíduos utilizados foram o resíduo proveniente da secagem dos grãos de café, denominado como

pH¹ - potencial hidrogeniônico em água; CE - condutividade elétrica; CO_{io} - carbono orgânico facilmente oxidável; CO_T - carbono orgânico total; N_T - nitrogênio total; P - fósforo; K - potássio; Ca - cálcio.

Foram avaliados os seguintes tratamentos: T1: Substrato comercial Bioplant[®] (testemunha); T2: 0% de moinha (MO) + 40% de casca de arroz carbonizada (CAC) + 15% de fibra de coco FC + 5% de casca de ovo (CO) + 40% de substrato comercial (SC); T3: 10% de MO + 40% de CAC + 15% de FC + 5% de CO + 30% de SC; T4: 20% de MO + 40% de CAC + 15% de FC + 5% de CO + 20% de SC; T5: 30% de MO + 40% de CAC + 15% de FC + 5% de CO + 10% de SC.

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado (DIC), com seis tratamentos e dez repetições. Cada unidade experimental consistiu de 20 (vinte) mudas, considerando-se 6 (seis) plantas úteis para cada unidade experimental.

Na Tabela 2, apresentam-se os atributos químicos do substrato comercial Bioplant[®], obtido por Paixão et al. (2012).

Tabela 1. Atributos químicos e físico-químico (CE) da casca de ovo (CO), fibra de coco (FC), moinha (MO) e casca de arroz carbonizada (CAC) utilizadas no experimento

	Resíduos			
	CO	FC	MO	CAC
pH	9.37	7.15	5.60	5.9
CE (dS m ⁻¹)	0.37	0.09	6.49	1.15
CO _{io} (dag kg ⁻¹)	2.8	57.1	45.3	31.5
CO _T (dag kg ⁻¹)	3.6	74.1	58.9	40.9
N _T (dag kg ⁻¹)	0.87	0.66	3.7	0.593
P (dag kg ⁻¹)	0.084	0.053	0.14	0.0816
K (dag kg ⁻¹)	0.06	0.14	0.71	0.0329
Ca (dag kg ⁻¹)	31.9	-	-	-

¹pH – potencial hidrogeniônico em água; CE – condutividade elétrica; CO_{io} - carbono orgânico facilmente oxidável; CO_T - carbono orgânico total; N_T - nitrogênio total; P - fósforo; K - potássio; Ca - cálcio.

As sementes de melão utilizadas foram da cultivar “tipo amarelo”, sendo semeadas em bandejas de isopor com 200 células cada, colocando-se uma semente por célula. As mudas foram irrigadas manualmente duas vezes ao dia. Não foi realizada qualquer adubação com fertilizantes.

As avaliações ocorreram aos 19 dias após semeadura (DAS), consistindo-se na medição da altura de plântula, do diâmetro de coleto, da contagem do número de folhas e da quantificação das massas secas da parte aérea e raiz da planta, cortando-se as mudas próximas ao substrato, lavando-se cuidadosamente e alocando-as em estufa com circulação de ar forçado a 65°C por 72 horas. Além das análises biométricas e gravimétricas, determinou-se, por meio de um condutivímetro, a condutividade elétrica dos substratos, seguindo-se metodologia proposta por Matos (2015).

Todas as variáveis avaliadas foram submetidas aos testes de normalidade (Lilliefors), de aditividade (Tukey) e de homocedasticidade (Bartlett). A variável número de folhas (NF) não atendeu aos pressupostos, optou-se por fazer sua avaliação por meio do teste não paramétrico de Kruskal Wallis, contemplando-se a avaliação dos efeitos dos tratamentos por postos, ou escalas de ordenação. Dada a diferença qualitativa entre o tratamento de substrato comercial (T1) e os demais (T2 a T6) efetuou-se o teste Dunnett comparando-se cada tratamento com o T1. Para todos os procedimentos foi adotado um “α” igual a 0.05.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 são apresentadas as médias para cada uma das variáveis analisadas, bem como o resultado do teste de Dunnett comparando-se as médias dos tratamentos contendo níveis crescentes de moinha e proporções fixas de casca de arroz carbonizada, fibra de coco e casca de ovo, com o tratamento testemunha (substrato comercial), aos 19 dias após o semeio.

Tabela 3. Médias estimadas para altura de plantas (AP), diâmetro de coleto (DC), massa de matéria seca da parte aérea (MMSPA), massa de matéria seca da raiz (MMSR) e condutividade elétrica (CE) dos substratos nos tratamentos contendo uso exclusivo de substrato comercial (testemunha) e naqueles contendo níveis crescentes de moinha/decrecentes de substrato comercial contendo proporções fixas de casca de arroz carbonizada, fibra de coco e casca de arroz

Níveis crescente s de moinha ¹	AP (cm)	DC (mm)	MMSP A (g)	MMS R (g)	CE (μS cm ⁻¹)
Substrato comercial	4.37	2.01	0.47	0.22	60.0

00:40	5.36	2.50*	0.58	0.28	83.33
10:30	5.72*	2.53*	0.65	0.22	113.33*
20:20	7.02*	2.99*	0.73*	0.27	110.0
30:10	4.95	2.27	0.39	0.17	125.0*
Erro α	0.0001	0.0001	0.0023	0.0045	0.0163

¹Níveis crescentes de moinha: decrescentes de substrato comercial (%)

Médias, nas linhas, seguidas de asterisco (*), diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade.

Para a variável altura de plantas (AP) os tratamentos contendo 10 e 20% de moinha apresentaram médias estatisticamente superiores à testemunha, evidenciando que o incremento de moinha até a proporção de 20% na composição do substrato proporcionou valores crescentes dessa variável (Tabela 3). Os demais tratamentos com substratos alternativos (0:40 e 30:10) não diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, indicando que para esta variável é possível utilizar a proporção de 30:10% (moinha:substrato comercial), sem que haja prejuízos à qualidade de mudas de melão.

Para a variável DC (Tabela 3), apenas o substrato com proporção 30:10% (moinha:substrato comercial) não difere da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, indicando que para esta variável, tal como verificado para AP, é possível utilizar até 30% de moinha na composição do substrato sem causar danos às mudas de melão. Os demais tratamentos com substratos alternativos (proporções de moinha e substrato comercial de 0:40; 10:30 e 20:20) diferem da testemunha, apresentando médias estatisticamente superiores ao uso exclusivo do substrato comercial Bioplant.

Para MMSPA (Tabela 3), a porcentagem de 20% de moinha na composição do substrato apresentou média estatisticamente superior à testemunha. Em razão dos demais tratamentos não diferirem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, é possível utilizar a proporção de 30% de moinha na composição dos substratos sem causar danos às mudas de melão.

De acordo com a Tabela 3, verifica-se que o tratamento testemunha (substrato comercial) não diferiu de nenhum dos tratamentos contendo proporções crescentes de moinha, na composição do substrato alternativo.

Para a variável CE do substrato, as porcentagens de 10 e 30% de moinha na composição dos substratos foram estatisticamente superiores à testemunha.

Na Figura 1 apresenta-se a intensidade dos postos médios para a variável NF.

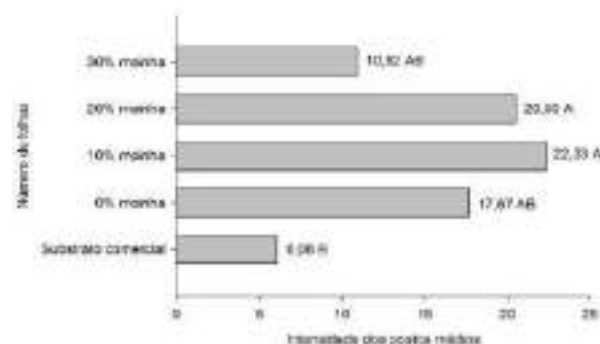


Figura 1. Comparação dos postos médios para a número de folhas (NF) das mudas de melão, em função dos diferentes níveis de moinha na inserção dos substratos

Os tratamentos contendo proporções de 10:30 e 20:20 (moinha: substrato comercial) foram estatisticamente superiores ao tratamento com uso exclusivo do substrato comercial (Figura 1). Mesmo o tratamento com a proporção de 30:10 (moinha: substrato comercial) contendo a maior quantidade de nutrientes, não houve diferença estatística ($P < 0.05$) do substrato comercial. Em função dos resultados obtidos, verifica-se que os substratos alternativos contendo proporções de moinha e substrato comercial de até 30:10%, combinados com a casca de arroz carbonizada (40%), fibra de coco (15%) e casca de ovo (5%), podem ser utilizados em substituição ao uso exclusivo do substrato comercial, sem que haja prejuízos à qualidade de mudas de meloeiro. No entanto, a proporção de 20:20 no substrato alternativo mostrou-se a mais eficiente, por apresentar valores superiores ao uso exclusivo do substrato comercial, na maioria das variáveis de crescimento analisadas.

CONCLUSÃO

Recomenda-se o substrato alternativo contendo proporções de 20% de moinha, 20% de substrato comercial, 40% de casca de arroz carbonizada, 15% de fibra de coco e 5% de casca de ovo, a produção de mudas de melão do cultivar “tipo amarelo”, semeadas em bandejas de isopor com 200 células.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Hartmann H. T., Kester D. E., Davies J. R. F. T., Geneve R. (2011). *Plant Propagation: Principle And Practices*. 8. Ed, Boston: Prentice-Hall, 915 p.



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

Matos A.T. (2015). *Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias*. 1. Ed, Viçosa: UFV, 149 p.

mamoeiro. *Revista Brasileira de Fruticultura*, **34**(4), 1105-1112.

Paixão M. V. S., Schmildt E. R., Matiello H. N., Ferregueti G. A., Alexandre R. S. (2012). Frações orgânicas e mineral na produção de mudas de



**[00162] RESÍDUOS AGRÍCOLAS COMO SUBSTRATOS
ALTERNATIVOS NA PRODUÇÃO DE MUDAS DE PIMENTÃO**

**MARCELO RODRIGO KRAUSE¹; PAOLA ALFONSA VIEIRA LO MONACO²;
ISMAIL RAMALHO HADDADE³; LORENA APARECIDA MERLO
MENEGHELLI⁴; GESSICA MONTEIRO DOS SANTOS⁵; MARCOS ALVES
MAGALHÃES⁶;**

**Instituto Federal Do Espírito Santo - Campus Santa Teresa²; IFES^{5,6}; UFV^{1,4}; Centro Universitário de
Caratinga⁵**

**agro.krause@gmail.com¹; paolalm@ifes.edu.br²; ihaddade@gmail.com³;
lorenamerlo9@gmail.com⁴; gessicamonteiro35@gmail.com^{2,5}; professormarcosmagalhaes@gmail.com⁶;**

PALAVRAS-CHAVE: *Capsicum annuum* L.,
variáveis de crescimento, composição.

ABSTRACT

One of the main factors related to the quality of seedlings is the type of substrate used. The objective of this research was to evaluate the effect of the incorporation of wastes from the drying of coffee beans on alternative substrates composed by coconut fiber, eggshell and commercial substrate on the development of bell pepper seedlings. The experiment was carried out in a completely randomized design, with four treatments and seven replications, being: T1 - commercial substrate Bioplant[®]; T2 - 15% “moinha” (wastes from the drying of coffee beans) + 15% coconut

fiber + 5% eggshell + 65% commercial substrate; T3 - 30% moinha + 15% coconut fiber + 5% eggshell + 50% commercial substrate; T4- 45% moinha + 15% coconut fiber + 5% eggshell + 35% commercial substrate. The evaluated variables were electric conductivity of the substrate, plant height, stem diameter and total dry mass. The alternative substrates containing increasing proportions of moinha and decreasing commercial substrate can replace the isolated use of the commercial substrate, without causing damage to the development of the pepper seedlings, being more indicated the use of the substrate composed by 30% of moinha, 15% of fiber of coconut, 5% of egg shell and 50% of commercial substratum replacing the exclusive use of commercial substrate, since it provides the best vegetative development of the pepper seedlings.

1.- INTRODUÇÃO

Dentre as etapas do processo produtivo do pimentão (*Capsicum annuum*), a produção de mudas é uma das etapas mais importantes, influenciando diretamente o desempenho nutricional e produtivo das plantas. Um dos fatores relacionados à qualidade das mudas é o tipo substrato utilizado. De acordo com Silva *et al.* (2009), deve-se aliar a retenção adequada de água para que ocorra o processo germinativo com qualidade e seja capaz de suprir a necessidade hídrica e nutricional da planta durante seu desenvolvimento. A escolha do material a ser utilizado dependerá, além das necessidades da cultura, do custo e da disponibilidade do material (Steeff *et al.*, 2010). Dentre alguns resíduos com potencial de serem utilizados e que são gerados em elevada quantidade na região serrana do

Estado do Espírito Santo, Brasil, destacam-se a moinha, a casca de ovo e a fibra de coco. A moinha é um resíduo gerado durante o beneficiamento dos grãos de café. De acordo com Meneghelli *et al.* (2016), é composta por folhas, galhos, restos de inflorescências e grãos mal formados do próprio cafeeiro, que, quando secados juntamente com o mesmo, sofrem queima e são liberados do secador. Outro resíduo é a fibra de coco, que possui a abundância da matéria prima renovável e baixo custo para o produtor (Carrijo *et al.*, 2002). Além destes, a casca de ovo também pode ser encontrada com facilidade uma vez que a região Centro Serrana é uma das maiores produtoras de ovos do Brasil.

2.- OBJETIVO

Avaliar o efeito da incorporação de resíduos da secagem dos grãos de café em substratos alternativos compostos por fibra de coco, casca de ovo e substrato comercial, sobre o desenvolvimento de mudas de pimentão.

3.- MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi implantado e conduzido em um viveiro de produção de mudas, coberto com tela de propileno, que proporcionava a redução da radiação solar em 50%, localizado no Ifes- Campus Santa Teresa, município de Santa Teresa, ES, Brasil.

Os resíduos utilizados na composição do substrato foram o proveniente da secagem dos grãos de café (moinha), a casca de ovo (na forma de pó) e a fibra de coco.

A análise dos resíduos consistiu na determinação do pH e da condutividade elétrica (CE), e na quantificação das concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável (CO_{io}), carbono orgânico total (CO_T), nitrogênio total (N_T), fósforo (P), potássio (K) e Cálcio (Ca), seguindo-se a metodologia de Matos (2015).

O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, com quatro tratamentos e sete repetições. Cada unidade experimental continha 20 mudas, considerando-se úteis cinco plantas por unidade experimental.

O experimento consistiu nos seguintes tratamentos: T0: Substrato comercial Bioplant[®] (testemunha); T1: 15% de moinha (MO) + 15% fibra de coco (FC) + 5% casca de ovo (CO) + 65% substrato comercial (SC); T2: 30% MO + 15% FC + 5% CO + 50% SC; T3: 45% MO + 15% FC + 5% CO + 35% SC. A quantidade de resíduos foi calculada com base no volume.

Na Tabela 1 apresenta-se os atributos químicos e físico-químico (CE) dos diferentes materiais utilizados na composição dos substratos.

Tabela 1. Atributos químicos e físico-químico (CE) dos materiais utilizados na composição dos substratos.

*pH medido em $CaCl_2$

CO: Casca de ovo; FC: Fibra de coco; M: Moinha.

As sementes de pimentão utilizadas foram do híbrido “Itamara F1”, sendo semeadas em bandejas de poliestireno expandido com 200 células, colocando-se uma semente por célula. Não foi realizada qualquer adubação com fertilizantes.

As avaliações ocorreram aos 45 DAS e consistiram na medição da condutividade elétrica (dSm^{-1}), altura de

planta (cm), diâmetro do coleto (mm) e na pesagem da massa de matéria seca total de planta (mg). Para a obtenção da altura mediu-se da base do colo até a gema apical da muda. O diâmetro do coleto foi medido por um paquímetro digital. Para a obtenção MST os materiais foram acondicionados em estufa com circulação de ar forçado a 65°C por 72 horas. Em seguida, foi realizada a pesagem dos materiais em balança eletrônica de precisão de 0,01 g. A CE dos substratos foi determinada utilizando-se um condutivímetro portátil.

Todas as variáveis avaliadas foram submetidas aos testes de normalidade (Lilliefors) e de homeocedasticidade (Bartlett), pressupostos para a validação da análise de variância. Após atenderem aos pressupostos, os dados foram submetidos ao Teste Dunnett. Desta maneira, comparou-se cada substrato alternativo (T1, T2 e T3) com o substrato comercial (T0).

Todas as análises estatísticas foram realizadas por meio programa SAEG 9.1 (2009), adotando-se um “ α ” igual a 0,05.

4.- RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2 apresentam-se os valores médios de altura de planta, diâmetro do coleto, massa de matéria seca total de mudas de pimentão e a condutividade elétrica do substrato nos diferentes substratos utilizados.

Tabela 2. Valores médios altura de planta (cm), diâmetro do coleto (mm), massa de matéria seca total (mg), e condutividade elétrica do substrato ($dS m^{-1}$) nos diferentes substratos utilizados.

Variável	Substrato comercial	Moinha no substrato (%)			Valor de P
		15	30	45	
AP (cm)	5,61	12,33*	13,15*	10,35*	0,0000
DC (mm)	1,19	1,88*	2,40*	2,03*	0,0000
MMST(mg)	56,54	212,77*	268,19*	189,17*	0,0000
CE($dS m^{-1}$)	0,044	0,092*	0,127*	0,210*	0,0000

Médias, nas linhas, seguidas de asterisco (*), diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade.

MO: moinha; FC: fibra de coco; CO: casca de ovo; SC: substrato comercial.

AP: altura de planta; DC: diâmetro do coleto; MMST: massa de matéria seca total; CE: condutividade elétrica.

De acordo com os resultados apresentados, os substratos alternativos diferem da testemunha ($P < 0,05$).

Os resultados de altura de planta, diâmetro do coleto e massa de matéria seca total (Tabela 2) evidenciam que o uso dos substratos alternativos promove melhor desenvolvimento das mudas de pimentão quando comparado com o substrato comercial utilizado isoladamente. Acredita-se que o melhor resultado com o uso dos substratos alternativos esteja associado à quantidade de nutrientes N-P-K disponibilizada pela moinha, sobretudo o nitrogênio, quando comparado com a quantidade presente no substrato comercial (Tabela 1). Resultados distintos foram encontrados por Araújo Neto *et al.* (2009), os quais obtiveram valores inferiores ao substrato comercial para as variáveis altura de planta e massa seca total com o uso de diversos resíduos e compostos orgânicos com médias variando, respectivamente entre 3,1-8,5 cm e 13-149 mg entre os substratos alternativos avaliados. Em relação ao diâmetro do coleto, Santos *et al.*, (2010), ao avaliarem a utilização do vermicomposto originado de esterco bovino na produção de mudas de pimentão observaram que o uso de 100% de vermicompostos e 75% de vermicomposto e 25% de vermiculita proporcionam resultados semelhantes ao substrato comercial, com valores variando entre 1,65-1,66 mm. Vale destacar, que os resultados obtidos nesse trabalho foram inferiores ao presente trabalho que variou de 1,88-2,40 mm.

De acordo com a Tabela, 1, verifica-se que os substratos alternativos apresentaram maior condutividade elétrica quando comparado com o substrato comercial. No entanto, não alcançou valores que possam causar prejuízos ao desenvolvimento das mudas. Cavins *et al.* (2000) classificam a CE em níveis: muito baixo (0 a 0,25 dS m⁻¹), baixo (0,26 a 0,75 dS m⁻¹), normal (0,76 a 1,25 dS m⁻¹), alto (1,26 a 1,75 dS m⁻¹), muito alto (1,76 a 2,25 dS m⁻¹) e extremo (acima de 2,25 dS m⁻¹). Neste caso, o maior valor alcançado neste trabalho (0,21 dS m⁻¹) encontra-se na faixa considerada muito baixa.

De um modo geral, verifica-se que qualquer um dos substratos alternativos contendo proporções crescentes de moinha, até mesmo aquele contendo a maior proporção (45%), pode substituir o uso isolado do substrato comercial, sem causar prejuízos ao desenvolvimento das mudas de pimentão. No entanto, os maiores valores das variáveis analisadas foram obtidos no substrato contendo 30% de moinha, 15% de

fibra de coco, 5% de casca de ovo e 50% substrato comercial, sendo o mais indicado para a produção de mudas de pimentão.

5.- CONCLUSÕES

Proporções crescentes de moinha na composição dos substratos proporcionam aumento da condutividade elétrica;

Qualquer um dos substratos alternativos contendo proporções crescentes de moinha e decrescentes de substrato comercial podem substituir o uso isolado do substrato comercial, sem causar prejuízos ao desenvolvimento das mudas de pimentão;

Recomenda-se o uso do substrato composto por 30% de moinha, 15% de fibra de coco, 5% de casca de ovo e 50% substrato comercial em substituição ao uso exclusivo de substrato comercial, por proporcionar o melhor desenvolvimento vegetativo em mudas de pimentão.

6.- REFERÊNCIAS

- Araújo Neto, S. E. D., Araújo de Azevedo, J. M., Oliveira Galvão, R. D., Oliveira, E. B. L., Ferreira, R. L. F. (2009). Produção de muda orgânica de pimentão com diferentes substratos. *Ciência Rural*, **39**(5), 1408-1413.
- Carrijo O. A., Liz R. S., Makishima N. (2002). Fibra da casca do coco verde como substrato agrícola. *Horticultura Brasileira*, **20**(4), 533-535.
- Cavins, T. J., Whipker, B. E., Fonteno, W. C., Harden, B., McCall, I., Gibson, J. L. (2000). Monitoring and managing pH and EC using the Pour Thru Extraction Method. *Horticulture Information Leaflet*, **590**, 1-17.
- MATOS A. T. (2015). *Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias*. Viçosa: UFV, 1ª ed. 149p.
- Meneghelli C. M., Lo Monaco, P. A. V., Haddade, I. R., Meneghelli L. A. M., Krause M. R. (2016). Resíduo da secagem dos grãos de café como substrato alternativo em mudas de café Conilon. *Coffee Science*, **11**(3), 330-335.
- SAEG. (2007). Sistema de Análises Estatísticas, Versão 9.1: Viçosa: UFV.
- Santos M. R., Sediya M. A. N., Salgado L. T., Vidigal S. M., Reigado F. R. (2010). Produção de mudas de pimentão em substratos à base de vermicomposto. *Bioscience Journal*, **26**(4), 572-578.



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

Silva L. J. B., Cavalcante A. S. S., Araújo Neto S. E. (2009). Produção de mudas de rúcula em bandejas com substratos a base de resíduos orgânicos. *Ciência e Agrotecnologia*, **33**(5), 1301-1306.

Steffen G. P. K., Antonioli, Z. I., Steffen R. B., Machado, R. G. (2010). Casca de arroz e esterco bovino como substratos para a multiplicação de minhocas e produção de mudas de tomate e alface. *Acta Zoológica Mexicana*, **2**, 333-343.



**[00163] APROVEITAMENTO DE MOINHA DE CARVÃO VEGETAL
PARA PRODUÇÃO DE MUDAS DE CAFÉ CONILON EM TUBETES**

**MARCELO RODRIGO KRAUSE¹; PAOLA ALFONSA VIEIRA LO MONACO²; ;
LARISSA IONARA SILVA PAULA³; ROMÁRIO NIKOLAS VASCONCELOS⁴
MARCOS ALVES MAGALHÃES⁵**

**Instituto Federal Do Espírito Santo - Campus Santa Teresa²; UFV¹; Centro Universitário de
Caratinga⁵; IFES^{3,4,6}**

**agro.krause@gmail.com1; paolalm@ifes.edu.br2;
larissaionarasilvapaula@gmail.com3; professormarcosmagalhaes@gmail.com3;
romarionikolas10@gmail.com4; deboramoro.s@hotmail.com65**

PALAVRAS-CHAVE: Coffea canephora;
substrato alternativo; crescimento

ABSTRACT

The objective of this research was to evaluate the effect of different levels of “moinha” of vegetable charcoal as a component of substrates for the production of Conilon coffee seedlings. The experiment was conducted in a completely randomized design, with six treatments and five repetitions, being the treatments: T0 - commercial substrate Trosprtrato HT; T1 – 95% commercial

1.- INTRODUÇÃO

A produção de mudas de café conilon (*Coffea canephora*) de boa qualidade é um fator preponderante na implantação de uma lavoura produtiva e duradoura (Vallone *et al.*, 2004).

Quando comparada com a produção de mudas em sacolas, a produção de mudas de cafeeiros em tubetes com um substrato adequado permite a obtenção de mudas com maior vigor vegetativo, livres de fitopatógenos, evita o enovelamento das raízes, além de diminuir a quantidade de substratos utilizados (Miranda *et al.*, 2011). Mas, para que isso ocorra, os substratos devem apresentar, de acordo com Barbosa *et al.* (2004), características tais como homogeneidade, baixa densidade, alta porosidade, boa capacidade de retenção de água, alta capacidade de troca catiônica, boa agregação das partículas nas raízes, isenção de organismos patogênicos e sementes indesejáveis, ser de fácil manipulação a qualquer tempo, ser abundante e economicamente viável.

Nesse sentido, produtores vêm buscando a utilização de substratos de boa qualidade e de baixo custo. Com intuito de diminuir os custos com substratos comerciais,

substrate + 5% “moinha” of vegetable charcoal; T2 – 90% commercial HT + 10% moinha of vegetable charcoal; T3 – 85% commercial substrate + 15% moinha of vegetable charcoal; T4 – 80% commercial substrate + 20% “moinha” of vegetable charcoal; T5 – 75% commercial substrate + 25% moinha of vegetable charcoal. They evaluated the number of leaves; seedling height, shoots diameter; total dry matter of the plant. It is recommended to use the alternative substrate containing 25% “moinha” of vegetable charcoal and 75% commercial substrate in the production of Conilon coffee seedlings.

a utilização de resíduos agrícolas gerados em cada região torna-se uma alternativa interessante do ponto de vista econômico para a produção de mudas. Além disso, é uma forma de minimizar o impacto ambiental causado pelo descarte desses resíduos de forma incorreta no ambiente.

Dentre os resíduos gerados em elevada quantidade no estado do Espírito Santo, Brasil, destaca-se a moinha de carvão vegetal. Em 2014, o Espírito Santo produziu 40.539t do produto, originado da silvicultura (IBGE, 2014). A moinha de carvão é um subproduto obtido após o peneiramento na classificação do carvão vegetal, representando cerca de 15% do total de carvão produzido (Teixeira *et al.*, 2009).

Por não possuírem granulometria comercial, a moinha de carvão acumula-se em grandes quantidades nos locais de produção, tornando-se um passivo ambiental. São materiais que, apesar de não terem sido produzidos para aplicação no solo, apresentam elevado potencial de aproveitamento na agricultura. O fino do carvão possui potencial para aumentar o pH e adicionar nutrientes ao solo (Morales, 2010), incrementar a porosidade e capacidade de retenção de água do substrato (Zanetti *et al.*, 2003), melhorar o desenvolvimento de mudas

arbóreas (Souchie et al., 2011), além de facilitar a proliferação de microrganismos benéficos (Steiner et al., 2008; Freitas, 2013).

Assim, entende-se que o resíduo de carvão vegetal possui elevado potencial de aproveitamento na composição de substratos podendo promover o aumento da qualidade das mudas e minimizar os investimentos, por parte dos produtores de mudas de café, na compra de substratos comerciais. Ademais, o uso do resíduo de carvão como substrato reduz os riscos de poluição ambiental decorrentes do seu acúmulo nos pátios das carvoarias, agregando mais valor a este subproduto e proporcionando um destino harmônico no meio ambiente.

2.- OBJETIVO

Avaliar o efeito de diferentes níveis de moinha de carvão vegetal como componente de substratos para produção de mudas de café Conilon.

3.- MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no período de setembro de 2017 à fevereiro de 2018 no viveiro de produção de mudas Demuner, localizado no município de São Roque do Canaã, Espírito Santo, Brasil.

O resíduo utilizado para a composição do substrato alternativo para produção de mudas de café foi proveniente do processamento do carvão vegetal. O substrato comercial utilizado foi o Tropstrato HT.

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado (DIC), com seis tratamentos e cinco repetições. Cada unidade experimental consistiu de 24 mudas, sendo consideradas úteis oito plantas por cada unidade experimental.

Assim, o experimento consistiu na aplicação dos seguintes tratamentos: T0: 0% de moinha de carvão vegetal (MCV) + 100% de Substrato comercial Tropstrato HT (SC); T1: 5% MCV + 95% SC; T2: 10% MCV + 90% SC; T3: 15% MCV + 85% SC; T4: 20% MCV + 80% SC; T5: 25% MCV e 75% SC. A quantidade de resíduos que foi adicionada aos tratamentos foi calculada com base no volume.

O clone utilizado foi o K61 e clonadas em tubetes, de capacidade de 280 mL. Para proporcionar um melhor enraizamento e controle fitossanitário, as estacas foram mergulhadas em uma solução e tratadas com os produtos comerciais Bombardier e Vita Spay por 3 minutos.

As mudas de café foram alocadas em viveiros com cobertura de tela de poliolefina, recebendo 50% de sombreamento nos três primeiros meses e a partir dessa fase retirou-se o sombrite para aclimar as mudas.

As adubações das mudas ocorreram da seguinte forma: inicialmente aplicou-se 1g de Basacote por tubete misturando-se ao substrato; ao longo do desenvolvimento das mudas foram realizadas fertirrigações com MAP, MKP, Vitta Spray, Nitrato de

cálcio, Magnum Phoscal, Dripsol Crescimento e Sulfato de Magnésio.

As avaliações do desenvolvimento das mudas ocorreram aos 142 dias após a clonagem (DAC). As variáveis avaliadas foram altura de planta, diâmetro do broto, número de folhas e massa de matéria seca total.

Os erros de cada variável avaliada foram submetidos ao teste de normalidade (Shapiro-Wilk). Para a comparação entre os tratamentos, os dados foram submetidos ao Teste Dunnett comparando-se cada substrato alternativo com o substrato comercial (testemunha). Em todos os procedimentos foi adotado um “ α ” de até 5%.

As análises estatísticas foram realizadas por meio do programa estatístico Sisvar 5.6 (Ferreira, 2011).

4.- RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados os valores médios altura de planta (AP), diâmetro do broto (DB), número de folhas (NF), e massa de matéria seca total (MST) de mudas de café conilon em tubetes. De acordo com a Tabela 1, verifica-se que houve diferença entre o uso do substrato comercial isolado (100%) e o substrato alternativo ($P < 0,05$).

Tabela 1. Altura de planta, diâmetro do broto, número de folhas e massa de matéria seca total de mudas de café conilon em tubetes em função dos substratos com diferentes níveis de moinha de carvão vegetal em sua composição.

Moinha de carvão e substrato comercial (%)	AP (cm)	DB (mm)	NF (un.)	MST (g)
0/100	11,85	3,88	12,15	3,07
5/95	13,79*	3,86	10,90	2,90
10/90	12,62	3,75	11,55	2,84
15/85	13,55	3,87	12,20	3,08
20/80	11,78	3,73	12,80	2,83
25/75	11,82	3,70	12,15	2,67
Valor de P	0,0300	0,2145	0,6690	0,4441

Médias seguidas de asterisco (*) diferem da testemunha pelo teste Dunnett com um “ α ” de até 5%.

Para a variável AP, quando comparado com o substrato comercial, o melhor resultado foi encontrado com o uso 5% de carvão de moinha na composição do substrato, alcançando o valor de 13,79 cm ($P < 0,05$). Os demais substratos contendo moinha de carvão vegetal não diferiram do substrato comercial. Mesmo assim, a

menor altura de muda obtida (11,78 cm), decorrente da maior proporção de moinha de carvão vegetal (25%), é superior quando comparada a outros trabalhos utilizando recipientes do tipo tubetes. Dardengo et al. (2013), ao avaliarem a influência de dois recipientes e diferentes níveis de sombreamento no crescimento e qualidade de mudas de café conilon, obtiveram altura média de planta de 8,15 cm, quando produzidas em tubetes, aos 160 dias após semeadura.

Para as variáveis DB, NF e MST, os tratamentos com uso de carvão vegetal em sua composição não diferiram do substrato comercial ($P < 0,05$), evidenciando que, no tocante à essas variáveis, os tratamentos com os substratos alternativos podem substituir o tratamento com o uso isolado do substrato comercial, sem que haja prejuízos à qualidade de mudas de café Conilon. Resultados semelhantes para as variáveis DB e MST foram encontrados por Meneghelli et al. (2018) ao utilizarem moinha de café em substituição ao substrato comercial.

De um modo geral, todos os substratos alternativos contendo proporções crescentes de moinha de carvão vegetal e decrescentes de substrato comercial podem substituir o uso isolado do substrato comercial, sem causar prejuízos ao desenvolvimento das mudas de café Conilon. Sendo assim, a utilização da maior proporção de moinha vegetal (25%) no substrato alternativo torna-se interessante por apresentar adequado desenvolvimento vegetativo, além de minimizar os custos de produção com o substrato comercial.

5.- CONCLUSÕES

Recomenda-se o uso do substrato alternativo contendo 25% de moinha de carvão vegetal e 75% de substrato comercial na produção de mudas de café Conilon em tubetes.

6.- REFERÊNCIAS

Barbosa J. G., Martínez H. E. P., Pedrosa M. W., Sediya, M. A. N. (2004). *Nutrição e adubação de plantas cultivadas em substrato*. Viçosa: UFV, 385.

Dardengo M. C. J. D.; Sousa E. F.; Reis E. F.; Gravina G. A. (2013). Crescimento e qualidade de mudas de café conilon produzidas em diferentes recipientes e níveis de sombreamento. *Coffee Science*, **8**(4), 500-509.

Ferreira D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. (2011). *Ciência e Agrotecnologia*, **35**(6), 1039-1042.

FREITAS A. F. (2013). Adição de carvão vegetal no substrato para formação de mudas de leguminosas

arbóreas. Manaus. 106p. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2014). Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura. http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2014_v29.pdf. (Acessado 25 de fevereiro 2018).

Meneghelli, L. A. M., Lo Monaco P. A. V., Krause M. R., Guisolfi L. P., Almeida K. M., Valle J. M. (2018). Utilization of Agricultural Residues as Alternative Substrates in the Production of Conilon Coffee Seedlings. *Journal of Experimental Agriculture International*, **21**(4), 1-6.

Miranda, S. C. D., Melo, L. C. G. D., Azevedo, M. D. S. F. R. D. (2011). Substratos alternativos para produção de mudas de cafeeiro em tubetes. *SIMPOSIO de Pesquisa dos Cafés do Brasil*, **2**, 24-27.

Morales, M. M. (2010). Efeito do biocarvão sobre o comportamento da matéria orgânica e do fósforo em solo degradado. Tese de doutorado, Pollution Research Group, Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, São Paulo, Brasil.

Souchie F. F., Marimon Junior B. H., Petter F. A., Emöke Madari B., Marimon, B. S., Lenza, E. (2011). Carvão pirogênico como condicionante para substrato de mudas de *Tachigali vulgaris* L.G. Silva & H.C. *Ciência Florestal*, **21**, 811-821.

Steiner C., Das K. C., Garcia M., Förster B., Zech W. (2008). Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly xanthic Ferrasol. *Pedobiologia*, **51**, 359-366.

Teixeira W. G., Kern D. C., Madari B. E., Lima H. N., Woods W. (2009). *As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas*. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, pp. 285-296.

Vallone H. S., Guimarães R. J., Souza C. A. S., Carvalho J. D. A., Ferreira, R. D. S., Oliveira, S. D. (2004). Substituição do substrato comercial por casca de arroz carbonizada para produção de mudas de cafeeiro em tubetes na presença de polímero hidroretentor. *Ciência e Agrotecnologia*, **28**(3), 593-599.

Zanetti M., Cazetta J. O., Mattos Júnior D. D., Carvalho S. A. D. (2003). Uso de subprodutos de carvão vegetal na formação de porta-enxerto limoeiro ‘cravo’ em ambiente protegido. *Revista Brasileira de Fruticultura, Jaboticabal*, **25**(3), 508-512.

[00176] ANÁLISE DE FORMAS DE COBRANÇA POR SERVIÇOS RELACIONADOS À GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES EM ALGUNS PAÍSES IBERO-AMERICANOS

**RAPHAEL TOBIÁS DE VASCONCELOS BARROS¹; BRUNO RIBAS
ALZAMORA²**

DESA ; UFMG¹; Dep. Eng. Sanitária e Ambiental – UFMG²

raphael@desa.ufmg.br¹; ribasbruno@hotmail.com²

Abstract

Municipalities all around the world have been facing problems to keep the financial balance to the management of its municipal solid wastes (MSW). Increasing public awareness, stricter legislation and large generation of MSW have led to high costs involving the service. What has been observed is that cities are starting to charge their citizens individually, but the methods utilized can vary significantly, ranging from a flat system, in which each person pays the same amount, to the named “pay as you throw” (PAYT), a proportional system in which the total amount varies according to the waste generated individually. In this context, this research gathered information from official and academic documents regarding some Ibero-American countries to learn how they're charging for

this management. It was found that most countries are still working on starting to charge its citizens since most municipalities still finance the service through general taxes. The charging method usually chosen is the flat system, for its simplicity of calculation and understanding. Argentina, Brazil, Chile and Mexico are found in this scenario. The flat system is well spread across Spain and Portugal, and both are starting to apply the PAYT system, which is fairer and more updated to the environmental tendencies, the first already has a few cities where the PAYT is applied, and the second has applied in pilot tests. Colombia is in a different situation, with a national law regulating the charging method that takes in consideration the quantity of waste generated individually.

Palavras-chave: gestão sustentável de resíduos sólidos, formas de cobrança, países ibero-americanos, PAYT.

1.Introdução

A questão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) tem se tornado nas últimas décadas um dos principais problemas ambientais enfrentados por diversos países. Devido a fatores como o aumento da consciência ambiental e da geração de resíduos, legislações ambientais cada vez mais rígidas e a dificuldade de encontrar novas áreas para aterros – uma disposição adequada não é a melhor gestão de resíduos sólidos (RS) –, as autoridades públicas têm olhado cada vez com mais atenção para o gerenciamento de RSU. Os custos com os serviços de coleta, tratamento e disposição final têm crescido, levando municípios a buscar soluções para melhor lidar com esta situação, tais como incentivos aos três R's (redução, reutilização e reciclagem) e alternativas para o financiamento do sistema.

Desse modo, muitos países estão buscando formas de cobrar individualmente seus cidadãos, similarmente ao que já é tradicionalmente feito com os serviços de fornecimento de água e energia, objetivando arrecadar fundos para custear o serviço, além de educar a

população em direção à necessidade de redução de geração de RS. No entanto tem-se observado que, devido a diversos fatores, na prática é bastante desafiador encontrar uma forma de cálculo que consiga atingir os objetivos citados acima, ao mesmo tempo em que seja justa e que não onere demasiadamente o usuário.

Geralmente na maioria dos países não se cobra pelo gerenciamento de RSU, sendo o subsídio público o principal mecanismo de financiamento do serviço (FUNASA, 2014). O principal problema dessa prática é esconder os verdadeiros custos, que não são baixos, causando a impressão de que o serviço é gratuito, podendo até contribuir para uma sensação de “direito adquirido”. Um método bastante difundido é a cobrança por uma taxa fixa, que tem ganhado espaço em países em desenvolvimento, por sua simplicidade de aplicação, pela geração constante e previsível de receita, e por ser de fácil entendimento pela população. Nessa forma de financiamento, o usuário é cobrado diretamente pelo serviço, geralmente por uma taxa atrelada a determinada variável, como área construída da propriedade, valor da propriedade, frequência de coleta,

ou simplesmente dividindo-se o custo do serviço pela quantidade de usuários por exemplo. Esse método tem como desvantagem não oferecer incentivos à redução da geração de RS, uma vez que o valor pago será o mesmo independentemente da quantidade de RS gerados. Além disso, o pagamento dessa taxa muitas vezes é feito junto com a cobrança de outros tributos, como da taxa de propriedade, ou das contas de água e energia, o que faz com que a população muitas vezes nem tome conhecimento que está pagando pelo(s) serviço(s) de manejo de RS, falhando assim em seu caráter educativo.

Um terceiro modelo é a taxa variável, também conhecido por *pay as you throw* (PAYT), ou *unit pricing*, basicamente se resumindo ao usuário pagar pelos RS que efetivamente gerou. O PAYT se apoia na aplicação conjunta de dois princípios já bastante difundidos: poluidor-pagador e responsabilidade compartilhada. De acordo com os dois princípios, o cidadão é visto como parte integrante da cadeia de geração de RS, e por estar contribuindo para a degradação do meio ambiente, deveria arcar financeiramente com a sua parte da responsabilidade. Diferentemente das outras formas de cobrança, a ideia do PAYT é ser justo, cobrando mais de quem polui mais, e menos de quem polui menos. Naturalmente, os cidadãos são incentivados a reduzir sua geração de RS se quiser economizar. Outra vantagem comparativa é explicitar para o usuário que o gerenciar RSU tem um custo, proporcional à quantidade de resíduos gerados. Skumatz (2008) aponta que a cobrança variável diminui a geração de RS e aumentam as taxas de reciclagem, embora geralmente aumentem os custos com o serviço de coleta, devido à maior complexidade de operação e faturamento do serviço, além de exigir uma maior intensidade da coleta seletiva, mais cara. A principal desvantagem é a maior complexidade operacional e maiores custos envolvidos. Para que haja um PAYT eficiente, são necessários alguns “pré-requisitos” legais e administrativos, ou seja, toda uma estrutura que propicie sua execução. Segundo Reichenbach (2008), para que haja funcionamento do PAYT na prática, três componentes têm de estar presentes: a) identificação do gerador de RS; b) medição da quantidade gerada ou contribuição unitária do gerador para os custos totais do serviço; c) precificação unitária, ou a transformação da contribuição unitária de uso a uma taxa individual. Existem diversas formas de se cobrar pelo resíduo gerado individualmente. As mais tradicionais são por 1- **Peso**, em que resíduos são pesados pelo caminhão no momento da coleta, e o valor cobrado pago pelo usuário é diretamente relacionado à massa dos RS, e 2- **Volume**, mais numerosos, existindo modelos distintos. Os mais comuns são os esquemas de sacos/adesivos, em que o usuário compra os sacos e/ou os adesivos oficiais no comércio local, e os coletores são orientados a somente recolher os respectivos sacos ou aqueles com

os adesivos. Nos preços dos sacos/adesivos estão embutidos os custos dos serviços de coleta, transporte e disposição final. Um segundo esquema baseado no volume é o de recipientes, uma espécie de assinatura mensal, em que o usuário escolhe o volume ou número de recipientes que utilizará para a coleta, e paga de acordo com as quantidades selecionadas. Dessa forma, quanto maior o número de recipientes selecionados – e, portanto o volume gerado –, maior será o custo para o usuário.

Devido à escassez de trabalhos que aborda o tema da cobrança pelo gerenciamento de RSU, especialmente na América Latina, e ao crescente peso financeiro que o serviço tem para os municípios em sua busca por sustentabilidade ambiental e financeira, o presente trabalho considera alguns casos latino-americanos, no intuito de contribuir para preencher esta importante lacuna.

2. Objetivos

Fazer uma revisão expedita do estado da arte em cobrança sobre o gerenciamento de RSU, em países ibero-americanos (meados dos anos 2010), mostrando algumas formas de cobrança existentes e dando exemplos de sua aplicação.

3. Metodologia

Foi consultada bibliografia acadêmica e oficial dos países estudados. A partir da identificação de referências ao tema da sustentabilidade econômica dos serviços, são discutidas situações da gestão de RSU e formas de cobrança. Um quadro-síntese caracteriza os países e reúne outras informações pertinentes, permitindo um contraponto entre as diversas condições.

4. Resultados e discussão

O PAYT já está bem estabelecido em alguns países com alto índice de desenvolvimento humano (IDH), como Suécia, Holanda, Alemanha, Suíça, Japão e Coreia do Sul, em que grande parte dos municípios adotou a cobrança variável, seja por peso ou por volume. Outros se encontram em um estágio intermediário, em que atualmente cobram dos seus cidadãos uma taxa fixa, com o PAYT em casos raros ou inexistente, e estão buscando iniciar ou ampliar o uso da cobrança variável, como nos casos da França, Grécia, República Tcheca, Portugal e Espanha. Por último, há um grupo de países que estão buscando cobrar dos cidadãos diretamente, no intuito de melhorar seu gerenciamento, como é o caso dos países ibero-americanos abordados neste trabalho.

Argentina

A *Ley General del Ambiente* (Argentina, 2002) traz alguns princípios norteadores, cria o *Consejo Federal de Medio Ambiente* (CONFEMA), trata superficialmente de dano ambiental, licenciamento ambiental, etc, mas não aborda o tema de resíduos sólidos. A lei 25.916, chamada de *Gestión de Residuos Domiciliarios* (Argentina, 2004) é bem vaga e traz diretrizes bastante gerais, e sequer menciona formas de cobrança ou orientações nesse sentido. As estruturas de consulta e de deliberação, nos níveis nacional e provincial, não contam com a participação da sociedade civil. A importância dos aterros, ainda que sanitários, como forma de disposição denota o desinteresse ou a despreocupação com outras etapas da gestão de RSU.

Brasil

O primeiro marco relativo à cobrança pelos serviços de RS no país é a lei 11.445/07, que estabelece diretrizes para o saneamento básico em nível nacional; em seu artigo 29, estabelece que o serviço deva ter a “sustentabilidade econômico financeira assegurada, sempre que possível, mediante remuneração pela cobrança dos serviços” (Brasil, 2007). Em 2010 foi promulgada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010), que instituiu pela primeira vez princípios que norteiam a cobrança, como o poluidor pagador e a responsabilidade compartilhada. Em 2008, apenas 10.9% dos municípios brasileiros apresentavam algum tipo de cobrança (IBGE, 2010), e ainda assim, essas arrecadações geralmente eram suficientes para cobrir apenas 25% em média dos gastos totais com o gerenciamento (SNIS, 2016). Recentemente tem-se visto um aumento da quantidade de municípios que estão buscando cobrar pelo serviço de gerenciamento; em 2015, 1 524 municípios (27%) declaram cobrar dos seus cidadãos, mais do dobro de 2008, mas em sua grande maioria são taxas fixas, geralmente relacionadas com a taxa sobre propriedade. Ainda não é conhecido município com PAYT estabelecido.

Chile

Os municípios são responsáveis pela operação, administração e financiamento do gerenciamento de RS, e a maioria deles cobra pelo serviço através de uma taxa fixa; nos demais municípios, o financiamento é feito por meio de impostos gerais. De qualquer maneira, a receita com essas cobranças cobre em média apenas 50% dos custos. No modelo de taxa fixa, geralmente o cálculo é feito com base no imposto predial (20% da população chilena), mas também é feito com bases em critérios técnicos, ou arbitrários (Vasconi, 2004), sem levar em consideração a efetiva geração. Existe no país uma preocupação com este cenário, e sua Política de Gestão Integral de RS coloca como linha de ação estudar mecanismos para a cobrança mais justa para o usuário e economicamente sustentável para o sistema (Chile,

2005), incluindo estudar propostas em diferentes países buscando soluções que se aplicam à realidade local, entre outras iniciativas em termos de gestão de resíduos sólidos. Apesar disso e de modo similar aos demais países, a implementação de taxas mais elaboradas é dificultada por falta de vontade política, morosidade dos municípios e impopularidade de tais medidas. A população tem pouco conhecimento dos programas de reciclagem e não mostra disposição para participar de suas atividades.

Colômbia

Encontra-se num estágio em que ainda esforça-se para erradicar lixões, universalizar a cobertura de coleta e legalizar recicladores informais. O serviço de manejo de RSU é realizada em nível municipal, e 60% é feito por prestadores privados, que executam a cobrança através de tarifa em outras contas (água, eletricidade, gás). Contudo, o cálculo da taxa é aplicado a todos os municípios em nível nacional. Anteriormente ela era calculada com base na Resolução 351 da *Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico* (CRA, o regulador nacional) (Colômbia, 2005), e era composta por um valor fixo, mais um valor variável, mas não levava em conta a quantidade gerada individualmente, apenas os custos do serviço. Em 2015 uma nova resolução do CRA trouxe um complexo modelo de cobrança (Colômbia, 2015), que inclui diversas variáveis, entre elas a quantidade efetivamente gerada pelo usuário. Em 2016 foi promulgada a Política Nacional de Gestão Integral de Resíduos Sólidos (Colômbia, 2016), que menciona a forma de cobrança atual regulamentada pelo CRA.

Espanha

Os municípios são autorizados pela constituição espanhola realizar a cobrança pelo manejo de RSU, mas a legislação os deixa livres para se decidir se, e como realizar a cobrança, desde que as receitas não ultrapassem o custo pelo serviço (Espanha, 2004). Segundo Puig-Ventosa (2008), 74.9% dos municípios espanhóis com mais de 5 000 habitantes contam com algum tipo de cobrança. A maioria das localidades aplica uma taxa fixa, baseada no valor ou tamanho da propriedade e, em casos mais raros, baseada no consumo de água. Apenas oito municípios têm o PAYT estabelecido, todos em funcionamento após 2009 e baseados em volume. Cinco cobram segundo o modelo de saco comprado e um por recipiente escolhido. O valor médio por residência cobrado em 2010 era de €82.2/ano no país, sendo que estas receitas cobrem 82% dos custos do serviço (Puig-Ventosa e Sanz, 2017).

México

A constituição mexicana em seu artigo 115 estabelece que os municípios são os responsáveis pelo serviço de

Tabela 2: Principais aspectos relacionados à cobrança nos países estudados

Países	Pop. (milhões)	PIB per capita (\$)	IDH	Nº de munic.	Tipo de cobrança	Taxa (%) de reciclagem	Legislação relevante	Valor cobrado (€/hab.ano ⁻¹)	Geração (kg/hab.dia ⁻¹)
Argentina	43 418	19 939.9	0.827	2 164	Impostos	-	-Ley 25.675 -Ley 25.916	-	1.15 (2010)
Brasil	205 962	15 123.9	0.754	5 570	Fixa e impostos	1	-Lei 11.445 (2007) -Lei 12.305 (2010)	-	0.79 (2012)
Chile	17 763	23 194.0	0.847	345	Fixa e impostos	1	-Política de Gestión Integral de Residuos Sólidos (2005)	-	1.14 (2015)
Colômbia	48 229	14 153.9	0.727	1 122	Variável, fixa e impostos	19	-Resolución CRA 720 (2015) -Política Nac. para la Gestión Integral de RS (2016)	-	0.64 (2015)
Espanha	46 398	36 304.9	0.884	8 111	Variável, fixa e impostos	30	-Real Decreto Legislativo 02/2004	32.88	1.21 (2016)
México	125 891	17 274.8	0.762	2 446	Impostos	5	-Ley general del equilibrio ecologico y la proteccion al ambiente	-	0.94 (2016)
Portugal	10 418	30 606.7	0.843	308	Fixa e impostos	26	-Recomendação ERSAR N.º 01/2010 -Recomendação ERSAR 2/2010	40	1.23 (2014)

gerenciamento de RS, mas a cobrança é facultativa, apenas no intuito de fortalecer o serviço, sendo a aplicação de taxas pouco aplicada (Silva, 2011). Segundo Alonso (2011), a maioria dos municípios mexicanos financia seus serviços através de impostos gerais, ao invés de taxas; ainda segundo esta autora, essa receita não é suficiente para cobrir os gastos. Não há legislação que aborda o tema de cobrança e a grande iniciativa identificada também é a implementação de aterros sanitários.

Portugal

Conforme De Freitas (2013), existem em Portugal diversas formas de cobrança, mas em geral sem fundamentação técnica e econômica, variando bastante nos valores, ao mesmo tempo em que não cobrem os custos do serviço, com um déficit de 76.8%. Enquanto 34 municípios não cobram qualquer valor, 127 têm taxa fixa, 123 aplicam taxas indexadas à fatura da água, e 24 calculam a taxa indexada a outras variáveis, como frequência, área da habitação ou características urbanas/rurais (De Freitas, 2013). A Entidade Reguladora do Serviço de Aguas e Resíduos elaborou, dessa forma, recomendações para uniformizar a cobrança no país, com poucas adesões até o começo de 2018. Era esperado que em 2011 os primeiros projetos de implementação de PAYT fossem colocados em prática, mas em 2013 ainda não havia nenhum em funcionamento. Ainda assim, com incentivo da

legislação nacional e aumento do interesse no sistema, alguns projetos-piloto estão em estudo. O valor médio que paga o contribuinte é de €40/ano.

Os próprios municípios se encarregam de legislar, fiscalizar e executar, podendo em certos casos delegar a terceiros a execução, o que não os exime das suas responsabilidades. Com exceção da Argentina, todos os países têm em suas normas nacionais ao menos a menção à cobrança pelo gerenciamento de RS de modo diferenciado, com referências aos princípios do poluidor-pagador e da responsabilidade compartilhada.

No entanto, apenas na Espanha foram encontrados exemplos de cobrança variável na prática, em alguns poucos municípios. Portugal teve experiências-piloto, e espera-se que em breve consiga implementar o PAYT em vários municípios. No Brasil e no Chile ainda parece haver grande parte dos municípios custeando os serviços através de impostos, mas gradualmente começam a cobrar por meio de taxas fixas, e já contam com amparo legal para a cobrança diferenciada. Argentina e México em sua grande maioria financiam os serviços com recursos de impostos e não parecem que vão instituir a cobrança variável num futuro próximo. A Colômbia é o único país que possui uma fórmula de cobrança, complexa, em nível nacional, que

se aplica a todos os municípios, e que leva em consideração a quantidade por cada usuário.

É importante destacar, contudo, que embora seja absolutamente necessário amparo legal para que se realizem cobranças individuais, para que o sistema funcione na prática muito mais fatores devem se fazer presentes. A própria experiência espanhola mostra que, para conseguir implementar a cobrança variável, não basta apenas um regulação normativa. É necessário certo grau de maturidade da sociedade com a questão dos resíduos sólidos, refletido através de fatores como consciência ambiental da população, uma rede de coleta seletiva bem estabelecida, além de uma boa organização administrativa do município.

5. Conclusões

As situações de gestão de RSU nos países são bastante distintas. Em países mais avançados, a cobrança pelos serviços se mostra mais sofisticada, tanto porque o problema se colocou há mais tempo quanto pelas maiores pressões legais e da opinião pública. Nos países ibero-americanos, a problemática não se coloca da mesma forma e as estruturas organizacionais e regulamentares, por vezes incipientes, não são suficientes: tenta-se alguma analogia com a cobrança pela água e pelo esgoto. Ademais, nota-se uma dificuldade de responsabilização dos geradores, muito resistentes a pagar, mesmo diante das quantidades grandes que são produzidas.

Observa-se a oportunidade da discussão sobre a cobrança pelos serviços de RS, dada a premência de financiar tais custos. Parece lógico e justo que a cobrança seja feita com base nas quantidades e tipos de RS produzidos, o que pode estimular iniciativas (evitar, minimizar, reciclar) que aliviem o recurso aos aterros. As dificuldades práticas mencionadas de medir a produção e a resistência dos geradores em pagar terão que ser vencidas, de modo que a ideia básica de preservação ambiental seja contemplada. Recomenda-se, com essa finalidade, ampla discussão do poder público com a sociedade civil e estudo de modelos de aplicação de métodos alternativos de cobrança inovadores, ou que já sejam aplicados de maneira eficiente.

6. Referências

Alonso, M. G. V. P.. *Generation and disposition of MSW in México and potential for improving waste management in Toluca municipality*. Dissertação (mestrado) - Columbia University, Nova Iorque, 2011.

Argentina. Ley N° 25.675, Ley General del Ambiente, de 27 de novembro de 2002. Buenos Aires, Argentina, 2002.

Argentina. Ley 25.916 gestión de residuos domiciliarios, de 3 de setembro de 2004, Buenos Aires, Argentina 2004.

Banco Mundial. GDP per capita. Disponível em <https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.PP.CD?view=chart>. (Acessado em 22 de fevereiro de 2018).

Brasil. *Lei 11.445 de 05 de janeiro de 2007*. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, 2007.

Brasil. *Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010.

Chile. *Política de Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Comisión Nacional del Medio Ambiente de 17 de janeiro de 2005, Santiago, Chile, 2005.

Colômbia. *Resolución CRA 720*, de 9 de julho de 2015, Bogotá, D.C., Colômbia, 2015.

Colômbia. *Política nacional para la gestión integral de residuos sólidos*, de 21 de novembro de 2016, Bogotá, D.C., Colômbia, 2016.

De Freitas, D. da G. S. M.. *Implementação do sistema pay as you throw – PAYT no centro histórico de Guimarães e zona envolvente*. Dissertação. (Mestrado). Universidade Fernando Pessoa, Porto, 2013.

Entidade Reguladora dos Serviços de Água e Resíduos - ERSAR. Portugal. *Recomendação ERSAR n.º 1/2010*, conteúdos das facturas. Lisboa, Portugal 2010.

Entidade Reguladora Dos Serviços De Água E Resíduos - ERSAR. Portugal. *Recomendação ERSAR n.º 2/2010*, critérios de cálculo. Lisboa, Portugal 2010.

Espanha, *Real Decreto Legislativo 2/2004*, de 5 de março de 2004, Madri, Espanha, 2004.

Fundação Nacional de Saúde - FUNASA, *Gestão econômico-financeira no setor de saneamento*, 2ª ed. Brasília: Funasa, 2014.

Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística - IBGE. *Pesquisa nacional de saneamento básico 2008*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

Inter-American Development Bank – IDB. *Emerging Issues in Solid Waste Management in Argentina*. 2014.

OECD. Municipal waste (indicator). doi: 10.1787/89d5679a-en (Acessado em 22 de março de 2018)

OECD. Environment at a Glance 2015. Disponível em <https://www.oecd-ilibrary.org/environment/environment-at-a-glance>

2015 9789264235199-en. (Acessado em 21 de fevereiro de 2018).

ONU. Human Development Report 2016. Disponível em http://hdr.undp.org/sites/default/files/2016_human_development_report.pdf. (Acessado em 22 de fevereiro de 2018).

ONU. Total population – Both Sexes. Disponível em <https://esa.un.org/unpd/wpp/Download/Standard/Population/>. (Acessado em 21 de fevereiro de 2018).

Puig-Ventosa, I. Charging systems and PAYT experiences for waste management in Spain. *Waste Management*, 28, p.2767–2771, out. 2008.

Puig-Ventosa, I.; Sanz, S. S.. An exploration into municipal waste charges for environmental management at local level: The case of Spain. *Waste Management & Research*, p. 1– 9, 2017.

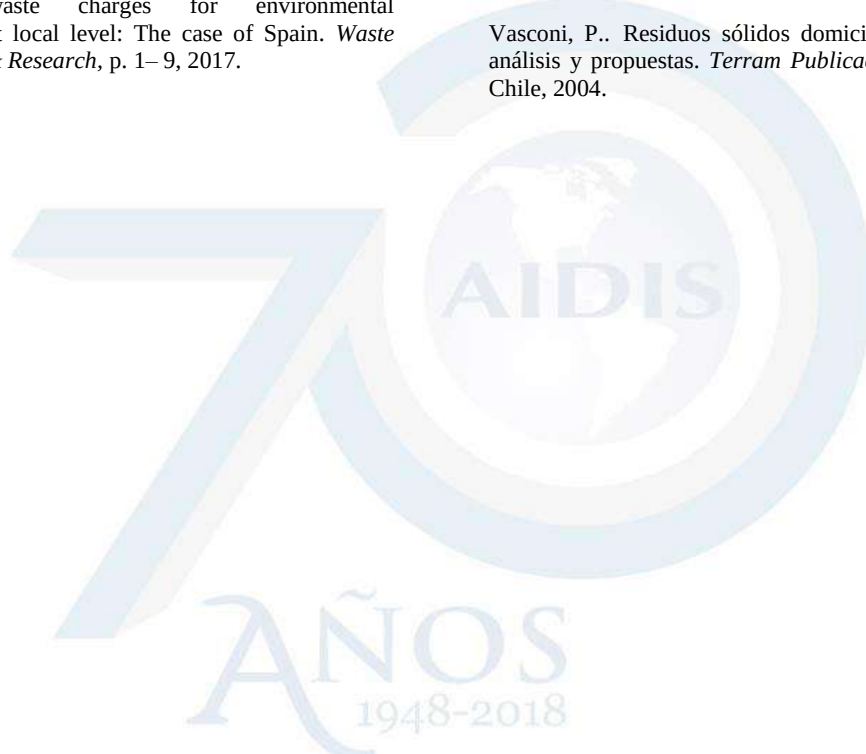
Reichenbach, J.. Status and prospects of pay-as-you-throw in Europe – A review of pilot research and implementation studies. *Waste Management*, 28, p. 2809–2814, out. 2008.

Silva, V. M.. Instrumentos fiscales para la gestión de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) em los municipios mexicanos. *Letras Verdes*, 10, 2011.

Sistema Nacional De Informações Sobre Saneamento - SNIS. *Diagnóstico RS 2015*. Disponível em <http://snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2015>. (Acessado em 8 de novembro de 2017)

Skumatz, L. A.. Pay as you throw in the US: Implementation, impacts, and experience. *Waste Management*, 28, p.2778–2785, out. 2008.

Vasconi, P.. Residuos sólidos domiciliários en Chile: análisis y propuestas. *Terram Publicaciones*, Santiago, Chile, 2004.



[00189] DIRETRIZES PARA PLANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

**DARCI BARNECH CAMPANI¹; PAULO ROBINSON DA SILVA SAMUEL²;
ALEXIA PEREIRA DOS SANTOS³; MICHAEL GUSTAVO CARDOSO CUNHA⁴;
RÉGIS PEREIRA WASKOW⁵; REJANE MARIA CANDIOTA CUNHA⁶**

UFRGS^{1,2,3,4,5,6}

**campani@ufrgs.br¹; paulo.samuel@ufrgs.br²; paulo.samuel@gmail.com²;
alexiaps@outlook.com³; mi.g.cunha@hotmail.com⁴; regisengambiental@gmail.com⁵;
rejane.tubino@ufrgs.br⁶; rejane.tubino@gmail.com⁶**

Palavras chave

Resíduos sólidos, Gerenciamento, Diretrizes.

Abstract

Municipal solid waste management plans are required by law in Brazil, and are an important tool for waste management. The preparation of the Novo Hamburgo city plan was based on a partnership between the City Hall and a research group from the School of Engineering of the Federal University of Rio Grande do Sul. The applied methodology prioritized the elaboration of the guidelines, which are grouped according to their themes, in macro guidelines. In this way, the guidelines guide the plan, facilitating its application and monitoring.

Introdução

O atendimento dos serviços de saneamento básico em centros urbanos é, por vezes, insuficiente. Isso ocorre, pois 76% da população brasileira se encontra em áreas predominantemente urbanas, o que corresponde a 26% do total de municípios (IBGE, 2107), configurando-se num desafio para a administração pública nessas cidades. Com uma maior geração de resíduos sólidos, tornaram-se necessárias medidas que direcionassem o gerenciamento destes, bem como uma regulamentação que fornecesse subsídios para tal. A aprovação da Lei 12.305/10, que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), prevê que cada município elabore um Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (PMGIRS), sendo esta, condição para que os Municípios tenham acesso a recursos da União destinados ou relacionados à limpeza urbana e ao manejo de resíduos sólidos.

No município de Novo Hamburgo, situado na região metropolitana de Porto Alegre, observa-se situação semelhante, com 234.798 habitantes em área urbana de um total de 238.940, pelo último Censo (IBGE 2010). Com o desafio de proporcionar a correta gestão dos resíduos sólidos do município e com vistas a cumprir o disposto na PNRS, a prefeitura, por meio de sua Secretaria de Meio Ambiente (SEMAM) estabeleceu uma parceria com a Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) em um projeto que, entre outras demandas, tem por objetivo a realização PMGIRS da cidade.

Objetivos

Demonstrar a metodologia aplicada na formulação das macro diretrizes do plano, bem como as respectivas diretrizes associadas.

Metodologia

Para elaboração do plano, as diretrizes foram prioritariamente definidas, assim os demais componentes, tais como o diagnóstico, programas e projetos, puderam ser norteados por elas.

Utilizando como base a PNRS e considerando o que consta na Lei 11445, de 05 de janeiro de 2007, que estabelece Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico e seu decreto regulamentador de número 7217 de 21 de junho de 2010, o PMGRS de Novo Hamburgo adota 29 diretrizes.

Nos artigos 9 e 19 da PNRS, foram extraídas duas diretrizes, listadas na Tabela 3.

Tabela 3. Diretrizes da PNRS.

A1 - Na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos;

A2 - Indicadores de desempenho operacional e ambiental dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos.

Na 11445/07 foram listadas 11 diretrizes no artigo 2º e 8 no artigo 29, apresentadas na

e na Tabela 5, respectivamente.

Tabela 4. Diretrizes da Lei 11445, artigo

B1 - Universalização do acesso;
B2 - Integralidade, compreendida como o conjunto de todas as atividades e componentes de cada um dos diversos serviços de saneamento básico, propiciando à população o acesso na conformidade de suas necessidades e maximizando a eficácia das ações e resultados;
B3- Limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente;
B4 - Adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais e regionais;
B5 - Articulação com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate à pobreza e de sua erradicação, de proteção ambiental, de promoção da saúde e outras de relevante interesse social, voltadas para a melhoria da qualidade de vida, para as quais o saneamento básico seja fator determinante;
B6 - Eficiência e sustentabilidade econômica;
B7 - Utilização de tecnologias apropriadas, considerando a capacidade de pagamento dos usuários e a adoção de soluções graduais e progressivas;
B8 - Transparência das ações, baseada em sistemas de informações e processos decisórios institucionalizados;
B9 - Controle social;
B10 - Segurança, qualidade e regularidade;
B11 - Integração das infra-estruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos.

Tabela 5. Diretrizes da Lei 11445, artigo 19.

C1 - Prioridade para atendimento das funções essenciais relacionadas à saúde pública;
C2 - Ampliação do acesso dos cidadãos e localidades de baixa renda aos serviços;
C3 - Geração dos recursos necessários para realização dos investimentos, objetivando o cumprimento das metas e objetivos do serviço;
C4 - Inibição do consumo supérfluo e do desperdício de recursos;
C5 - Recuperação dos custos incorridos na prestação do serviço, em regime de eficiência;
C6 - Remuneração adequada do capital investido pelos prestadores dos serviços;
C7 - Estímulo ao uso de tecnologias modernas e eficientes, compatíveis com os níveis exigidos de qualidade, continuidade e segurança na prestação dos serviços;

C8 - Incentivo à eficiência dos prestadores dos serviços.

A partir do decreto 7217, foram elencadas mais 8 diretrizes do artigo 23. Sendo dessas, a última do parágrafo 3º deste artigo. Conforme as tabelas 4 e 5 totalizam-se as 29 diretrizes.

Tabela 6. Diretrizes do decreto 7217, artigo 23.

D1 - elaborar os planos de saneamento básico, observada a cooperação das associações representativas e da ampla participação da população e de associações representativas de vários segmentos da sociedade, como previsto no art. 2o, inciso II, da Lei no 10.257, de 10 de julho de 2001;
D2 - prestar diretamente os serviços ou autorizar a sua delegação;
D3 - definir o ente responsável pela sua regulação e fiscalização, bem como os procedimentos de sua atuação;
D4 - adotar parâmetros para a garantia do atendimento essencial à saúde pública;
D5 - fixar os direitos e os deveres dos usuários;
D6 - estabelecer mecanismos de participação e controle social;
D7 - estabelecer sistema de informações sobre os serviços, articulado com o Sistema Nacional de Informações em Saneamento - SINISA.

Tabela 7. Diretrizes do decreto 7217, artigo 23, parágrafo 3º.

E - Ao Sistema Único de Saúde - SUS, por meio de seus órgãos de direção e de controle social, compete participar da formulação da política e da execução das ações de saneamento básico, por intermédio dos planos de saneamento básico.

Resultados e Discussões

Analisando-se as diretrizes fixadas, tornou-se possível unificá-las conforme suas temáticas. Chegando-se a 8 macro diretrizes, dispostas na Tabela 8, onde estão indicadas também as diretrizes que as compõem.

Tabela 8. Macro diretrizes e suas respectivas diretrizes.

	Macro Diretriz	Diretrizes
1	Tecnologias e Gestão Adequadas a Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos	A2, B4, B7, C7, C8, D2, D3, D7
2	Minimização da Geração de Resíduos Sólidos	A1, C4
3	Valorização de Resíduos	A1
4	Universalização e integralidade	B1, B2, B10, C2
5	Controle Social	B8, B9, D1, D5, D6, D7
6	Articulação com políticas públicas	B3, B5, B11, C1,

		D3, D4, E
7	Educação para sustentabilidade	Não existem
8	Sustentabilidade (social, econômico e ambiental)	Todas as diretrizes

Cada Macro diretriz possui extrema relevância ao nortear o plano, devido aos aspectos que abordam, como segue:

1. Tecnologias e Gestão Adequadas a Serviços de Limpeza Urbana e Manejo dos Resíduos Sólidos

Os serviços de limpeza urbana e manejo de Resíduos Sólidos devem atender à demanda do município com eficiência, havendo um ente responsável definido para sua regulação e fiscalização, devendo ser adotados indicadores de desempenho operacional e ambiental desses serviços. Segundo as diretrizes componentes dessa Macro diretriz, é necessário considerar aspectos locais e regionais quando da adoção de novos métodos e tecnologias, bem como procurar adotar soluções graduais e progressivas, utilizando tecnologias apropriadas.

2. Minimização da Geração de Resíduos Sólidos

Por meio da Educação Ambiental, deve ser inibido o consumo supérfluo e o desperdício de recursos, observando na gestão e gerenciamento dos Resíduos Sólidos, a seguinte ordem: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, visando a redução da quantidade de resíduos destinados ao aterro sanitário.

3. Valorização de Resíduos

A gestão correta dos Resíduos Sólidos, deve levar em consideração o potencial destes em ser fonte renda, quando reutilizados ou reciclados. Para isso deve-se priorizar a coleta seletiva, possibilitando que os resíduos recicláveis, assim como os resíduos orgânicos compostáveis tenham maior valorização.

4. Universalização e Integralidade

A universalização e integralidade do acesso, compreende todos os componentes do saneamento básico, o que inclui os serviços de limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos. Significa que toda a população deve ser atendida por esses serviços, o que pode implicar na utilização de tecnologias ou ações específicas nos locais de difícil acesso, tendo em vista as condições as quais, por muitas vezes, encontram-se cidadãos em vulnerabilidade social.

5. Controle Social

O Controle social pode ser entendido como um conjunto de ações que permitem à população participar e fiscalizar as ações tomadas pela administração pública. Para tal, a população deve estar ciente de seus direitos e deveres e deve haver transparência das ações baseada em sistemas de informações e processos decisórios institucionalizados.

6. Sustentabilidade (Social, Econômico e Ambiental)

A busca pela eficiência e sustentabilidade econômica nas ações da gestão integrada dos resíduos sólidos deve ser realizada de forma adequada à saúde pública e à proteção do ambiente, visando a integralidade. Além disso, as diretrizes apontam para a remuneração adequada do capital investido pelos prestadores de serviço e na recuperação dos custos incorridos na prestação destes.

7. Educação para Sustentabilidade

A educação ambiental articula-se com os todas as diretrizes e permeia todas as ações relacionadas com a correta gestão dos resíduos sólidos, pois somente por meio dela torna-se possível a sensibilização da comunidade que é fundamental para a concretização do plano.

8. Articulação com políticas públicas

Deve-se adotar a articulação com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate à pobreza e de sua erradicação, de proteção ambiental, de promoção da saúde - Ao Sistema Único de Saúde - SUS, por meio de seus órgãos de direção e de controle social - e outras de relevante interesse social voltadas para a melhoria da qualidade de vida, para as quais o saneamento básico seja fator determinante.

Conclusões

A elaboração do Plano deu-se sob a ótica de que nenhum requisito legal poderia estar ausente. Para tal, foi fundamental a análise de todo arcabouço legal na área de saneamento ambiental. Garantindo o cumprimento desse aspecto, a revisão de outros PMGIRS, incluindo o plano anterior do próprio município, foi também importante, pois contribuiu para que se pensasse em uma proposta diferente. Esses levantamentos permitiram que a metodologia utilizada para a confecção do PMGIRS constitua-se de uma abordagem nova, quando se propõe a elaboração de diretrizes como uma prioridade. Inseriu-se então, as diretrizes no começo do plano. Desse modo, todos os demais componentes do plano estiveram alinhados, conferindo mais unicidade ao trabalho, onde os programas e projetos correspondem as diretrizes e as

metas são fixadas a partir delas, sendo acompanhadas por meio de indicadores.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Lei 11.445/2007, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 8 jan. 2007. Seção 1, p. 3. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/L11445.htm. Acesso em 06 de abril de 2018.

Decreto 7.217/2010. Regulamenta a Lei 11.445/2007. Diário Oficial da União, de 22 de junho de 2010, Brasília, DF, 2010b. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7217.htm. Acesso em 06 de abril de 2018.

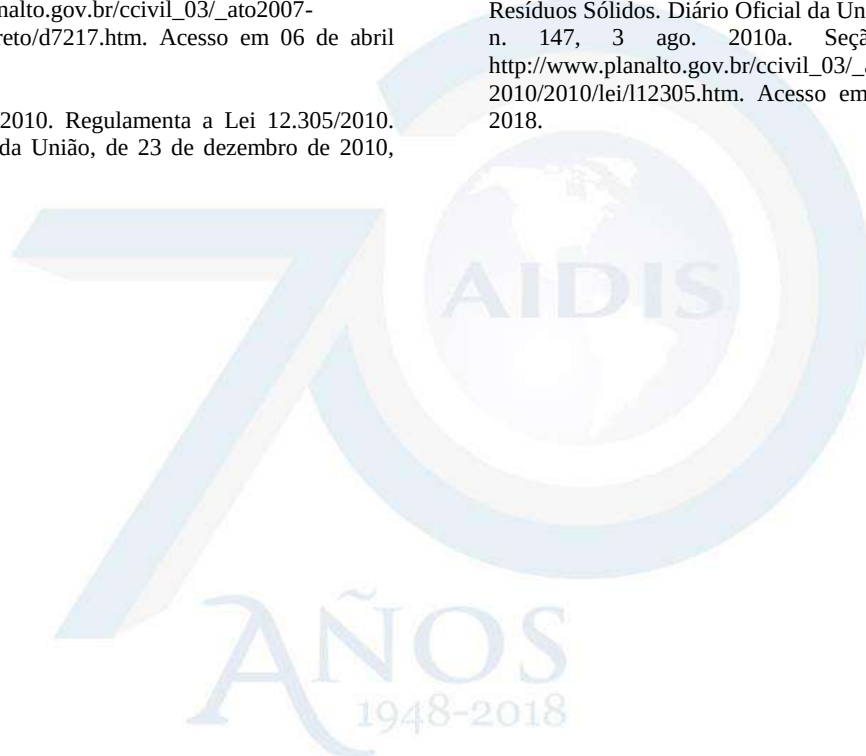
Decreto 7.404/2010. Regulamenta a Lei 12.305/2010. Diário Oficial da União, de 23 de dezembro de 2010, Brasília,

DF, 2010c. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7404.htm. Acesso em 06 de abril de 2018.

IBGE, 2010. IBGE cidades. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/novo-hamburgo/panorama>. Acesso em 05 de abril de 2018.

IBGE, 2017. Classificação territorial. Agência de notícias do IBGE. <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/15007-nova-proposta-de-classificacao-territorial-mostra-um-brasil-menos-urbano.html>. Acesso em 05 de abril de 2018.

Lei 12.305/2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 147, 3 ago. 2010a. Seção 1, p. 3. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/12305.htm. Acesso em 06 de abril de 2018.



[00207] SITUAÇÃO DA GESTÃO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO CIVIL (RCC) EM BELO HORIZONTE NO SÉCULO XXI

**RAPHAEL TOBIÁS DE VASCONCELOS BARROS¹; HENRIQUE SILVA
SILVEIRA NETO²**

Dep. Eng. Sanitária e Ambiental – UFMG^{1,2}

raphael@desa.ufmg.br¹; netoh.2014@gmail.com²

Resumo

A situação da gestão dos resíduos sólidos ainda não é boa no Brasil; em particular, os de construção civil, embora não sejam perigosos pelas quantidades produzidas, representam um grande desafio. Em Belo Horizonte (Brasil), a gestão destes resíduos não obedece a uma política permanente e que de fato esteja condizente com as boas práticas adotadas em outras cidades e com as necessidades locais. Este artigo discute esta situação no município nas últimas duas décadas, utilizando dados dos relatórios oficiais, com cujos valores numéricos foram elaborados gráficos. O reaproveitamento destes RCC é muito baixo, os volumes aterrados e clandestinos são expressivos, denotando tanto dificuldades e limitações da gestão quanto desinteresse por práticas já testadas e consagradas que decerto trariam melhores resultados. Alguns dos comportamentos mostrados nos gráficos não se consegue explicar, por falta de informação mais completa. Infere-se que a participação da população deixa a desejar.

Constata-se a dificuldade de se ter uma administração compatível com a importância da gestão de resíduos sólidos em geral, e dos de construção civil em particular, de modo que se melhorem as condições vigentes.

Abstract

The solid waste management situation is still not good in Brazil; in particular, those of civil construction (CW), although not dangerous, due to the quantities produced represent a great challenge. In Belo Horizonte (Brazil), the management of these wastes does not follow a permanent policy and is in deed consistent with good practices adopted in other cities and with local needs. This article discusses this situation in the municipality in the last two decades, using data from official reports, with numerical values graphs were drawn. The reuse of these CWs is very low, the landfilled and illegal volumes are expressive, denoting either difficulties and limitations of the management, as well as disinterest for already proven and consecrated practices that would certainly bring better results. Some of the behaviors shown in the graphs can not be explained, for lack of

more complete information. It is inferred that the participation of the population is highly desired.

It is noted the difficulty of having an administration compatible with the importance of solid waste management in general, and of construction ones in particular, so as to improve the existing conditions.

key-words: construction waste management, recycling, Belo Horizonte

Introdução

A situação da gestão de resíduos sólidos (RS) no Brasil não é alvissareira, a despeito da lei nacional sobre o tema ser considerada moderna e boa. Os resíduos de construção civil (RCC) não são exceção: se não constituem um perigo pela sua natureza, as enormes quantidades produzidas e as formas notoriamente irregulares de deposição de boa parte de sua produção deveriam sensibilizar gestores e produtores para esta problemática, tentando uma solução de compromisso que minimizasse os impactos deles derivados.

O ininterrupto crescimento populacional das grandes metrópoles brasileiras e seu súbito inchaço urbano, quando somados à ascensão e declínio do setor imobiliário pelo viés econômico, trouxeram consigo também variações no volume de RCC gerados.

Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais (Brasil), não foge à regra. Ainda que planejada, seu projeto original tornou-se obsoleto em poucas décadas e a cidade, quando não pôde mais se expandir lateralmente devido às fronteiras administrativas com os municípios vizinhos e as barreiras topográficas, viu se concretizar a iminente verticalização das zonas não centrais.

Para tratar destas questões, o sistema de gestão de RCC na cidade, dado como referência nacional, ainda se apresenta incipiente e insuficiente, visto o “transbordamento” das questões mencionadas, onde exigências e práticas fiscalizatórias menos rígidas de cidades adjacentes ainda favorecem a deposição clandestina do material gerado na capital.

Este trabalho tem por objetivo realizar um diagnóstico quantitativo e qualitativo da forma como o município de Belo Horizonte gerencia e destina seus resíduos sólidos de construção civil (RCC) desde o ano 2001.

Foram realizadas leituras e consultas a artigos e documentos correlacionados ao tema, visando à compreensão do funcionamento da gestão de RCC em Belo Horizonte.

Também foram consultados relatórios anuais da Superintendência de Limpeza Urbana (SLU - órgão municipal responsável pelos resíduos) da cidade, que sintetizam com seus quantitativos as informações sobre os serviços. A partir destes dados, foram construídos gráficos que facilitassem a compreensão da dinâmica da situação dos RCC e permitissem a análise, à luz da lei nacional de RS e das orientações locais sobre a gestão. Vale lembrar que os dados aqui utilizados se referem somente àqueles cujo controle a SLU tem, e que representam uma fração do total que é produzido e disposto legalmente na cidade. A proporção dita clandestina é estimada por vezes em mais de 50% (BARROS, 2016), sabendo-se da enorme dificuldade em se obterem dados precisos e confiáveis.

O gerenciamento de RCC em Belo Horizonte pode ser segmentado em conformidade com o previsto no seu Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), de 2017, subdividido em quatro fases: geração, transporte, recepção e destinação. Pelo princípio da responsabilidade compartilhada (ABRELPE, 2016), em cada uma destas etapas são incumbidas aos envolvidos no processo as responsabilidades sobre seus resíduos gerados.

O mapa de BH na Figura 1 trás a divisão política da cidade com elementos da gestão de seus RCC (nuvem de pontos de deposição clandestina, a despeito das iniciativas para coibi-los).

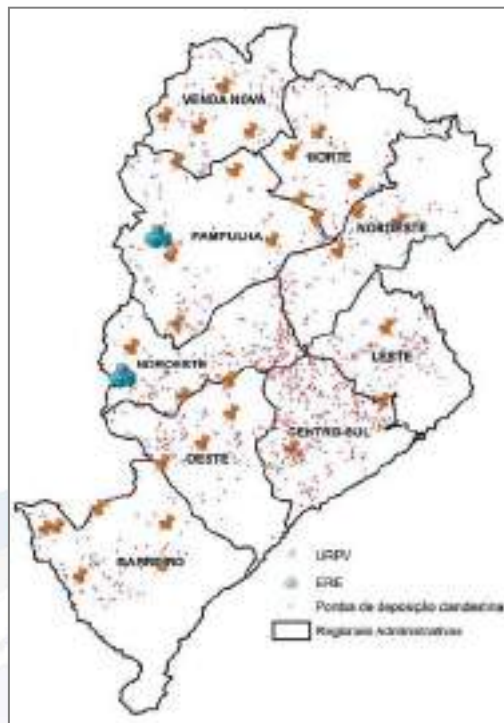


FIG. 1 – distribuição das URPV e dos pontos de deposição clandestina em BH (extraído de *Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos - 2017*).

Pequenos e grandes geradores em BH têm quatro destinações possíveis para seus resíduos: o descarte clandestino, ilegal; áreas receptoras particulares em outros municípios, que fogem ao poder público da capital e não aparecem nos quantitativos da SLU; duas estações municipais de reciclagem de entulho (ERE); e, por fim, entrega em 34 URPV (Unidades de Recebimento de Pequenos Volumes) (PBH, 2018). O transporte, dependendo da quantidade gerada, pode ser feito por caçambas privadas, transporte próprio ou pelo serviço contratado de um carroceiro.

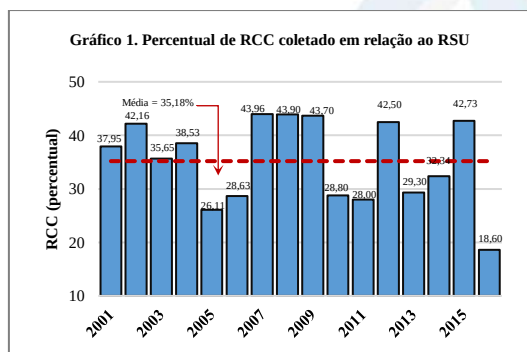
As possíveis destinações finais dadas ao RCC são a reciclagem, onde o entulho recebido é triado, britado e beneficiado, tendo como produto o agregado reciclado, ou o aterramento, junto ao aterro sanitário localizado em Sabará, vizinho a capital. Em paralelo, o material disposto de forma clandestina requer do poder público sua remoção em separado, seja de forma mecânica ou manual, para então destiná-lo devidamente.

Nota-se pelo mapa que, mesmo com a presença das URPV's, ainda é recorrente a deposição clandestina de RCC (e de outros RS), fato que reforça a demanda por uma divulgação mais ampla sobre a utilização destas unidades – cujas condições de funcionamento são insatisfatórias, em geral - e a necessidade de sensibilização da população para estas questões.

Segundo resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 2015, definem-se RCC como aqueles “*provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, e os resultantes da preparação e da escavação de terrenos, tais como: tijolos, blocos cerâmicos, concreto em geral, solos, rochas, metais, resinas, colas, tintas, madeiras e compensados, forros, argamassa, gesso, telhas, pavimento asfáltico, vidros, plásticos, tubulações, fiação elétrica etc., comumente chamados de entulhos de obras, caliça ou metralha*”. Os RCC também são divididos pelo CONAMA em quatro classes, em conformidade com o seu potencial de reciclagem, sendo elas **Classe A:** resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados (...); **Classe B:** recicláveis para outras destinações (papel plásticos (...)); **Classe C:** resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações viáveis (...); e **Classe D:** resíduos perigosos.

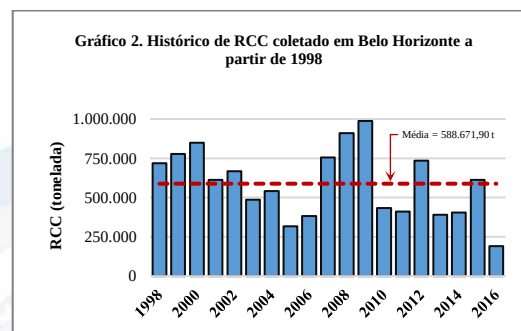
Geração de RCC

A construção civil é o setor econômico que mais explora matérias-primas naturais (FONSECA, 2013), algumas destas com grandes impactos ambientais (VIANA, 2017) como, por exemplo, os minerais necessários à fabricação do cimento. Esta atividade gera também uma enorme quantidade de resíduos sólidos (com altíssimo potencial de reaproveitamento) cujo valor oscila de acordo com o aquecimento deste setor no mercado, numa dinâmica diretamente ligada ao momento econômico do país e de seus municípios.

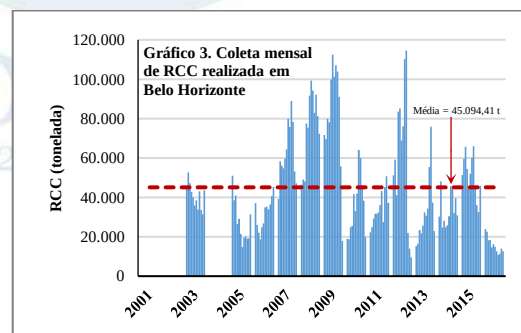


O Gráfico 1 ilustra a razão entre as quantidades de RCC gerados (e coletados) e os RSU (domésticos e públicos) coletados no município (com média de 35,18% no período 2001-2018). Observa-se um comportamento irregular destes percentuais, variando com grandes amplitudes (aumentos e reduções de mais de 15 pontos percentuais de um ano a outro) e sem explicação plausível. Parte dela pode se dever às mudanças nas formas de registro dos dados, às subnotificações (na destinação, ressalte-se uma expressiva clandestinidade) e à maior participação do setor privado na destinação, situação em que aqueles resíduos não passam pelo controle oficial. De todo modo, constata-se ser bastante importante a fração de RCC na geração total de RS na cidade.

Nos Gráficos 2 e 3 é possível observar que a geração de RCC na cidade não obedeceu a um padrão previsível no período estudado. Parte desta aleatoriedade, sem dúvida, se deve aos ritmos econômicos a que o país está sujeito e que têm, portanto, desdobramentos na dinâmica desta produção. Diferente do Gráfico 2 e dos gráficos convencionais relacionados a este assunto, o Gráfico 3 apresenta os dados mensais para cada ano considerado, permitindo perceber oscilações significativas dos valores entre os meses e anos, onde a média mascara grandes diferenças entre máximos e mínimos.

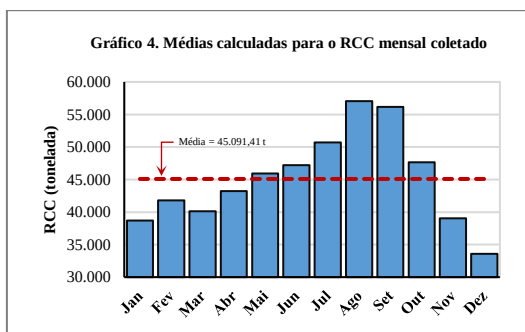


Sem conhecimentos de outros dados e de fatos específicos, é virtualmente impossível explicar este comportamento: não há lógica associada a medidas tomadas para a gestão dos RS, em geral, nem para dos RCC. Em realidade, o período aqui analisado tem sido caracterizado como não tendo iniciativas importantes, que ao menos dessem continuidade a decisões ainda dos anos 90, que fizeram da cidade uma referência nacional. Se esta abulia valia pela ausência de leis nacional e estadual, a partir de 2010 deveria ter sido mudado o cenário.



Dados referentes a 1998, 1999 e 2000 constam do relatório de atividades de 2001. Devido à ausência de dados para 2001, 2002 e 2004, os valores destes anos foram desconsiderados no cálculo de média.

Para a elaboração do Gráfico 4, foram calculadas as médias de RCC coletados para cada mês nos anos do período considerado 2000-2016 (os valores nulos foram desconsiderados para efeito de cálculo da média). Estes valores médios repetem um formato de variações que se observa em todos os anos, com pequenas diferenças.

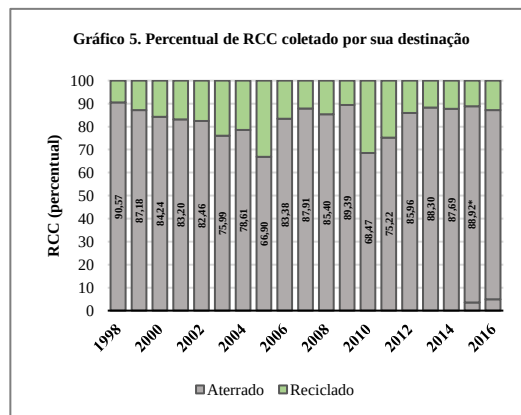


O crescimento em massa do RCC coletado se deve ao cronograma típico de obras adotado pela maioria das construtoras, em conformidade com uma curva “s” (Provenzano *et al.*, 2011), condicionado também ao regime pluvial da cidade (invernos secos, no meio dos anos). Grande parte dos empreendimentos inicia suas atividades a partir de março/abril, tendo em vista que as chuvas da temporada podem atrapalhar e comprometer as atividades preparatórias das obras (limpezas de terreno, terraplenagem, quicá fundações). Dado o relevo acidentado da cidade, as massas e os volumes dos materiais resultantes destas atividades iniciais podem ser bastante expressivos. Há que se considerar que a lei municipal de uso e ocupação de solos desestimula – até dificulta – escavações.

Aterramento dos RCC

Assim como evidenciado para a produção nos Gráf. 1 e 2, as quantidades destinadas ao aterramento e à reciclagem tampouco seguem um padrão (ver Graf. 5). Nota-se a proporção menor da fração reciclada, em parte devido às más condições de geração destes RCC – muito misturados –, o que decerto limita e até impede seu reaproveitamento. Por mais que esteja evidenciada no Gráfico um queda brusca de 2014 para 2015 no percentual (nas quantidades) de RCC aterrados, observa-se da análise dos relatórios anteriores que isso se deve a uma mudança de nomenclatura, e não uma mudança drástica na gestão, visto o surgimento da categoria *triado e disposto* (faixa central das séries de 2015 e 2016), sendo que, neste caso, os resíduos em sua grande maioria são destinados a aterramento. Assim, o percentual calculado para este período se dá pela soma do material *aterrado* e *triado e disposto*.

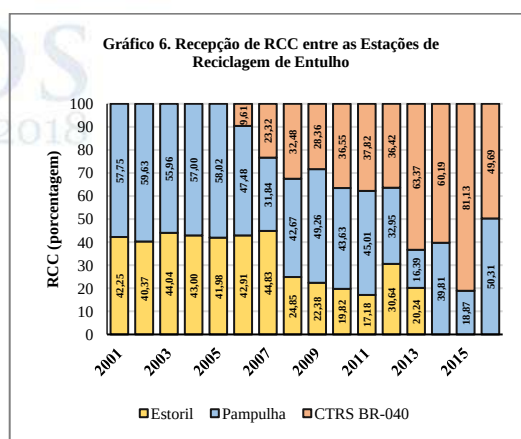
O aterramento, ainda que seja uma destinação regulamentada (e licenciada), não é a destinação ideal para estes resíduos. A solução mais atraente e sustentável seria todos os RCC passarem por um processo de triagem para que a parcela com potencial (resíduos das classes A e B, livres de impurezas) pudesse ser reciclada, retornando ao processo produtivo sob forma de agregado reciclado ou como carregamentos dos demais materiais (plástico, papel, metal).



Tal proposta ainda se afigura distante, visto que boa parte da destinação dos RCC é clandestina (ilegal), sendo inadequada sua disposição final. Além disso, o município necessitaria, numa situação ótima, de receber todo o material gerado e coletado, em suas duas estações de reciclagem de entulho. Além de não aproveitar estes resíduos com alto potencial de reciclagem, o aterramento obriga a cidade a buscar áreas, a uma distância razoável, para servirem como bota-fora destes materiais.

Reciclagem dos resíduos da construção civil

Os relatórios de atividades de limpeza urbana elaborados pela SLU também oferecem valores do RCC recebido em cada estação municipal de reciclagem de entulho (ERE). No período estudado ocorreu o encerramento das atividades de uma destas unidades (Estoril), na regional Centro-Sul em 2014, mas também a inauguração em 2006 da unidade CTRS da BR-040, na regional Noroeste.



O Gráfico 6 ilustra a dinâmica de recebimento de entulho naquelas estações de reciclagem, juntamente com a ERE Pampulha, que opera desde 1995 e cuja participação é expressiva, como se depreende do Graf. 6, embora seja uma instalação relativamente simples, com alguns recursos mas com baixo rendimento (há

somente um britador, faz separação manual de “impurezas” do entulho), conforme observado na Foto 1. Assim como no Gráfico 4, optou-se por analisar os valores de massa dos RCC coletados em porcentagem.

É possível acompanhar através do Gráfico 6 a desmobilização das atividades executadas na ERE Estoril até seu fechamento. Ademais dos problemas inerentes ao funcionamento destas instalações, tais como falta de peças de reposição e lentidão para comprá-las, há que enfrentar a falta de apoio político e a resistência por parte dos vizinhos, que se posicionam contra sua existência alegando a intensidade e a natureza dos impactos causados.

Esta pressão por parte dos vizinhos traz à tona a discussão sobre o repúdio por parte da população em ter próxima de si certos equipamentos urbanos (síndrome NIMBY). Os inconvenientes vão desde a desvalorização dos terrenos até queixas sobre poeiras, ruídos e vibrações (Jornal Hoje em Dia, 2013), mesmo que, segundo informações da prefeitura, tais ERE contem com pontos de aspersão de água, com maquinário revestido com borracha e dotado de silenciadores, medidas para amenizar estes problemas.



Foto 1 – vista geral da ERE Pampulha (mai/18)

Analisada mais a fundo, esta aversão da população a estes equipamentos urbanos se relaciona à desvalorização dos imóveis numa região tida como nobre da cidade. A forma como a mesma lida com esta situação vai do mero descontentamento até o vandalismo, em episódios ocorridos na ERE Pampulha e que interromperam suas atividades por um bom período.

Considerando agora as estações de reciclagem de entulhos e como procede o ciclo de beneficiamento deste material, este é subdividido pela prefeitura em cinco etapas:

Recepção: o material é inspecionado na portaria para verificar sua composição e o grau de contaminação. O material aceito é classificado conforme a resolução 307/02 do CONAMA e são aproveitados os resíduos

das classes A e B, a parcela rejeitada é descartada e enviada para o aterro sanitário.

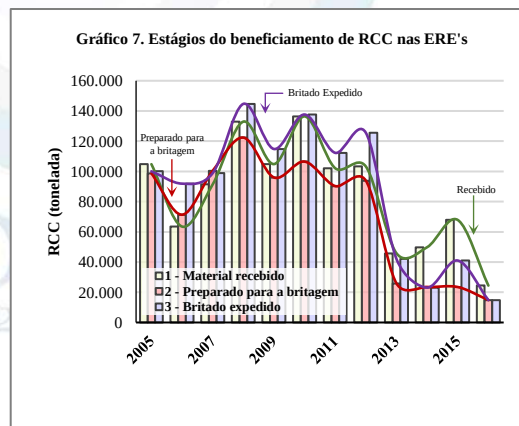
Seleção: os materiais recicláveis são separados manualmente dos rejeitos. Cerca de 90% de todo o material recolhido e beneficiado são utilizados em obras públicas e 10% são vendidos para empresas privadas.

Operação de britagem: os resíduos são levados pela pá-carregadeira até o alimentador vibratório do britador de impacto e, por gravidade, para a calha simples e ao transportador de correia. Após a britagem, há eliminação de materiais metálicos férreos pela ação de um eletroímã sobre o material reciclado, conduzido pelo transportador de correia.

Estocagem em pilhas: o material reciclado é acumulado sob o transportador de correia.

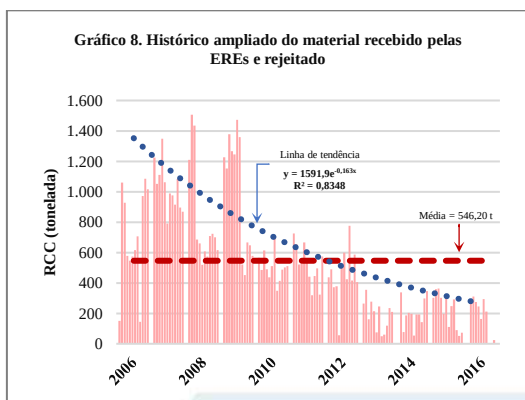
Expedição: é o procedimento realizado com o auxílio de pá-carregadeira, carregando o material reciclado em veículos apropriados (caminhão basculante).

A prefeitura, desde 2005, quantifica a massa deste material ao longo deste processo e com estes dados foi elaborado o Gráf. 7 (neste caso, refere-se somente aos RCC de Classe A – agregados). As linhas também correspondem às massas de resíduo recebidas, preparadas para a britagem e britadas/expedidas que, quando sobrepostas às colunas, torna possível estimar o acúmulo de material nas estações de reciclagem. As diferenças entre os valores (recebido X preparado X britado/expedido) mostram variações temporais nos fluxos da produção de RCC na cidade e as condições de operação destas instalações.

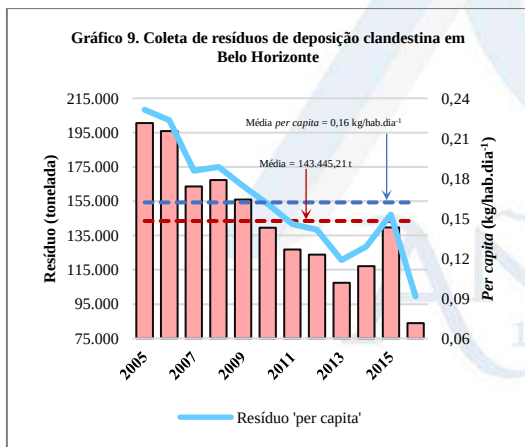


Também foi possível, por meio destes dados, elaborar o Gráfico 8. Nele é possível observar, mesmo com a intensa oscilação das massas de RCC coletadas ao longo dos anos, um decréscimo exponencial. Uma das explicações poderia ser o reflexo de uma mudança de logística e de comportamento por parte de seus geradores, recorrendo mais ao setor privado, através da disposição setorizada e adequada dos resíduos no local de geração, aumentando assim o seu potencial de reciclagem e reduzindo o volume de material a ser rejeitado do mesmo.

Observa-se uma sensível diferença entre dois patamares (um, até 2009; outro, de então até 2016, com maior diferença depois de 2013), mostrando uma redução acentuada nas quantidades recebidas pela SLU/PBH – o que não significa que tenha havido diminuição da produção de RCC –, com comportamento representado pela curva azul (de tendência). Esta foi calculada através de aproximação dos valores relativos aos meses de fevereiro, a cada ano, que mostrou maior coeficiente de correlação.



Finalmente, no Gráf. 9 se observam as quantidades de RCC coletadas, pela SLU, a partir de deposições clandestinas, e os valores *per capita* desta forma de deposição.



Paradoxalmente, a forma decrescente dos gráficos sugere uma diminuição nesta forma de deposição que não parece ser real, tanto pelos valores absolutos quanto pela rapidez desta redução. Os episódios recorrentes de alagamentos por chuvas na cidade mostram um agravamento decorrente da contribuição negativa da má disposição dos resíduos em geral e dos RCC. A própria nuvem de pontos observada na Fig. 1, embora não se deva aos RCC exclusivamente, evidencia uma dificuldade de se levar a cabo uma boa gestão também devido à acanhada colaboração da população.

Conclusões

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Constata-se que a situação de gestão dos RCC ainda precisa melhorar bastante na cidade. Apesar de alguns pequenos passos, as quantidades produzidas e malgerenciadas exigem que as políticas definidas e expressas em leis sejam postas em prática, sob pena de continuar a degradação ambiental que sua disposição inadequada provoca. O comportamento irregular dos valores da produção, mostrado nos gráficos, enseja uma discussão mais complexa que talvez nem mesmo os gestores consigam responder.

Embora a cidade conte com alguns equipamentos necessários para esta gestão de RCC (duas estações de reciclagem de entulhos, áreas licenciadas de bota-fora) é evidente que não são suficientes para a demanda e seu funcionamento episódico impede a confiabilidade que o sistema precisa ter.

As práticas de construção precisam ser alteradas, de modo que uma gestão de RCC se instale (não somente preocupada com a destinação) e reverta a situação de inadequação que se observa.

Referências bibliográficas

Barros, R.; Assis, C. *Avaliação da gestão de resíduos sólidos em Belo Horizonte (MG): avaliação de 2001 até 2013*. XVII SILUBESA, Florianópolis (SC), 2016

Fonseca, M. (2013). *Análise e avaliação da gestão de resíduos da construção civil em Belo Horizonte*. Dissertação de mestrado em Construção Civil, UFMG, Belo Horizonte.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE): Estimativas de população (1992-2017). <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=downloads> (acesso 22/maio/2018)

Jornal Hoje em Dia (2013): Reportagem *Moradores viram reféns do barulho e da poeira de usina em BH*. <http://hojeemdia.com.br/horizontes/moradores-viram-ref%C3%AAs-do-barulho-e-da-poeira-de-usina-em-bh-1.153770> (acesso 10 / abril / 2018)

Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (2016). Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). São Paulo, Brasil.

Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (2017). Prefeitura Municipal de B. Horizonte, Brasil.

Prefeitura de Belo Horizonte (2018): Informações referentes às Unidades de Recebimento de Pequenos Volumes (URPV). <https://prefeitura.pbh.gov.br/slu/informacoes/urpv> (acesso 07 / abril / 2018)



XXXVI CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

Prefeitura de Belo Horizonte (2018): Informações referentes à reciclagem de entulho.
<https://prefeitura.pbh.gov.br/slu/informacoes/reciclagem-de-entulhos> (acesso 07 / abril / 2018)

Provenzani, J.; Libério, A. e Cordeiro, F. (2011). *Planejamento, Orçamento e Controle de Obras II*. CEFET-MG, Belo Horizonte,

Relatórios anuais de atividades de limpeza urbana (2001-2016). Superintendência de Limpeza Urbana (SLU) / Prefeitura de Belo Horizonte, Brasil.

Viana, A. (2017). *Comparação entre a gestão de resíduos da construção de quatro construtoras em Belo Horizonte*. Monografia de graduação do curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.



[208] OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE OBTENCIÓN DE GEOPOLÍMERO PARA INMOVILIZAR MERCURIO Y SU EVALUACIÓN MECÁNICA

FLORA ELSA HUAMAN PAREDES¹; GREGORIO URBANO PALMA FIGUEROA²

Universidad Agraria La Molina¹; Universidad Nacional De San Agustín De Arequipa²

ehuaman@lamolina.edu.pe¹; huamanpfe@gmail.com¹; palma.fgu@gmail.com²; fosforito65@gmail.com²

Abstract

The objective of this work was to form a geopolymer based on pumice stone and kaolin treated thermally, activating solution containing sodium hydroxide (NaOH) and sodium silicate solution ($\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) in order to immobilize mercury in mining waste (RM)

The influence of various physical factors during its elaboration and the response of the formed Geopolymer with the RM previously stabilized were determined. The predominant physical factor evaluated was the resistance to compression, according to ASTM C-1157 method, which is a determining factor in the durability of the formed geopolymers. The results show a maximum of 34.70 MPa in a randomized treatment with levels (1: 1, 8 and 60) of the studied factors and a minimum of 12.49 MPa with the factors (3: 1, 4 and 20). The percentage ratio of the optimal geopolymerizing material formed to immobilize mercury present in the residue was 55% pumice stone, 45% metakaolin with a liquid / solid ratio of 0.4 and 10 Molar concentration of sodium hydroxide. This synthetic aluminosilicate material could well replace other materials. A complete factorial design with three central tests was used, applying the Statgraphics Centurion XVI software

Key Words: Geopolymer, mercury, pumice stone, mining residue.

Introducción

En la zona costera de Perú, Ica y Arequipa, predomina la pequeña minería y minería artesanal del oro. La tecnología utilizada es el proceso de la amalgamación con mercurio y en otras mediante la cianuración (Palacios *et al.*, 2013) generando residuos sólidos tóxicos ocasionando grave daño a la salud y medio ambiente, Mendioroz (1995). El mercurio es un contaminante global, tóxico muy peligroso debido a sus propiedades físicas y químicas peculiares en comparación a otros elementos tóxicos (Wang *et al.*,

2003). Los Geopolímeros son los denominados cemento verde (Pacheco *et al.*, 2014) por sus propiedades (alta resistencia mecánica, resistencia al fuego, ácidos; baja conductividad térmica y rápidos tiempos de fraguado) (Duxson *et al.*, 2007), alta durabilidad (Van Jaarsveld *et al.*, 1997) y bajo impacto ambiental por utilizar materias primas como subproductos industriales, arcillas naturales tratadas térmicamente, (F.E. Huamán *et al.*, 2017; Monzó *et al.*, 2008) rocas volcánicas y otros materiales que se encuentran disponibles en gran escala y con emisiones del gas CO_2 cercanas a 0.184 toneladas (Mc Lellan *et al.*, 2011). Actúan de manera similar a los aglomerantes cementicios en términos de encapsulación y algunas veces con propiedades físicas y químicas mejores (Palomo y Palacios, 2003).

Objetivos

Optimizar la formación de geopolímero a base de piedra pómez y metacaolín y evaluar la performance en términos de resistencia a la compresión
Encapsular residuos mineros con el geopolímero obtenido.

Metodología

El estudio tuvo dos fases, la primera fue encontrar la formulación óptima del geopolímero variando dos parámetros: la relación porcentual del material base; metacaolín (MK) con piedra pómez (PP), proporcionado por la empresa Cía. Minera Agregados Calcáreos S.A. COMACSA y la concentración de la solución activante hidróxido de sodio al 98.3% de pureza con solución de silicato de sodio 2.5 comercial con contenidos de Na_2O 12.91 %, SiO_2 32.13 % y 55 % de H_2O

Se prepararon cuatro formulaciones porcentuales de PP y MK (45/55, 55/45, 65/35, 75/25) con solución de NaOH; 1M, 3M, 5M, 7M y 10M para la síntesis del geopolímero. El tiempo de mezcla fue 10 minutos, temperatura de pre-curado 70°C, por 24 horas, tiempo de curado por 27 días en condiciones ambientales de temperatura ($23 \pm 2^\circ\text{C}$) y humedad relativa del 60 %. El

ensayo de evaluación sobre resistencia a la compresión mecánica se realizó a los 28 días de edad en el equipo Tinius Olsen Elecomatic Testing Machine del laboratorio de Materiales de la Universidad Nacional Agraria La Molina, ASTM C-1157. En la segunda fase se procedió a incorporar el residuo minero previamente estabilizado (RM-E) al geopolímero óptimo obteniendo el espécimen estabilizado. Se realizaron pruebas toxicológicas al producto obtenido, TCLP-1311-EPA, en el Centro de Investigación en Química Toxicología y Biotecnología Ambiental (CIQTOBIA). La compresión mecánica se evaluó a los 28 días de curado para todos los tratamientos realizados. Para el análisis de datos se utilizó el software Statgraphics Centurión XVI.

Resultados y Discusión

Caracterización química de piedra pómez y metacaolín

Los resultados del análisis químico demuestran que son materiales aptos para formar geopolímero, considerando que el porcentaje de alúmina y sílice suman más del 70% del total como se detallan en la tabla 1.

Tabla 1. Porcentaje (%m/m) de materiales base de Geopolímero

Compuesto Químico	Fórmula Molecular	Metacaolín	Piedra Pómez
Oxido de Silicio	SiO ₂	76,92	63,58
Oxido de aluminio	Al ₂ O ₃	21,82	10,50
Oxido de Hierro	Fe ₂ O ₃	0,31	2,66
Oxido de Calcio	CaO	0,01	1,72
Oxido de Magnesio	MgO	0,02	0,69
Oxido de Manganeseo	Mn ₂ O ₃	0,18	0,26
Oxido de Sodio	Na ₂ O	0,09	9,43
Oxido de Potasio	K ₂ O	0,24	2,92
LOI	LOI	0,17	4,70

Formación y optimización de Geopolímero

En el proceso de optimización del geopolímero se variaron los ratios molares de los óxidos, la relación líquido/ sólido (L/S) en 0.374, %PP +MK. La performance de los mismos se evaluó mediante mediciones de la resistencia a la compresión (RC). La tabla 2 muestra los resultados de la RC de 41.67 MPa en el tratamiento 2B, mientras que los otros tratamientos resultaron ser no muy alentadores.

Tabla 2. Resistencia a la compresión con hidróxido de sodio 10M

%	Ratio Molar	Resistencia

	(PP +M K)	Compresión (MPa)			
		Na ₂ O /SiO ₂	SiO ₂ /Al ₂ O ₃	H ₂ O /Na ₂ O	
1B	45+55	0,17	7,00	9,25	24,71
2B	55+45	0,24	5,82	8,78	41,67
3B	65+35	0,25	6,64	8,34	19,61
4B	75+25	0,26	7,69	7,95	5,3

Con el ensayo 2B de la tabla anterior se realizaron cinco pruebas variando la concentración de base, consiguiendo las resistencias a la compresión como se indica en la tabla 3.

Tabla 3. Pruebas con diferentes concentraciones de hidróxido de sodio

	Pruebas				
	P1	P2	P3	P4	P5
NaOH (M)	1	3	5	7	10
RC (MPa)	0,3	1,3	3,0	10,0	23,0

Se observa que con 10M se alcanza la mejor respuesta a la compresión mecánica, tal como lo mencionan diferentes autores (Barbosa et al, 2000; Davidovits, 2015; Kirschner y Hermuth 2004)

Inmovilización de mercurio en muestra de residuo minero estabilizado con Geopolímero formado

Optimizada la formulación del geopolímero se procedió a diseñar once tratamientos para la inmovilización de RM-E, tal como se muestra en la tabla cuatro según diseño factorial.

Tabla 4. Diseño de mezcla y condiciones de proceso de formación del Geopolímero con RM-E

T	Piedra Pómez (g)	Metakaolín (g)	Silicato de Sodio (g)	Masa (g) NaOH
1	35.2	28.8	58.52	39.71
2	35.2	28.8	60.80	41.26
3	35.2	28.8	63.08	42.81
4	35.2	28.8	64.60	43.84
5	105.6	86.4	95.00	64.47
6	105.6	86.4	87.40	59.31
7	105.6	86.4	79.80	54.15
8	105.6	86.4	76.00	51.57
1-C	70.40	57.60	68.40	58.57
2-C	70.40	57.60	68.40	58.57
3-C	70.40	57.60	68.40	58.57

Se seleccionó el tratamiento siete por tener una respuesta de compresión mecánica más alta en comparación a los demás tratamientos. Se evaluó a los 28 días la toxicidad resultando en una disminución del contenido del metal mercurio de $>200\text{mg/Kg}$ en el residuo a $<0.001\text{mg/l}$ en el lixiviado. El geopolímero formado logra inmovilizar el contaminante mercurio en el residuo cerca de 90%.

Análisis mecánico de Resistencia a la Compresión

Los valores de la Resistencia a la Compresión (MPa), con material geopolimerizante (MG) se muestra en la figura 1 con el diagrama de Pareto y en la figura 2 con el gráfico de superficie de respuesta.

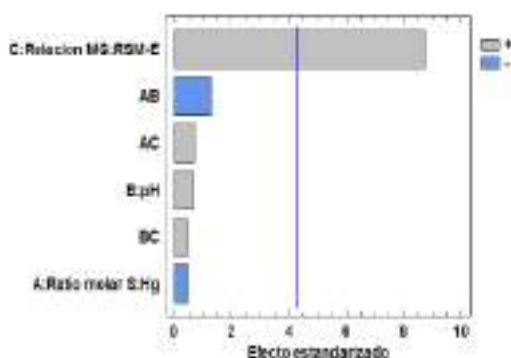


Figura 1. Diagrama de Pareto estandarizado para la Resistencia a la Compresión

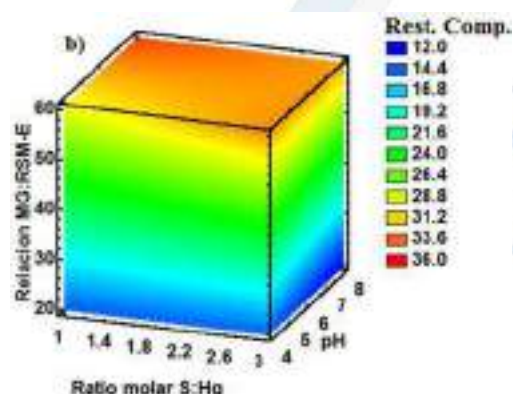


Figura 2. Gráfico de Superficie de Respuesta para la resistencia a la compresión a una relación de MG:RM-E igual a 60 %

Conclusiones

En la primera fase de optimización de la formulación del geopolímero con la materia prima de 55% piedra pómez y 45% de metacaolín, se logra alcanzar una

resistencia a la compresión de 41,67 MPa. De las cinco concentraciones evaluadas para el hidróxido de sodio, resultó ser la concentración 10 M la adecuada, con la que resultó una compresión mecánica de 23,2MPa. De los once tratamientos realizados resultó ser el tratamiento siete el que alcanzó un valor de 31,19 MPa de compresión mecánica. El nivel óptimo determinado fue la relación material geopolimerizante : residuo minero estabilizado (MG:RM-E) igual a 60%. Con esta composición geopolimérica óptimo se logró inmovilizar residuo minero de la región Arequipa- Perú.

Referencias Bibliográficas

Barbosa, V.F.F., MacKenzie, K.J.D. & Thaumaturgo, C. (2000), "Synthesis and characterization of materials based on inorganic polymers of alumina and silica: Sodium polysialate polymers", *International Journal of Inorganic Materials*, 2(4), 309-317.

Castro R., Diana Catalina (2010) "Obtención y Caracterización de Geopolímeros sintetizados a partir de Ceniza Volante y piedra pómez, utilizados para el desarrollo y mejoramiento del concreto" Tesis. Universidad Industrial de Santander Bucaramanga-Colombia.

Davidovits, J. (2015) "Geopolymer Chemistry and Applications" Institute Geopolymere. https://www.geopolymer.org/fichiers_pdf/geopolymer-book-chapter1.pdf (acceso 25 mayo 2017)

Duxson, P., Fernandez Jimenez, A., Provis, J.L., Lukey, G.C., Palomo, A., Van Deventer, J.S.J., (2007) Geopolymer technology: the current state of the art, *J. Mater. Sci.* 42, 2917–2933.

Hardjito, D., Rangan, B.V., (2000) "Development and Properties of Low Calcium Fly Ash Based Geopolymer concret. Curtin University of Technology. Curtin Research Publications.

Huamán F.E.; Palma G. U.; Guillén M.O. (2017) Caracterización de puzolana natural con potencial uso en encapsulación de residuos mineros. <https://rscsfc.wixsite.com/1ercirs> (acceso 12 abril 2018)

Kirschner, A.V. & Harmuth, H. (2004). "Investigation of geopolymer binders with respect to their application for building materials". *Ceramics - Silikat*, 48(3), 117-120.

McLellan, B.C.; Williams, R.P.; Lay, J.; Van Riessen, A.; Corder, G.D. (2011) Costs and carbon emissions for geopolymer pastes in comparison to ordinary portland cement. *J. Clean. Prod.* 19, 1080–1090.

Mendioroz, S. (2001) Mercurio. Instituto de Catálisis y Petroleoquímica del CSIC Canto blanco. Madrid

Monzó, M.; Fernández-Jiménez, A.; Vicent, M.; Palomo, A.; Barba, A. (2008) “Activación alcalina de metacaolín. Efecto de la adición de silicato soluble y de la temperatura de curado”. Bol. Soc. Esp. Ceram. 47(1).

Palacios, S., Alfonso, P., Yañez, J., Higuera, P. (2013) Evaluación de la contaminación de mercurio en la cuenca del río Ocoña, Perú. III Congreso Internacional de Geología y Minería Ambiental para el Ordenamiento Territorial y el Desarrollo. Cardona Catalunya. 241-248 .

Palomo, A. and Palacios, M. (2003) Alkali-activated cementitious materials: Alternative matrices for the immobilization of hazardous wastes Part II. Stabilization of chromium and lead. Cement and Concrete Research. 33, 289-295.

Palomo, A. M.W Grutzeck, M.T Blanco (1999). “Alkali –activated fly ashes a cement for the future”. Cem. Concr. Res. 29, 1323-1329

Randall, P., Chattopadhyay, S.(2004). Advances in encapsulation technologies for the management of mercury-contaminated hazardous wastes. Journal of Hazardous Materials, 114(1-3), 211–223

Van Jaarsveld, J.G.S., Van Deventer, J.S.J and Lorenzen, L. (1997).The potential use of Geopolymeric materials to immobilize toxic metals: part 1.Theory and applications. Minerals engineering. 10, 659–669
Wang D. Y., Shi, X., Wei, S. (2003) Accumulation and transformation of atmospheric mercury in soil. Sci. Total Environmental. 304, 209-214



[00215] DESEMPENHO FINANCEIRO DO GERENCIAMENTO

DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL

RAPHAEL TOBIÁS DE VASCONCELOS BARROS¹; BRUNO RIBAS
ALZAMORA²

Dep. Eng. Sanitária E Ambiental – Ufmg^{1,2}

raphael@desa.ufmg.br¹; ribasbruno@hotmail.com²

Abstract

Managing urban solid wastes (USW) has been increasingly complex and expensive in Brazil, due to the growth of waste quantity and to better environmental practices. Thus, municipalities are searching alternatives to finance the system, and with support of federal laws, charging its citizens directly through rates is seen as a promising one. This research gathered data from the 16 existing “Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos” studies conducted by the SNIS, from 2002 to 2016 in order to have a greater understating of the current situation concerning the financial status of the USW management in Brazilian municipalities. There has been an increase of municipalities that utilize the direct charge, though this number is still less than one third of all Brazilian municipalities (28,39%). The most common form of charging is through real estate tax. The expenses with these services have been continuously increasing, despite of a slight decrease in the last three years, when inflation is considered. Income had a period of increase in the first years considered in this study, but now shows a decline tendency. Self-sufficiency is increasing, and currently the income covers on average 53,8% of the expenses; the costs of USW managing represent 3,70% of the municipalities’ total budget, and this number has been decreasing. The current situation corresponds to a lack of political interest in SW management and to difficulties to raise the users’ financial contribution. It is necessary now to keep gathering information from the remaining municipalities, besides learning how these municipalities calculate their rates.

Palavras-chave: gestão sustentável de resíduos sólidos, formas de cobrança, desempenho financeiro

1. Introdução

Tem sido observado nas últimas décadas um aumento tanto na quantidade como na diversidade dos resíduos sólidos urbanos (RSU), devido ao crescimento

populacional aliado e ao aumento de nível de renda e à popularização de novos produtos. O gerenciamento de RSU, entendido de forma geral como o conjunto dos serviços de coleta, transbordo, transporte e disposição final de RSU, tem se tornado mais complexo e dispendioso devido ao crescimento dos centros urbanos, à falta de entendimento sobre a gestão e à maior dificuldade de se encontrar áreas para disposição final. Ademais, com o desenvolvimento de uma consciência ambiental mais apurada, tem-se aumentado as exigências com o desempenho da gestão ambiental. Práticas anteriormente aceitas, como a disposição final em lixões, hoje já são legalmente vistas como inaceitáveis, tornando, novamente, o serviço mais complexo e custoso. Os valores podem variar bastante de acordo com características do município (tamanho, relevo, distância até o local de disposição final) e da qualidade do sistema (coleta seletiva de materiais recicláveis, coleta de resíduos volumosos, frequência da coleta e da varrição etc.). Responsável por parte dessas mudanças, a Lei 11.445/2007 (Brasil, 2007) trouxe importantes avanços para o desenvolvimento do setor de saneamento. Entre eles, o respaldo legal para a cobrança pelos serviços de saneamento, incluídos aí a coleta, transbordo e transporte dos resíduos sólidos domiciliares. Em seu artigo 29, é declarado que “Os serviços públicos de saneamento básico terão a sustentabilidade econômico-financeira assegurada, sempre que possível, mediante remuneração pela cobrança dos serviços”.

Já a Lei 12.305/2010, da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010), foi outro marco legal para o setor, desta vez focado nos resíduos sólidos. Em seu artigo 19, inciso XIII, ela faz referência à lei 11.445, e estabelece que o plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos deve ter em seu conteúdo mínimo um “sistema de cálculo dos custos da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, bem como a forma de cobrança desses serviços”.

A cobrança pelo serviço de gerenciamento de RSU é importante por vários motivos. Em primeiro lugar, parece haver uma correlação entre municípios que

realizam a cobrança e melhor desempenho técnico; de acordo com a publicação “Índice de Sustentabilidade da Limpeza Urbana para os municípios brasileiros”(PWC, 2016), dos municípios com disposição final ambientalmente correta, 66% contam com arrecadação específica, enquanto naqueles com disposição incorreta (aterros controlados ou lixão) essa porcentagem é de apenas 32%. A inexistência de cobrança gera a impressão que gerenciar os resíduos não custa nada; dessa forma, a cobrança serve como caráter educativo, mostrando para o cidadão que não só que existem custos, mas também que a responsabilidade não deve recair toda somente sobre a administração pública. A ideia de que a geração de RS traz um custo financeiro à sociedade pode fazer com que haja maior preocupação com a sua redução, tanto por parte da sociedade civil como do poder público. Como “não há almoço grátis”, se aparentemente ninguém está pagando por determinado serviço significa que na verdade todos estão pagando. Assim, a cobrança do cidadão, além de gerar receita, também aumenta a transparência do serviço, por tornar mais claras as contas públicas. Uma das razões mais importantes da cobrança, entretanto, é pôr em prática os princípios do poluidor-pagador e da responsabilidade compartilhada, ambos explicitados na lei 12.305/2010. Ao se cobrar do usuário valores proporcionais à geração individual de RS, como acontece com as contas de água e de energia elétrica, por exemplo, a tendência é que isto o estimule a reduzir aquela geração, a fim de reduzir o valor pago. Novamente, há um caráter educativo, além de ser mais justo. Mesmo nos casos em que não há uma medição direta da quantidade gerada, busca-se assim sua aferição através de métodos indiretos que, embora menos justos que a medição direta, ainda assim são melhores que taxas fixas, que são bastante comuns no Brasil. Alguns desses métodos utilizam-se de fatores como a frequência de coleta, área construída, consumo de água e consumo de energia, entre outros.

Mesmo com o respaldo legal, a situação da gestão de RS no país ainda não é das mais favoráveis. Embora estejam ocorrendo avanços na área, ainda pouco se sabe sobre o desempenho financeiro dos municípios quanto ao gerenciamento de RSU, sobre as formas de financiamento do serviço, se os cidadãos são cobrados ou não, e em caso positivo, como é feito o cálculo e como a cobrança é realizada. Além disso, na maioria das vezes em que é feita uma cobrança por parte dos órgãos responsáveis, ainda assim a receita é insuficiente para cobrir os gastos com o serviço. A consequência disso é que a maior parte dos municípios brasileiros recorre a seus impostos e outros recursos gerais para

financiar parcial ou totalmente o gerenciamento de RSU, ou na melhor das hipóteses, cobrir a diferença daquilo que é arrecadado diretamente para custear o serviço. Embora não seja primordial que toda a fonte de renda dos prestadores de serviço seja proveniente da cobrança dos usuários, com uma política de cobrança bem formulada deveria ser possível financiar toda a prestação do serviço (Brasil, 2014).

Conforme discutido anteriormente, conquanto o gerenciamento de RSU tenha altos custos e represente uma importante parte da administração municipal, ainda existem poucos dados que possam servir de base para uma boa gestão. Muitas vezes os municípios não contabilizam bem os próprios gastos com o serviço. Em nível nacional, é difícil a comparação entre municípios devido a essa escassez de informações confiáveis e, apesar de ter havido grandes avanços nas últimas duas décadas, ainda existe muito a ser feito na área.

2. Objetivos

Este trabalho tem como objetivo reunir e discutir dados sobre partes do desempenho financeiro de municípios no gerenciamento de RSU e na cobrança pelos serviços, de modo a obter um panorama sobre esta situação do país.

3. Metodologia

Esse estudo utilizou como base o Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos do SNIS de 2002 a 2016 (SNIS, 2018), compilando dados presentes tanto nos relatórios como em tabelas divulgadas separadamente. Estes dados, por sua vez, resultam de levantamento feito anualmente junto aos órgãos municipais encarregados dos serviços. O convite a participar da pesquisa é estendido a todos os municípios brasileiros, e sua participação é facultativa. Os dados recebidos são analisados manual e automaticamente e, no caso de perceberem-se inconsistências, as prefeituras são novamente acionadas para poderem reanalisá-los e corrigi-los, porém os dados não são alterados pela equipe do SNIS sem anuência dos municípios. É feita uma versão preliminar que é enviada aos municípios para uma nova avaliação, e só então a versão final é produzida. Para o ajuste dos valores considerando a inflação, foi utilizado o índice IPCA-E relativo ao mês de dezembro de cada ano. Os valores em dólares são os valores médios do dólar ao longo do respectivo ano, de acordo com dados do Banco Central (Banco Central, 2018).

Região	Total de municípios	Total de participantes	Sem cobrança	Com cobrança					
				Taxa no IPTU	Taxa na conta de água	Boleto específico	Tarifa	Outra forma	Total
Sul	1188	982 {83%}	174 (17,7%)	657 [81%]	110 [14%]	34 [4%]	3 [<1%]	4 [<1%]	808 (82,3%)
Sudeste	1668	1307 {78%}	692 (52,9%)	569 [93%]	30 [5%]	9 [1%]	2 [<1%]	5 [1%]	615 (47,1%)
Centro-Oeste	466	289 {62%}	222 (76,8%)	54 [81%]	10 [15%]	1 [1%]	0	2 [3%]	67 (23,2%)
Nordeste	1794	871 {49%}	817 (93,8%)	49 [91%]	0	4 [7%]	0	1 [2%]	54 (6,2%)
Norte	449	221 {49%}	185 (83,7%)	32 [89%]	1 [3%]	2 [6%]	0	1 [3%]	36 (16,3%)
Brasil	5565	3670 {65,9%}	2090 (56,9%)	1361 [86%]	151 [10%]	50 [3%]	5 [<1%]	13 [1%]	1580 (43,1%)

4. Resultados e Discussão

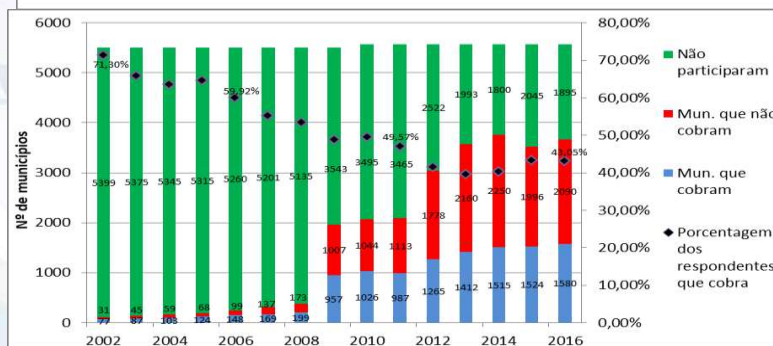
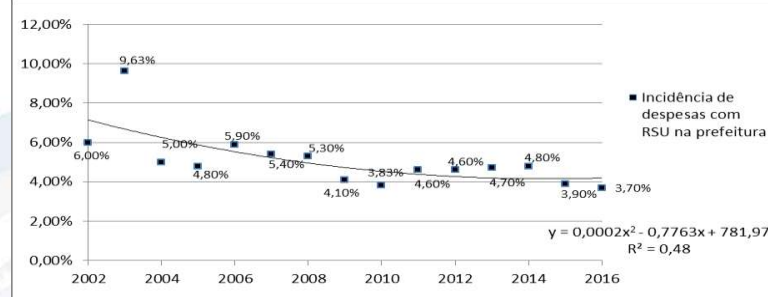
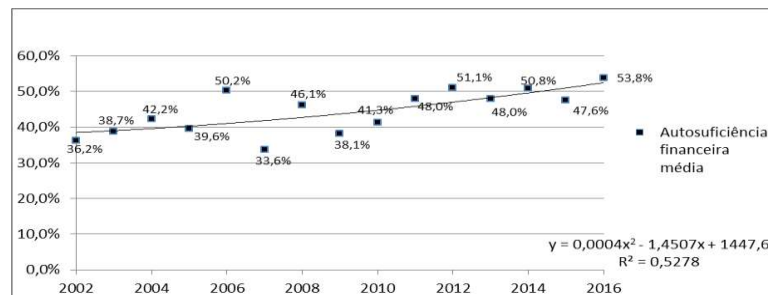
Os resultados quanto às formas de cobrança estão resumidas na tabela 1. A região Sul é a que se mais cobra, com 82,3% dos municípios participantes, enquanto a região Nordeste é a que menos realiza cobrança, com apenas 6,2%. A forma de cobrança mais utilizada é a anexação da taxa de limpeza à cobrança do IPTU, seguido pela anexação à conta de água. Também pode ser cobrada através de boleto específico, tarifa, e “outra forma”, não especificada no levantamento.

Em relação à análise temporal, observa-se um crescimento no número de municípios participantes/respondentes do diagnóstico. A primeira pesquisa (2002) contou com uma participação de apenas 108 municípios (menos de 2% do total), sendo que a mais recente (2016) contou com 3.670 municípios, ou seja, cerca de 66% da totalidade de municípios brasileiros. Destaque-se o grande salto entre 2008 e 2009, em que houve aumento de 372 para 1.964 municípios, já que 2009 foi o primeiro ano em que, ao invés de ser feita uma amostragem como era feito nos primeiros anos, todos os municípios foram convidados a participar. De 2014 a 2015 foi a única vez em que houve uma redução do número de municípios participantes, de 3.765 para 3.520.

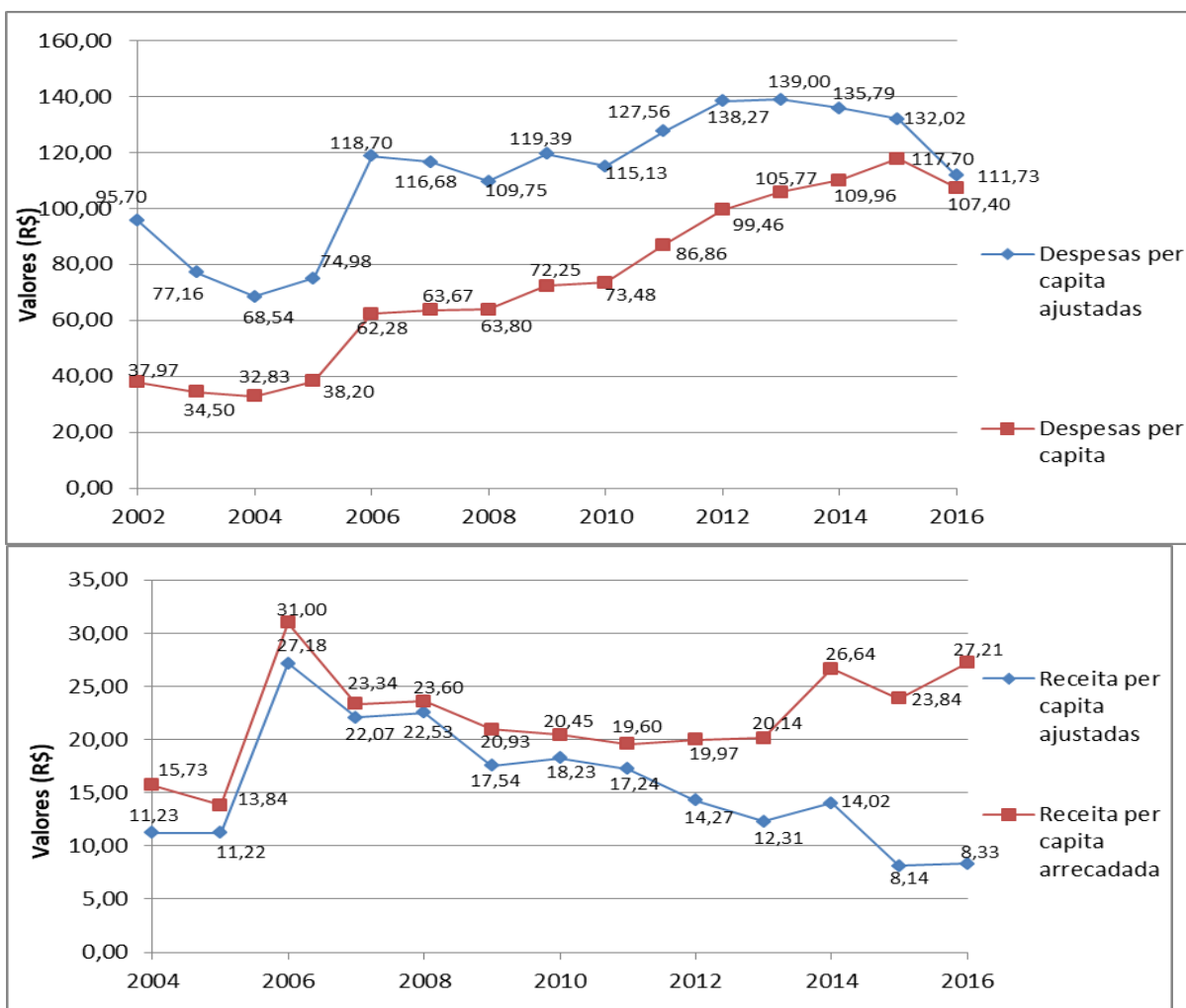
Quanto à existência ou não de cobrança, em 2016 1.580 municípios cobravam pelos serviços (de gerenciamento) de RSU, correspondentes a 43,05% dos municípios participantes da pesquisa e a 28,39% do total dos municípios brasileiros. A evolução temporal destes dados está mostrada na Figura 1.

Apesar do crescimento do número absoluto de municípios que fazem a cobrança, ao longo do tempo houve uma redução em relação ao número de municípios que participaram da pesquisa, já que houve maior crescimento do número de respondentes em relação ao crescimento do número de municípios que realizam a cobrança. Isto pode ser explicado pelo fato de que, em geral, os municípios que entraram mais recentemente na pesquisa são aqueles de menor porte, justamente os que contam com menor capacidade administrativa e mais provavelmente não fazem cobrança. Em relação à autossuficiência econômica - entenda-se como relação entre receitas e despesas, ou seja, quanto das despesas é coberto pelos valores arrecadados - tem havido uma ligeira tendência ao aumento. Um valor de 100%, por exemplo, significa que todas as despesas são cobertas com a receita arrecadada. O valor mais baixo registrado foi em 2007, de 33,6% (Figura 2), e 2016, esse valor é de 53,8%, ou seja, em média, os valores arrecadados são suficientes para cobrir apenas metade dos custos totais dos serviços de limpeza. A outra metade decerto provém dos impostos gerais arrecadados pelo município.

Outro dado interessante é o da incidência das despesas com RSU na prefeitura, entendido como sendo a divisão



do valor das despesas relativas ao manejo de RSU pelas prefeituras dividido pelo valor das despesas totais, incluindo saúde, educação, pagamento do pessoal, etc. Com a tendência de aumento com as despesas com manejo de RSU, era de se esperar que este índice apresentasse um aumento ao longo do tempo, o que não ocorreu: contrariando a expectativa, houve uma redução (Figura 3). Analisando as despesas, segundo os dados tem havido um aumento constante nas despesas *per capita* (Figura 4); porém, quando ajustadas segundo a inflação, observa-se uma queda dos valores nos últimos três anos (Figura 5). Apesar de uma leve tendência de aumento nas receitas *per capita*, quando ajustadas pela inflação pôde-se observar uma queda da arrecadação.



Com relação à interpretação dos resultados, vale chamar atenção para as limitações do estudo por uma questão de consistência dos dados. Apesar de haver critério para tratamento dos dados por parte do SNIS, conforme consta nos elementos metodológicos dos diagnósticos, pelo fato de serem auto-declaratórios os dados devem ser tomados com cautela. Também deve ser destacado o fato de que cerca de 34% dos municípios brasileiros ainda não participam da pesquisa, em geral aqueles de menor porte, podendo causar uma distorção em certos parâmetros. As despesas totais médias por município, por exemplo, apresentam uma queda ao longo do tempo, mas essa queda pode ser explicada não pela redução das despesas em si, mas como uma redução da média causada pelo maior número de municípios pequenos. Também pelo fato de não haver ainda a participação de todos os municípios, fica difícil concluir se o aumento do número de municípios que fazem cobrança é devido ao aumento de fato ou à contabilização de municípios que já cobravam anteriormente, embora suposições possam ser feitas neste caso. Como os municípios mais recentes na

pesquisa são os de menor porte, com menor capacidade administrativa, é de se esperar que a maioria deles não cobre, o que faz a porcentagem de municípios que cobra em relação aos participantes caia. Somente quando quase todos os municípios brasileiros participarem da pesquisa é que haverá dados realmente fidedignos nesse aspecto.

5. Conclusões

Ao fim deste rápido diagnóstico, pode-se concluir que o Brasil ainda precisa percorrer um longo caminho no tocante a um bom equacionamento financeiro do sistema de gerenciamento de RSU. As despesas aumentaram nos últimos 16 anos, e a tendência é que fique cada vez mais caro gerir os RSU; portanto, é essencial o poder público buscar formas de financiar o sistema, de modo a não onerar demasiadamente as contas públicas (os valores arrecadados cobrem apenas metade do que é gasto). Cobrar pelo gerenciamento, dessa forma, é uma forma tanto de arrecadar fundos como educar a população para a necessidade de melhores práticas da sua parte, como os três “R”s. Nesse cenário, os municípios que cobram dos seus

cidadãos pelo serviço ainda são minoria, apesar da tendência de que esse número continue a aumentar. Pouco se sabe sobre as formas de cálculo que cada município usa e, até onde vai o conhecimento dos autores, ainda inexistente no país alguma forma de cobrança em que se meça diretamente a geração de resíduos, seja por volume ou peso (mais justo). A maioria dos municípios que cobram o faz através de uma taxa no boleto de IPTU, o que é de se esperar, já que muitas vezes o cálculo é feito com base em atributos da propriedade (valor, uso, área construída). Embora o uso desses critérios facilite a cobrança, eles não representam bem a geração de RS, e devem ser revistos buscando uma cobrança mais justa.

6. Referências Bibliográficas

Banco Central do Brasil (2018). *Cotações e Boletins*. Disponível em http://www4.bcb.gov.br/pec/taxas/port/pt_axnpesq.asp?id=txcotacao (Acessado em 28/05/2018)

Brasil (2017). *Lei 11.445 de 05 de janeiro de 2007*. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília.

Brasil (2010). *Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília.

Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (2014). *Gestão econômico-financeira no setor de saneamento* - Funasa/Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 2.ed. – Brasília : Funasa, 2014. 200 p.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2018). *Evolução da Divisão Territorial do Brasil 1872-2010*. Disponível em https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencia/s/geografia/default_evolucao.shtm. (Acessado em 21/05/2018)

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA (2012). *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos – Relatório de Pesquisa*. Brasília: IPEA,

PWC (2016). *Índice de Sustentabilidade da Limpeza Urbana para os municípios brasileiros*. Disponível em <https://www.selur.com.br/publicacoes/islu/-indice-de-sustentabilidade-da-limpeza-urbana-para-os-municipios-brasileiros/> (Acessado em 28/05/2018)

Sistema Nacional De Informações Sobre Saneamento – SNIS(2018). *Diagnóstico RS 2016*. Disponível em <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2016>. (Acessado em 21/05/2018)

[00225] EVALUACIÓN DE SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL PARA RESIDUOS DE LA CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN EN LA CIUDAD DE MÉXICO

**CONSTANTINO GUTIÉRREZ PALACIOS¹; JUAN ANTONIO ARAIZA
AGUILAR²**

Facultad de Ingeniería- Universidad Nacional Autónoma de México^{1,2}

gupc@unam.mx¹; araiza0010@hotmail.com²

ABSTRACT

En este trabajo se aplica una metodología de evaluación multi-criterio, para evaluar la ubicación idónea de un sitio de disposición final de RCyD en la CDMX, que garantice a la sociedad que la infraestructura planteada procurará la preservación ambiental y eficiencia en su funcionamiento. Se evaluaron 12 sitios en dos zonas de la Ciudad de México (sur y oriente) bajo tres criterios generales fundamentales (ambiental, socioeconómico y técnico), con la finalidad de poder determinar el más viable. Considerando a su vez una serie de criterios específicos, más detallados, que calificarán a los sitios analizados para, de acuerdo con las notas

obtenidas, identificar el sitio de disposición final de residuos de la construcción y demolición más factible. Todos los sitios fueron objetos de vistas de campo para garantizar el conocimiento de éstos y todas las características que los rodean. Después del análisis, se obtuvieron los siguientes sitios como los más factibles, gracias a la suma de las calificaciones obtenidas en los criterios generales, que son Camino al Ajusco, Xico 3 y Xico 1. Destacando el sitio Camino al Ajusco por obtener la nota más alta, en contraste con el sitio Tlalpan 1, el cual es considerado el sitio menos viable de los estudiados.

Key Words: multi-criteria evaluation, solid waste, Mexico City, construction and demolition waste

INTRODUCCIÓN

La industria de la construcción es un sector relevante de la economía mundial, debido a que las obras que se construyen a lo largo de un determinado país, son motor de la producción y empleo. En México, se estima que este sector genera 5.6 millones de puestos de trabajo e impacta en 63 de las 73 ramas productivas del país; además, en 2011 aportó el 6.7% al Producto Interno Bruto (CMIC, 2013). Desafortunadamente, al igual que sucede con cualquier otra actividad económica que emplea insumos o materias primas, genera residuos sólidos, específicamente los llamados Residuos de la Construcción y Demolición (RCyD), conformados por escombros de demolición, materiales térreos producto de excavación, concretos, entre otros.

En febrero del 2013, entró en vigor en México la NOM-161-SEMARNAT-2011 (SEMARNAT 2013), que establece como una obligación para los constructores que generen más de 80 m³ de RCyD en sus obras, la formulación y desarrollo de un plan de manejo para estos residuos, sin embargo, hoy en día son pocas las entidades del país que han cumplido esta obligación, ya que tampoco existe la infraestructura para realizar una disposición final adecuada de ellos.

La Ciudad de México (CDMX) destaca de manera importante cuando se aborda la temática de los RCyD. A principios del año 2000, comenzaron a surgir sitios de vertido clandestinos dentro de la ciudad; esto motivó a que la Secretaría de Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, estableciera la NADF-007-RNAT-2004 (GODF 2015), la cual reglamenta muchos aspectos de los RCyD, entre ellos su reciclaje. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos realizados con las normas creadas, se tienen todavía muchos vacíos a nivel técnico y operativo; por ejemplo, hoy en día en la CDMX se están generando alrededor de 7,000 ton/día de RCyD, pero únicamente existen una estación de transferencia y una sola planta de tratamiento y reciclaje de estos residuos (GODF 2015).

Bajo el contexto anterior, en este trabajo se aplica una metodología para evaluar la ubicación idónea de un sitio de disposición final de RCyD en la CDMX, que garantice a la sociedad que la infraestructura planteada, procurará la preservación ambiental y alta eficiencia en su funcionamiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

La CDMX es uno de los 32 estados de la república mexicana, que se localiza en el Valle de México, a una altitud media de 2,240 msnm. Cuenta con una superficie de 1,495 km², y se divide administrativamente en 16 delegaciones (INAFED 2010).

Al interior de la CDMX, se pueden distinguir claramente dos zonas administrativas: Suelo Urbano (SU) y Suelo de Conservación (SC). El SU representa el 41% de la superficie territorial, y comprende áreas de viviendas, vialidades, industrias y comercios, etc.; el SC por otra parte, se refiere a áreas territoriales que, por sus características ecológicas, proveen de los servicios ambientales necesarios para el mantenimiento de la calidad de vida de los habitantes de la Ciudad.

En el presente trabajo, debido a la dificultad para emplazar sitios de disposición final para RCyD dentro del SC de la CDMX, se realizó inicialmente un análisis espacial, con la finalidad de delimitar las zonas aptas de emplazamiento para esta infraestructura, particularmente en el límite entre SC y SU.

Mediante este análisis, se identificaron 12 posibles sitios que cumplen con algunos criterios de ubicación (Ver **Figura 1**). Estos sitios fueron denominados como: “Camino al Ajusco, Cerro de la Estrella, Milpa Alta 2, Tláhuac 1, Tláhuac 2, Tlalpan 1, Tlalpan 2, Xico 0, Xico 1, Xico 2, Xico 2’, y Xico 3”.

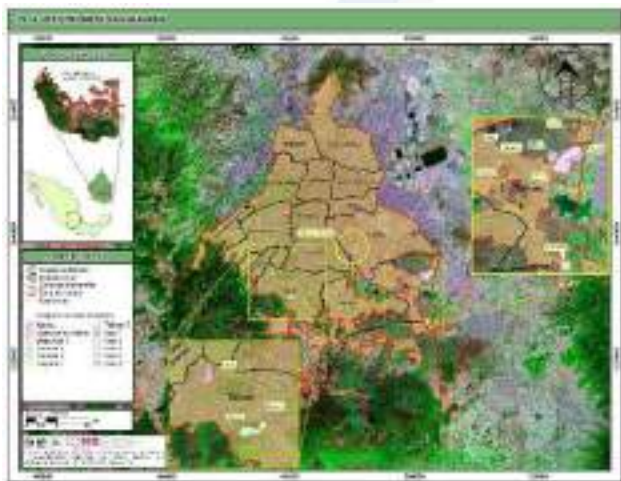


Figura 1. Delimitación preliminar de sitios de vertido

Visitas de campo

Se realizaron visitas de campo a los 12 sitios identificados preliminarmente, acudiendo con personal especializado en las áreas de geomática, mecánica de suelos, hidrología, geología y biología; se analizaron las características de estos posibles sitios de vertido de RCyD, delimitando de manera precisa su superficie territorial.

Evaluación de sitios

En este trabajo se emplearon técnicas de Evaluación Multi-Criterio (EMC) para evaluar la viabilidad de los potenciales sitios de vertido de RCyD. Estas técnicas de acuerdo con Gómez y Barredo (2005), son un conjunto de operaciones empleadas en los procesos de toma de decisiones, considerando varios criterios o condicionantes a la vez. En este trabajo particularmente se aplicó el “Proceso de Análisis Jerárquico”, mejor conocida como AHP por sus siglas inglés.

El AHP de acuerdo con Satty (1980), consiste en dividir un problema o situación compleja en sus partes o variables que la componen, realizando un arreglo en orden jerárquico, para después asignarles valores numéricos a juicios subjetivos sobre la importancia relativa de cada parte o variable, con el fin de sintetizarlos para determinar cuáles tienen la mayor prioridad. Cabe recalcar que, al dividir a la situación o problema en partes o variables, la persona que evalúa puede centrarse en conjuntos más pequeños de decisiones.

El esquema jerárquico de esta técnica consta usualmente de tres niveles básicos: meta final, criterios de decisión (acompañada de sub-criterios usualmente), y alternativas de solución (Malczewski y Rinner, 2015). La función general se representa en la **Ecuación 1**.

$$V(A_i) = \sum_{k=1}^n w_l w_{k(l)} v(a_{ik}) \quad (1)$$

Donde $v(a_{ik})$ es la función de valor, w_l es el peso asociado con el l -ésimo objetivo ($l = 1, 2, \dots, p$), y $w_{k(l)}$ es el peso asignado al k -ésimo atributo asociado con el l -ésimo objetivo.

Los pasos que involucra la evaluación mediante la técnica EMC-AHP, son los siguientes:

1. Identificación de criterios relevantes y/o sub-criterios.

2. Construcción de un modelo del proceso analítico jerárquico.
3. Realización de comparaciones por pares de los elementos en un mismo nivel con respecto a los elementos.
4. Cálculo los pesos derivados de las comparaciones pareadas, generando las matrices correspondientes.
5. Prueba de consistencia de las matrices generadas, mediante el cálculo de la razón de consistencia.
6. Repetir los pasos 3, 4 y 5 para todos los elementos en todos los niveles jerárquicos.
7. Síntesis de la totalidad de pesos para los elementos en cada nivel.
8. Evaluación de consistencia total.

Criterios empleados: factores y limitantes

Para llevar a cabo la aplicación de esta técnica EMC, se consideraron a todas aquellas variables y criterios que inciden de manera importante sobre la capacidad de acogida o recepción que tiene el territorio. Estas variables surgieron de la discusión con el personal especializado que colaboró durante las visitas, y fueron acomodadas de acuerdo a un esquema jerárquico.

El primer nivel en el esquema jerárquico, es la meta a la que se pretende llegar. El segundo nivel se denominó criterios generales (CG), y fue dividido en 3 vertientes: “ambiental, socioeconómico y técnico”. El tercer nivel corresponde a las variables empleadas; este nivel fue denominado criterios específicos (CE), y acomodados en dos vertientes: “factores y limitantes”; los “factores” son aquel tipo de variable que debe de tener más de dos categorías o niveles, mientras que los “limitantes” solo pueden tener como máximo dos. El esquema jerárquico puede verse en la **Figura 2**.

Ponderación de criterios generales y específicos

Para realizar la ponderación de los CG y CE, se utilizó la comparación por pares de Satty (1980), la cual se basa en un sistema de calificación por importancias. Las **Tablas 1 a la 4** presentan las matrices de ponderación, con su correspondiente valor o razón de consistencia (CR) para cada una de ellas.

Tabla 1. Comparación por pares para los criterios generales

CG	Cálculo de pesos			Su ma	Peso s
	Socio- económico	Técni co	Ambie ntal		
Socio-	1.00	4.00	6.00	11.0	0.69

Normalización de criterios

Para normalizar los niveles o categorías de cada variable o CE, se aplicó una tasación simple de valores que va de 1 a 3 para los factores, y 0 o 3 para los limitantes; en esta evaluación, los valores más pequeños equivalen a la condición más desfavorable o restrictiva, mientras que los valores más altos equivalen a la condición favorable.

La información a detalle de los valores adoptados en la normalización de niveles, se muestra en la **Tabla 5**.

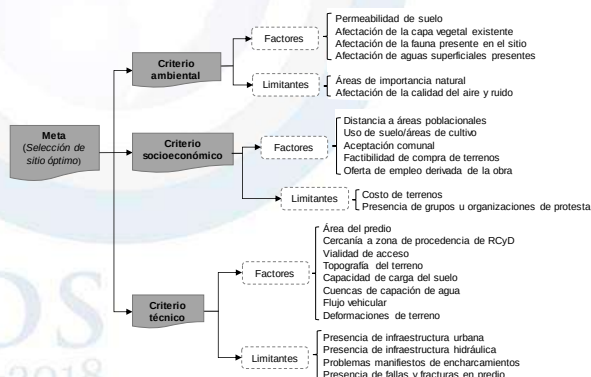


Figura 2. Esquema jerárquico empleado en la EMC

económico				0	11
Técnico	0.25	1.00	2.00	3.25	0.20 42
Ambiental	0.17	0.50	1.00	1.67	0.10 47

Total	1.42	5.50	9.00	15.9	1.00 00
$\lambda_{max} = 3.04$, $CI = 0.022$, $RI = 0.520$ and $CR = 0.043 < 0.1$					

Tabla 2. Comparación por pares para el criterio ambiental

Ambiental	CE		i.1	i.2	i.3	i.4	i.5	i.6	Suma	Peso
	i.1	Áreas de importancia natural	1.00	2.00	3.00	3.00	4.00	5.00	18.00	0.34
	i.2	Afectación de la capa vegetal existente	0.50	1.00	2.00	2.00	3.00	3.00	11.50	0.22
	i.3	Permeabilidad del suelo	0.33	0.50	1.00	2.00	2.00	3.00	8.83	0.17
	i.4	Afectación de aguas superficiales presentes	0.33	0.50	0.50	1.00	2.00	3.00	7.33	0.14
	i.5	Afectación a fauna presente en el sitio	0.25	0.33	0.50	0.50	1.00	2.00	4.58	0.09
	i.6	Afectación a la calidad de aire y ruido	0.20	0.33	0.33	0.33	0.50	1.00	2.70	0.05
	Total		2.62	4.67	7.33	8.83	12.50	17.00	52.95	1.00
$\lambda_{max} = 6.30$, CI = 0.060, RI = 1.250 and CR = 0.048<0.1										

Tabla 3. Comparación por pares para el criterio socioeconómico

Socio-económico	CE		j.1	j.2	j.3	j.4	j.5	j.6	j.7	Suma	Peso
	j.1	Factibilidad de compra	1.00	3.00	4.00	4.00	5.00	5.00	6.00	28.00	0.35
	j.2	Aceptación comunal	0.33	1.00	2.00	2.00	3.00	3.00	4.00	15.33	0.19
	j.3	Uso de suelo/áreas de cultivo	0.25	0.50	1.00	1.00	2.00	3.00	3.00	10.75	0.14
	j.4	Distancia a áreas poblacionales	0.25	0.50	1.00	1.00	2.00	2.00	3.00	9.75	0.12
	j.5	Costo del terreno	0.20	0.33	0.50	0.50	1.00	2.00	3.00	7.53	0.10
	j.6	Presencia de grupos de protesta	0.20	0.33	0.33	0.50	0.50	1.00	2.00	4.87	0.06
	j.7	Oferta de empleo	0.17	0.25	0.33	0.33	0.33	0.50	1.00	2.92	0.04
	Total		2.40	5.92	9.17	9.33	13.83	16.50	22.00	79.15	1.00
$\lambda\ max = 7.53$, CI = 0.089, RI = 1.350 and CR = 0.066<0.1											

Tabla 4. Comparación por pares para el criterio técnico

Técnico	CE		k.1	k.2	k.3	k.4	k.5	k.6	k.7	k.8	k.9	k.10	k.11	k.12	Suma	Peso
	k.1	Área del predio	1.00	2.00	2.00	3.00	3.00	4.00	4.00	5.00	5.00	6.00	6.00	7.00	48.00	0.19
	k.2	Cercanías a procedencia de RCyD	0.50	1.00	1.00	2.00	2.00	3.00	3.00	4.00	5.00	5.00	6.00	6.00	38.50	0.15

	k.3	Vialidad de acceso	0.50	1.00	1.00	2.00	2.00	3.00	3.00	4.00	4.00	5.00	5.00	6.00	36.50	0.14	
	k.4	Topografía del terreno	0.33	0.50	0.50	1.00	1.00	2.00	2.00	3.00	3.00	4.00	4.00	5.00	26.33	0.10	
	k.5	Presencia de infraestructura hidráulica	0.33	0.50	0.50	1.00	1.00	2.00	3.00	4.00	3.00	4.00	4.00	5.00	28.33	0.11	
	k.6	Capacidad de carga del terreno	0.25	0.33	0.33	0.50	0.50	1.00	1.00	2.00	2.00	3.00	4.00	5.00	19.92	0.08	
	k.7	Cuencas de captación de agua	0.25	0.33	0.33	0.50	0.33	1.00	1.00	2.00	2.00	3.00	3.00	4.00	17.75	0.07	
	k.8	Presencia de infraestructura urbana	0.20	0.25	0.25	0.33	0.25	0.50	0.50	1.00	1.00	2.00	2.00	4.00	12.28	0.05	
	k.9	Flujo vehicular	0.20	0.20	0.25	0.33	0.33	0.50	0.50	1.00	1.00	2.00	2.00	3.00	11.32	0.04	
	k.10	Problemas manifiestos de encharcamientos	0.17	0.20	0.20	0.25	0.25	0.33	0.33	0.50	0.50	1.00	1.00	2.00	6.73	0.03	
		k.11	Presencia de fallas y fracturas en predio	0.17	0.17	0.20	0.25	0.25	0.25	0.33	0.50	0.50	1.00	1.00	2.00	6.62	0.03
		k.12	Deformaciones del terreno	0.14	0.17	0.17	0.20	0.20	0.20	0.25	0.25	0.33	0.50	0.50	1.00	3.91	0.02
Total		4.0	6.7	6.7	11.4	11.1	17.8	18.9	27.3	27.3	36.5	38.5	50.0	256.2	1.0		

λ_{max} = 13.04, CI = 0.094, RI= 1.570 and CR = 0.060<0.1

Tabla 5. Descripción de criterios y normalización de niveles

CG		CE	Condición/situación	Nn
Ambiental	i.1	Áreas de importancia natural	El sitio se encuentra fuera de una zona de importancia natural	3
			El sitio se encuentra dentro de una zona de importancia natural	0
	i.2	Afectación de la capa vegetal existente	No existe capa vegetal; el sitio se encuentra en un terreno árido o la capa vegetal ha sido removido por uso anterior	3
			Existe una capa vegetal de menor importancia (pastizales), no hay especies endémicas en el sitio	2
			Existen plantas endémicas de la región en el sitio/presencia de cobertura vegetal densa	1
	i.3	Permeabilidad del suelo	Permeabilidad lenta /suelos totalmente arcillosos/capas freáticas muy profundas (>20m)	3
			Permeabilidad moderada/suelos con afloramientos rocosos/capas freáticas intermedias	2
			Permeabilidad rápida /suelos totalmente arenosos/ capas freáticas muy cercanas a la superficie (1-4m)	1

Criterio socioeconómico	i.4	Afectación de aguas superficiales	En las cercanías del predio no existen aguas superficiales que pudieran verse afectadas por la actividad	3
			El efecto adverso será medianamente significativo sobre el cuerpo receptor	2
			Puede haber una afectación severa en las aguas superficiales de las cercanías por escurrimiento o arrastre de materiales o desvío de cauce.	1
	i.5	Afectación de fauna presente en el sitio	No existe fauna presente en predio o la que se encuentra presente no es de importancia endémica/ambiental	3
			en el predio existe fauna de importancia media / no son endémicas/ de importancia comercial	2
			En el predio existe fauna de importancia ambiental o endémica	1
	i.6	Afectación a la calidad de aire y ruido	En las cercanías del predio se encuentran otras actividades que generan ruido constante, por lo que la generación de ruido por esta actividad no es relevante y/o no existe una localidad en las cercanías que pudiera verse afectada.	3
			En las cercanías del predio no existen otras actividades que generen ruido constante/hay la presencia de localidades en las cercanías que pueden verse afectadas	0
	j.1	Factibilidad de compra	El sitio pertenece al municipio o a otra institución estatal, por lo que es fácil la adquisición	3
			El sitio pertenece a un solo propietario privado o varios pero con actitud positiva	2
			Existe o puede existir hostilidad al proyecto de parte de los propietarios, no se pueden determinar o contactar todos los propietarios, hay licitaciones concerniente a los títulos de propiedad, se exigen precios exorbitantes o condiciones similarmente desfavorables	1
	j.2	Aceptación comunal	Aceptación alta. Se han construido en las cercanías otras obras de infraestructura que no han generado el descontento en la comunidad.	3
			Aceptación media. Población dividida entre aceptar o no el emplazamiento de la obra, debido a que en la zona de emplazamiento no se han presentado la edificación de otro tipo de infraestructura o similares.	2
			Aceptación baja. Se ha presentado el descontento de la población con la realización de obras en la zona de emplazamiento del proyecto	1
	j.3	Uso de suelo/áreas de cultivo	Tierras de uso común/sin uso actual/	3
			Tierras parceladas/cultivos	2
			Tierras para asentamientos humanos	1
	j.4	Distancia a áreas poblacionales	Poblaciones a más de 1000 m de distancia	3
			Poblaciones entre 500 - 1000 m de distancia	2
			Poblaciones a menos de 500 m de distancia	1
	j.5	Costo del terreno	El terreno es factible de adquirirse y tiene un costo de \$50,000 pesos mexicanos/Ha.(barato)	3
			No es factible de adquirirse el terreno o difícilmente adquirible. Su costo es de más \$500,000 pesos mexicanos/Ha. (caro y no factible)	0
	j.6	Presencia de	En las cercanías del emplazamiento del proyecto no se evidencia la presencia de grupos u organizaciones no gubernamentales que pudieran confrontar la ejecución de	3

		grupos de protesta	las obras.	
			En las cercanías del emplazamiento del proyecto se evidencia la presencia de grupos u organizaciones no gubernamentales que pudieran confrontar la ejecución de las obras.	0
j.7	Oferta de empleo		Más de 50% de los trabajadores de la infraestructura a emplazar pertenecen a la zona de influencia o comunidades cercanas.	3
			Entre el 20 y el 50% de los trabajadores de la infraestructura a emplazar pertenecen a la zona de influencia o comunidades cercanas.	2
			Menos del 20% de los trabajadores de la infraestructura a emplazar pertenecen a la zona de influencia o comunidades cercanas.	1
Criterio técnico	k.1	Área del predio	El predio tiene > de 50 Ha.	3
			El predio tiene un área de 25 a 50 Ha	2
			El predio tiene < 25 Ha	1
	k.2	Cercanías a procedencia de RCyD	El centro de gravedad de las zonas de producción de RCyD se encuentran a menos de 10 km respecto del área de emplazamiento de la obra	3
			El centro de gravedad de las zonas de producción de RCyD se encuentran entre 10 y 20 km respecto del área de emplazamiento de la obra	2
			El centro de gravedad de las zonas de producción de RCyD se encuentran a más de 20 km respecto del área de emplazamiento de la obra	1
	k.3	Vialidad de acceso	Vía de acceso pavimentada existente hasta el sitio propuesto. Tiene más de 8 m de ancho. No se necesita construcción adicional	3
			Vía de acceso pavimentada está a una distancia < 500 m del predio considerado. Se debe construir el tramo de acceso	2
			Vía de acceso pavimentada a más de 1 km de distancia.	1
	k.4	Topografía del terreno	Zonas planas a semi-planas o con pequeñas ondulaciones con pendientes menores al 10%	3
			Lomeríos suaves con pendientes máximas de 20%	2
			Terrenos muy abruptos con pendientes mayores de 20%	1
	k.5	Presencia de infraestructura hidráulica	No existe la presencia de infraestructura dentro del predio o en las cercanías que pudieran ser afectadas por la obra a emplazar	3
			Existe la presencia de infraestructura dentro del predio o en las cercanías que pudieran ser afectadas por la obra a emplazar	0
	k.6	Capacidad de carga del suelo	> 50 Ton/m2 con presencia de suelos duros y roca	3
			Terrenos con capacidades de entre 15 y 50 Ton/m2 en suelos intermedios	2
			< a 15 Ton/m2 en suelos blandos	1
	k.7	Cuencas de captación de agua	No hay una captación de aguas de lluvia dentro del predio o en las cercanías	3
			Hay una captación menor da aguas de lluvia	2
			Hay una captación importante de aguas de lluvia dentro del predio o en las cercanías	1

	k.8	Presencia de infraestructura urbana	No existe la presencia de infraestructura dentro del predio o en las cercanías que pudieran ser afectadas por la obra a emplazar	3
			Existe la presencia de infraestructura dentro del predio o en las cercanías que pudieran ser afectadas por la obra a emplazar	0
	k.9	Flujo vehicular	En horas pico los tiempo de llegada al predio son cortos	3
			únicamente en horas pico el acceso al predio tendría dificultades	2
			En toda hora hábil el flujo vehicular es pesado por lo cual se alargan los tiempos de llegada al predio	1
	k.10	Problemas manifiestos de encharcamientos	En el predio no existen problemas manifiestos de encharcamientos y/o inundaciones	3
			En el predio existen problemas manifiestos de encharcamientos y/o inundaciones	0
	k.11	Presencia de fallas y fracturas en predio	En la zona de ubicación de la infraestructura no se tectónicamente activa con presencia de fallas y fracturas/ no se han presentado fracturas por desecación de zona lacustre o por sobreexplotación del acuífero	3
			La zona de ubicación de la infraestructura es tectónicamente activa con presencia de fallas y fracturas/ se han presentado fracturas por desecación de zona lacustre o por sobreexplotación del acuífero	0
	k.12	Deformaciones del terreno	Suelos duros y roca con deformaciones menores a 5 cm (zona I)	3
			Suelos intermedios con deformaciones menores a 15 cm (zona II)	2
			Suelos blandos con deformaciones de más de 15 cm y presencia de estructuras colindantes y de 30 cm con colindancias (zona III)	1

Nn= normalización de niveles

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cuando se analizan las condiciones para emplazar infraestructura de cualquier índole, los criterios ambientales suelen ser la primera condición de restricción, debido principalmente a la existencia de normas y leyes en los distintos países, que exigen un cumplimiento ambiental, y que toman en cuenta las posibles consecuencias por los fallos en esas infraestructuras. Los criterios técnicos por otro parte, están directamente relacionados con el funcionamiento y operación de la instalación, y no con las posibles consecuencias ambientales que éstos pudieran generar. Finalmente, los criterios socioeconómicos tienen como principal objetivo disminuir las afectaciones de las personas, así como el costo por la edificación.

Respecto a los resultados obtenidos de la aplicación de la metodología EMC, la Figura 3 presenta la agrupación de los sitios evaluados. En esa gráfica se observa que los sitios denominados “Camino al ajusco, Xico 3 y Xico 1”, son los que obtuvieron las calificaciones más altas, ya que cumplen de manera notable con las variables de los criterios ambiental, técnico y especialmente el socio-económico; siendo este último el de mayor importancia o peso (Véase Tabla 1).

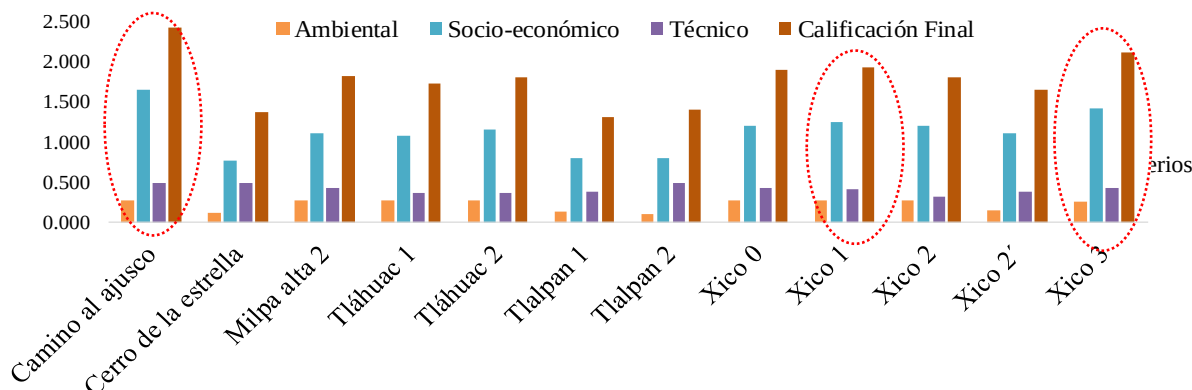
Analizando de manera puntual al sitio “Camino al Ajusco”, podemos ver que para todos los CG obtuvo calificaciones altas, en comparación con el resto de los sitios. En el criterio ambiental, fue donde consiguió la nota más baja, lo que significa que las consecuencias de esta índole que puede llegar a ocasionar no serían del todo positivas. Su nota en el criterio socioeconómico fue sobresaliente, por lo que, en seguida, su posición como un sitio viable aumenta considerablemente, pues toda obra debe resultar lo más económica posible. En cuanto al criterio técnico, obtuvo una calificación promedio, que, a su vez, fue la más alta en comparación con los demás sitios, lo que indica que el funcionamiento y operación la infraestructura construida en este sitio (Camino al ajusco), será el más eficiente.

El siguiente SDF, Xico 3, consiguió calificaciones muy similares a las de Camino al ajusco, aunque en todos los criterios se tuvieron notas más bajas que el sitio anterior, la suma de sus calificaciones lo colocó como el segundo sitio más viable, destacando también la calificación obtenida en el criterio socioeconómico, lo que nos indica la alta relevancia

que toma este criterio al realizar las evaluaciones correspondientes.

Por último, el sitio con la tercera calificación más alta fue Xico 1, lugar del cual cabe recalcar su excelente calificación en el criterio ambiental, la más alta junto con otros cinco sitios, lo que indica que las afectaciones ambientales en este SDF serán las mínimas de los doce sitios estudiados. En cuanto al criterio socioeconómico, la nota fue para nada buena, lo que hizo que su calificación final se viera afectada y no fuera considerados como

el mejor sitio de disposición, pues su puntuación en el criterio técnico también fue alta, lo que nos asegura que su funcionamiento será óptimo.



CONCLUSIONES

Este documento presentó una metodología para determinar el o los sitios más viables de acuerdo con variables de tipo ambientales, socio-económicas y técnicas. Curiosamente, en la zona del sur de la ciudad, donde se encuentran tres sitios, Camino al Ajusco, Tlalpan 1 y Tlalpan 2, encontramos al sitio más viable, por sus calificaciones obtenidas (Ajusco) y a dos con las calificaciones más bajas (Tlalpan 1 y Tlalpan 2). Esto nos demuestra que, a pesar de que se encuentran a poca distancia uno del otro, podría pensarse que por estar en la

misma zona tendrían calificaciones muy parecidas, sin embargo, no fue así.

Finalmente, es importante mencionar que, para estudios similares en diferentes regiones de la República Mexicana, los criterios establecidos tendrán que ser ajustados a esas regiones, ya que es lo mismo emplazar infraestructura en la Ciudad de México, a trata de hacerlo en lugares que tienen características distintas.

REFERENCIAS

CMIC (2013). *Plan de manejo de Residuos de la Construcción y la Demolición*. Disponible en: <http://www.fic.org.mx/OTTIC/CMIC/PMrcdCompleto.pdf>

GODF (2015). Gaceta Oficial del Distrito Federal, Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-007-RNAT-2013, que establece la clasificación y especificaciones de manejo para residuos de la construcción y demolición, en el distrito federal. Publicada el 26 de febrero de 2015

Gómez M. y Barredo J. (2005). *Sistemas de Información Geográfica y Evaluación Multicriterio en la Ordenación del Territorio*, 2a ed. actualizada, Editorial RA-MA, Madrid, 276 pp.

INAFED (2010). *Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México*, Distrito Federal. [en línea]. Disponible en: <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM09DF/>

Malczewski J. y Rinner C. (2015). *Multicriteria Decision Analysis in Geographic Information Science*, Springer Science+Business Media, New York, 535 pp.



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

Saaty T.L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process*, McGraw-Hill, New York.

SEMARNAT (2013). Norma Oficial Mexicana NOM-161 SEMARNAT-2011. Que establece los criterios para clasificar a los Residuos de Manejo Especial y determinar cuáles están sujetos a Plan de Manejo; el

listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho listado; así como los elementos y procedimientos para la formulación de los planes de manejo.



[00227] ANÁLISE DE ADEQUAÇÃO DOS PLANOS MUNICIPAIS DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA REGIÃO DO VALE DO PARAÍBA

RICARDO GABBAY DE SOUZA¹; FABIANA ALVES FIORE PINTO²; DENISE CRISTINA RODRIGUES VIEIRA³

Universidade Estadual Paulista (UNESP)^{1,2,3}

ricardo.souza@unesp.br¹; fabiana.fiore@ict.unesp.br²; denisecrv10@gmail.com³

ABSTRACT

The management of solid waste generated in the territories must be planned so that the management actions are adequate and safe. The Municipal Plans for Integrated Solid Waste Management are instruments established by the National Solid Waste Policy (PNRS) to ensure compliance with its objectives and guidelines. These plans consolidate the objectives, goals and procedures that guide management activities and are compulsory requirements for the release of public resources aimed at carrying out the activities in the sector and, therefore, are being elaborated by most Brazilian municipalities. The elaboration of the management plans, as well as their analysis is incipient and demands the establishment of reference of adequacy and quality. Therefore, the main objective of this research was to evaluate the adequacy of the Municipal Plans for Integrated Solid Waste Management of the municipalities of sub-regions 1 to 4 belonging to the metropolitan region of the Vale do Paraíba Paulista. This is an applied research whose evaluated indicators were subsidized by the PNRS and whose qualitative data generated in the case study show that, despite the validity of Brazilian legislation, less than 20% of the municipalities in the region elaborated their waste plans and among those that have been prepared, none can be considered adequate.

Palavras-Chave: Resíduos Sólidos, Planos de Gestão, Vale do Paraíba, Planos de Resíduos.

INTRODUÇÃO

No Brasil, as atividades de gerenciamento dos resíduos sólidos é competência do gerador, exceto para os resíduos gerados em residências urbanas e nas áreas de uso público, cuja atribuição é do Poder Público Municipal. (BRASIL, 2007; BRASIL, 2010). As ações de gerenciamento devem ser exercidas em conformidade com os Planos de Gestão de Resíduos Sólidos e, no mínimo, atender aos requisitos legais em vigor. No país, a gestão integrada dos resíduos sólidos é uma incumbência municipal e deve ser realizada a partir da visão sistêmica.

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a gestão integrada de resíduos sólidos deve incorporar o

princípio dos 3Rs, assim como da cooperação técnica e financeira entre diferentes esferas do poder público e com o setor empresarial, são condições para a implantação de sistemas de gestão de resíduos, previstos na PNRS. Dessa forma, a gestão integrada ocorre para garantir que as ações de gerenciamento sejam realizadas com respeito às diversidades territoriais, com preservação da saúde pública e da qualidade ambiental.

A PNRS também aborda a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos como um de seus princípios, com vistas à minimização dos impactos locais decorrentes da transnacionalidade da produção e consumo de bens. Incentiva ainda o compartilhamento de soluções entre responsáveis por manejo de resíduos e a inclusão de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis. Assim, demanda elevada qualidade no planejamento da gestão integrada e efetivo controle das atividades para que, neste modelo com múltiplas interfaces e sobreposições, haja efetividade de gestão (BRASIL, 2010; CROZATTI, 1998).

A visão sistêmica foi incorporada às ações previstas para o gestor e explicitadas na determinação do conteúdo mínimo dos planos municipais de gestão integrada presentes na PNRS. Os planos de gestão de resíduos sólidos são instrumentos da PNRS que devem ser elaborados pelas diferentes esferas de poder. No Brasil, o conteúdo mínimo de cada um desses planos foi estabelecido pela PNRS, assim como o condicionamento de elaboração dos mesmos, para que estados e municípios tenham acesso a recursos da União destinado à gestão de resíduos sólidos.

Em atendimento ao requisito legal, estados e municípios brasileiros estão elaborando seus Planos de Gestão de Resíduos. Apesar da inexistência de previsão legal da análise desses planos é fundamental que a qualidade dos mesmos seja avaliada, para que as ações e diretrizes por eles determinadas corroborem para o atendimento dos Princípios e Objetivos da PNRS. Segundo (FIORE, 2013) a Avaliação de Qualidade do Plano de Gestão Municipal de Resíduos Sólidos (AQPGM-RS) deve ser capaz de evidenciar diferentes estágios de sustentabilidade associados aos sistemas e gestão propostos pelos municípios.

Nessa avaliação, o atendimento aos requisitos legais deve ser considerado indicador de suficiência e, portanto, condição

mínima de qualidade. GALLOPIN (1996) ressalta que para que a avaliação seja capaz de influenciar os tomadores de decisões, deve ter seus indicadores politicamente aceitos no nível adequado.

No Brasil e no mundo diferentes indicadores de gestão de resíduos sólidos já estão sendo aplicados, dentre eles está o de existência dos PMGIRS. Para além da existência, o conteúdo dos PMGIRS precisa ser avaliado para que sua elaboração não seja infrutífera. Além disso, uma vez que a PNRS estabelece o conteúdo mínimo desses planos, o atendimento a esses requisitos pode ser considerado como análise de suficiência dos mesmos.

OBJETIVOS

Analisar a suficiência dos planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos dos municípios da região metropolitana do Vale do Paraíba (SP).

METODOLOGIA

Essa é uma pesquisa descritiva, pois trata de observar, registrar, analisar e correlacionar fatos ou fenômenos colhidos da própria realidade, sem manipulá-los (CERVO; BERVIAN, 2002). Os indicadores de suficiência utilizados para avaliação da suficiência dos PMGIRS foram elaborados a partir da especificação dos 19 requisitos estabelecidos pelo artigo 19 da lei federal brasileira 12.305/2010.

Para identificação dos PMGIRS publicados na região foram realizadas buscas nos sítios eletrônicos oficiais de cada um dos 35 municípios pertencentes às sub-regiões 1 a 4 da região metropolitana do Vale do Paraíba e Litoral Norte Paulista. Essa pesquisa se limitou aos planos publicados até o ano de 2017.

A avaliação dos indicadores foi realizada a partir de três níveis de desempenho e seus resultados foram apresentados numa matriz de interação cromática com os seguintes qualificadores:

não aborda	aborda parcialmente	aborda plenamente

- não aborda: o texto não faz referência ao indicador;
- aborda parcialmente: parte do indicador foi descrito;
- aborda plenamente: o texto indicador o critério plenamente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Até dezembro de 2017, foram identificados seis PMGIRS publicados pelos municípios dessa região. Ressalta-se que esse é um percentual inferior ao da média nacional, estimado em cerca de 30%. Os resultados da avaliação dos PMGIRS de São José dos Campos, Taubaté, Piquete, Lorena, Jacareí e

Igaratá, estão apresentados a seguir, para cada um dos requisitos da PNRS.

I - Diagnóstico da situação dos resíduos sólidos gerados no respectivo território, contendo a origem, o volume, a caracterização dos resíduos e as formas de destinação e disposição final adotadas.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
Resíduos Sólidos Urbanos						
Origem						
Volume						
Caracteriz.						
Destinação						
Disp. final						
Resíduos Comercio e Serviços						
Origem						
Volume						
Caracteriz.						
Destinação						
Disp. final						
Resíduos de Saneamento Básico						
Origem						
Volume						
Caracteriz.						
Destinação						
Disp. final						
Resíduos Industriais						
Origem						
Volume						
Caracteriz.						
Destinação						
Disp. final						
Resíduos de Serviços de Saúde						
Origem						
Volume						
Caracteriz.						
Destinação						
Disp. final						
Resíduos da Construção Civil						
Origem						
Volume						
Caracteriz.						
Destinação						
Disp. final						
Resíduos Agrossilvopastoris						
Origem						
Volume						
Caracteriz.						
Destinação						
Disp. final						
Resíduos de Serviços de Transportes						
Origem						
Volume						
Caracteriz.						
Destinação						
Disp. final						
Resíduos de Mineração						
Origem						
Volume						
Caracteriz.						
Destinação						
Disp. final						
Custo de Manejo						
Coleta						
Tratamento						
Destinação						
Equiparação com outros municípios do território (*) mais de um município com condições socioeconômicas semelhantes no estado de inserção municipal.						
Dados socioeconômicos						
economia						
demografia						
emprego						
renda						
educação						
saúde						
características do território						

II - identificação de áreas favoráveis para disposição final ambientalmente adequada de rejeitos, observado o plano diretor de que trata o § 1o do art. 182 da Constituição Federal e o zoneamento ambiental, se houver.

SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá

III - identificação das possibilidades de implantação de soluções consorciadas ou compartilhadas com outros Municípios, considerando, nos critérios de economia de escala, a proximidade dos locais estabelecidos e as formas de prevenção dos riscos ambientais

SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá

IV - identificação dos resíduos sólidos e dos geradores sujeitos a plano de gerenciamento específico nos termos do art. 20 ou a

sistema de logística reversa na forma do art. 33, observadas as disposições desta Lei e de seu regulamento, bem como as normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
a) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços (*) se perigosos ou não equiparados pelo município						
b) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico (*) ETA, ETE e drenagem						
c) resíduos industriais						
d) resíduos de serviços de saúde						
e) resíduos da construção civil (grandes geradores)						
f) resíduos agro-silvopastoris (*) se exigidos por órgão competente						
g) resíduos de serviços de transportes (*) conformidade com legislação específica						
h) resíduos de mineração						

V - procedimentos operacionais e especificações mínimas a serem adotados nos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, incluída a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos e observada a Lei nº 11.445, de 2007.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
Manejo RSU						
a) Acondicionamento						
b) Coleta						
c) Triagem						
d) Reutilização						
e) Reciclagem						
f) Tratamento						
g) Disposição final						
Limpeza Pública Urbana						
a) Varrição						
b) Capina						
c) Poda						

VI - indicadores de desempenho operacional e ambiental dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
Manejo RSU						
a) Acondicionamento						
b) Coleta						
c) Triagem						
d) Reutilização						
e) Reciclagem						
f) Tratamento						
g) Disposição final						
Limpeza Pública Urbana						
a) Varrição						
b) Capina						
c) Poda						

VII - regras para o transporte e outras etapas do gerenciamento de resíduos sólidos de que trata o art. 20, observadas as normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS e demais disposições pertinentes da legislação federal e estadual.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
Resíduos Comerciais e Serviços (*) se perigosos ou não equiparados pelo município						
Resíduos de Saneamento Básico (*) ETA, ETE e drenagem						
Resíduos Industriais						
Resíduos de Serviços de Saúde						
Resíduos da Construção Civil (grandes geradores)						
Resíduos Agro-silvopastoris (*) se exigidos por órgão competente						
Resíduos de Serviços de Transportes (*) conformidade com legislação específica						
Resíduos de Mineração						

VIII - definição das responsabilidades quanto à sua implementação e operacionalização, incluídas as etapas do plano de gerenciamento de resíduos sólidos a que se refere o art. 20 a cargo do poder público.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
a) Descrição de responsabilidade pelo manejo dos RSU e da limpeza urbana						
b) Descrição da responsabilidade pela gestão dos RCC (pequenos geradores)						
c) Responsabilidade pela gestão dos RS cujo manejo é de responsabilidade exclusiva do gerador						

IX - programas e ações de capacitação técnica voltados para sua implementação e operacionalização.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
Programas de capacitação técnica em RS						
Ações de capacitação técnica em RS						

X - programas e ações de educação ambiental que promovam a não geração, a redução, a reutilização e a reciclagem de resíduos sólidos.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
Programas de educação ambiental com foco nos 3Rs						
Ações de educação ambiental com foco nos 3Rs						

XI - programas e ações para a participação dos grupos interessados, em especial das cooperativas ou outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis formadas por pessoas físicas de baixa renda, se houver.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
Programas de inclusão de associações de catadores						
Programa de formalização do trabalho autônomo dos catadores						
Programas de participação para interessados e associações formais de catadores de baixa renda						
Ações de participação para interessados e associações formais de catadores de baixa renda						

XII - mecanismos para a criação de fontes de negócios, emprego e renda, mediante a valorização dos resíduos sólidos.

SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá

XIII - sistema de cálculo dos custos da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, bem como a forma de cobrança desses serviços, observada a Lei nº 11.445, de 2007.

REQUISITO	SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá
Manejo RSU						
Coleta						
Triagem						
Tratamento						
Disposição final						
Limpeza Pública Urbana						
Varrição						
Capina						
Poda						

XIV - metas de redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem, entre outras, com vistas a reduzir a quantidade de

rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada.

SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá

XV - descrição das formas e dos limites da participação do poder público local na coleta seletiva e na logística reversa, respeitado o disposto no art. 33, e de outras ações relativas à responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos.

SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá

XVI - meios a serem utilizados para o controle e a fiscalização, no âmbito local, da implementação e operacionalização dos planos de gerenciamento de resíduos sólidos de que trata o art. 20 e dos sistemas de logística reversa previstos no art. 33.

SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá

XVII - ações preventivas e corretivas a serem praticadas, incluindo programa de monitoramento.

SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá

XVIII - identificação dos passivos ambientais relacionados aos resíduos sólidos, incluindo áreas contaminadas, e respectivas medidas saneadoras.

SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá

XIX - periodicidade de sua revisão, observado prioritariamente o período de vigência do plano plurianual municipal.

SJC	Taubaté	Piquete	Lorena	Jacareí	Igaratá

CONCLUSÕES

A partir da análise realizada é possível verificar que apenas 20% dos municípios da região estudada publicaram documentos intitulados como Planos Municipais de Gestão integrada de Resíduos Sólidos, até o ano de 2017.

Dentre os planos avaliados nenhum abordou plenamente aos 150 requisitos estabelecidos. Se considerados os maiores percentuais de pleno atendimento desses itens, os planos poderiam ser ranqueados do seguinte modo: São José dos Campos, Piquete, Taubaté. Se considerados os atendimentos parciais, a ordem se altera para: Lorena, São José dos Campos e Jacareí.

Assim como em todo país, em nenhum dos casos a caracterização dos resíduos foi feita integralmente. Essa caracterização é o processo que identifica a quantidade, os componentes e demais parâmetros físico-químicos e biológicos dos resíduos. Uma vez que não há uma metodologia de caracterização de RSU padronizada em nível federal, os PMGIRS elaborados para os municípios pertencentes ao Vale do Paraíba também não fizeram esta caracterização.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRASIL. Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 ago. 2010.
- _____. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Institui a Política Nacional de Saneamento Básico. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 08 e 11 jan. 2007.
- CERVO, A. L.; BERVIAN, P. A. **Metodologia científica**. 5. ed. São Paulo: Prentice Hall, 2002.
- CROZATTI, J. Modelo de gestão e cultura organizacional: conceitos e interações. **Caderno de Estudos**, São Paulo, n. 18, p. 01-20, Ago. 1998.
- FIORE, F. A. A Gestão municipal de resíduos sólidos por meio de redes técnicas. 198p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, SP, 2013.
- GALLOPIN, G. C. Environmental and Sustainability Indicators and the Concept of Situational Indicators: A System Approach. **Environmental Modelling & Assessment**, n. 1, p. 101-117, 1996.

[00228] ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS PRINCIPALES PROPIEDADES DE MATRICES POLIMÉRICAS MEZCLADAS CON CASCARILLA DE ARROZ

**DAVID ANDRÉS MUNAR SEGURA¹; JOHANNA KARINA SOLANO MEZA²;
ANA PAOLA BECERRA QUIROZ³; DAVID ORJUELA YEPES⁴**

Universidad Santo Tomás-Bogotá^{1,2,3,4}

davidmunar@usantotomas.edu.co¹; davidmunar03@gmail.com¹;
johannasolano@usantotomas.edu.co²; anabecerra@usantotomas.edu.co³;
davidorjuelay@usantotomas.edu.co⁴

Palabras clave

Aprovechamiento, cascarilla de arroz, matrices poliméricas y propiedades.

Abstract

In the recent years, research focused on the analysis of properties of compounds formed with matrices or polymers recycled and reinforced with rice husk has been, achieving important advances in mechanical, thermal, physical, morphological and chemical characterization, that is why this article seeks determine which are the matrices or polymers that best enhance the properties of these compounds.

Introducción

La cascarilla de arroz (CA) es un residuo generado dentro de la producción industrial del arroz; y por las grandes cantidades en que se genera, se ha venido usando como abono, cama para aves, generación de gas o en su mayoría es incinerada (Baller y Castiblanco, 2016), lo que ocasiona graves afectaciones a la salud a causa de la contaminación del aire.

Al mismo tiempo materiales como el polietileno de alta densidad (PAD), el polietileno de teraftalato (PET) y polipropileno (PP) han sido usados en el desarrollo de nuevos productos que son desechados rápidamente por las personas, ocasionando un aumento de estos en rellenos sanitarios; dentro de la cadena de reciclaje estos tres polímeros son poco atractivos debido a que al ser reciclados pierden propiedades que no les permite volver a ser usados como materiales originales, por lo que su uso es restringido.

Para dar solución a las problemáticas asociadas con los residuos sólidos, se han desarrollado trabajos e investigaciones en donde se estudia la posibilidad de usar dichos polímeros en la formación de matrices que a su vez pueden ser reforzadas con residuos

agroindustriales siendo la cascarilla de arroz uno de los más usados en este tipo de síntesis. Es por eso que en este artículo se busca comparar los resultados obtenidos por dichas investigaciones en cuanto a las diferentes propiedades de estos compuestos y determinar que matriz o polímero son las más óptimas para ser usadas en la formación de estos.

Objetivos:

- Identificar las matrices poliméricas o polímeros provenientes de residuos sólidos que más se han usado en estudios realizados sobre la caracterización de este tipo de compuestos.
- Establecer las propiedades mecánicas, térmicas, físicas, morfológicas y químicas de los compuestos que han sido estudiados por otras investigaciones
- Comparar los resultados obtenidos en diferentes estudios para aportar a la caracterización mecánica, térmica, física, morfológica y química de estos compuestos.

Metodología

Se realizó una revisión bibliográfica que tiene como objetivo principal identificar todo lo que se ha estudiado en relación a compuestos formados por matrices poliméricas reforzados con CA. Posterior a esto se realizó la clasificación de la información en una tabla resumen en donde se crearon categorías como: matriz polimérica, pruebas, resultados y carga óptima. Finalmente se llevó a cabo el análisis y discusión de la información obtenida.

Resultados y discusión:

Dado que el objetivo principal de esta investigación es analizar la influencia de la cascarilla de arroz al ser adicionada en diferentes cantidades como refuerzo de matrices poliméricas para la formación de compuestos;

en la Tabla 1 se muestran las matrices o polímeros que

más se han estudiado para formar dichos compuestos:

Tabla 1: Matrices o polímeros estudiados

Matriz o polímero	Proporción	Referencias
PAD/PET	75/25	(Chen <i>et al.</i> 2016), (Chen <i>et al.</i> 2014) y (Chen <i>et al.</i> 2015).
		(Jearanaisilawong <i>et al.</i> 2015) y (Prachayawarakorn <i>et al.</i> 2005).
PP	100%	
Polietileno lineal de densidad media	100%	(Bilal <i>et al.</i> 2014)
Polipropileno/Fibra de vidrio	No se establece	(Huner, 2017)
Policloruro de vinilo	100%	(Xu <i>et al.</i> 2008)

En la Tabla 2 se muestra la caracterización que se ha realizado a los compuestos formados con las diferentes matrices y polímeros.

Tabla 2. Caracterización de compuestos

Matriz o polímero	Pruebas realizadas	Cantidad de CA (%)	Efecto de CA sobre propiedades	Referencia
PAD/PET	PRUEBAS MECÁNICAS	40 a 80	Descenso	(Chen <i>et al.</i> 2016), (Chen <i>et al.</i> 2014) y (Chen <i>et al.</i> 2015). (Baller y Castiblanco, 2016)
	Resistencia a la Flexión, Resistencia a la Tracción, Resistencia al Impacto y Compresión.			
	PRUEBAS TÉRMICAS		Incremento	
	Análisis Termogravimétrico (TGA), Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC), Inflamabilidad y Cristalización.			
	PRUEBAS FÍSICAS		Incremento	
	Absorción de agua, Hinchazón, Densidad y Peso.			
PP	PRUEBAS MORFOLÓGICAS	5 a 40	Promueve la rotura	(Jearanaisilawong <i>et al.</i> 2015), (Prachayawarakorn <i>et al.</i> 2005)
	Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)			
	PRUEBAS QUÍMICAS		Descenso	
	Resistencia agentes químicos.			
PP	PRUEBAS MECÁNICAS	5 a 40	Descenso	(Jearanaisilawong <i>et al.</i> 2015), (Prachayawarakorn <i>et al.</i> 2005)
	Resistencia a la Flexión, Resistencia a la Tracción, Resistencia al Impacto, Alargamiento, Dureza y Compresión.			
	PRUEBAS TÉRMICAS		Incremento	
	Análisis Termogravimétrico (TGA), Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC), Inflamabilidad, Reblandecimiento			

	y Degradación, Índice de Flujo de Fusión (MFI) y Cristalización.			al. 2005) y (Jakanta y Kael, 2008)
	PRUEBAS FÍSICAS			
	Absorción de agua, Hinchazón, Densidad y Peso.		Incremento	
	PRUEBAS MORFOLÓGICAS		Promueve la rotura	
	Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) y Espectroscopía Infrarroja Transformada de Fourier (FTIR).			
	PRUEBAS QUÍMICAS		Descenso	
	Degradación.			
PLDM	PRUEBAS MECÁNICAS	15 a 50	Descenso	(Bilal <i>et al.</i> 2014)
	Resistencia a la Flexión, Resistencia a la Tracción y Resistencia al Impacto.			
	PRUEBAS FÍSICAS		Incremento	
	Absorción de agua e Hinchazón.			
	PRUEBAS MORFOLÓGICAS		Promueve la rotura	
	Microscopía Electrónica de Barrido (SEM).			
PP/FV	PRUEBAS MECÁNICAS	10 a 30	Descenso	(Huner, 2017)
	Resistencia a la Flexión y Resistencia a la Tracción.			
PP/FV	PRUEBAS FÍSICAS		Incremento	(Huner, 2017)
	Absorción de agua.			
	PRUEBAS MORFOLÓGICAS		Promueve la rotura	
	Microscopía Electrónica de Barrido (SEM).			
PVC	PRUEBAS MECÁNICAS	No se establece.	Incremento	(Xu <i>et al.</i> 2008)
	Resistencia a la Flexión, Resistencia a la Tracción, Resistencia al Impacto y Dureza.			
	PRUEBAS TÉRMICAS		Incremento	
	Análisis Termogravimétrico (TGA).			
	PRUEBAS MORFOLÓGICAS		Promueve la rotura	
	Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)			

En la formación de los compuestos en su mayoría las investigaciones han usado CA en forma de harina para optimizar las propiedades de estos. De acuerdo a la tabla anterior las propiedades mecánicas son las más estudiadas dentro de este tipo de compuestos. En la

caracterización mecánica el polímero más estudiado es PP, seguido por la matriz PAD/PET, mientras que los menos estudiados son PP/FV y PLDM. En los resultados de las pruebas obtenidas por las investigaciones citadas se evidenció que con el aumento

del contenido de cascarilla decrecían las propiedades mecánicas de los compuestos, independientemente del tipo de polímeros que se usaron. Los mejores resultados obtenidos en estas pruebas fueron presentados por los compuestos formados con PAD/PET y PP, mientras que los bajos resultados fueron de la matriz de PP/FV.

Dentro del análisis de las propiedades térmicas, el polímero más estudiado es el PP, mientras que los menos estudiados son PP/FV y PLDM. En los resultados obtenidos por los estudios citados, se dio un aumento de las propiedades térmicas de los compuestos con el aumento de la cantidad de cascarilla de arroz, esto se debe a que esta juega un papel protector sobre los polímeros evitando que se degraden a bajas temperaturas; al mismo tiempo la adición de cascarilla causó un aumento en la cantidad de residuos resultantes de la combustión de los compuestos; dichos residuos en su mayoría están conformado por silica, un componente de CA. Los compuestos formados con PAD/PET y PP presentaron las mejores propiedades térmicas.

En el análisis de las propiedades físicas, se observó que los polímeros más estudiados son PP y PAD/PET. En las pruebas realizadas por las investigaciones citadas se estudió la absorción de ciertas sustancias y la ganancia o pérdida de peso por parte de los compuestos. En los resultados obtenidos por dichos estudios, se presentó un incremento de absorción y de peso a medida que se producía un aumento en el contenido de cascarilla, independientemente del tipo de polímero que usaron, esto se debe a que la cascarilla es de naturaleza hidrofílica. Las mejores propiedades físicas se dieron en compuestos formados con PP.

En el estudio de la morfología de los compuestos se han aplicado las pruebas SEM y FTIR debido a que son pruebas similares y se completan la una a la otra, permitiendo identificar que tan buena o mala es la adhesión y compatibilización de los materiales usados en la formación de los compuestos. Al analizar las propiedades morfológicas de estos se puede determinar la causa de fallo de los compuestos en las pruebas mecánicas. Una de las principales causas es que a medida que se da un aumento de contenido de cascarilla, se produce aglomeración de esta ocasionando dificultad en la transferencia de esfuerzo entre el relleno y la matriz; al mismo tiempo se producen espacios sin cascarilla, lo que ocasiona que las grietas se propaguen fácilmente generando la rotura con poca aplicación de fuerza; estos comportamientos se presentaron en los compuestos formados con los diferentes polímeros o matrices.

Se han estudiado muy poco las propiedades químicas de este tipo de compuestos, sin embargo se cuenta con una detallada caracterización química para la cascarilla de arroz y los diferentes polímeros. A pesar de esto, se han

tenido importantes resultados en los estudios citados debido a que se determinó que estos compuestos son altamente susceptibles a ciertas sustancias químicas, descartando de esta manera el uso de estos con dichas sustancias.

Conclusiones:

De acuerdo al anterior análisis comparativo se puede concluir que la alternativa de aprovechamiento de residuos plásticos con mezclas de residuos sólidos agroindustriales, en este caso cascarilla de arroz como alternativa para la formulación de nuevos materiales es viable, debido a que el material resultante puede tener una amplia utilización en diversos sectores, ya que tiene más y mejores propiedades que otros tipos de materiales disponibles en el mercado. Al mismo tiempo es posible potenciar dichas propiedades por medio del uso de componentes o agentes que mejoren la compatibilización y acoplamiento de los materiales en la formación de los compuestos.

Las mejores propiedades se obtuvieron en compuestos formados a partir de PP y PAD/PET, por lo que sería adecuado estudiar las propiedades de compuestos formados con las matrices PAD/PP y PP/PET.

Es necesario aumentar el estudio de la matriz PP/FV y de los polímeros PLDM y PVC con el fin de mejorar su caracterización y determinar la viabilidad de emplearlos en desarrollo de este tipo de compuestos.

Referencias

- Baller G. J. M. y Castiblanco R. A. (2016). *Evaluación del uso de cascarilla de arroz, polietileno y polipropileno en la producción de postes para uso agropecuario*. Tesis de pregrado, Universidad de Sucre, Sincelejo, Colombia.
- Bilal A., Lin R. J. T., Jayaraman K. y Zhang C. Evaluation of mechanical properties on rice husk and expanded rice husk filled polyethylene composites (2014). *International Journal of the Institute of Material Malaysia*, 1(2), 1-6.
- Chen R. S., Ab Ghani M. H., Ahmad S., Salleh M. N. y Tarawneh M. A. (2014). Rice husk fluor biocomposites based on recycled high density polyethylene/ polyethylene terephthalate blend: effect of high filler loading on physical, mechanical and thermal properties. *Journal of Composite Materials*, 49 (10), 1241-1253.

Chen R. S., Ahmad S., Gan S., Salleh M. N., Ab Ghani M. H. Y Tarawneh M. A. (2016). Effect of polymer blend matrix compatibility and fibre reinforcement content on thermal stability and flammability of ecomposites made from waste materials. *Thermochimica Acta*, 1-10.

Chen R. S., Salleh M. N., Ab Ghani M. H., Ahmad S. y Gan S. Biocomposites based on rice husk flour and recycled polymer blend: effect of interfacial modification and high fibre loading (2015). *BioResources* 10(40), 6872-6885.

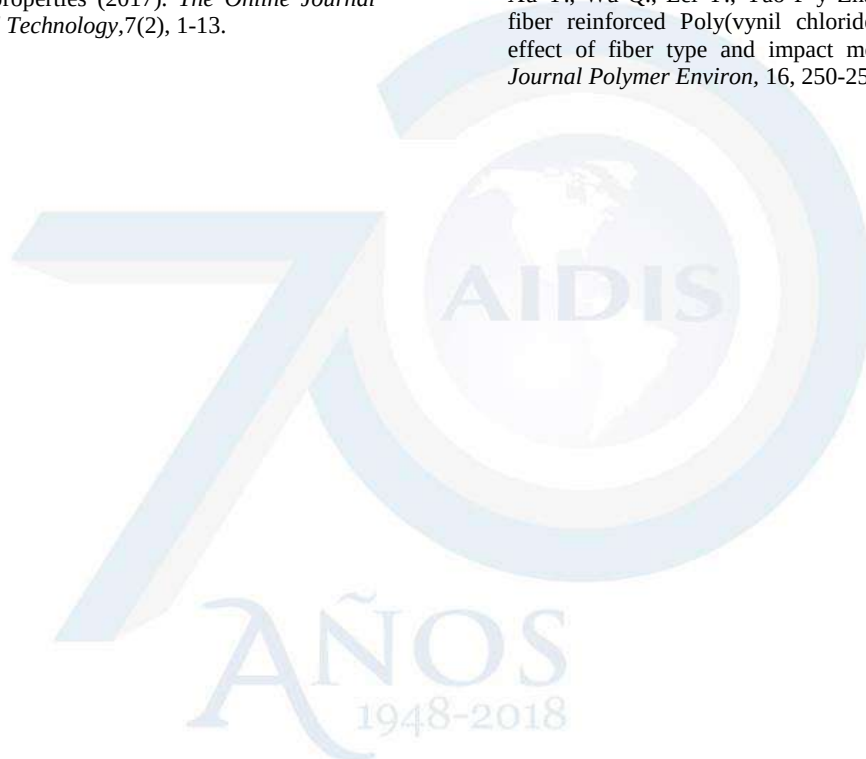
Huner U. Comparisionsof polypropylene composites: the effect of coupling agent on mechanical properties (2017). *The Online Journal of Scince and Technology*, 7(2), 1-13.

Jakanta B. y Kale D. D. Properties of polypropylene filled with chemically treated rice husk (2008). *Journal Applied Polymer Science*, 110, 1272-1279.

Jearanaisilawong P., Eahkanong S., Phunnngsara B. and Manonukul A. Determination of in-plane elastic properties of rice husk composite (2015). *Materials and Desing*, 76, 55-63.

Prachayawarakorn J. y Yaembungying N. Effect of recycling on properties of rice husk filled polypropylene (2005). *Songklanakarin J. Sci. Technol*, 27 (2), 343-352.

Xu Y., Wu Q., Lei Y., Yao F y Zhang Q. Natural fiber reinforced Poly(vinyl chloride) composites: effect of fiber type and impact modifier (2008). *Journal Polymer Environ*, 16, 250-257.



[00270] ANÁLISIS COMPARATIVO DE LA APLICACIÓN DE BIOSECADO EN RESIDUOS AGROINDUSTRIALES

ANA BELEM PIÑA GUZMÁN¹; FABIAN ROBLES MARTÍNEZ²; LUIS CARLOS BALLESTEROS VÁSQUEZ³; MARINA OLIVIA FRANCO HERNÁNDEZ⁴; ANSELMO OSORIO MIRÓN⁵

Instituto Politécnico Nacional^{1,2,3,4,5}

apinag@ipn.mx¹; anabelem2002@yahoo.com.mx¹; roblesfm@hotmail.com²; froblesm@ipn.mx²; luiskarl0001@hotmail.com³; mofrancoh@hotmail.com⁴; aom_posgrado@hotmail.com

ABSTRACT

Biodrying is the microorganisms generate an aerobic process whose purpose is the water elimination by taking advantage of the metabolic heat generated by microorganisms, when organic matter is degraded; this process has been used as an alternative to the final disposal of municipal solid waste, in order to reduce its volume and mass. In this work, two semi-static biodrying piles were monitored. First, biopile (PNB) was formed with 79.77% of orange peel, 16.65% of sugarcane waste (bagasse) and 3.57% of mulch; and the second pile (PB), whose composition was 100% sugarcane bagasse.

During the bioprocess the substrate moisture, temperature and percentage of gases (O₂ and CO₂) was measured in the geometric center of the piles. At the end of the process it was possible to obtain a biodried material with a final moisture of 12.49% and 7.1% for PNB and PB respectively. By monitoring CO₂, it was possible to demonstrate that there are two stages in the biodrying process, the biological drying phase (days 0-32) and the physical drying phase (days 33-45). By monitoring the O₂ generation, it could be affirmed that sugarcane waste (bagasse) works as a structuring material in biodrying process, enabling the transfer of gases.

Keywords: *Biodrying, Agroindustrial Waste, Alternative Fuels.*

fueron cultivadas, donde se desarrollan actividades no agrícolas y sólo crece vegetación natural (SAGARPA & SIAP, 2018)), correspondiente a 26.9 millones de hectáreas en el 2016, con una superficie sembrada de 21.9 millones de hectáreas y cosechada de 21.2 millones de hectáreas (SAGARPA & SIAP, 2017b); así entonces, México posee 748 productos agropecuarios haciéndolo el 12° productor mundial agrícola y pecuario y el 3° en américa latina (SAGARPA & SIAP, 2017a).

La producción agrícola y pecuaria a nivel nacional según SAGARPA y SIAP fue de 221.354.820 toneladas en el año 2016. Al sector agrícola corresponden 198.953.875 toneladas,

en donde se tiene en cuenta cultivos tales como caña de azúcar, naranja, maíz, trigo, frijol, entre otros (Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos, 2017a, 2017b; SAGARPA & SIAP, 2017b; SIAP, 2017). Las cantidades estimadas, en cuanto a la producción agroalimentaria, suponen una generación de residuos sólidos orgánicos, directamente proporcional a este factor, derivando con ello en una problemática no solo ambiental, sino también económica, política, social, entre otros. Por lo tanto, dichos aspectos tendrán una gran importancia en mitigar o reducir el impacto asociado a la generación de residuos, en especial, desde la agroindustria y, en consecuencia, se deben observar los diferentes impactos ambientales y los posibles efectos de los mismos bajo diferentes escenarios.

INTRODUCCIÓN.

México posee una frontera agrícola (conjunto de terrenos sembrados más los terrenos que en los últimos cinco años fueron sembrados y hoy se encuentran en descanso por causas de migración o de fertilidad, tierras ocupadas con cultivos y aquellas que nunca antes

Una propuesta viable es entonces el uso e implementación del biosecado en el tratamiento y valorización de los residuos agrícolas y agroindustriales. El biosecado es un proceso aerobio que consiste en la eliminación del agua libre en los residuos orgánicos aprovechando el calor metabólico

generado a partir de procesos microbiológicos (Robles Martínez et al., 2013), y al mismo tiempo permite estabilizar la materia biodegradable para obtener un combustible generado a partir de un bioresiduo. El objetivo principal del biosecado es entonces lograr una pérdida de agua satisfactoria para obtener un producto que sea homogéneo, estable y útil (Colomer Mendoza et al., 2012), y por lo tanto también será más eficiente al momento de utilizarlo como biocombustible, ya que el potencial calorífico del material es inversamente proporcional a su contenido de humedad.

Al eliminar, mediante el biosecado, parte de la humedad y estabilizar la materia orgánica biodegradable, también se obtiene la reducción de peso y volumen de los residuos (Colomer Mendoza et al., 2012; Tom et al., 2016), en donde la reducción de humedad representa la mayor parte de la pérdida de peso (Robles Martínez et al., 2013). Así mismo, al estabilizarse biológicamente, los residuos biosecados presentan ventajas adicionales, en cuanto a manejo y almacenamiento, con respecto a los biorresiduos frescos. Lo anterior representa, a futuro, una mayor ventaja competitiva del producto biosecado en el mercado de los combustibles sólidos, lo que resultaría en un impacto ambiental menor que el que ocasionaría el mismo residuo orgánico dispuesto sin tratamiento en sitios de disposición final.

OBJETIVOS

Analizar el proceso de biosecado en pilas semi-estáticas conformadas por a) bagazo de caña y b) cáscara de naranja más bagazo de caña.

METODOLOGÍA

Se elaboraron dos pilas semi-estáticas con residuos orgánicos industriales característicos del sector agrícola mexicano originados en la producción y procesamiento de caña de azúcar y naranja. La pila de cáscara de naranja y bagazo (PNB) tuvo una composición de cáscara de naranja (79,77%), madera triturada o mulch (3,57%) y bagazo de caña de azúcar (16,66%), la pila de bagazo de caña de azúcar (PB) estuvo compuesta de 100% bagazo de caña de azúcar. Las pilas experimentales se colocaron al interior de una estructura tipo invernadero en la Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología del Instituto Politécnico Nacional, para proteger las pilas de la lluvia y para favorecer el aprovechamiento de la energía solar.

El bagazo de caña de azúcar utilizado en los dos procesos provino de la zona de Huatusco (Veracruz, Mex.), la cáscara de naranja fue proporcionada por un productor industrial de jugos que se ubica al norte de la Ciudad de México, y el mulch se obtuvo de la planta de composta ubicada en Zacatenco (CDMX). Las pilas se iniciaron con una diferencia de 4 días, el proceso de biosecado en PNB inició el 19 de enero del 2018 y el de PB inició el 23 del mismo mes, el bioproceso tuvo una duración de 45 días en ambos casos.

Durante el proceso se llevó a cabo el monitoreo de los parámetros como se muestra en la Tabla 1. Las condiciones ambientales se tomaron dentro y fuera del invernadero para establecer las condiciones a las cuales se llevó a cabo el experimento.

Tabla 1. Monitoreo durante el proceso de biosecado.

z	Pila #1 (PNB)	Pila #2 (PB)	Referencia o Equipo
Humedad	Cada tercer día a las 08:00		NOM-021-SEMARNAT-2000
Temperatura	Diario a las 08:00, 12:30, 17:00		Termopares - conectado a un sistema de adquisición de datos Opto 22
O ₂	Diario, 12:30 p.m.		Analizador de gases TESTO. Ref. 350-S
CO ₂	Diario, 12:30 p.m.		
Condiciones ambientales	Se monitorea humedad relativa, radiación solar, temperatura ambiente. Diario a las 08:00, 12:30 y		Medidor de radiación solar SOLARC. – Ref. Mac solar. Termo higrómetro EXTECH – Ref. 445702

La humedad del material del proceso de biosecado se monitoreó por triplicado en dos puntos determinados de las pilas (superficie centro y centro geométrico), cada día de por medio (lunes, miércoles y viernes) con un monitoreo control adicional realizado el día de volteo (cada martes justo antes de realizar el volteo); los parámetros de Oxígeno (O₂), dióxido de carbono (CO₂) y temperatura interna se monitorearon a diario en el centro geométrico de cada una de las pilas. Lo anterior se realizó con los equipos mencionados en la Tabla 1, siguiendo los protocolos de uso recomendados por los fabricantes.

En la figura 1 se muestra el estado inicial de las pilas PB y PNB, así como el punto exacto de toma de temperatura interna, O₂ y CO₂.

Figura 4. Estado inicial de PB y PNB / punto de muestreo



(centro geométrico).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

1. Monitoreo de las condiciones ambientales.

Los valores registrados (dentro y fuera del invernadero) de radiación solar, temperatura ambiente y humedad relativa se midieron en el mismo horario. Para la radiación solar se obtuvieron valores que oscilaron entre 0 - 860 W/m² y 0 - 1265 W/m² dentro y fuera del invernadero, respectivamente (figura 2). El máximo valor registrado de radiación solar se presentó en el muestreo realizado a las 12:30 horas.

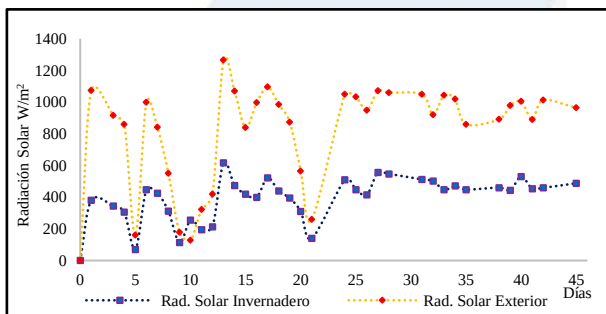


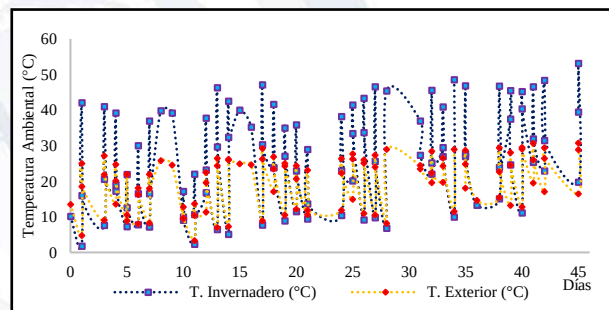
Figura 2. Comportamiento de la Radiación solar dentro y fuera del invernadero (W/m²). Lectura tomada a 12:30 h.

Durante el tiempo de experimentación se presentaron situaciones climatológicas atípicas a lo que se ha registrado en los últimos 10 años, esto se dio por la entrada de frentes fríos a la Ciudad de México, lo cual incrementó la nubosidad del área metropolitana, afectando así la incidencia solar. Se ve una tendencia hasta el 31 de enero (día 12 de proceso en PNB y día 08 en PB) de bajas lecturas de radiación solar. Hasta esa fecha, el parámetro de radiación solar osciló de 69 W/m² a 380 W/m² dentro del invernadero y de 160 W/m² a 1074 W/m² fuera del mismo, lo anterior evaluado en el horario de 12:30 h. Incluso se puede analizar que, después de esa fecha, se ve una tendencia hacia el aumento de radiación, lo cual está estrechamente relacionado con el aumento de la temperatura ambiente y la disminución de la humedad relativa tanto dentro como fuera del invernadero.

La temperatura ambiente registrada en el transcurso del bioproceso osciló de 1.76 °C a 53.11 °C al interior del invernadero y 3.30 °C a 30.77 °C en el exterior; dichas temperaturas corresponden a los muestreos realizados a las 08:00, 12:30 y 17:00 h (Figura 3).

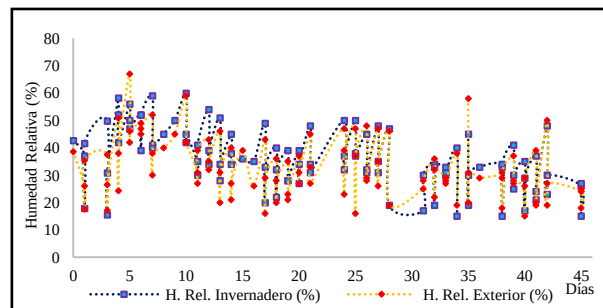
En el invernadero, en el horario de las 08:00 h, se registraron temperaturas de 1.76 °C y 7.60 °C durante los primeros tres días, por lo que la pila de PNB enfrentó madrugadas muy frías que pudieron hacer descender la temperatura interna en el material. El comportamiento de madrugadas frías se mantuvo hasta el día 02 de febrero de 2018 (día 14 de proceso en PNB y día 10 en PB), a partir de ahí la tendencia general de temperatura fue hacia el aumento, este comportamiento se puede ver de manera más clara en la figura 3

Figura 3. Comportamiento de la temperatura ambiental dentro y fuera del invernadero (°C) – 08:00 h, 12:30 h, 17:00 h.



La figura 4 muestra el comportamiento de la humedad relativa dentro y fuera del invernadero, la cual osciló de 15% - 67% y de 15% - 60% respectivamente. Hubo una tendencia claramente generalizada en donde los valores más altos de humedad se registraron en el primer horario de muestreo (08:00 h) y los más bajos se dieron en el segundo (12:30 h).

Figura 45. Comportamiento de la humedad relativa dentro y fuera del invernadero (%) – 08:00 h, 12:30 h, 17:00 h.



Lo anterior se relaciona de manera directa con la incidencia solar y la temperatura que alcanzó el lugar donde se realizó la fase experimental. Es importante mencionar que se presentaron varios frentes de frío durante el desarrollo del proyecto, así como días con precipitación, lo cual explica que se registraran algunos puntos atípicos en la tendencia, como lo es el caso de los días 35 y 42. Sin embargo, el comportamiento general es hacia la disminución de humedad relativa a través del tiempo mostrando así una relación inversamente proporcional con la temperatura ambiental registrada tanto dentro como fuera del invernadero.

2. Monitoreo de la temperatura al interior de las pilas.

En el proceso de biosecado, la temperatura es uno de los parámetros más importantes y comprende tanto la generada por la actividad metabólica de los microorganismos, como y la temperatura ambiente del lugar donde se realice el proceso. Autores como Colomer Mendoza et al. (2012), He et al. (2013), y Méndez Carreto et al. (2016), mencionan que parte del calor generado biológicamente sirve para llevar a cabo la evaporación del agua libre en la masa de residuos, favoreciendo al proceso de biosecado.

De acuerdo con los datos obtenidos en este trabajo, se evidenció que en el proceso de biosecado de PNB se logró la fase termofílica (temperatura interna superior a 40 °C) al quinto día y se mantuvo hasta el día 28. Para el caso de PB, debido al transporte del bagazo de caña de azúcar desde el estado de Veracruz a la Ciudad de México, se dieron condiciones que propiciaron que se recibiera este material con temperaturas iniciales altas; por lo tanto, cuando el material llegó al invernadero en UPIBI, este ya tenía una temperatura de 44.46 °C. Debido a lo anterior, esta pila inició desde el primer día en fase termofílica, situación que se muestra en la figura 5.

La temperatura en las dos pilas se registró en los rangos de 16.95 °C a 44.46 °C en PB (siendo el valor más alto el inicial al cual se recibió el bagazo), y de 17.08 °C a 61.72 °C en PNB (en donde el primer valor de PNB corresponde al valor inicial con que se arrancó el proceso

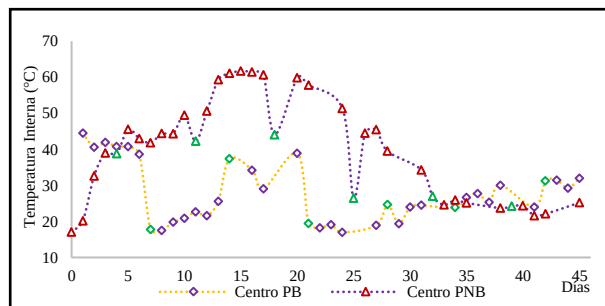


Figura 56. Comparativo de temperatura interna de PB y PNB. Los puntos verdes muestran los días del volteo.

Los volteos de las pilas se realizaron de manera semanal. Para PB se ejecutó esta acción los días 07, 14, 21, 28, 35 y 42 del proceso y para PNB fue en los días 04 (incorporación de bagazo), 11, 18, 25, 32 y 39, dando como resultado 6 volteos totales realizados para cada una de las pilas. Lo anterior es muy importante para el proceso de biosecado debido a que, como lo afirma Román et al. (2013), la falta de oxigenación puede originar un descenso de temperatura en la masa de residuos debido a que el proceso metabólico de los microorganismos se desarrolla por rutas aerobias.

Al inicio del proceso para la PNB, se observa un incremento de temperatura resultado de la actividad microbiana (Figura 5), observándose una temperatura máxima entre los días 13 y 17. Posterior al tercer volteo (día 18), se presentó una disminución de temperatura de las pilas, sin embargo, se presentan elevaciones de temperatura producto de la aireación en cada volteo. Por lo tanto, se presume que la comunidad microbiana tiene una fase de crecimiento exponencial por lo menos hasta el día 15 en la PNB.

A partir del día 20 y 32 para PB y para PNB respectivamente, se ve que las temperaturas al interior de las pilas ya no dependen del factor biológico, si no de factores físicos y más aun teniendo en cuenta que estos procesos de biosecado se están realizando dentro de un invernadero, donde la temperatura interior es más alta en comparación con la temperatura ambiental exterior, tal como se puede ver en la figura 3.

3. Monitoreo de la humedad al interior de las pilas.

Se realizó monitoreo de humedad del material en dos puntos (superficie centro y centro geométrico) de acuerdo a lo expresado en la Tabla 1. Debido a que las pilas de biosecado no se iniciaron en el mismo día, los días de volteo no coinciden en ambas pilas.

La humedad inicial del material en el centro geométrico fue de 88.07 % en PNB y de 63.56 % en PB, logrando una disminución promedio, entre el punto superficial centro y el central, de humedad del 87.99% y 89.29% con respecto a la humedad inicial en cada pila, es decir, al final del proceso (día 45) el promedio de humedad en PNB fue de 10.57% y en PB fue de 6.80%.

El comportamiento de la humedad tanto en PB como en PNB muestra fluctuaciones (Figura 6), que pueden explicarse porque el material que compone las pilas no es homogéneo en cuanto a tamaño de partícula, forma y composición, sobre todo cuando las pilas se formaron con diferentes residuos. Según Contreras Cisneros (2016), otra razón de estas fluctuaciones es la condensación de vapores de agua en las capas superiores de la pila, debido al gradiente interno de temperatura que ocurre durante el biosecado con pilas semi-estáticas; sin embargo, la tendencia general es hacia la disminución progresiva de humedad tanto en BP como en PNB.

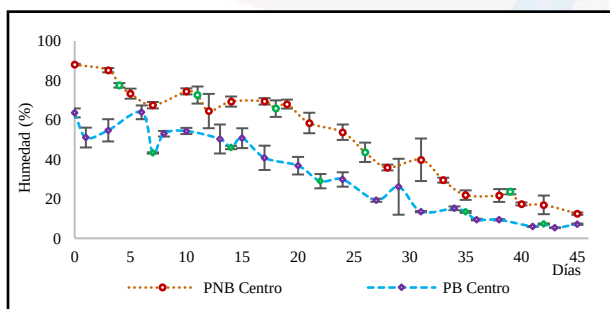


Figura 67. Humedad en PB y PNB. Los puntos verdes muestran los días del volteo de las pilas.

En el caso de la pila PB, al estar formada solamente de bagazo de caña de azúcar, se puede asumir que la densidad, forma y estructura de material permiten una circulación de la masa de aire de manera más efectiva desde el interior de la pila de biosecado hacia el exterior y viceversa, por lo que la transferencia de aire y vapor de agua es mucho más dinámica que en PNB. Por lo tanto, el proceso de secado del material (considerando los factores físicos y biológicos) puede considerarse finalizado el día 36, en donde la humedad promedio del material se encontró en 9.76%.

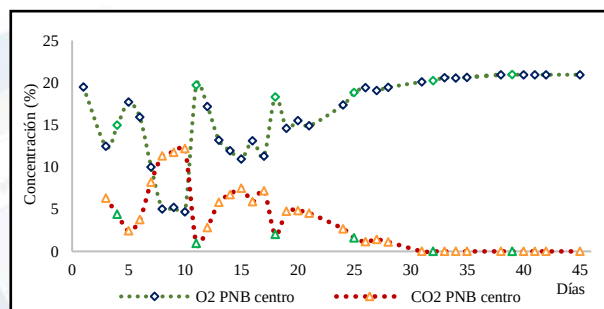
4. Monitoreo del O₂ y CO₂.

Se realizó monitoreo de oxígeno y dióxido de carbono en el centro geométrico de PNB y PB encontrando que se tiene una relación inversamente proporcional entre las concentraciones de estos gases, especialmente se ve

esta tendencia en PNB, tal como se muestra en la Figura 7.

Es necesario aclarar que la medición de estos parámetros se realizó diariamente a las 12:30 h y el volteo de ambas pilas fue llevado a cabo cada semana a las 08:00 h, por lo tanto, cuando se realiza el registro de estos parámetros, la concentración de O₂ y CO₂ en ambas pilas aumentan, como lo muestra las Figuras 7 y 8. Uno de los objetivos del volteo es favorecer el intercambio gaseoso entre el espacio poroso de la pila y el exterior, favoreciendo la entrada de O₂ a la pila y la dispersión al exterior del CO₂ y del vapor de agua.

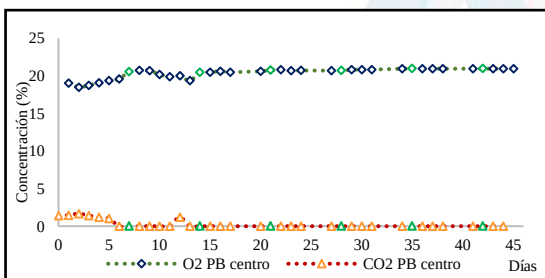
Figura 78. Comportamiento O₂ y CO₂ en PNB. Los puntos verdes muestran los días del volteo de las pilas.



Comparando los tres primeros volteos (figura 7) en la PNB se puede observar que en el primer volteo (día 4) hay un menor aumento en la concentración de O₂, en comparación con el segundo y tercer volteo, esto se puede atribuir a que la actividad microbiana es más intensa en los primeros 10 días del proceso. No obstante, en el segundo volteo se ve un incremento cercano al 15% en la concentración de O₂ y una concentración de casi 0% de CO₂, esto nos confirma que los volteos permiten llevar a cabo el bioproceso en condiciones aerobias, inclusive en el centro de las pilas. También se observó que las comunidades microbianas presentes utilizan el O₂ introducido durante el volteo, mientras la humedad sea la adecuada, ya que posterior a cada volteo se evidenció el consumo progresivo de O₂ y la generación de CO₂. Es hasta el día 31 donde ya no hay generación de CO₂, indicando con esto el fin del bioproceso, ya que, aunque el oxígeno se encuentre disponible en los poros de la pila, los microorganismos no son capaces de continuar con la degradación de la materia orgánica. Dicho comportamiento se explica por la baja humedad (39 %) que tiene el material a partir de ese día, pues es bien sabido que los microorganismos necesitan una humedad óptima para realizar sus procesos metabólicos. Autores como Román et al., (2013) han reportado que cuando se tienen humedades menores a 45% la actividad microbiana disminuye considerablemente.

A diferencia del comportamiento de los gases en PNB, en la PB (Figura. 8), el comportamiento del O₂ y del CO₂ permanece estable a partir del día 6. Esto se puede atribuir a dos factores: 1) la porosidad que confiere el bagazo de caña a la pila, la cual está asociada con su estructura fibrosa, tamaño y densidad de la partícula. Lo anterior facilitó el intercambio de gases entre la matriz de residuos y el exterior, originando que el porcentaje de O₂ dentro del espacio poroso de la pila, fuera prácticamente igual a la concentración de este gas en el aire; y 2) La humedad inicial de PB (63.56%) que fue menor que la humedad inicial de PNB (88.07%), debido a que como ya se sabe, el proceso de biosecado está potenciado por el calor metabólico que los microorganismos generan al degradar la materia orgánica. Según Yang *et al.* (2014), es necesario que la degradación de la materia orgánica se lleve a cabo dentro de condiciones óptimas de humedad (50%-70%). Para el caso de la pila PB la humedad se mantuvo dentro de dicho rango hasta el día 13 de proceso, sin embargo, a partir de ese día el CO₂ ya no fue detectado por el analizador de gases. Con base en esto, se asume que el proceso de oxidación pudo existir en baja intensidad en la pila PB durante estos días, pero debido a la porosidad del material, este no se acumula y se vuelve indetectable por el equipo.

Figura 89. Comportamiento O₂ y CO₂ en PB. Los puntos verdes muestran los días del volteo de las pilas.



Por lo anterior, puede decirse que el bagazo de caña es un buen material texturizante en el proceso de biosecado en pilas semi-estáticas, ya que brinda buena porosidad y da mejor estructura a la pila, de tal forma que hay una mejor dinámica de gases dentro de la pila.

Se asume que el final del proceso de biosecado en PB fue el día 13, debido a que las concentraciones de O₂ y de CO₂ (20.96% y 0%, respectivamente) se estabilizaron a partir de ese punto. Además, se deduce que partir de tal punto, la disminución de la humedad se debió a un secado físico favorecido por las condiciones del invernadero, siendo congruente con lo reportado por Contreras Cisneros (2016), quien establece que el proceso de biosecado consta de dos fases: la fase de

secado biológico y la fase de secado físico. En el presente estudio, las dos fases se pudieron identificar a partir de la determinación de CO₂ como un indicador del desarrollo de la actividad biológica.

Las diferencias mostradas entre la PB y la PNB, nos llevan a inferir que el proceso de biosecado, que es dependiente de la actividad microbiana, puede favorecerse cuando se hacen mezclas de varios residuos orgánicos agroindustriales, debido a la diversidad de la comunidad biológica presente en cada uno de ellos.

CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos en la presente investigación, se puede concluir que:

1. El bagazo de caña de azúcar funcionó bien como material estructurante en los procesos de biosecado (PNB) al mejorar la porosidad de la pila y permitir el intercambio de gases.
2. En las pilas PNB y PB se evidencia una relación inversamente proporcional entre los porcentajes de O₂ y CO₂, lo cual se debe al proceso de consumo de O₂ por las comunidades microbianas que a su vez generan, como producto metabólico, el CO₂ al interior de las pilas.
3. El uso de mezclas de residuos orgánicos puede favorecer la diversidad microbiana en procesos de biosecado y por ende, abre la posibilidad a futuras investigaciones para que se trabaje con diferentes mezclas y composiciones, logrando de esta manera un mejor desarrollo del bioproceso.
4. Al final del proceso de biosecado, la pila PB no redujo su volumen en comparación con PNB. Por lo tanto, la reducción de volumen en procesos de biosecado dependerá estrechamente de la naturaleza del residuo agroindustrial, así como de su forma, tamaño y densidad.

AGRADECIMIENTOS

A la SIP por el financiamiento del proyecto 20180146 - “Aplicación del proceso de biosecado para mejorar la eficiencia energética del biocombustible empleado en la industria del piloncillo”.

Se agradece también al Programa de **Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED)** por el apoyo económico brindado para la presentación de los

presentes resultados en el XXXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, así como por el apoyo de CYTED para el funcionamiento de la REDIGAR.

B., Montiel Frausto, L., Colomer Mendoza, F. J., and Orozco Álvarez, C. (2013). Obtención de un combustible alternativo a partir del biosecado de residuos hortofrutícolas. In: *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(2), 79–88.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bilgin, M., and Tulun, S. (2015). Environmental Technology Biodrying for municipal solid waste: volume and weight reduction. In: *Environmental Technology*, 36(13), 1691–1697. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1006262>.

Colomer Mendoza, F. J., Robles Martínez, F., Herrera Prats, L., Gallardo Izquierdo, A., and Bovea, M. D. (2012). Biodrying as a biological process to diminish moisture in gardening and harvest wastes. In: *Environment, Development and Sustainability*, 14(6), 1013–1026. <https://doi.org/10.1007/s10668-012-9369-1>.

Contreras Cisneros, R. M. (2016). *Efecto de los residuos orgánicos biosecados en la germinación y crecimiento de lechuga (Lactuca sativa Var. buttercrunch)*. Tesis de Maestría. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología - UPIBI, Instituto Politécnico Nacional - IPN, CDMX, México.

FAO, Román, P., Martínez, M., and Pantoja, A. (2013). *Manual de compostaje del agricultor, Experiencias en América Latina*. In: *Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe*. 1st edn. Santiago - Chile. <https://doi.org/10.1111/evo.12990>.

Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos. (2017a). *Quinto Informe de Gobierno 2016-2017 - Anexo Estadístico*. CDMX - México. www.gob.mx/presidencia.

Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos. (2017b). *Quinto Informe de Gobierno 2016 - 2017*. CDMX - México. www.gob.mx/presidencia.

He, P., Zhao, L., Zheng, W., Wu, D., and Shao, L. (2013). Energy Balance of a Biodrying Process for Organic Wastes of High Moisture Content: A Review. In: *Drying Technology*, 31(2), 132–145. <https://doi.org/10.1080/07373937.2012.693143>.

Méndez Carreto, C., Solano Rentería, M., Torres Mónfil, I., and Pérez Salas, A. (2016). Diseño, construcción y operación de un equipo piloto de biosecado para residuos agroindustriales. In: *Revista de Prototipos Tecnológicos*, 2(6), 61–67.

Robles Martínez, F., Gerardo Nieto, Ó., Piña Guzmán,

Robles Martínez, F., Silva Rodríguez, E. M., Espinosa Solares, T., Piña Guzmán, A.B., Calixto Mosqueda, C., Colomer Mendoza, F. J., and Durán Páramo, E. (2012). Biodrying under greenhouse conditions as pretreatment for horticultural waste. In: *Journal of Environmental Protection*, 2012 (April), 298–303. <https://doi.org/10.4236/jep.2012.34038>.

SAGARPA, and SIAP. (2017a). *Atlas Agroalimentario 2017*. (SIAP Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, Ed.) (1st ed.). CDMX - México: SIAP Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <https://www.gob.mx/siap/articulos/publicaciones-siap-generando-panoramas-claros-para-la-mejor-toma-de-decisiones?idiom=es>.

[00271] USO POTENCIAL DE RESIDUOS ORGÁNICOS BIOSECADOS COMO ALIMENTO PARA LOMBRIZ DE TIERRA *EISENIA FOETIDA*

ANA BELEM PIÑA GUZMÁN¹; FABIÁN ROBLES MARTÍNEZ²; MARÍA ANGÉLICA SARMIENTO VARGAS³; KAREN GISELA MELO VARGAS⁴

Instituto Politécnico Nacional^{1,2}; Universidad ECCI^{3,4}

apinag@ipn.mx¹; anabelem2002@yahoo.com.mx¹; froblesm@ipn.mx²; roblesfm@hotmail.com²; mariaa.sarmientov@eccu.edu.co³; kareng.melov@eccu.edu.co⁴

ABSTRACT.

Nowadays in developing countries, the inadequate management of organic waste streams represents a big challenge, because in many cases these wastes are disposed together with other residues in open dumps and serious environmental and health problems could be caused. The biodrying process is an alternative low-cost technology to treat organic waste such as vegetable and fruit refuses from food industry and urban gardening activities. The main advantage of biodrying is the reduction of mass and volume of waste, but additionally, biodried waste can be used as an energy source because of their high calorific value. However, another uses are possible for biodried material, such as substrate or diet for earthworms *Eisenia foetida*. In the present work, biodried material (BM) i.e. organic waste, was fed to *Eisenia foetida* with fresh organic matter (FOM) as feed material at various ratios (BM: FOM) of 100:0 (T1), 90:10 (T2), 70:30 (T3), 50:50 (T4) and 0:100 (T5) on wet weight basis. Biodried material obtained from a mixture of residues of orange (80%), carrot (10%), and garden (10%), and both BM and the same but fresh mixture, were tested as feed for earthworm. As higher proportion of BM in the diet mixture, higher acceptability by *E. foetida* and the best population survival, growth rate, and cocoon formation were observed. The results obtained from the present study demonstrated the plausibility that using biodried material as feed by earthworm *E. foetida*, helping then to reintegrate resources into the environment.

Key words: Biosecado, Lombricultura, Materia orgánica, Biorresiduos.

INTRODUCCIÓN.

El desarrollo de la agroindustria y de la producción agropecuaria intensiva, ha favorecido la generación de

grandes volúmenes de biorresiduos. La idea difundida de que con facilidad los biorresiduos forman compuestos que se reintegran al suelo gracias a que se degradan por acción biológica sin causar impacto al ambiente, ha propiciado su mal manejo. Muchos biorresiduos se recolectan e inmediatamente son enterrados en tiraderos a cielo abierto, rellenos sanitarios, o bien son depositados sobre campos de cultivo o terrenos inutilizados. Por tanto, cuando los residuos orgánicos tienen altos contenidos de agua, las emanaciones resultantes de la degradación de la materia orgánica biodegradable pueden llegar a amenazar el equilibrio del ecosistema causando severos impactos al ambiente, pues rebasan la capacidad de biodegradación natural. El manejo sustentable de biorresiduos es un gran reto y una oportunidad para nuestro país, por lo que es necesario buscar alternativas de tratamiento integral que permitan aprovechar los residuos orgánicos y reducir los impactos al ambiente.

El biosecado, un proceso aerobio de corta duración, se ha aplicado principalmente a residuos sólidos municipales, pero también se está estudiando su aplicación a residuos sólidos orgánicos como los hortofrutícolas y agroindustriales (Robles Martínez, et al. 2012, 2013) que, generados en grandes volúmenes, son considerados de manejo especial. Es una alternativa novedosa de tratamiento sustentable, que transforma los biorresiduos en material biosecado (MB), un material parcialmente seco, con un alto potencial de valorización y que, por su bajo contenido de humedad, puede transportarse y/o almacenarse con facilidad.

La mayoría de estudios relacionados con el tema del biosecado, proponen al MB como un combustible derivado de residuos que puede aprovecharse energéticamente por su poder calorífico comparable al del carbón vegetal. Sin embargo, este biomaterial parcialmente seco y estabilizado, pero no degradado, ha sido probado como un mejorador de

suelos y para el crecimiento de plantas, obteniendo resultados similares a los obtenidos por la aplicación de composta (Contreras-Cisneros, 2016). Además, son posibles otras aplicaciones que ayuden a reintegrarlo a los ciclos biogeoquímicos, como es el caso del vermicompostaje.

Las lombrices de tierra, durante su ciclo biológico, ayudan a degradar residuos de vegetales y otros materiales orgánicos que toman para su alimentación. Pueden crecer y reproducirse ingiriendo una gran variedad de sustancias orgánicas, paja triturada, papel o cartón. Sus deyecciones (coprolitos) contienen nutrientes (por ejemplo, nitrógeno orgánico) y microorganismos que son diferentes a los contenidos en el material orgánico antes de ingerirlo. De esta manera se incrementa la tasa de transformación de nutrientes a formas más asimilables. Además, promueven la agregación del suelo y su porosidad, ayudando a la infiltración de agua y la movilidad de solutos.

En este trabajo se aborda la factibilidad del uso de MB como alimento para el cultivo de lombriz de tierra, un biosistema mediante el cual se logra degradar los materiales orgánicos, a la vez que se generan subproductos como el humus, que por su potencial nutritivo y mejorador de suelos es altamente demandado.

OBJETIVO.

Caracterizar el material biosecado y evaluar su uso como sustrato para la reproducción y crecimiento de lombriz de tierra *Eisenia foetida*.

METODOLOGÍA.

Primeramente, las fórmulas alimenticias para cada tratamiento se prepararon empleando Material Biosecado (MB) y Residuos Orgánicos Frescos (ROF), como se muestra en la Tabla 1. El MB y los ROF tuvieron una composición de origen, similar (80% residuos de naranja + 10% residuos de zanahoria + 10% mulch). El MB fue el obtenido a partir del proceso de biosecado de la mezcla antes mencionada de residuos orgánicos. Dicho proceso duró 46 días bajo condiciones de invernadero y al final se logró un material biosecado con un 14% de humedad. Por tal motivo, 24 h previas a la preparación de los tratamientos, se hizo una rehidratación del MB para lograr los niveles de humedad presentados en la Tabla 1. El suelo de vivero se utilizó como sustrato base y no se le realizó ningún acondicionamiento previo.

Tabla 1. Composición de las fórmulas alimenticias.

Tratamiento	Alimento	Composición		
		MB (%)	ROF (%)	Humedad (%)
T1	MB	100	0	75.0
T2	90/10	90	10	75.5
T3	70/30	70	30	76.5
T4	50/50	50	50	77.5
T5	ROF	0	100	80.0

Las tres fracciones (suelo, alimento y lombrices), fueron colocadas en cada caja, de la manera en que se muestra en la Figura 1. En el fondo de la caja, una capa de suelo de 5 cm de altura, lo que corresponde a 1,8 kg de suelo con una humedad inicial del 60%, luego una capa de alimento, lo que corresponde a 1 kg de alimento de acuerdo a las formulaciones de la Tabla 1 y por último en cada tratamiento se colocaron 130 lombrices cliteladas para alcanzar una densidad de 2,500 lombrices/m² (Leon, 1991).

La fórmula alimenticia solo se agregó una vez al inicio del experimento y a lo largo del proceso (21 días) la humedad de los tratamientos se mantuvo en un nivel de alrededor del 75% mediante riego diario con ayuda de un aspersor. Se realizaron 3 réplicas de cada tratamiento. Las cajas en las que se preparó cada tratamiento, contaban con un sistema de recolección de lixiviados y una malla protectora en la parte superior para evitar la introducción de vectores, tal como se muestra en la Fotografía 1.

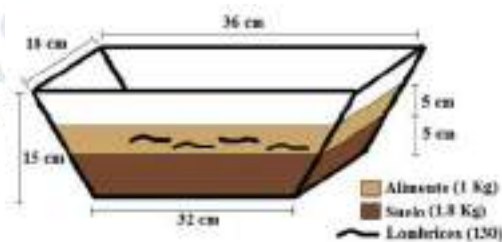


Figura 1. Composición de las unidades experimentales.

Al final del experimento se determinó la sobrevivencia, crecimiento y reproducción de *E. foetida*, mediante el recuento de lombrices vivas, peso de biomasa y cantidad de huevos, respectivamente.



Fotografía 1. Montaje de los tratamientos.

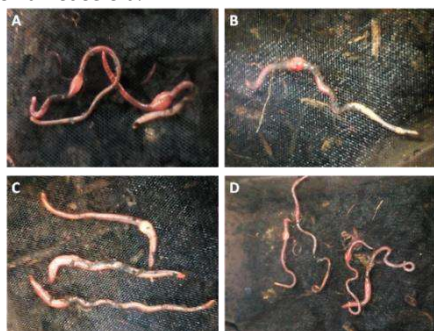
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

1. Comportamiento de *E. foetida*.

A partir de las primeras horas de las corridas experimentales, las lombrices mostraron buena aceptación y gusto por el MB y no por los ROF, ya que al agregar las lombrices al soporte de crecimiento que ya contenía la capa de alimento, inmediatamente se introdujeron en el alimento que contenía MB (Fotografía 2). Por otro lado, las lombrices del tratamiento a base de ROF, se mantuvieron en el límite entre el suelo y la capa de alimento.

En ningún tratamiento, las lombrices migraron hacia el suelo, lo cual es un indicador de que todas las mezclas les fueron atractivas como alimento. De haber encontrado alguna mezcla desfavorable, las lombrices se hubieran internado en la capa de suelo.

Es importante señalar que, a diferencia del MB, los ROF comenzaron a liberar agua desde las primeras horas de iniciados los experimentos, lo cual favoreció que la capa de suelo se humedeciera.



Fotografía 2. Comportamiento de *E. foetida* en contacto con el MB.

El humedecimiento del suelo se notó principalmente en aquellos tratamientos con mayor contenido de ROF (T3, T4 y T5). Este resultado confirma la necesidad de realizar un precompostaje de los residuos orgánicos frescos antes de agregar las lombrices. Dicho pretratamiento tiene como objetivo permitir la actividad biológica en los residuos, hasta el punto de superar la etapa de termófila y degradar componentes potencialmente tóxicos tales como amoníaco o taninos y ácidos en desechos verdes (Gunadi, 2006). Los residuos precomposteados podrían ser más aceptables y causar menos mortalidad a las lombrices.

A los 10 días de iniciado el cultivo, se observó que la humedad del material no era homogénea, pues la superficie de los materiales estaba muy seca, mientras que el fondo de las cajas estaba muy húmedo. Por tal motivo, se decidió mezclar el alimento con el suelo, para homogenizar la humedad del material. En ese momento, se detectó que, a pesar del gusto de las lombrices por los materiales empleados, comenzaron a presentar signos subletales de toxicidad, debido al contacto con los materiales de los tratamientos T3, T4 y T5. En dichos tratamientos, las lombrices presentaron algunas lesiones y morfologías anormales. Las anomalías consistieron en alargamientos longitudinales, adelgazamiento corporal y cola con coloración amarillenta, el clitelio enrojecido e inflamado, en algunos casos fisurado y con presencia de sangre (Fotografía 3).



Fotografía 3. Anomalías morfológicas presentadas por *E. foetida*, 10 días posteriores al inicio del experimento. A) Clitelio enrojecido e inflamado; B) Clitelio fisurado y con presencia de sangre; C) y D) Alargamientos longitudinales, adelgazamiento corporal y cola con coloración amarillenta.



Fotografía 410. Apariencia de *E. foetida* en los tratamientos T1 (MB 100%) y T2 (MB 90% + MOF 10%).

Los signos de toxicidad observados, no se presentaron en los tratamientos T1 y T2, en los que las lombrices se mantuvieron en un estado óptimo y presentaron una apariencia normal, tal como se muestra en la Fotografía 4.

2. Supervivencia de *E. foetida*.

Al iniciar el desarrollo experimental, cada una de las cajas contenía 130 lombrices y al cabo de los 21 días se observó que la población que presentó la mayor disminución en número, fue la del tratamiento T5, en el que la alimentación consistió únicamente de ROF. En este tratamiento la población de lombrices tuvo una pérdida del 81.79% de los individuos (Figura 2). La población de lombrices que fueron alimentadas con el MB sólo (T1), finalizó casi con el mismo número con que inició, pues murió menos del 1% de la población. Lo anterior nos habla de la inocuidad de los residuos sólidos orgánicos agroindustriales, una vez que fueron sometidos al proceso de biosecado.

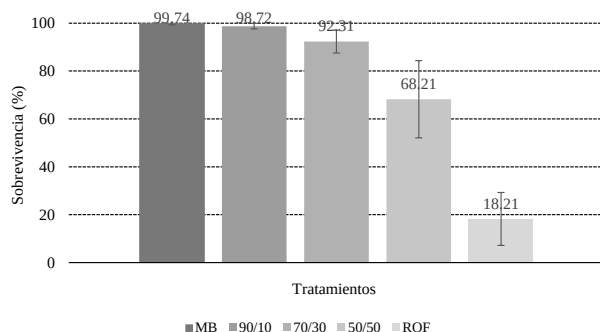


Figura 2. Porcentaje de supervivencia al final del bioensayo.

3. Desarrollo de *E. foetida*.

Para evaluar el efecto del MB en el desarrollo de las lombrices, en cada tratamiento se registró su peso al inicio del experimento y al término de los 21 días se evaluó, además de su supervivencia, su crecimiento, a través del peso alcanzado. Se encontró que en los tratamientos conteniendo MB, las lombrices tuvieron una ganancia de peso significativa, a excepción del tratamiento T4 (50% MB +50% ROF), que tuvo un comportamiento similar al tratamiento T5 compuesto en su totalidad por ROF (Figura 3). Es decir, los tratamientos T1 a T3 con las mayores proporciones de MB favorecieron el desarrollo y supervivencia de las lombrices, amortiguando los efectos negativos que pueden tener los compuestos tóxicos formados por la descomposición de los residuos orgánicos frescos con que el MB se mezcló.

Se sabe que la calidad del alimento es determinante para el crecimiento y reproducción de las lombrices. Haimi (1990) estudió el crecimiento y reproducción de lombrices de tierra de las especies *Eisenia andrei* en diferentes sustratos, encontrando que, al cabo de 23 días, la biomasa se incrementó en 4.9 veces en heces de perro y apenas 1.4 veces en lodos residuales de una planta de tratamiento de agua.

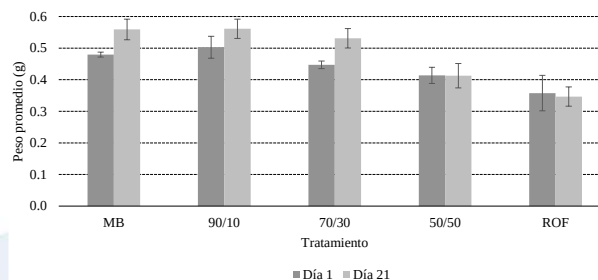


Figura 3. Ganancia de peso al final del bioensayo.

Cabe mencionar que por su pH (5.3), el suelo de vivero empleado en este estudio es considerado como un suelo ligeramente ácido de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (D.O.F, 2003), y se sabe que un pH cercano a la neutralidad es una condición favorable para el cultivo de la lombriz de tierra. Por lo anterior, podemos decir que la adición de biorresiduos como el MB cuyo pH es alcalino (pH 7.54), es mucho más benéfico que la adición de ROF cuyo pH es ácido (pH 5.3) (Tabla 2).

Tabla 2. Humedad y pH del humus al final del bioensayo.

Alimento	pH	Humedad (%)
MB	7,54	62,54
90/10	7,38	60,78
70/30	7,42	62,47
50/50	6,63	61,89
ROF	5,51	57,38

4. Reproducción de *E. foetida*.

Para evaluar la reproducción de las lombrices, se realizó un recuento de los huevos que se encontraron en las cajas de cada tratamiento, al finalizar el experimento. Como se muestra en la Figura 4, los tratamientos en los que hubo más huevos fueron: el tratamiento T1 (MB) con $233 \pm 53,39$ huevos, seguido del tratamiento T2 (90/10) con $230 \pm 33,41$ huevos y a partir del tratamiento T3 se observó una

disminución significativa en la producción de huevos. El resultado más notable fue que el tratamiento T5 a base de ROF no fue favorable para la reproducción de las pocas lombrices que pudieron sobrevivir, pues fue el único tratamiento en el que no se encontró ningún huevo. Los resultados de los tratamientos T3 y T4, correspondientes a las combinaciones 70/30 y 50/50, respectivamente, permiten sugerir que el MB empleado para la alimentación de lombriz de tierra (*E. foetida*) favorece su desarrollo y crecimiento hasta una proporción del 70% combinado con residuos orgánicos frescos, pero en una proporción por debajo del 70% ya puede tener un efecto negativo sobre todo en la reproducción de la lombriz.

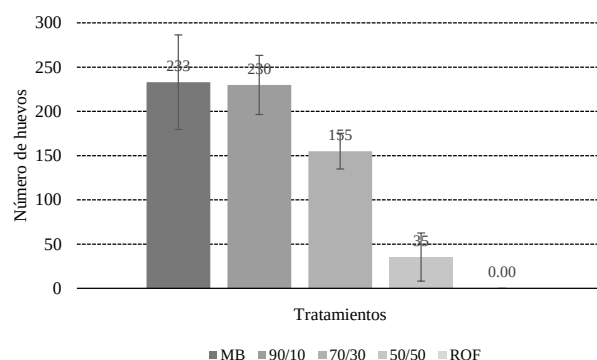


Figura 4. Número de huevos al final del bioensayo.

Al finalizar los 21 días del desarrollo experimental, se monitoreó el pH y se corroboró que es poca la modificación de este parámetro a lo largo del vermicultivo. El valor más bajo (pH 5.51) lo tuvo el humus resultante de las lombrices alimentadas exclusivamente con ROF, además, se evidenció que el pH del humus aumenta con respecto a la proporción de MB que contenga, por lo cual el humus resultante de las lombrices alimentadas con MB (tratamiento T1) es el más alto con un pH de 7.54 (Tabla 2), por lo que éste humus podría ser un mejorador de suelos ácidos.

Los resultados de esta primera etapa confirman que el MB podría ser utilizado como sustrato para el crecimiento y reproducción de *E. foetida* por el alto contenido de M.O., ya que el proceso de biosecado, en comparación con el compostaje, no es un proceso de biodegradación de la materia orgánica de los residuos orgánicos procesados. Así, aunque la principal aplicación del MB se basa en su aprovechamiento como biocombustible, constituye también una fuente importante de alimento aprovechable por organismos que forman parte de la biomasa animal de los suelos de varios ecosistemas y que mejoran la fertilidad química, física y biológica del suelo, con vistas a la

producción agrícola. En este sentido, se corrobora que a través de un biosistema como el lombricultivo, el potencial del material biosecado como mejorador de suelo podría incrementarse, a la vez que participaría en el ciclo de los nutrientes y ecología edáfica.

CONCLUSIONES.

De este estudio se concluye que el material biosecado (MB), por su alto contenido de M.O. sin degradar, podría ser utilizado como sustrato para el crecimiento y reproducción de lombriz de tierra *Eisenia foetida*. El material biosecado puede ser considerado como un mejorador de suelo en la medida que ayuda a amortiguar el pH e, inmerso en un sistema como el lombricultivo, contribuye al reciclaje de nutrientes mediante los ciclos biogeoquímicos.

El impacto de esta investigación radica en la propuesta de manejo sustentable de residuos sólidos orgánicos, los cuales, de no ser manejados adecuadamente, podrían causar un impacto ambiental negativo. La propuesta de manejo, basada en un bioproceso relativamente novedoso como el biosecado, parece ser viable, ya que se obtiene un producto que puede cumplir con diversos propósitos. Su aprovechamiento como un agente mejorador de suelo y como fuente de alimento en sistemas integrados de producción agropecuaria, es una propuesta interesante ya que *E. foetida* es un recurso de aprovechamiento en diversos campos de la producción, siendo la principal, la alimentación animal, pero teniendo usos en el área de la remediación de suelos degradados, contaminados y salinos.

Finalmente, el Biosecado, como proceso aplicado a los biorresiduos es una alternativa viable y ventajosa sobre el compostaje, por las siguientes razones:

En el biosecado, la riqueza nutricional del material biosecado puede ser posteriormente aprovechada por la lombriz de tierra.

En caso de ser empleado en un sistema de producción integrado, el material biosecado por su bajo contenido de humedad puede ser almacenado para ser utilizado paulatinamente de acuerdo a las necesidades de sustrato alimenticio para las camas de lombricultivo o lombricompostaje.

AGRADECIMIENTOS.

A la SIP por el financiamiento del proyecto 20171499 - “Aprovechamiento de material biosecado para la producción de vermiderivados, a partir del cultivo de lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*)”.

Se agradece también al Programa de **Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED)** por el apoyo económico brindado para la presentación de los presentes resultados en el XXXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, así como por el apoyo de CYTED para el funcionamiento de la REDIGAR.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

Contreras Cisneros, M. (2016). Efecto de los residuos orgánicos biosecados en la germinación y crecimiento de lechuga (*Lactuca sativa* Var. buttercrunch). Tesis de maestría. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología-IPN. México.

D.O.F. (2003). NOM-021-SEMARNAT-2000 Norma Oficial Mexicana, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la

Federación 23 de abril del 2003.

Gunadi B., Blount C., Edwards C.A. (2002). Th growth and fecundity of *Eisenia foetida* (Savigny) in cattle solids pre-composted for different periods. *Pedobiología* 46:15–23.

Haimi, J. (1990). Growth and reproduction of the compost-living earthworm *Eisenia Andrei* and *E. foetida*. *Rev Ecol Biol Sol*, 27; 415-421.

Leon, G. (1991). Incidencia de la densidad de lombrices en la producción de humus y reproducción. Tesis Ing. Agronomo, UNSCH, Ayacucho Perú, 97 p.

Robles M. F.; Silva-Rodríguez, E. M., Espinosa-Solares, T., Piña-Guzmán, B., Calixto-Mosqueda, C., Colomer-Mendoza, F. J., Durán-Páramo, E. (2012). Biodrying under greenhouse conditions as pretreatment for horticultural waste. *Journal of Environmental Protection*, 3, 298-303.

Robles, M.F., Gerardo, N.O., Piña, G.A.B., Montiel, F.L., Colomer, M.F., Orozco, A.C. (2013). Obtención de un combustible alternativo a partir del biosecado de residuo hortofrutícolas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 79-88.

[00274] PROPOSTA DE UMA CENTRAL DE TRANSBORDO DE RESÍDUOS REVERSOS PARA MUNICÍPIO GAÚCHO A PARTIR DE PARCERIA PÚBLICO-PRIVADA

**VANIA ELISABETE SCHNEIDER¹; DANIELA MENEGAT²; TIAGO PANIZZON³;
SOFIA HELENA ZANELLA CARRA⁴; ROCHELE DA CONCEIÇÃO⁵**

Fundação Universidade De Caxias Do Sul¹; Universidade de Caxias do Sul^{2,3,4,5}

**veschnei@ucs.br¹; dmenegat1@ucs.br²; tpanizzon@gmail.com³; shzcarra@ucs.com⁴;
rsconceicao@ucs.com⁵**

ABSTRACT

The shared responsibility for the product life cycle, as determined by Brazilian Federal Law n° 12305/2010 (BRAZIL, 2010), whose implementation

tool is the reverse logistics, makes the private sector responsible through manufacturers, importers, distributors, traders, holders of public services of urban cleaning and solid waste management, in addition to the consumers, for the adequate management of the reverse residues. To the public management, it is the aid in the management of the reverse residues, without burden to the public coffers. In this context, this paper presents the proposal of a storage center for reverse waste, idealized by a municipality located in the northeast region of the State of Rio Grande do Sul, whose objective is to promote the management of reverse waste in the municipality between the public sector and the private sector. In the plant, whose project was based on the technical norms in force, the following residues will be received: fluorescent sodium and mercury mixed light bulbs; medicines; batteries and paints; tires; electronic products and their components; bulky residues (furniture, sofas, etc.). From this partnership between the public and the private sector, responsibilities are expected to be assumed and waste management takes place in an appropriate manner,

extending the life of the municipal landfill and extinguishing it with the incorrect disposition of the waste. In addition, it will serve as an example for other localities, since the integration of different public and private bodies, together with the participation of the entire society, brings benefits to the environment and especially to the population.

PALAVRAS-CHAVES

Logística-reversa, meio-ambiente, resíduos sólidos, responsabilidade compartilhada.

INTRODUÇÃO

A nível federal, a gestão dos resíduos sólidos no Brasil é amparada pela Lei Federal n° 12.305/2010 (BRASIL, 2010), que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Dentre os princípios estabelecidos, destaca-se a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, que responsabiliza fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, titulares de serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos, além dos consumidores, pela gestão adequada dos resíduos, visando à minimização da geração e redução dos impactos causados à saúde e à qualidade ambiental (BRASIL, 2010).

Com vistas a instituir este princípio, um dos instrumentos determinados pela Lei Federal nº 12.305/2010 é a logística reversa, definida como ações, procedimentos e meios utilizados com vistas à restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial para reaproveitamento destes em seu, ou em outro ciclo produtivo, ou ainda para outra destinação final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010). No Art. 33º da PNRS, são determinados os resíduos sólidos passíveis de logística reversa, sendo estes: agrotóxicos, seus resíduos e embalagens; pilhas e baterias; pneus; óleos lubrificantes, seus resíduos e embalagens; lâmpadas fluorescentes, de vapor de sódio e de mercúrio e luz mista; produtos eletroeletrônicos e seus componentes.

Produtos comercializados em embalagens plásticas, metálicas ou de vidro, e aos demais produtos e embalagens, medicamentos e latas de tinta, também são passíveis de logística reversa, a partir da publicação de instrumentos legais específicos, instituídos nas diferentes esferas administrativas. Com no Decreto Federal nº 7404/2010 (BRASIL, 2010), que regulamenta a PNRS, que determina, em seu Art. 17º, que os sistemas de logística reversa serão estendidos a produtos comercializados em embalagens plásticas, metálicas ou de vidro, e aos demais produtos e embalagens.

A logística reversa de medicamentos é instituída no Estado do Rio Grande do Sul através da Lei Estadual nº 13.905/2012 (RIO GRANDE DO SUL, 2012), onde define-se a obrigatoriedade da disponibilização de recipientes para coleta de medicamentos, cosméticos, insumos farmacêuticos e correlatos, deteriorados ou com prazo de validade expirado. A nível de gestão municipal, observa-se o exemplo do município de Caxias do Sul que instituiu, através da Lei Municipal nº 7888/2014 (CAXIAS DO SUL, 2014), procedimentos a serem adotados para a coleta de medicamentos, drogas, insumos farmacêuticos, correlatos e cosméticos no município. Através da Resolução CONAMA nº 469/2015

(BRASIL, 2015), que complementa as Resoluções CONAMA nº 307/2012 (BRASIL, 2012) e nº 348/2004 (BRASIL, 2004), instituída a nível federal, determina-se, no Art. 3º, que as embalagens de tinta usadas na construção civil serão submetidas a sistema de logística reversa, conforme requisitos da Lei Federal nº 12.305/2010. Frente a este cenário, com vistas a implementar e operacionalizar a logística reversa, o Decreto Federal nº 7404/2010 (BRASIL, 2010) determina a celebração de acordos setoriais, regulamentos expedidos pelo Poder Público ou termos de compromisso. Conforme a PNRS o acordo setorial é um ato de natureza contratual firmado entre o poder público e fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes, tendo em vista a implantação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto (BRASIL, 2010).

De acordo com Moreira et al. (2017), o que se pretende com os mecanismos previstos na PNRS, dentre os quais os acordos setoriais, é a concretização da orientação do princípio do poluidor-pagador, garantindo-se a justa e equitativa distribuição dos ônus e de bônus relativos à produção de determinados bens ao longo de sua cadeia de produção e consumo e, consequentemente, evitando a socialização dos respectivos custos ambientais.

O Quadro 1 apresenta o andamento dos acordos setoriais existentes a nível Federal, sob avaliação do Comitê Orientador, formado por representantes de cinco Ministérios, conforme determinado no Art. 33º do Decreto Federal nº 7404/2010 (BRASIL, 2010).

Quadro 2. Situação dos Acordos Setoriais

REÍDUOS	ACORDO SETORIAL
Embalagens Plásticas de óleos Lubrificantes	Acordo Setorial para Implantação da Logística Reversa, assinado em 19 de dezembro de 2012.
Lâmpadas Fluorescentes de Vapor de Sódio e Mercúrio e de Luz Mista	Acordo Setorial para Implantação da Logística Reversa., assinado em 27 de novembro de 2014.
Embalagens em Geral	Acordo Setorial para Implantação da Logística

	Reversa, assinado em 25 de novembro de 2015.
Produtos Eletroeletrônicos e seus Componentes	Em negociação proposta unificada recebida em janeiro de 2014. Próxima etapa: Consulta pública.
Medicamentos	Três propostas de acordo setorial recebidas até abril de 2014, em negociação. Próxima etapa: Consulta pública.

Fonte: SINIR (2018).

Considerando a dimensão territorial do Brasil, a implementação dos acordos setoriais que promovam a sintonia entre os agentes que compartilham a responsabilidade pelo ciclo de vida do produto e atendam a totalidade da população Brasileira, é um processo complexo e desafiador. O Decreto Federal nº 9177/2017 (BRASIL, 2017) ressalta, em seu Art. 2º, que fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, não signatários de acordo setorial ou termo de compromisso firmado com a União, são obrigados a estruturar e implementar sistemas de logística reversa, consideradas as mesmas obrigações imputáveis aos signatários e aos aderentes de acordo setorial firmado com a União. Frente a esta questão, cabe ao poder público, como órgão gestor, exclusivamente apoiar e auxiliar o setor privado visando a celebração dos acordos setoriais e o cumprimento da legislação, sem ônus aos cofres públicos. Neste contexto, o poder público tem autonomia, amparada pela legislação vigente (BRASIL, 2010; BRASIL 2017), para celebração de acordos setoriais locais para os resíduos cujos acordos setoriais, a nível federal, não tenham sido estabelecidos ou para aqueles acordos que demandam a fixação de compromissos e metas mais exigentes que o previsto no acordo federal.

O município abordado deste estudo encontra-se localizado no Estado do Rio Grande do Sul e possui aterro sanitário próprio, que recebe a fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares coletados. Com vistas a promover melhorias no gerenciamento dos resíduos sólidos, resultando na redução de custos, no aumento da vida útil do aterro sanitário e no atendimento a legislação, o poder público tem concentrado esforços principalmente no incentivo a efetivação da logística

reversa, cuja responsabilidade é do setor privado. Isso porque os resíduos da logística reversa são descartados pela população junto aos resíduos orgânicos, sendo destinados diretamente ao aterro sanitário, ou são descartados como resíduos recicláveis junto a coleta municipal, tornado-se rejeito junto as centrais de triagem e sendo destinados ao aterro sanitário.

Neste contexto, este trabalho apresenta a proposta de uma central de transbordo para gestão dos resíduos reversos gerados no município, fruto de uma idealização do Poder Público Municipal cujo objetivo é o estabelecimento de uma parceria com o setor privado para que este assuma as suas responsabilidades e torne o projeto realidade. Se executado, este será um projeto pioneiro no país, visto que a gestão dos resíduos reversos, sob a responsabilidade do setor privado, será realizada através de uma parceria público-privada onde o poder público apresenta a proposição de um projeto e o mesmo é executado e gerenciado pelo setor privado, resultando no cumprimento da legislação e em benefícios para ambos.

METODOLOGIA

O município em questão está localizado na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, na região Metropolitana da Serra Gaúcha e apresenta uma população estimada de 69.542 habitantes (IBGE, 2017).

A elaboração da proposta da central de transbordo de resíduos reversos iniciou com o levantamento da legislação em vigor, que rege a temática, a nível federal, estadual e municipal. A partir de uma determinação do poder público municipal, definiram-se os seguintes resíduos, apresentados conforme classificação da ABNT NBR 10004/2004 (ABNT, 2004), para armazenamento junto a central de transbordo de resíduos reversos:

- Resíduos Classe I (perigosos): lâmpadas fluorescente de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista; medicamentos; pilhas e baterias e tintas;
- Resíduos Classe II (não-perigosos): pneus;

produtos eletrônicos e seus componentes; resíduos volumosos (móveis, sofás, etc).

Ressalta-se que a logística reversa de resíduos volumosos não é prevista em legislação, porém, estes resíduos foram contemplados por demanda do poder público, visto que estes comprometem a vida útil do aterro sanitário. Destaca-se também que a central não receberá todos os resíduos reversos descritos na Lei Federal nº 12.305/2010, uma vez que alguns destes já possuem sistemas de logística estabelecidos e que funcionam corretamente.

Conforme informado pelo município, atualmente a logística reversa dos resíduos abrangidos no projeto ocorre de forma dispersa, com ações pontuais que não contemplam todos os estabelecimentos comerciais e empresas. Por isso, a quantificação dos resíduos reversos fica dependente da aplicação de metodologias publicadas em trabalhos técnicos, muitas vezes publicados em outros Estados, que não apresentam confiabilidade, visto a diferença na realidade entre as regiões do país.

Portanto, a projeção das áreas destinadas ao armazenamento de cada tipologia de resíduo foi realizada considerando a quantificação de resíduos necessária para destinação final de uma carga destes. A estrutura da central foi projetada atendendo as normas técnicas ABNT NBR 12235/1992 (ABNT, 1992) para os resíduos classe I e ABNT NBR 11174/1990 (ABNT, 1990) para os resíduos classe II. A área utilizada para idealização do projeto, foi definida pelo poder público e fica próximo ao aterro sanitário municipal. A partir do anteprojeto da central de transbordo de resíduos reversos, foram estimados o custo para a sua implantação.

RESULTADOS

A localização da área destinada a implantação da central de transbordo de resíduos reversos no município, foi definida em virtude desta ser uma área plana, que não demanda supressão de vegetação e é de

fácil acesso. Conforme observado, a área é próxima ao aterro sanitário do município, sendo esta gerenciada por uma empresa de economia mista. Por se tratar de um anteprojeto, até o momento não foram determinadas as vias de acesso a central, cuja definição caberá ao poder público e ao setor privado. Todavia, o acesso pode ser realizado através da área do aterro sanitário ou através do bairro que faz divida com a área.

O layout elaborado para central de transbordo é composto por sete áreas distintas: armazenamento de resíduos classe I, armazenamento de resíduos classe II, armazenamento de pneus, Ponto de Entrega Voluntária (PEV) de resíduos, área administrativa (guarita, escritório e banheiros), pátio de manobra e estacionamento.

As áreas destinadas ao armazenamento dos resíduos classes I e II localizam-se no centro da planta, em área coberta, sendo esta dividida em duas áreas retangulares, visto que os resíduos não podem ser armazenados de forma conjunta, conforme determinados pelas ABNT NBR 12235/1992 (ABNT, 1992) e ABNT NBR 11174/1990 (ABNT, 1990). Para ambas as classificações de resíduos, classe I e II, a divisão entre as áreas de armazenamento para cada tipologia de resíduo será separada por divisores de concreto, de estatura baixa, apenas para delimitação das áreas.

Na área destinada ao armazenamento de resíduos classe I, o projeto contempla a instalação de canaletas no piso, sendo este de concreto impermeabilizado, além de um tanque para armazenamento de efluente líquido, que em caso de emergência, fluirá por gravidade, atendendo as determinações da ABNT NBR 12235/1992 (ABNT, 1992). As lâmpadas tubulares íntegras serão armazenadas em prateleiras ao passo que as lâmpadas quebradas serão armazenadas em tambores de 200L; as pilhas, baterias e medicamentos também serão armazenados em tambores de 200L e as latas de tinta serão acomodadas sobre o piso.

Para o armazenamento de resíduos classe II, o

projeto contempla a instalação de um piso de blocos intertravados de concreto, visto que não há risco de contaminação por parte dos resíduos ali armazenados. Os resíduos volumosos, linha branca e resíduos eletroeletrônicos serão armazenados em áreas separadas, porém, os resíduos ficarão sobre o piso, ao passo que os pequenos resíduos eletroeletrônicos serão armazenados em tambores de 200L.

Devido ao volume expressivo dos pneus inservíveis, uma área foi projetada para armazenamento exclusivo destes. A área é composta por piso de terra compactada e possui cobertura de zinco. Visando atender a uma demanda futura, esta área poderá ser ampliada no sentido dos fundos.

Com vistas a promover a participação da comunidade, o projeto contempla um Ponto de Entrega Voluntário (PEV) de resíduos. Este é composto por cinco caçambas de 7m³, que serão cobertas por uma estrutura de zinco e deverão ser identificadas com a nomenclatura dos resíduos para que a população possa acessar a área e descartar os seus resíduos adequadamente.

A unidade administrativa da central será composta por uma guarita, um pequeno escritório e dois banheiros, visto que não será necessária a contratação de mais do que duas pessoas para atuar no setor. Através da guarita será possível permitir o acesso para os veículos, que farão a carga e descarga de resíduos, e no escritório serão centralizados os documentos e controles referentes ao gerenciamento dos resíduos. Para finalizar, um estacionamento foi projetado na área externa da central.

Ressalta-se que o projeto encontra-se em fase de finalização e ajustes e o orçamento preliminar da estrutura encontra-se estimada em trezentos mil reais.

CONCLUSÕES

A responsabilidade do poder público na gestão dos resíduos sólidos é relacionada exclusivamente aos resíduos sólidos urbanos, conforme

estabelecido pela Lei Federal nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010), cabendo a este a coleta, transporte e destinação ambientalmente adequada, com a utilização dos recursos públicos para custeio. No que tange aos resíduos reversos, conforme exposto, o seu gerenciamento está sob responsabilidade dos fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, titulares de serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos, além dos consumidores.

O poder público, ao propor uma parceria com o setor privado visando atender a legislação, promovendo a logística reversa, cumpre o seu papel como gestor, associado a outros benefícios, como a redução dos custos atrelados a coleta de resíduos e o aumento da vida útil do aterro sanitário. Como gerador de resíduos reversos nas suas diferentes estruturas (postos de saúde, escolas, prédios públicos, etc), o poder público também deverá usufruir da central de transbordo, dando destino adequado aos resíduos.

O projeto da estrutura física da central de transbordo de resíduos reversos não alcançará o sucesso desejado se não houver uma integração entre os setores público e privado. A celebração de acordos setoriais locais, contemplando a realidade do município, associado a elaboração de um plano de logística reversa, onde deverão ser estabelecidas as diretrizes para o funcionamento da central, são indispensáveis para o sucesso e sustentabilidade do projeto. As tratativas entre o setor público e privado estão em curso e espera-se que este modelo de parceria, e gestão compartilhada, possa ser reproduzido em outras localidades.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004**: resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 11174**: armazenamento de resíduos classe II – não inertes e III - inertes. Rio de Janeiro: ABNT, 1990.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12235**: armazenamento de resíduos sólidos perigosos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

BRASIL. **Decreto Federal nº 7.404**, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. 2010c. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm>. Acesso em: 24 maio 2018.

BRASIL. **Decreto Federal nº 9.177**, de 23 de outubro de 2017. Regulamenta o art. 33 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, e complementa os art. 16 e art. 17 do Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010 e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D9177.htm>. Acesso em: 25 maio 2018.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305**, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010e. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/L12305.htm>. Acesso em: 24 maio 2018.

CAXIAS DO SUL. **Lei Municipal nº 7888**, de 29 de outubro de 2014. Estabelece procedimentos a serem adotados para a coleta de medicamentos, drogas, insumos farmacêuticos, correlatos e cosméticos no Município de Caxias do Sul.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 307**, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. 2002e.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 348**, de 16 de agosto de 2004. Altera a Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002, incluindo o amianto na classe de resíduos perigosos. 2004a.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 469**, de 29 de julho de 2015. Altera a Resolução CONAMA no 307, de 05 de julho de 2002, que estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil.

IBGE. Farroupilha – Informações Completas – População Estimada. Portal Cidades 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/farroupilha/panorama>>. Acesso em: 24 maio 2018.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Sinir**, 2018. Disponível em: <<http://sinir.gov.br/web/guest/logistica-reversa>>. Acesso em: 30 maio 2018.

MOREIRA, Danielle de Andrade et al. Responsabilidade ambiental pós-consumo à luz do princípio do poluidor-pagador: uma análise do nível de implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos prevista na Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Revista de Direito da Cidade**, [s.l.], v. 8, n. 4, p.1442-1467, 25 nov. 2016. Universidade de Estado do Rio de Janeiro. <http://dx.doi.org/10.12957/rdc.2016.25492>.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei Estadual nº 13.905**, de 10 de janeiro de 2012. Dispõe sobre a obrigatoriedade das farmácias e drogarias manterem recipientes para coleta de medicamentos, cosméticos, insumos farmacêuticos e correlatos, deteriorados ou com prazo de validade expirado. Disponível em: <<http://www.al.rs.gov.br/filerepository/repLegis/arquivos/13.905.pdf>>. Acesso em: 25 maio 2018.

[00275] EL ANÁLISIS FODA COMO HERRAMIENTA PARA ANALIZAR LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

OTONIEL BUENROSTRO DELGADO¹; MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ
BERRIEL²; MARÍA DEL CONSUELO MAÑÓN SALAS³; HERIBERTA RAMÍREZ
HERNÁNDEZ⁴

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo^{1,4}; Instituto Tecnológico de Toluca^{2,3}

otoniellb@umich.mx¹; otoniellbuenrostro@hotmail.com¹; mirsolypel@yahoo.com.mx²;
consuelomanon@gmail.com³; herybety15@gmail.com⁴

ABSTRACT

Achieving an effective management of urban solid waste (USW), effectively and efficiently, is a challenge that Mexico faces. This study was conducted in nine municipalities of the State of Michoacán de Ocampo, bordering with the State of Mexico. The objective of the work was to analyze the management of the urban solid waste (USW) in order to determine the efficiency of the

municipalities to provide cleaning services. Each of the nine municipalities was visited, and a face-to-face survey and a telephonic interview to those responsible for waste management service were applied. Data were written in Excel sheets and a Strengths, Weaknesses, Opportunities and Threats (SWOT) analysis was used for analyze the variables and service information

regarding the collection coverage of the municipalities. The main results reflected that the SWOT is a proper tool and more accurate with respect to other statistical methods for evaluate the efficiency and effectiveness with which municipalities provide the service cleaning services. It is concluded that balancing efficiency and effectiveness are important, as well as knowing the strengths, weaknesses, opportunities and threats of each of the municipalities and thus achieve a better waste management of the USW, so that the municipalities obtain better results and reflect on the living standards of the inhabitants and lesser impacts on the environment.

Keywords: SWOT, waste, system, efficiency

INTRODUCCIÓN

En años recientes ha cobrado especial interés el tema de los *Residuos Sólidos Urbanos* (RSU) en diversos sectores de la sociedad mexicana, debido a que la contaminación que ocasiona se ha incrementado notablemente. La contaminación que ocasionan los residuos sólidos RSU es consecuencia de su manejo y disposición inadecuados ya que se depositan sin calcular el efecto negativo que tiene sobre el ecosistema y la salud de las personas (Bernache, 2012).

El problema del manejo de los RSU no ha sido prioridad en el ámbito nacional, a pesar de ser un problema de salud pública y ambiental. Ello se refleja en la falta de un sistema nacional encargado de ofrecer soluciones. Además, los hábitos y costumbres limitan implementar programas tendientes a gestión integral de los RSU. Debido a que el problema no se debe solo a la cantidad, sino también a la composición de los RSU, de

ser densa y casi completamente orgánica, pasó a ser voluminosa, menos biodegradable y con porcentajes más grandes de materiales tóxicos, dificultando la gestión de los RSU y la recuperación de materiales con valor de uso para poder así integrarlos a reciclaje o reutilización.

El incremento en la generación de RSU ha expuesto a los sistemas de aseo público de la mayoría de los municipios de los países en vías de desarrollo, por los escasos recursos económicos ya que se requiere de mayor infraestructura técnica y operativa, como mayor cantidad de personal y más capacitados, un mayor número de camiones colectores, entre otros. Debido a que la gestión integral involucra la selección y aplicación de técnicas, apropiadas con programas para conseguir objetivos y metas específicas en la gestión de los residuos sólidos, es importante mencionar que todo este proceso implica la participación del gobierno, la

industria, el comercio y de la sociedad. También es importante para que todos los objetivos de un programa de gestión integral de RSU se alcancen es importante contar con información actualizada. Una buena gestión integral de los RSU tiene como objetivo dos funciones: la recuperación de recursos y la disposición de los RSU, eficaz y eficientemente (Tchobanoglous, 2004). Por lo tanto, para lograr una gestión integral de los RSU, las autoridades municipales deben implementar medidas tendientes a manejar y gestionar adecuadamente los RSU y residuos de manejo especial (RME), para lo cual se tiene en México la Guía de cumplimiento de la NOM- 083-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT, 2004).

En la gestión de los RSU, la implementación de alguna acción o proyecto, requiere prácticamente del desempeño en eficacia, el cual se refiere a cumplir con los objetivos propuestos, habilidad y capacidad de hacer algo, esto requiere evidentemente de la eficiencia, la cual es la productividad que mide la rapidez con la que alguien puede cumplir sus objetivos, es decir producir lo mismo con pocos recursos (Munizaga, 2016). Este autor define eficacia como hacer las cosas bien y eficiencia el hacer las cosas correctas. Tener una mejor eficiencia por lo general se asocia con la optimización de los recursos económicos empleados, un proceso puede ser eficaz, pero, puede presentar malos rendimientos debido a una gestión ineficiente, por el contrario, puede existir un proceso muy eficiente pero no eficaz y este no podrá tener éxito (Druker, 2001).

El analizar los sistemas de gestión de los RSU para identificar las deficiencias y potencialidades ha resultado complicado con métodos estadísticos, ya que la mayor parte de las variables que inciden en la gestión de los RSU son cualitativas. De lo anterior, es que se propone el uso del análisis FODA (fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas) para identificar la eficiencia y eficacia con la que operan los sistemas de aseo público municipales.

El FODA, es una herramienta de análisis sistemático que facilita el apareamiento entre las amenazas y oportunidades externas con las debilidades y fortalezas internas de la organización; funciona para estudiar las distintas variables que influyen en la realidad y entorno, en un momento concreto del tiempo, de un individuo, producto o servicio estos ayudan a determinar los factores que pueden favorecer u obstaculizar el logro de los objetivos establecidos, con anterioridad para la empresa o proyecto que se desee analizar (Ramírez, 2009). El objetivo de este trabajo fue proponer un método para relacionar las variables de los sistemas de aseo público con las que definen al FODA. Los

objetivos específicos fueron: identificar las variables que están determinando diferencias en la gestión de los RSU; determinar la eficiencia y eficacia de la gestión de los RSU en el área de estudio.

METODOLOGÍA

Fortalezas	Oportunidades
Recursos humanos	Acceso a recursos económicos
Recursos normativos	Infraestructura adecuada
Extensión administrativa y jurídica	Planificación organizacional
Buen servicio	Buena capacidad de gestión
Competitividad	Participación social
Debilidades	Amenazas
Tecnología obsoleta	Burocracia excesiva
Falta de organización	Bajos perfiles técnico / académicos
Ineficiencia en la distribución de los recursos económicos	Baja productividad
Perfiles profesionales no adecuados	Desconocimiento de la normatividad
Mal servicio	Pasivos económicos excesivos
Nulos ingresos	Inflación económica

Recopilación de información para conocer el nivel socioeconómico

Con base en datos censales (INEGI, 2015), se recabó información sobre el nivel socioeconómico y datos demográficos de cada uno de los nueve municipios que se incluyeron en el área de estudio.

Visita a los municipios del área de estudio

Se realizaron recorridos por la zona de estudio y de esta manera establecer contacto directo con las autoridades y encargados de los servicios de aseo público. Se presentó el equipo de trabajo a los encargados de los servicios de aseo público y se les expuso los motivos y finalidades de la investigación.

Aplicación de la encuesta

Se aplicó una encuesta a cada encargado de aseo público la encuesta contenía un aproximado de 14 preguntas que se desglosan en diferentes opciones, tratando aspectos de organización administrativa y

operativa preguntas relacionadas acerca del estado actual en que se encuentra los sistemas de recolección y limpia, planeación, recolección, infraestructura, cobertura, tratamiento y disposición final de los RSU.

Análisis de los datos

Los datos de las encuestas y de las entrevistas, se capturaron en hojas de cálculo Excel para elaborar una base de datos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla1 se muestran las variables utilizadas y su clasificación.

Tabla 1. Ubicación de las variables utilizadas para el análisis FODA

				(%)
Anganguao	22	10,768	20	91
Contepec	74	32,954	55	86
Ocampo	40	22,628	33	83
Senguio	55	18,427	49	89
Susupuato	81	8,704	48	59
Tiquicheo	209	14,274	96	46
Tlalpujahua	64	27,587	55	86
Tuzantla	193	16,305	162	84
Zitácuaro	161	155,534	84	52

Recopilación de información para la demografía de los municipios del área de estudio

Se obtuvieron datos totales de localidades, el total de habitantes y así también la superficie de cada uno de los municipios, lo cual ayudó a conocer las características de la población contemplados en el área de estudio.

Resultados de la aplicación de la encuesta.

Entre los principales resultados que se obtuvieron de la aplicación de la encuesta a los responsables del servicio de aseo público municipal, fueron con respecto a la cantidad de localidades que se les brinda el servicio de recolección de RSU. En la tabla 2, se muestra el porcentaje de localidades que cuentan con el servicio, lo cual indica la cobertura del servicio y por lo tanto la eficacia de la gestión de los RSU, de acuerdo con el análisis FODA.

Tabla 2. Cobertura del servicio de recolección de residuos sólidos urbanos en los municipios del área de estudio.

Municipio	Número de localidades	Número de Habitantes	Localidades con servicio de recolección	Cobertura del servicio de recolección

Asimismo, las visitas al área de estudio, los recorridos de campo, la observación personal y la interacción con los encargados y población, permiten tener una fuente de análisis más confiable, ya que con esto se confronta la realidad que refleja los encargados con la que percibe el investigador. De estas visitas Los SDF del área de estudio no funcionan de acuerdo con la normatividad vigente, y en algunos municipios se empeora la gestión, ya que no cuentan ni siquiera con un SDF.

Aplicación del análisis FODA

El análisis FODA, resultó de gran utilidad para analizar la gestión de los RSU en los municipios, e identificar, las fortalezas, debilidades, oportunidades y amenazas.

La entrevista como herramienta para obtener información de la gestión de los RSU, no es confiable, ya que la tendencia de respuesta por parte de los responsables del servicio de recolección es a responder que todo el servicio es adecuado, actitud lógica, ya que son funcionarios en turno. Además, existe un escaso conocimiento de los temas de la gestión y normatividad de los RSU, por parte de los responsables del servicio de aseo público

Resulta de gran importancia el incluir la teoría de la eficiencia y eficacia en el análisis de estos sistemas, ya que la experiencia de campo demostró la preponderancia de los responsables del servicio de aseo público por lograr la eficacia, pero descuidan la eficiencia. El lograr el equilibrio de estos dos indicadores es la clave para alcanzar una gestión integral de los RSU. De lo anterior, resulta importante,

reconocer la eficacia y eficiencia de cada uno de los municipios para identificar las variables que impiden brindar un mejor servicio a las localidades.

CONCLUSIONES

Es importante que los análisis para determinar la gestión de los RSU se realicen con visitas de campo y análisis in situ. Ya que se observó que los administradores no brindan información actual o certera con respecto a la gestión de los RSU de sus municipios.

Es necesario que los responsables del servicio de aseo público se involucren más con la normatividad, con las que cuenta nuestro país y vigilar los mecanismos para asegurar su cumplimiento, lo anterior, para mejorar las actividades que desempeñan y así poder realizar una gestión integral de los RSU adecuadamente.

Los responsables del servicio de aseo público deben procurar la optimización del ejercicio del presupuesto para asegurar mejores salarios a cada uno de los trabajadores, y con horarios flexibles para laborar.

Los municipios deberían incluir a todos los trabajadores al seguro médico, debido a que siempre existen posibilidades y riesgos de algún accidente.

Es importante que los municipios fomenten la formación de recursos humanos expertos en la gestión y administración de los recursos económicos y de infraestructura, para mejorar las necesidades del servicio de aseo público en cada municipio.

Los municipios deben canalizar recursos económicos y organizacionales para facilitar el involucramiento y participación de la población en la gestión de los RSU en cada municipio.

Drucker, P. F., 2011. Management: Tasks, Responsibilities, Practices. Taylor & Francis Group, New York. ISBN: 0-7506-4389-7.

INEGI (2015). Estimadores de la población total en viviendas particulares habitadas por municipio y grupos quinquenales de edad según sexo. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Tabulados de la Encuesta intercensal 2015. 24 de octubre de 2016.

Munizaga, J.A. (2016). Metodología para la evaluación integral de sistemas de gestión de residuos domésticos. Tesis de Doctorado en ingeniería ambiental. Universidad de Cantabria. Santander, España. 266pp.

SEMARNAT & GTZ (2004). Guía de Cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales & Agencia de Cooperación Técnica Alemana. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Diciembre de 2004.

Ramírez, J. L. (2009). Procedimiento para la elaboración del análisis FODA como una herramienta de planeación estratégica en las empresas. Instituto de investigaciones y estudios superiores de las ciencias administrativas (IIESCA). Universidad Veracruzana. (2), 54-61.

Tchobanoglous, G. Theisen, H. Samuel, A.V. Gestión Integral de los residuos sólidos. 2da ed. 2004. Editorial: Mc Graw Hill/interamericana. México. 1107 p.

BIBLIOGRAFÍA

Bernache G. (2012). Riesgo de contaminación por disposición final de residuos. Un estudio de la región Centro Occidente de México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 28 (1), 97-105.

[00315] PROCESO DE TRANSFORMACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS, UNA ACCIÓN REAL ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO

JOSÉ DE JESÚS VÁZQUEZ CHABOLLA¹

Procuraduría de Protección al Ambiente del estado de Quintana Roo¹

jesus.chabolla@hotmail.com¹;

Palabras Clave: Transformación, Residuos, Relleno, Sanitario.

Abstract

We need to understand the links between the priority issues that constitute a challenge for the presence of solid waste and define what is the correct way to carry out its management to avoid further contributing to climate change. Learning this in dramatic and often painful ways - the droughts, landslides, hurricanes and prolonged Arctic frosts of recent years are the way Earth is telling us something important: that our well-being and our natural environment are deeply entwined in a dance of life that is as vulnerable as it is glorious. And when nature suffers the human burden of the waste generated by its activities in addition to bad governance, the tense political relations between neighbors and the lucrative interests of individuals, it becomes part of the equation that determines the security or insecurity of thousands of people. millions of people around the world.

And yet, we still do not know how to collectively manage resources such as garbage, its waste, water, land and clean air to help prevent the effects of climate change. The conservation community must act urgently to correct this deficiency by answering several key questions. Have we satisfactorily solved the problem of the accumulation of waste generated by our economic and social activities ?, It will be necessary to take integrated management actions incorporating processes that guarantee the human being its ultimate control by

preventing the destruction of ecosystems by the products that are generated in trying to implement efforts trying only to contain and not solve in the end, we have enough wisdom and practical experience from our own populations, accumulated over millennia, to identify the threats, priorities for action and available policy options to understand the acceptance of new technological processes that have proven successful in the transformation of waste into harmless materials that also serve the same development of communities by decreasing the extraction of natural resources that the planet demands to maintain its equilibrium.

This work proposes the transformation of waste as the technological process that prevents waste materials from human activities being discharged to the planet and contribute to climate change, producing also necessary products in the communities. Complying with the international agreement to protect natural resources.

• Introducción:

Por la influencia que tiene la generación, tratamiento y disposición final de los residuos sobre el Cambio Climático es necesario tomar acciones de gestión integral incorporando procesos que le garanticen al ser humano su control definitivo evitando la destrucción de los ecosistemas por los productos que se generan al tratar de implantar gestiones tratando solo de contener y no resolver en definitiva. Se conoce que de los rellenos sanitarios se desprende un conjunto de gases tóxicos

así como también una serie de contaminantes a través de los líquidos que migran del relleno hacia el suelo y las napas, conocidos como lixiviados. En los métodos conocidos de reciclaje, se establecen objetivos para reducir el volumen de la basura, y posteriormente se valoriza que materiales pueden ser reutilizados en su forma original y finalmente volver a procesar los materiales que se acepten por la industria o definitivamente son puestos en tiraderos o rellenos sanitarios, sin acabar con el problema. (Delgado, 2007). Mencionar los demás procesos que hoy se ocupan del tema de los residuos se encontrarán con condiciones similares que no cumplirán con la meta de no tener residuos que aporten elementos causantes del Cambio Climático presente

Por tal motivo, se impone la necesidad de actuar para evitar las causas que motivan los efectos del cambio climático, y desarrollar una discusión a fondo sobre cuáles deberían ser las verdaderas estrategias para encarar la gestión de los residuos presentes en las actividades humanas.

El problema real de los residuos sólidos urbanos es entender que éstos circulan dentro de un ambiente cerrado denominado planeta, en el que lo que se tira o desecha en algún lugar, va a regresar al mismo lugar en cualquier momento y en una forma inesperada (Small, 1970). Por otro lado, a nivel nacional solamente se recicla del 10% al 20% de los residuos sólidos urbanos generados. Esta cifra resulta muy baja si se considera que la generación de dichos residuos, en la República Mexicana es de aproximadamente 106 342 420 kilogramos por día (Jiménez, 2001; INEGI, 2016). Con base en lo planteado, el objetivo de este trabajo es proponer la transformación como proceso de solución definitiva al problema de la disposición final de los residuos sólidos urbanos para evitar contribuir al Cambio Climático, mediante plantas de transformación de residuos sólidos, que logren transformar los residuos sólidos urbanos en un material inocuo, que puede ser empleado en beneficio de la sociedad.

• Objetivos

Brindar una herramienta de gestión con el proceso tecnológico de la transformación de los residuos sólidos urbanos generados por las poblaciones, mediante la utilización de métodos encadenados trabajando en ciclo cerrado con el fin de evitar emanaciones a la atmosfera, agua como al suelo, en el momento de fabricar productos inocuos que pueden ser utilizados además en beneficio de la sociedad, evitando con ello la permanencia de los residuos en el medio ambiente que están contribuyendo a generar los efectos del Cambio Climático que están ocurriendo en el planeta.

• Metodología

La planta procesar todos los residuos sólidos urbanos que se generan en una comunidad, los cuales son transformados en una masa homogénea, la cual termina en un proceso de moldeado en el que toma la forma que se desea, con el objetivo de eliminar de manera definitiva la acumulación de basura y sus consecuencias que están incrementando el actual Cambio Climático. El resultado de la planta es un producto inocuo y no peligroso para el ser humano.

La planta de transformación de residuos sólidos tiene una capacidad de transformación industrial de calculo de planta instalada mínima de 30 toneladas de residuos por jornada laboral y una capacidad máxima que depende de la generación residuos totales que se genere en el lugar donde se instale, debido a su concepción desde su planeación para su instalación que en su concepto es lineal por múltiplos de 30 a 50 toneladas, en la cual se pueden ensamblar las líneas necesarias para transformar la cantidad de residuos total generados por la población objetivo. Para la instalación de la planta son necesarios doscientos diez y seis metros cuadrados de superficie. Dado que su funcionamiento está basado en un proceso específico para identificar a la basura como su materia prima (basura son los residuos sólidos urbanos generados en los municipios) y la adhesión de insumos (aditivos V208 MC, V209 CS, V210 BS y V211 PZ; los cuales son nombrados con claves debido a que son base de los derechos privados de la invención). La materia prima y los insumos convergen en cuatro fases que se encuentran íntimamente relacionadas y

que, para llevarse a cabo a buen término, emplean diversas operaciones unitarias. Dichas fases son: fase A o recepción, fase B o neutralización, fase C o descontaminación y fase D o eco-transformación.

Fase A. Recepción

Conforme los vehículos de recolección llegan a las instalaciones de la planta, se reciben los residuos en su forma natural o en bolsas conteniendo los residuos sólidos de la población, las cuales son depositadas en una tina de recepción. En dicha tina de recepción, se rompen las bolsas para liberar los residuos con ayuda de destrozadoras. [1]

Fase B. Neutralización

La fase de neutralización comienza con el paso de los residuos por una banda transportadora que desemboca en una tolva de acero inoxidable. Dicha tolva permite a los residuos llegar al molino vertical de cadena, donde son cortados. Posteriormente, los residuos son llevados, mediante otra banda transportadora, a un trommel donde se les agregan los productos V210 BS y V211 PZ a través de sistemas de dosificación. La adición de estos productos neutraliza los procesos fisicoquímicos y microbiológicos, que de otra manera se llevarían a cabo y que son los causantes de los procesos de biodegradación que dan lugar a la generación de olores desagradables y de líquidos con alta concentración de materia orgánica.

Fase C. Descontaminación

En la fase de descontaminación, los residuos son trasladados a través de bandas transportadoras de selección (en las que por efecto de imantación se retira las piezas metálicas) hacia una tolva que desemboca en un molino de martillos que se encarga de triturar los residuos. Después de ser triturados, los residuos sólidos pasan a la sección de tamizado. En esta sección se encuentran dos tamices (uno que selecciona partículas de una pulgada y otro de media pulgada de diámetro) en un sistema vibratorio para acelerar el proceso. Los residuos sólidos que cumplen con el tamaño de partícula requerido, son transportados al horno de secado, donde se elimina el 88% de

la humedad de los residuos sólidos a una temperatura de 200° a 250° C. Este equipo posee un sistema que condensa el vapor de agua y lo lleva hacia un tanque de almacenamiento para su posterior utilización al acondicionar la masa preparada y darle el nivel adecuado de humedad para poder pasar a la prensa de conformación

Fase D. Eco-transformación

En esta fase, los residuos pasan a las mezcladoras, donde se les agregan los aditivos V208 MC y V209 CS a través de un sistema dosificador, el cual provee cada aditivo de acuerdo a la formulación establecida. Esta solución proporciona resistencia a la masa. La materia prima de esta fase es el producto de la fase C, el cual es una masa compacta que resulta de la mezcla de los residuos sólidos triturados (con una humedad del 27%) y la solución con los aditivos. Después de este proceso, la masa compacta, por medio de un accionado de compuerta, pasa a una tolva de inyección que desemboca en una cámara de formación, donde el material es moldeado en forma de barra.

Después de pasar por la cámara de formación o prensa, los residuos entran a la sección de hornos, donde son sometidos a temperaturas de 120°C y posteriormente salen las barras de masa comprimida de 25 cm. por lado. La barra hecha sale de la prensa como una cinta continua hacia un transportador de rodillos, donde se realiza el corte mediante filamento de presión de agua y así de la barra poder formar bloques (llamados vómer) de la medida requerida. Una vez que se encuentran activas todas las operaciones unitarias de la planta (proceso que toma aproximadamente una hora, desde que entra al sistema el primer residuo y hasta que empieza a salir el producto de la prensa), la producción de ésta es de siete metros de barra de masa comprimida por hora. Después de realizar los cortes requeridos a la barra, el material pasa al almacén, sitio en el que permanece durante tres días antes de estar listo para su distribución.

• Resultados y discusión

Si bien la parte que demuestra el cumplimiento total es su producto final del objetivo logrado, ya que se logra mediante los residuos que son la materia prima de una innovadora industria del reciclaje real de los materiales extraídos y que lejos de ser desechados se vuelven en productos que no han generado contaminación al aire, suelo, ni al agua, y de manera importante, logramos un proceso que no incluya la formación de lixiviados, es que se puede afirmar que este proceso cumple con el objetivo de transformar el cien por ciento de los residuos generados por una población en cualesquiera de sus actividades, pudiéndose afirmar que es posible que cualquier actividad es capaz de desarrollarse siempre y cuando cuente con el proceso indicado para la transformación de los residuos que llegue a producir, cumpliendo con los acuerdos establecidos por el planeta ante el Cambio Climático.

La construcción de la planta en la población de Conkal, Yucatán, México, certificada en su proceso para comprobar que no existen emanaciones ni al aire, al suelo ni al agua, como la demostración de los productos que son producidos en su totalidad son inocuos al ser humano y al medio ambiente, fue un proyecto autorizado y financiado por CONACYT México, Proyecto Clave de Registro 129364: “Desarrollo e implementación de tecnología limpia y demostración de la inocuidad de los productos generados a través de la puesta en marcha de una planta piloto y prototipo experimental para el tratamiento y transformación de los residuos sólidos urbanos”, cofinanciado por la empresa Vantech Company, S.A. de C.V., en la Convocatoria 2009-07 del Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica CONACYT – Gobierno del estado de Yucatán, concluyendo con la certificación final del Instituto Tecnológico de México el día 23 de junio de 2014, procediendo a la construcción de la planta con capacidad de cien toneladas por jornada de producción el día 11 de febrero de 2016.

El producto que se obtiene de la planta de transformación de residuos sólidos, llamado vómer, tiene características similares a algunos materiales empleados para la construcción de mobiliario urbano. Estos vómer pueden elaborarse en forma

de block, guarnición y bovedilla, y pueden tener diferentes usos para postes, bardas, paraderos de camión, comederos de ganado, bebederos, techumbres, guarnición de banquetas, albarradas, división de oficina, entre otros. Los vómer también pueden presentar variantes en su composición, dependiendo de la cual pueden clasificarse en vómer común (Vc), producto de todos los residuos sólidos urbanos que se reciben y se planea utilizarlos en la construcción de viviendas rurales, instalaciones para animales, bodegas, entre otros; vómer elite (Ve), mezcla de Vc, a la cual se adiciona el veinte por ciento de productos de patente (OP), presenta mejorar el acabado y obtener menor peso que Vc, y se utilizará para los mismos usos que éste; vómer ejecutivo (Vex), mezcla de Vc a la cual se adiciona el 40% de (OP) y por sus características de acabado y peso se utilizará para la conservación de energía en planta industriales.

Los vómer pueden estar expuestos a la intemperie sin que líquidos o gases se desprendan de ellos y, a diferencia de los residuos sólidos sin tratamiento, no favorecen el desarrollo de cucarachas, ratas y aves de rapiña que transmiten enfermedades a la población cercana. [1]

• Conclusiones

Cada vez toma más fuerza la idea de que es posible desarrollar actividades económicas dentro del concepto de sostenibilidad. Lo que conlleva la necesidad de “un desarrollo que satisfaga las necesidades del presente sin poner en peligro la capacidad de las generaciones futuras para atender sus propias necesidades”, Para que sigamos construyendo el camino que nos permita alcanzar esta meta de vivir sin residuos, de no estar escondiendo la basura, es necesario que el ser humano tenga una visión en la que el uso sostenible de los recursos naturales sea parte fundamental del desarrollo económico y social de los pueblos incorporando procesos innovadores para la transformación de los residuos generados. Será indispensable en esta tarea una interacción adecuada entre la conservación del ambiente, la aplicación de tecnologías limpias como la que este trabajo presenta para el

cumplimiento cabal de la normativa existente y la generación de ingresos distribuidos solidariamente.

Un proceso de transformación de los residuos que busca contribuir con el desarrollo económico ya que es posible convertir la basura la cual fue extraída de los recursos naturales y con este proceso es posible la producción de materiales necesarios para el desarrollo futuro de las poblaciones y que si están en armonía con el Medio Ambiente y demás harán frente al Cambio Climático debido a que los productos superan la resistencia y temporalidad en el uso de los existentes, con esta adopción de herramientas tecnológicas para gestionar los residuos de las poblaciones y de todas sus actividades económicas como sociales. Será debido a la inclusión de la presente proceso tecnológico de transformación de residuos se podrá construir Plantas de Transformación de Residuos Sólidos acabando con los problemas innumerables que genera la presencia de residuos. Este anhelo, que cada vez es más es reconocido por gobiernos y sectores sociales, nos debe de llevar a que los países desarrollen políticas y leyes que promuevan el desarrollo económico enmarcado en procesos de conservación del ambiente y generación de bienestar social. Posibilitando un desarrollo sostenible, sustentable y de conservación de los recursos naturales, sea visto como un tema transversal del desarrollo, y que no solo toca al medio ambiente por sí mismo, sino que está estrictamente relacionado con temas como agricultura, salud, vivienda y educación; de manera que los residuos no son un tema aislado de las decisiones políticas con visión de futuro ante el Cambio Climático.

• Referencias bibliográficas

Capistrán, F., Aranda, E. y Romero, J.C. (2004) Manual de reciclaje, compostaje y lombricompostaje, Instituto de Ecología A. C., Xalapa, 150 pp.

Castillo, H. (2003) Garbage, work and society, Resources, Conservation and Recycling, 39(3), 193-210.

INEGI (2010) Viviendas particulares habitadas y su distribución porcentual según la forma de desechar la basura por entidad federativa, Censo de Población y Vivienda, México. ^[1]_{SEP}

INEGI (2011) Residuos sólidos urbanos, Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales, México.

Jiménez, B.E. (2001) La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada, Limusa, México, 200 pp. ^[1]_{SEP}

Magaña, A. (2002) Reactor anaerobio horizontal doble (RAH-D) su desarrollo en la FIUADY, Ingeniería, 6(3), 61- 65. ^[1]_{SEP}

Maldonado, L. (2006) Reducción y reciclaje de residuos sólidos urbanos en centros de educación superior: Estudio de caso, Ingeniería, 10(1), 59-68. ^[1]_{SEP}

SEDUMA (2009) Programa estatal para la prevención y gestión integral de los residuos, Gobierno del Estado de Yucatán, Mérida, 120 pp. ^[1]_{SEP} SEMARNAT (2002) Manual de manejo adecuado de residuos sólidos, CECADESU, México, 63 pp. ^[1]_{SEP}

Small, E.W. (1970) Third pollution, Praeger Publishers Inc., Nueva York, 173 pp. ^[1]_{SEP}

SUMA (2008) Programa estatal para la prevención y gestión integral de los residuos en Michoacán de Ocampo, Gobierno del Estado de Michoacán, 54 pp. ^[1]_{SEP}

Tchobanoglous, G., Thiesen, H. y Vigil, S. (1994) Gestión Integral de Residuos Sólidos, McGraw Hill/Interamericana de España S.A., Madrid, 978pp.

UICN, Oficina Regional para Mesoamérica y la Iniciativa Caribe. San José, Costa Rica. 2011 Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales (UICN)

[00322] EVALUACIÓN DE BIOMEZCLAS ORGÁNICAS USADAS COMO SUSTRATOS EN CAMAS BIOLÓGICAS PARA LA DEGRADACIÓN DE PLAGUICIDAS

MARÍA DEL CARMEN PONCE CABALLERO¹; GERMÁN GIÁCOMAN VALLEJOS²;
GÓNGORA-ECHEVERRÍA VIRGILIO R³

Universidad Autónoma de Yucatán^{1,2}; Estudiante de doctorado³

cponce@correo.uady.mx¹; giacomano@correo.uady.mx²; vilorene2@gmail.com³

Palabras clave: biobeds, plaguicidas, biodegradación, biomezclas.

Abstract

The biobeds are a viable option to minimize contamination by pesticide during preparation, use and washing of fumigation instruments. Behavioral studies of pesticides in agricultural soil, compost plant, sisal pulp, corn stover and seaweed to determine the volatile, soluble and remaining fraction were developed. Twelve biomixtures to treat a mixture of five pesticides (2,4-dichlorophenoxyacetic acid “2,4-D”, atrazine, glyphosate, carbofuran and diazinon) over a period of 41 days were tested. Behavioral studies showed that diazinon and carbofuran were the most volatile pesticides; glyphosate had the highest remaining fraction. Soil was the substrate where pesticides had the lowest percentage of soluble fraction. Dissipation studies corroborated the efficiency of biological beds due to dissipation of high concentrations of pesticide in a short time when registering dissipations greater than 99% at 41 days. Time, type of biomixture and type of pesticide were statistically significant ($P < 0.05$) in pesticide dissipation. In conclusion the new biomixtures were efficient in pesticide dissipation, this makes biobeds an efficient and rentable system to prevent water and soil pollution by pesticides in southeastern Mexico.

1. Introducción

La contaminación de suelos y aguas por plaguicidas tiene dos fuentes: puntual y difusa. La contaminación difusa es aquella ligada a la lixiviación de plaguicidas aplicados en grandes extensiones, y es consecuencia del uso de dosis inadecuadas así como de las características del suelo y de la proximidad de cuerpos de agua. La contaminación puntual puede resultar de un equipamiento deficiente, una mala manipulación durante la preparación de las mezclas y de los desechos generados por el lavado de instrumentos de aplicación y otras más de prácticas ilícitas como el vaciado de productos directamente en sumideros o cuerpos de agua superficial. Diversos estudios

establecen que las fuentes puntuales son la principal causa de la contaminación de suelo y agua por plaguicidas (Mason et al. 1999; Stenvang y Helweg 2000 y Müller et al. 2002).

El uso de las buenas prácticas agrícolas ayuda a reducir la contaminación causada por plaguicidas, entre ellas, la recolección de efluentes agroquímicos, así como la adecuada

disposición y tratamiento permiten evitar la contaminación puntual. Los efluentes recolectados provienen del agua de lavado del equipo de pulverización y recipientes y de los residuos de las mezclas aplicadas. Los sistemas de cama biológica se utilizan para tratar estos efluentes permitiendo el confinamiento y la degradación de los residuos de plaguicidas. Torstensson y Castillo (1997) son los pioneros en estos sistemas, los cuales se consideran de construcción sencilla y económica, se constituyen principalmente de una mezcla de suelo y diferentes materiales. Su eficiencia radica en la capacidad catabólica de la microflora presente y está en función de los materiales utilizados en la biomezcla de la naturaleza de los plaguicidas a tratar, así como del medio ambiente en que se encuentran. Sin embargo los mecanismos de destino y transporte de los plaguicidas en las camas biológicas deben considerarse para conocer el destino final de los mismos en los procesos de disipación.

Las camas biológicas se emplean eficientemente en varios países de Europa y América. Su construcción y materiales usados en la biomezcla varían de acuerdo a las necesidades de los usuarios, por ejemplo, volumen de efluentes, sistemas de recolección y lavado, disponibilidad de materiales para la biomezcla, condiciones ambientales etc. Si bien la mezcla más utilizada es suelo, turba y paja (1:1:2) en proporción de volumen, en cada país donde se han instalado estos sistemas los materiales y proporciones de la mezcla varían. En México no existen este tipo de sistemas en uso. Con el entendimiento de que las medidas correctivas son más caras que las

preventivas, y que los suelos y cuerpos de agua contaminados representan un riesgo para la salud humana y el medio ambiente, el impulso de tecnologías emergentes en las tareas del campo como prevención y control de la contaminación puntual por plaguicidas debe ser impulsado.

Este estudio propone evaluar el uso de biomezclas compuestas de suelo, composta vegetal, agregados de fibra de desecho de henequén y sargazo, para la degradación de plaguicidas en camas biológicas. Esto se logrará al resolver problemáticas que dan pie a interrogantes tales como ¿el uso de una biomezcla a base de suelo, composta, sargazo y bagazo de henequén-sargazo favorecerá la proliferación de microorganismos degradadores? y ¿aumentará la eficiencia en la capacidad de retención y por ende en la degradación de mezclas de plaguicidas empleados mediante un sistema de cama biológica usando la biomezcla establecida? Todo esto se realizará con la certeza de que los materiales a emplear están disponibles en el entorno y las técnicas y procedimientos metodológicos pueden ser realizados con total veracidad, y que será un parteaguas en la prevención de la contaminación puntual por plaguicidas de suelo y agua en la región.

2. Metodología

Materiales de la biomezcla. Los sustratos elegidos fueron: suelo agrícola con historial de tratamiento de plaguicida, composta, bagazo de fibra de henequén, algas marinas comúnmente llamadas sargazo y rastrojo de maíz.

Todos los sustratos se caracterizaron fisicoquímicamente, los parámetros determinados fueron: pH, carbono orgánico, materia orgánica, nitrógeno orgánico, relación C/N, humedad, densidad aparente y real, capacidad de retención de agua y de campo (para suelo y composta) y el contenido de lignina. Del mismo modo se realizaron estudios de granulometría para el suelo y la composta. De modo complementario se determinaron los micro y macro nutrientes más importantes presentes en los cinco sustratos de estudio. Los nutrientes determinados por espectrofotometría de absorción atómica fueron: Cr, Cu, Fe, Mn, Zn, Ca, Na, Mg y K.

Implementación de las camas biológicas. Se implementaron setenta y dos camas biológicas a nivel laboratorio, seis replicas para cada mezcla. Cada sistema fue implementado considerando la proporción V/V de sustratos tal como se muestra en la Tabla 1. Cada sistema contenía un volumen de 500 cm³ de biomezcla al 90 % de su capacidad de retención de agua.

Tabla 1. Composición porcentual de las diferentes biomezclas.

Clave	Composición en sustratos	Porcentaje V/V (%)
M1	suelo agrícola	100
M2	suelo agrícola / composta	50-50
M3	suelo agrícola / bagazo de henequén	50-50
M4	suelo agrícola / algas	50-50
M5	suelo agrícola / rastrojo de maíz	50-50
M6	suelo agrícola / composta / henequén	50-25-25
M7	suelo agrícola / composta / algas	50-25-25
M8	suelo agrícola / composta / rastrojo de maíz	50-25-25
M9	suelo agrícola / henequén / algas	50-25-25
M10	suelo agrícola / henequén / rastrojo de maíz	50-25-25
M11	suelo agrícola / algas / rastrojo de maíz	50-25-25
M12	suelo agrícola / composta / henequén/algas /rastrojo de maíz	50-12.5-12.5-12.5

Plaguicidas utilizados en el estudio. A cada uno de los sistemas se les adicionó al tiempo cero 114.5 mg de carbofuran, 540 mg de 2,4-D, 171.8 mg de diazinon, 180 mg de glifosato y 1250 mg de atrazina. La Tabla 2 muestra la descripción de los plaguicidas comerciales empleados. Se extrajeron y cuantificaron los plaguicidas a los 20 y 41 día.

Tabla 2. Plaguicidas comerciales utilizados

Plaguicida comercial	Fabricante	Sustancia activa	Concentración producto
Agramina 6	Velsimex	2,4-D	720 g/L
Furadan 350L	FMC	Carbofuran	350 g/L
Sanazina	Velsimex	Atrazina	500 g/L
Diazinon	Dragón	Diazinon	229 g/L
Dragón 25E			
Velfosato	Velsimex	Glifosato	360 g/L

Métodos de extracción de plaguicidas

Extracción sólido-líquido. Se realizó mediante el método de extracción asistida por microondas de la guía 3546 de la EPA (EPA 2000). La muestra se colocó en tubos de teflón con igual cantidad de sulfato de sodio anhidro previamente activado a 440 °C por 4 horas; enseguida se adicionaron 25 mL de una solución de hexano-acetona en proporción 1:1 (v/v). Las condiciones de operación del microondas fueron: potencia de 800 W al 80 % y temperatura de 110 °C mantenida durante 15 min. Se tomaron 2 mL del extracto obtenido y se filtraron empleando un tamiz de fluorisil con poro de 0.45 µm directo a un vial de vidrio y se almacenó a 4 °C hasta su análisis.

La eficiencia en la extracción del método se validó mediante las pruebas de recobro para los cinco plaguicidas comerciales empleados en la investigación. Los resultados mostraron

porcentajes de recobro de 91 ± 2 % para el carbofuran, 88 ± 6 % para el 2,4-D, 94 ± 4 % para el diazinon, 96 ± 7 % para el glifosato y 91 ± 7 % para la atrazina.

Extracción fase sólida. Se realizó mediante el método establecido en la guía 106 de la OCDE. Se emplearon columnas de octadecil C18 marca JT Baker de 100 mg las cuales fueron activadas empleando 1 mL de diclorometano, metanol y agua HPLC en este orden. El sustrato fue lavado con 10 mL de CaCl_2 0.01 M mediante agitación circular manual durante 60 s y se dejó reposar por 10 min para separar las dos fases. Se tomaron 2 mL de la solución de lavado y se pasaron por una columna de octadecil C18. Para la recuperación de los plaguicidas se utilizaron 2 mL de diclorometano como solvente de arrastre. El diclorometano se evaporó en un rotovapor a 30 °C (Yamato RE200). El residuo se reconstituyó en 1 mL de hexano, y se homogenizó por agitación mecánica (Vortex Genie-2, Scientific Industries) y ultrasonido por 15 s (Biosonic UC125) para cada proceso, repitiendo el ciclo dos veces. El solvente se transfirió a un vial de vidrio y se almacenó a 4 °C hasta su análisis.

La eficiencia en la extracción del método se validó mediante las pruebas de recobro para los cinco plaguicidas comerciales empleados en la investigación. Los resultados mostraron porcentajes de recobro de $92 \pm 0.1\%$ para el carbofuran, $92 \pm 0.2\%$ para el 2,4-D, $89 \pm 1\%$ para el diazinon, $84 \pm 1\%$ para el glifosato y $84 \pm 0.3\%$ para la atrazina.

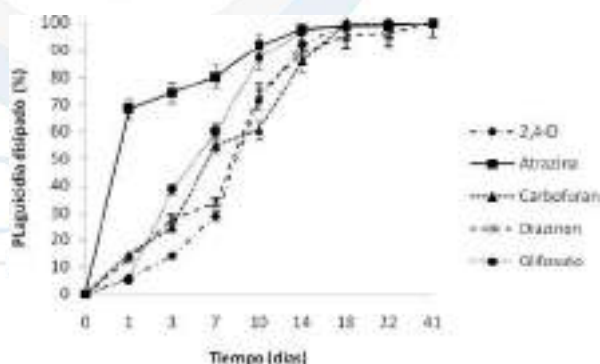
Método cromatográfico. Se empleó un cromatógrafo gases-masas marca Thermo Scientific Trace GC Ultra 1300, acoplado a un detector de captura de electrones (ECD) en tándem con un detector nitrógeno-fósforo (NPD). Con una columna capilar marca Perkin ElmerR Elite-17, 30 m x 0.25 mm x 0.25 μm utilizando como gas de arrastre helio BIP a una presión constante de 100 kPa. El horno operó mediante una rampa de temperatura, iniciando a 70 °C, manteniéndose un minuto y realizando incrementos posteriormente de 9 °C/min hasta 200 °C, la temperatura se mantuvo dos minutos y posteriormente se realizaron incrementos de 1.5 °C/min hasta 220 °C manteniendo esta temperatura por un minuto. Finalmente la temperatura presentó incrementos de 3 °C/min hasta alcanzar los 290 °C, esta temperatura se mantuvo por 1 min. Dicho cromatógrafo cuenta un inyector (PTV) en modo *splitless* con temperatura inicial de 80 °C manteniéndose por 0.3 min, durante la fase de evaporación se incrementa a 260 °C con aumentos de 10 °C/s manteniéndose por 2 minutos, la fase de transferencia se incrementó hasta 300 °C con incrementos de 13.5 °C/s y una fase de limpieza hasta los 320 °C con aumentos de 15.5 °C/s manteniéndose por 5 minutos; el volumen de muestra fue de 5 μL . El cromatógrafo cuenta

con un automuestreador marca Thermo Scientific modelo TRIPLUS. El detector ECD tuvo una temperatura base de 300 °C y temperatura del detector de 330 °C, con una corriente de 0.5 nA, amplitud de pulso de 50 V, pulso de banda de 1 μs y nitrógeno como *make up* a un flujo de 15 mL/min. El NPD trabajo a una temperatura de 330 °C, con flujo de aire de 50 mL/min y nitrógeno como *make up* a 50 mL/min, con voltaje de polarización de 50 V y corriente de 4 A.

3. Resultados y discusión

Disipación de plaguicidas en el suelo agrícola. La Figura 1 muestra la disipación de los plaguicidas a través del tiempo en el suelo agrícola. El tiempo de 18 días fue suficiente para disipar más del 90% de la concentración inicial aplicada de cada plaguicida. Análisis de varianza multifactorial ANOVA al 95% de confianza para determinar el efecto del tiempo, el tipo de plaguicida y la concentración inicial del mismo, mostró que tanto el tiempo ($P < 0.05$) como el tipo de plaguicida ($P < 0.05$) fueron significativos en la disipación del plaguicida, no así la concentración inicial ($P > 0.05$). De lo anterior los tiempos de 20 y 41 días fueron seleccionados para los estudios de disipación de plaguicidas para las 12 biomezclas de prueba.

Figura 1. Cinética de disipación de los plaguicidas de estudio en suelo agrícola.



Análisis de residuos de plaguicidas en las biomezclas. La Tabla 3 muestra los remanentes de los plaguicidas a los 20 días del experimento, estas cantidades son por mucho menores a las concentraciones iniciales aplicadas. Porcentualmente, a los 20 días la disipación de los plaguicidas fue superior al 98 % de la concentración inicial en todas las mezclas, sin embargo el diazinon y el glifosato presentaron los mayores remanentes entre todos los plaguicidas. Una prueba múltiple de rangos al 95 % de confianza a los 20 días mostro cuatro

grupos homogéneos: Grupo 1: M3, M5, M6, M7, M8 y M10; Grupo 2: M3, M6, M7, M8, M10 and M11; Grupo 3: M2, M3, M4, M6, M9 and M11, y Grupo 4: M1, M2, M9 and M12.

De estos grupos las mezclas que conforman el grupo 1 coinciden con aquellas que registraron los valores más bajos de remanentes de plaguicidas, siendo estos inferiores al 0.6 % de la cantidad total aplicada para todos los plaguicidas combinados (Co=2.26 g) (Figura 2).

La Tabla 4 presenta los remanentes de cada plaguicida aplicado a los doce sistemas de cama biológica a los 41 días. El carbofuran y la atrazina fueron los únicos plaguicidas que fueron detectados en todas las mezclas. El glifosato por su parte es quizá el plaguicida más disipado, ya que no se detectó en ninguna de las doce mezclas. De Roffignac et al. (2008) reportan una degradación del 99 % para el glifosato a seis meses usando una mezcla de bagazo de caña de azúcar y suelo en proporción 3:1 (v/v); en esta investigación la biomezcla M3 fue similar (suelo-bagazo de henequén, 1:1; v/v), sin embargo 41 días fue suficiente para disipar prácticamente todo el glifosato aplicado, este corto tiempo puede deberse a las diferencias en la proporción del suelo entre las dos biomezclas, los parámetros fisicoquímicos y la acción de los microorganismos presentes.

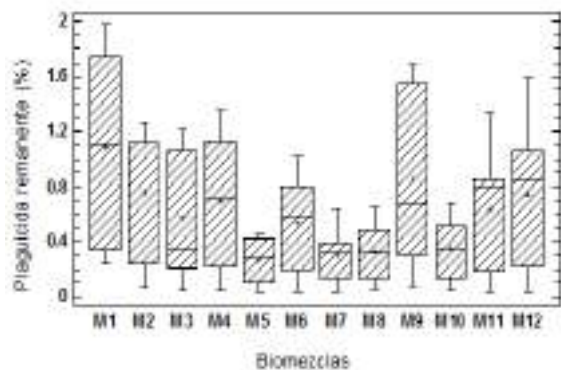


Figura 2. Gráfica de cajas y bigotes para el remanente de plaguicidas en todas las biomezclas a los 20 días (n=180); (+) Media; (–) Mediana.

Las mezclas M5, M6, M7, M8, M10 y M12 presentan los menores remanentes porcentuales para todos los plaguicidas a los 41 días, sin embargo una prueba múltiple de rangos al 95 % mostró dos grupos homogéneos, Grupo 1: M3, M4, M5, M6, M7, M8, M9, M10, M11 y M12 y Grupo 2: M1, M2, M4, M6 and M9, de la cantidad total aplicada para todos los plaguicidas combinados (Co=2.26 g) (Figura 3).

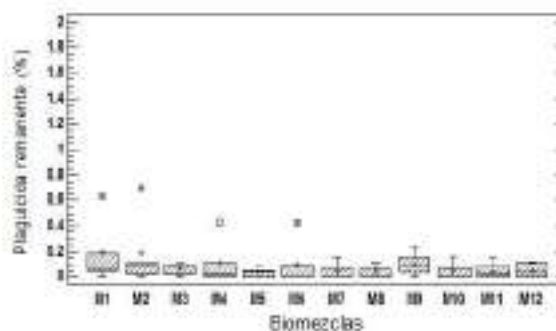


Figura 3. Gráfica de cajas y bigotes para el remanente de plaguicidas en todas las biomezclas a los 41 días (n=180); (+) Media; (–) Mediana.

En este estudio se comprobó la eficiencia en la disipación de los nuevos sustratos con los cuales se realizaron las biomezclas de las camas biológicas ya que tuvieron disipaciones de plaguicidas mayores del 98 % y 99 % a los 20 y 41 días, respectivamente.

El total del plaguicida disipado fue de 2 252.75 mg en total, de este modo se evitó la contaminación de 22.53×10^6 litros de agua de acuerdo a la norma de la Comunidad Europea (80/778/EC, 98/83/EC) que establece un límite de referencia de 0.1 mg/L para cualquier plaguicida en agua de consumo.

Tabla 3. Cantidad remanente de plaguicida a los 20 días

Mezcla	Plaguicida ($\mu\text{g}/500\text{cm}^3$ de biomezcla)				
	2,4-D	Carbofuran	Atrazina	Diazinon	Glifosato
M1	1.28+0.16	1.26+0.06	4.29+0.05	3.38+0.09	3.14+0.09
M2	0.35+0.03	1.28+0.05	2.87+0.06	2.17+0.08	2.02+0.05
M3	0.25+0.02	0.41+0.06	2.56+0.08	2.08+0.03	0.90+0.10
M4	0.27+0.02	0.83+0.05	2.82+0.28	2.34+0.04	2.04+0.05
M5	0.13+0.01	0.32+0.01	1.29+0.05	0.72+0.03	0.80+0.04
M6	0.15+0.02	0.67+0.06	2.51+0.12	1.75+0.041	1.45+0.10
M7	0.15+0.02	0.37+0.04	1.72+0.01	1.11+0.1	0.72+0.08
M8	0.27+0.04	0.37+0.10	1.67+0.01	1.12+0.22	0.87+0.04
M9	0.39+0.06	0.78+0.04	3.69+0.04	2.90+0.04	2.80+0.07
M10	0.24+0.04	0.41+0.01	1.70+0.06	1.17+0.02	0.92+0.04
M11	0.17+0.01	0.92+0.04	2.23+0.67	2.30+0.01	1.53+0.05
M12	0.13+0.01	0.98+0.04	2.78+0.12	2.74+0.09	1.91+0.13

*Concentración inicial ($\text{mg}/500\text{ cm}^3$) de 2,4-D=540; carbofuran=114.5; atrazina=1250; diazinon= 171.8 y glifosato=180

Mezcla	Concentración de plaguicida remanente a los 41 días ($\mu\text{g}/500\text{ cm}^3$)				
	2,4-D	Carbofuran	Atrazina	Diazinon	Glifosato
M1	0.29+0.02	0.73+0.08	2.29+0.08	0.13+0.04	ND
M2	0.13+0.01	0.80+0.11	1.40+0.17	0.16+0.04	ND
M3	0.13+0.03	0.11+0.05	1.35+0.04	0.17+0.03	ND
M4	0.11+0.01	0.50+0.08	1.40+0.12	ND	ND
M5	ND	0.10+0.02	0.62+0.00	0.08+0.01	ND
M6	ND	0.49+0.13	1.17+0.05	ND	ND
M7	ND	0.17+SD	0.89+0.13	ND	ND
M8	ND	0.13+0.01	0.79+0.03	ND	ND
M9	0.21+0.04	0.28+0.10	1.97+0.07	0.14+0.03	ND
M10	ND	0.19+0.06	0.92+0.04	ND	ND
M11	0.13+0.02	0.18+0.06	1.12+0.06	ND	ND
M12	ND	0.14+0.01	1.42+0.10	0.06+0.01	ND

Tabla 4. Remanente de plaguicidas en las doce mezclas a los 41 días.

*Concentración inicial ($\text{mg}/500\text{ cm}^3$) de 2,4-D=540; carbofuran=114.5; atrazina=1 250; diazinon= 171.8 y glifosato=180. ND: no detectado; SD: sin desviación estándar.

4. Conclusiones

De los estudios de disipación de plaguicidas en las 12 biomezclas, se observó que a los 41 días del tiempo que tardo el experimento todas las mezclas fueron eficientes registrando una disipación mayor al 99% para todos los plaguicida utilizados siendo la M5 (suelo/rastrojo) la más eficiente. El glifosato fue el único plaguicida que se disipó en su totalidad en todas las biomezclas.

Los análisis estadísticos corroboraron que el tipo de biomezcla es significativo sobre la disipación de los plaguicidas, lo cual establece que este aspecto debe ser tomado en cuenta al implementar un sistema de cama biológica.

5. Referencias Bibliográficas

De Roffignac L., Cattani P., Mailloux J., Herzog D., Bellec F. (2008). Efficiency of a bagasse substrate in a biological bed system for the degradation of glyphosate, malathion and lambda-cyhalothrin under tropical climate conditions. “Pesticide Management Science” 64, 1300-1313.

EPA (2000). Método 3546. Consultado el 18 de octubre de 2016. <http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/3546.pdf>

Mason, P.J., Foster, I.D.L., Carter, A.D., Walker, A., Higginbotham, S., Jones, R.L., Hardy, I.A (1999). Relative importance of point source contamination of surface waters: river Cherwell catchment monitoring study. En XI Pesticide Chemistry Conference, Cremona, Italy, September 1999; La Golarica Pavese: Pavia, Italy, 1999; pp 405-412.

Müller Karin, Bach Martin, Hartman Holger, Spiteller Michael and Frede Hans-George (2002). Point and Non-point source pesticides contamination in the Zwester Ohm catchment, Germany. “Published in J. Environ. Qual. 31: 309-318”

Stenvang L., Helweg A. (2000). Minimizing pollution risk at filling and washing sites for sprayers. “17th Danish Plant Protection Conference”, Overview/environment/ weeds. DJF-Report, 23, 73-77.

Torstensson L. y Castillo, M.d.P. (1997). Use of biobeds in Sweden to minimize environmental spillages from agricultural spraying equipment. “Pesticide Outlook”. 8, 24-27

[00354] DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE UN EXTRUSOR TIPO TORNILLO PARA LA OBTENCIÓN DE PELLETS PLÁSTICO A PARTIR DE BOTELLAS RECICLADAS

HANNIBAL LORENZO BRITO MOINA¹; KARINA GABRIELA SALAZAR
LLANGARI²; CRISTIAN XAVIER FLORES HERRERA³; JOSUE JAIRO VELEZ
ORTIZ⁴

Escuela Superior Politecnica De Chimborazo^{1,2,3,4}

hbrito@esPOCH.edu.ec¹; hbmlarry@hotmail.com¹; gabriela.salazar@esPOCH.edu.ec²;
cristian.flores@esPOCH.edu.ec³; josue1114@esPOCH.edu.ec⁴

RESUMEN

El diseño y construcción de un extrusor para la elaboración de pellets plástico a partir de botellas recicladas de polietileno – tereftalato (PET), se enfocó en primer lugar en la minimización la contaminación ambiental, así como en el reciclado de este material para su utilización en otros procesos productivos.

Para el diseño y la construcción de un extrusor, se utilizó cálculos de ingeniería en base a normas, leyes y principios establecidos, donde se determinó los valores de las variables de diseño del extrusor como: tolva de alimentación, husillo o tornillo, camisa, resistencias eléctricas, motor – reductor, tina de enfriamiento, olla de recirculación, bomba de recirculación, tablero de control y una base o soporte con un perfil estructural rectangular de acero inoxidable; con este proceso se procedió a realizar pruebas para la validación del mismo, teniendo como resultado una eficiencia del 90 % con un rendimiento del 94%.

El producto obtenido (hilo plástico) es la materia prima reciclada (PET), que será utilizada en procesos productivos como la fabricación de textiles, fundas plásticas, barras, etc., cabe mencionar que solo se puede utilizar hasta un 30 % de material reciclado el 70 % restante debe ser materia prima virgen.

Este equipo es muy útil, ya que ayuda a disminuir el impacto al ambiente que genera las botellas plásticas PET. Por lo que, se pretende implementar esta línea de producción en GAD Municipales para disminuir este problema y cumplir con la normativa ambiental vigente.

ABSTRACT

The design and construction of an extruder for the production of plastic pellets from recycled polyethylene terephthalate (PET) bottles, focused in the first place on the minimization of environmental contamination, as well as on the recycling of this material for use in other productive processes.

For the design and construction of an extruder, engineering calculations were used based on standards, laws and established principles, where the values of the design variables of the extruder were determined as: feed hopper, spindle or screw, sleeve, resistances electric, motor-reducer, cooling tub, recirculation pot, recirculation pump, control panel and a base or support with a rectangular structural profile of stainless steel; with this process we proceeded to perform tests for the validation of the same, resulting in an efficiency of 90% with a yield of 94%.

The product obtained (plastic thread) is the recycled raw material (PET), which will be used in production processes such as the manufacture of textiles, plastic bags, bars, etc., It should be mentioned that only up to 30% of recycled material can be used The remaining 70% must be virgin raw material.

Este equipo es muy útil, ya que ayuda a disminuir el impacto al ambiente que genera las botellas plásticas PET. Por lo que, se pretende implementar esta línea de producción en GAD Municipales para disminuir este problema y cumplir con la normativa ambiental vigente.

Palabras Clave: /Plástico/ /Reciclaje/ /Extrusor/
/Pellet

Keywords: /Plastic/ /Recycling/ /Extruder/ /Pellet

INTRODUCCION

En la actualidad el desarrollo científico y tecnológico es extraordinario y cada día los científicos generan nuevas investigaciones que ayudan al desarrollo de tecnologías, de tal manera, que se innova constantemente los sistemas de producción en las diferentes áreas industriales sin dejar de lado el tema ambiental que hoy en día es muy preocupante, especialmente en la elevada producción de materiales plásticos lleva consigo el cómo reutilizar o reciclar los productos desechados (BRITO H. , RESIDUOS SÓLIDOS GENERADOS EN EL CENTRO COMERCIAL LA CONDA MINE Y SU DISPOSICIÓN FINAL, 2015). La problemática con el plástico PET es que su producción es muy elevada y que el reciclaje o reutilización del mismo, a nivel nacional, regional y local es demasiado bajo, por lo que, se ha visto necesario diseñar y construir un extrusor (BRITO H. , 2016) para la obtención de pellets plástico (WAGANOFF, 1969) a partir de botellas plásticas tipo PET. Este proceso ayuda a reciclar material termoplástico, que es la materia prima para el uso en industrias textiles y de elaboración de escobas, donde se ha incrementado su consumo en los últimos años que, por sus características ha dado como resultado una importante demanda del producto reciclado para diversas aplicaciones como la fabricación de pantalones jean a partir de filamentos, alfombras, láminas, películas en materiales termoplásticos, etc.

Las botellas recicladas PET (ASKELAND, 2004) son utilizadas como materia prima para la obtención de pellets plástico (SABGORODNY, 1973), para lo cual, la línea de producción empieza con la operación unitaria de trituración (BRITO H. , Texto Básico de Operaciones Unitarias I, 2000), para después realizar el lavado de este material con hidróxido de sodio al 0.5 %, de esta manera se continúa con la operación unitaria de secado reduciendo la humedad hasta el 1 %, para finalmente en ésta etapa de producción viene el proceso unitario de extrusión (SIMONDS, 1972), obteniendo materia prima en forma de hilo para la elaboración de nuevos productos; que luego podrán ser comercializados.

Luego de la validación del proceso de elaboración de escamas PET (MORALES, 2010) se tiene como resultado una eficiencia del 90 % con un rendimiento del 94%, el producto así obtenido será utilizado hasta un 30 % de material reciclado, mientras el 70 % restante debe ser materia prima virgen.

Este equipo es muy útil, ya que ayuda a disminuir el impacto al ambiente que genera las botellas plásticas PET (RAMOS, 1993). Por lo que, se pretende

implementar esta línea de producción en GAD Municipales para disminuir este problema y cumplir con la normativa ambiental vigente.

OBJETIVOS

GENERAL

Realizar el diseño y Construcción de un extrusor de tornillo para la obtención de pellets plástico de botellas plásticas PET recicladas.

ESPECÍFICOS

- ✓ Identificar las variables presentes en el proceso de extrusión para la obtención de pellets plástico PET.
- ✓ Efectuar los cálculos de ingeniería para el Diseño de un Extrusor de tornillo.
- ✓ Dimensionar el equipo de extrusión para la obtención de pellets plástico de botellas plásticas PET recicladas.
- ✓ Ejecutar pruebas de funcionamiento y validación del equipo.

METODOLOGIA

Las botellas recicladas PET son utilizadas como materia prima para la obtención de pellets plástico, para lo cual, la línea de producción empieza con la operación unitaria de trituración, para después realizar el lavado de este material con hidróxido de sodio al 0.5 %, de esta manera se continúa con la operación unitaria de secado reduciendo la humedad hasta el 1 %, para finalmente en ésta etapa de producción viene el proceso unitario de extrusión, obteniendo materia prima en forma de hilo para la elaboración de nuevos productos; que luego podrán ser comercializados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las siguientes tablas se muestran los datos obtenidos en las diferentes pruebas de extrusión, en donde se detalla la variación de las variables del proceso y se especifica la apariencia visual de pellets de PET luego

del extrusado, siendo E excelente, B bueno, R regular y M malo para el producto final.

Tabla 1. Variación de las variables de extrusión

Precalentamiento del extrusor a diferentes temperaturas					
Ensayo	Cantidad de PET (Kg)	Temperatura de extrusión (°C)	Temperatura de precalentamiento (°C)	Tiempo de precalentamiento (min)	Estado
1	1	240	260	30	R
2	1	225	260	60	R
3	1	235	260	60	B
4	1	250	260	60	E

Fuente: BRITO H., et al, 2014

La temperatura de trabajo es 250°C medido a nivel de laboratorio, debido a que, la temperatura de fusión del plástico PET varía de 244-255 °C esto hace que la máquina funcione en una forma eficiente para obtener un producto de calidad.

Tabla 22. Valores de precalentamiento de la extrusora

Variable	Valor	Unidad
Temperatura de precalentamiento	260	°C
Tiempo de precalentamiento	60	min

Fuente: BRITO H., et al, 2014

Tabla 3. Valores de funcionamiento de la extrusora

Variable	Valor	Unidad
Temperatura de extrusión	250	°C
Revoluciones del tornillo	75	r.p.m.

Fuente: BRITO H., et al, 2014

Tabla 4. Temperatura de operación del proceso de extrusión a 250 °C

Temperatura	Valor (°C)
Zona de alimentación	85
Zona de compresión	250
Zona de dosificación	170
Entrada del H ₂ O a la tina de enfriamiento	20
Salida del H ₂ O de la tina de enfriamiento	21
Hojuelas de PET	23
Pellet extruido a la entrada de la tina de enfriamiento	170
Pellet extruido a la salida de la tina de enfriamiento	22
Ambiente	23

Fuente: BRITO H., et al, 2014

Tabla 5. Valores de pellets plástico

Propiedad	Valor	Unidad
Densidad amorfa	1.370	g/cm ³
Densidad cristalina	1.455	g/cm ³
Punto de fusión	260	°C
Cp del PET (Calor específico)	1.35	KJ/Kg °C
Cp del H ₂ O (Calor específico)	4.212	KJ/Kg °C
Densidad del H ₂ O a 20 °C	998.29	Kg/m ³
Capacidad calorífica del PET	1200-1350	J/Kg °C

Fuente: BRITO H., et al, 2014

Tabla 6. Rendimiento de extrusión de las escamas PET

Ensayo	Peso inicial (Kg)	Peso Final (Kg)	Tiempo (min)	Revoluciones del husillo (r.p.m.)	% Rendimiento
1	1	0.93	4	75	93
2	1.5	1.425	7	75	95
3	2	1.9	9	75	95

Fuente: BRITO H., et al, 2014

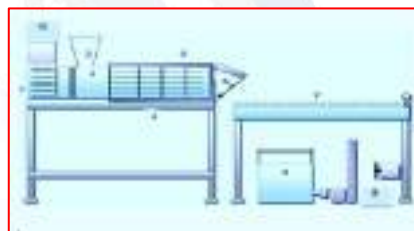


Figura 111 Plano de la Extrusora

Tabla 73. Dimensionamiento de la extrusora

DESCRIPCIÓN	VARIABLE	INDICADOR
TORNILLO O HUSILLO		
Longitud	0.5	m
Diámetro	0.0508	m
N. de filetes	10	-
Altura en la zona de alimentación	0.008	m
Altura en la zona de compresión	0.006	m
Altura en la zona de dosificación	0.001	m
Paso	0.036	m
Ancho de la cresta	0.009	m
CAMISA O BARRIL		

Longitud	0.5	m
Diámetro	0.0513	m
MOTOR-REDUCTOR		
Potencia requerida	2	HP
Revoluciones	75	r.p.m.
TINA DE ENFRIAMIENTO		
Largo	0.3	m
Ancho	1.22	m
Altura	0.2	m
Volumen	73.2	L
OLLA DE RECIRCULACIÓN		
Diámetro	0.47	m
Radio	0.265	m
Altura	0.4	m
Volumen	69.39	L
HILO EXTRUIDO		
Área	5.027×10^{-5}	m ²
Velocidad	0.049	m/s
CAUDAL VOLUMETRICO DE LA BOMBA		
Flujo másico PET	0.00356	Kg/s
Flujo másico H ₂ O	0.168	Kg/s
Caudal Bomba	10.092	L/min

Fuente: BRITO H., et al, 2014

El diseño del extrusor fue determinado a una alimentación máxima de 12.85 Kg/h, la cual se distribuye en cuatro cargas a 3.21 Kg en un tiempo de 15min, como consecuencia que durante ese tiempo se puede realizar una práctica de laboratorio completa y cumpliendo con éxito el reciclaje de desechos plásticos que produce la ESPOCH que es de 60 Kg de PET/día, como se puede dar cuenta cuando se realiza las 4 cargas el flujo volumétrico en 1 hora satisface y permite establecer que el dimensionado es adecuado.

La eficiencia analizada de la máquina es del 90%, la cual, se considera que es relativamente buena para el trabajo de extrusión, se obtuvo este resultado debido a que el calor que ingresa a la camisa por medio de las resistencias no se convierte en su totalidad en trabajo, puesto que siempre se va a tener pérdidas de calor, mismas que van al sumidero.

El porcentaje de rendimiento del extrusor es 94 %, que es bastante considerable, ya que no hubo gran pérdida del material al ser procesado, esto es muy beneficioso

ya que se pudo aprovechar casi en su totalidad el plástico reciclado. El 6 % restantes pertenece al material extruido que se queda impregnado en las paredes del cilindro, filetes del tornillo, paso o ancho entre filetes y en el dado.

CONCLUSIONES

- ✓ Las variables presentes en el proceso de extrusión de las escamas de PET son: temperatura de precalentamiento 260°C, temperatura de extrusión 250°C, presión máxima 94.35 MN/m², presión de operación 22.384 MN/m² y tiempo de precalentamiento 60 min.
- ✓ El diseño dio como resultados: número de filetes del husillo 10, longitud del tornillo 0.5 m, diámetro del husillo 0.0508m, revoluciones del husillo 75.24 rpm, flujo volumétrico 12.85 Kg/h y una potencia requerida 1.713 HP.
- ✓ El dimensionamiento del equipo es de 0.6 m de ancho, 2.3 m de largo y 1.3m de alto; el material utilizado para su construcción es acero inoxidable AISI 304.
- ✓ La prueba de funcionamiento se realizó verificando los parámetros importantes en el proceso de extrusión tales como: temperatura en la zona de alimentación 85 °C, temperatura en la zona de compresión 250 °C y la temperatura en la zona de dosificación 170 °C; además estas temperaturas fueron importantes para obtener un producto extruido de calidad y validar la extrusora con el 94 % de rendimiento y una eficiencia del 90 %.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASKELAND, D. (2004). *Ciencia e Ingeniería de los materiales*. D.F.México. : Thomson.

BRITO, H. (2000). *Texto Básico de Operaciones Unitarias I*. Riobamba: Docucentro ESPOCH.

BRITO, H. (2015). *RESIDUOS SÓLIDOS GENERADOS EN EL CENTRO COMERCIAL LA CONDAMINE Y SU DISPOSICIÓN FINAL*. Santa Cruz de la Sierra, BOLIVIA: SE.

BRITO, H. (2016). *RESIDUOS SÓLIDOS*. RIOBAMBA: SE.

MORALES, J. (2010). *Introducción a la ciencia y tecnología de los plásticos*. D. F. México: Trillas.

RAMOS, L. (1993). *Extrusión de plásticos*. D.F.México: Limusa.

SABGORODNY, V. (1973). *Transformación de plásticos*. Barcelona: Gustavo Gili,.

SIMONDS, H. (1972). *Extrusión de plásticos, gomas y metales*. Index-River.

WAGANOFF, N. (1969). *Transformación de plásticos*. Buenos Aires: Mitre.

[00356] PROPUESTA PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL RESIDUO ORGÁNICO EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ D.C, MEDIANTE EL USO DE COMPOSTADORES AUTOMÁTICOS DESDE LAS LOCALIDADES

LEIDY NATALIA ZAPATA RESTREPO¹; WALTER CASTRO APONTE²;
MARIBEL GUEVARA³

Universidad CEPES y Universidad EAN^{1,2,3}

lnzapata@universidadean.edu.co¹; nataliazaa@yahoo.com¹; walterbio@hotmail.com²;
lmguevara@universidadean.edu.co³

Resumen.

La Ciudad de Bogotá D.C Colombia genera alrededor de 7.000 toneladas diarias de residuos sólidos, de los cuales el 70% es residuo orgánico húmedo, lo que diariamente asciende a 4270 Ton/día con contenidos de humedad, superiores al 90%. El relleno sanitario Doña Juana, lugar de depósito, tratamiento y enterramiento para la ciudad de Bogotá D.C, actualmente y desde 1997, ha generado múltiples problemas ambientales y sociales y es necesario encontrar planes de manejo con menor presión ambiental.

La Unidad Administrativa Especial De Servicios Públicos (UAESP) y la secretaría de ambiente, establecieron en el año un plan de gestión de residuos sólidos PGIRS 201-2027), dicho plan no tienen en cuenta los impactos ambientales de los residuos orgánicos y continua incluyendo la disposición en el relleno sanitario Doña Juana como una opción.

En esta investigación se determinó, por medio de metodología de Análisis de ciclo de vida (ISO14043) y Leopold que la generación de residuos orgánicos en Bogotá D.C, genera el mayor impacto ambiental por los residuos sólidos urbanos, se evidenció su participación en la generación de gases de efecto invernadero, especialmente metano, además de su impacto en aguas subterráneas y superficiales por vertimiento de lixiviados aumentando la eutrofización, la acidificación y disminuyendo la calidad del agua por aumento de Demanda biológica de oxígeno.

Por último, se evaluó la viabilidad de tratamientos in situ de este residuo orgánico, sugiriendo unidades de producción de compostaje in situ, es decir desde las localidades, encontrándose una disminución de los Gases de efecto invernadero, usados en el transporte de dichos residuos, además de disminución de costos de instalación y mejoramiento en los sistemas de compromiso social con el medio ambiente por parte de la comunidad, cuando se usa el sistema de tratamiento compostaje en comparación con los demás.

Palabras claves: Impacto ambiental, residuos sólidos orgánicos, compostaje.

Abstract:

The city of Bogotá D. C Colombia generates about 7,000 tons per day of solid waste, of which 70% is humid organic residue, which daily amounts to 4270 Ton/days with moisture content, higher than 90%. The landfill Doña Juana, place of deposit, treatment and burial for the city of Bogotá D. C, currently and since 1997, has generated multiple environmental and social problems and it is necessary to find management plans with less environmental pressure.

In this research was determined, by means of methodology of life cycle analysis (ISO14043) and Leopold that the generation of organic waste in Bogotá D. C, generates the greatest environmental impact by the urban solid waste, it was evident their participation in the Greenhouse gas generation, especially methane, in addition to its impact on groundwater and surface water by shedding leaches, increasing eutrophication, acidification.

residuos sólidos orgánicos generados en la Ciudad de Bogotá D.C.

1. Introducción

La Ciudad de Bogotá, Colombia, genera actualmente alrededor de 7.000 Toneladas diarias de residuos sólidos, los cuales son dispuestos en los rellenos sanitarios “Doña Juana” y “Nuevo Mondoñedo” (UAESP, 2018), ambos rellenos sanitarios han culminado su vida útil y actualmente presentan problemas ambientales y sociales.

La Constitución Política Colombiana establece en la Ley 99; en los artículos 79 y 80 y en el numeral 8 del artículo 95, que “Todas las personas tienen derecho a gozar de un ambiente sano”; en cumplimiento de lo anterior la Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos - UAESP mediante el decreto 548 de 2015, determinó en el Artículo 4° La estructuración del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos PGIRS para el Distrito Capital 2016-2027, que permita orientar en el corto, mediano y largo plazo la política pública para la gestión integral de los residuos en el Distrito Capital. (UAESP, 2015)

Sin embargo, no se tienen en cuenta los impactos ambientales generados por los residuos sólidos orgánicos en el plan de gestión de residuos sólidos para la Ciudad de Bogotá (2016-2027).

Dentro de la categoría de residuos orgánicos aparecen con gran importancia los residuos generados por los alimentos en sus diferentes etapas de la producción, los cuales se desperdician en el país a razón de 9,76 millones de toneladas de alimentos al año, equivalentes al 34% de la oferta disponible de alimentos destinada a consumo humano. Del total de alimentos desperdiciados, el 64% corresponde a pérdidas que se ocasionan en las etapas de producción, post-cosecha, almacenamiento y procesamiento industrial.

Un factor determinante en la toma de decisiones en la gestión de residuos sólidos orgánicos en la Ciudad de Bogotá representan el 70% y estos tienen un gran potencial de generación de Biogás o compostaje; por otra parte, el 20% de los residuos totales son inorgánicos y presentan alguna característica de reciclaje o reúso. Sin embargo, las decisiones de gestión y tratamiento deben ser basadas en análisis de datos sobre el impacto ambiental generado. (Cadavid & Bolaños, 2015)

2. Metodología

Por medio de la metodología Ciclo de vida (ISO 14043) y Leopold se conoció el impacto ambiental de los

2.1 ISO 14043. Metodología de ciclo de vida

Evaluación del impacto de ciclo de vida (EICV), “donde se evalúa la importancia de los potenciales impactos ambientales a partir de los resultados del inventario de ciclo de vida” (Capuz & Gómez, 2004). Se tienen en cuenta impactos sobre los recursos, el calentamiento global, el deterioro de la capa de ozono, la acidificación, la eutrofización, toxicidad terrestre y acuática, la salud humana, y el uso del suelo. (CEPYME, 2007).

“En general, este proceso implica la asociación de datos del inventario con impactos ambientales específicos, tratando de evaluarlos. El nivel de detalle, la elección de impactos para evaluar y las metodologías a utilizar dependen del objetivo y el alcance” (Aranda & Zabalza, 2010).

“El objetivo de la EICV es proporcionar información adicional para ayudar a evaluar los resultados del inventario del ciclo de vida de un sistema del producto a fin de comprender mejor su importancia ambiental” (ICONTEC, 2007).

2.2 Metodología de Evaluación de Impacto (Leopold)

La evaluación de impactos a través de Leopold consta de varios pasos: 1. identificación de las acciones del proyecto y de las componentes del medio afectado; 2. estimación subjetiva de la magnitud del impacto, en una escala de 1 a 10, siendo el signo + un impacto positivo y el signo - uno negativo, y 3. evaluación subjetiva de la importancia, en una escala de 1 a 10. En su forma original, se listan cien posibles acciones de un proyecto sobre una abscisa versus 88 elementos naturales y sociales en la otra abscisa. Se define magnitud como el grado, extensión o escala del impacto; importancia como la significación humana del impacto. El puntaje asignado a “importancia” es un 589 proceso normativo o subjetivo, mientras que el puntaje asignado a “magnitud” puede ser relativamente objetivo o empírico (Leopold et al., 1971). Fue necesario cálculo una muestra, basado en: Levy y Lemeshow (1999), para una población de 8,080,734 habitantes; se obtiene una muestra de 510 habitantes. Teniendo que Bogotá cuenta con 14 Localidades, se determinó la importancia de tener al menos un muestreo en cada localidad y 10 hogares para cada muestreo con un promedio de 4,2

personas por familia según (DANE; 2015), para un total de 588 personas.

Con el fin que el muestreo se llevara a cabo de forma efectiva fue necesario capacitar a la personas que realizarían la recolección de residuos sólido en sus hogares, como hacerlo de forma efectiva y por que era importante hacer la separación en la fuente.

Esta sensibilización de las familias se llevó a cabo por medio de tres campañas escolares en las localidades se ofreció capacitación a los estudiantes y posteriormente a padres de familia, sobre la importancia de la separación adecuada en la fuente. Dicha capacitación se realizó según la norma ISO GTC24. (Separación en la fuente)

En esta etapa las familias hicieron su tarea de recolectar sus residuos semanales y realizar separación en la fuente según la capacitación recibida.

Mediante la metodología: Ciclo de vida (ISO 14043 y Leopold residuos sólidos orgánicos y los tratamientos de biogás compost y lombricultura el PGIRS (Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos) para Bogotá (2016-2027), con el fin de evaluar cual de las metodologías era más adecuada para dicha gestión y de igual determinar cuales de los tratamientos eran más contaminantes.

Por último, se diseñaron prototipos de manejo in-situ del residuo orgánico, basados en modelos anteriores denominados biocompostadores, que permitieran un manejo in-situ, con el fin comprobar si existe disminución de impacto ambiental generado por la dispersión y transporte de residuos sólidos.

3. Alcance

3.1 Alcance temporal

Se considera como escenario base la gestión actual de los residuos sólidos que se sustenta en el Inventario de Residuos Sólidos del Distrito Capital 2016 y en el Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en el Distrito 2016.

3.2 Alcance espacial:

Este trabajo se limita a la Ciudad de Bogotá, con una superficie de 1,587 km², con una población de 8,080,734 habitantes y presenta una tasa de generación de residuos municipales de 0.63 kg/hab/día.

2. Resultados.

Como resultados se obtuvo que la ciudad de Bogotá genera alrededor de 24.000 Ton/año de residuos orgánicos húmedos, siendo alrededor del 70% de los residuos sólidos urbanos, en la figura 1 se muestra la distribución porcentual de los residuos.



Figura 1. Distribución porcentual de residuos

Estos residuos sólidos que no reciben tratamiento adecuado son dispuestos en aceras, donde debido a una problemática social, son en muchos casos dispersados a las vías públicas, generando taponamiento en alcantarillados, presencia de vectores de enfermedades, olores ofensivos entre otras

Después de evaluar la totalidad de los residuos se determinó que, dado el volumen de participación de los residuos orgánicos, además de su potencial para generar impactos ambientales, era pertinente encontrar un tratamiento que disminuyera dichos impactos ambientales ya que además buscara la incorporación de los residuos sólidos a la economía circular.

Para esta investigación se seleccionaron cuatro posibles tratamientos para los residuos orgánicos que se proponen son: Biogás, relleno sanitario, compost y lombricultura (tabla 1). Las letras determinan: A: mejor opción- B: Opción con implicaciones ambientales- C:

Tabla 4. Sugerencia de disposición en la fuente

RESIDUO	Biogás	Relleno Sanitario	Compost	Lombricompost
CARTON	D	D	C	A
PAPEL	D	D	B	B
R.COMIDA	A	D	B	D
MADERA	C	D	C	A

Teniendo en cuenta los anteriores tratamientos, se determina que los residuos orgánicos húmedos, como los residuos de comida deben recibir preferiblemente un tratamiento en función de la generación de biogás, sin embargo, teniendo en cuenta que la generación de biogás implica una inversión en infraestructura y técnicas especializadas podría usarse en compostaje.

Después de seleccionar el mejor tratamiento para los residuos sólidos se procedió a analizar el impacto ambiental que se generaba en el tratamiento de los mismos, dicha evaluación se realizó mediante un análisis de ciclo de vida ISO 14043. En la tabla 2, se observan los resultados obtenidos en esta evaluación.

Compostaje	Orgánicos	NO ₂ . (Dióxido de nitrógeno) SO ₂ . (Dioxido de azufre) Metano. Olores ofensivos temporal Lixiviados.	NA
Lombricompost	Orgánicos	NO ₂ . SO ₂ . Metano.	
Biogás	Orgánicos	NO ₂ . SO ₂ . Material particulado.	componentes orgánicos volátiles
Reciclaje	Inorgánicos	DBO, DQO, acidificación, componentes orgánicos	volátiles, G.E.I, lluvia acida

Tabla 2. Resultados obtenidos en la evaluación

Tratamiento.	Tipo de residuos	Salud Humana	Ecosistema
Disposición de residuos sólidos en acera	Residuos orgánicos (Comida)	Bioacumulables, GEI. (Gases de efecto Invernadero) Olores ofensivos. Lixiviados	eutrofización, uso de suelo, acidificación, G.E.I, componentes orgánicos volátiles
	grasas	Bioacumulables	Acidificación, componentes orgánicos volátiles.
	Orgánicos Secos.	Material particulado.	G.E.I, Componentes orgánicos volátiles, Lluvia acida, acidificación
	Residuos inorgánicos	N.A	Deterioro de suelo,
	Residuos peligrosos domésticos	Tóxicos, bioacumulables. Oncogénicos, teratógenos. MEZCLADO aceites esenciales componentes	Tóxicos, bioacumulables. Oncogénicos, teratogénicos. MEZCLADO aceites esenciales componentes
Transporte.	General	GEI. Olores ofensivos. Transporte de animales vectores de enfermedades.	N.A
Proceso de enterramiento	General	Lixiviados. NO ₂ . SO ₂ . Olores ofensivos. GEI. Salud humana	Acidificación, compuestos orgánicos volátiles. Cuerpos de agua por DBO. DQO
Proceso de Incineración	General	NO ₂ . SO ₂ . Olores ofensivos. GEI. Material articulado Salud humana.	N.A
	Energía	NO ₂ . SO ₂ . GEI. Salud humana. Deterioro en recursos no renovables. Material articulado CO ₂	G.E.I, lluvia acida, componentes orgánicos volátiles,

Después de analizar el resultado de la ISO 14043, se evidencia que efectivamente comparado con los demás sistemas de evaluación, se tienen impactos ambientales en todos los tratamientos, sin embargo, ahora de una forma más detallada se encuentra que el proceso de incineración y disposición en acera, son los que mayores impactos sobre salud humana generan, en especial el de salud humana por que se encuentra disposición de residuo peligrosos y grasas, lo cual re presenta potencial peligro de daño sobre la salud humana. Por otro lado, la incineración también representa grandes emisiones de Gases de efecto Invernadero, además de material particulado que puede ser nocivo para la salud humana. De igual forma el enterramiento igual que se evidencia en otros estudios y sobre esta misma investigación genera impactos negativos significativos.

Por ultimo las alternativas que menores impactos ambientales y sobre salud humana generaron fueron reciclaje para residuos inorgánicos y lombricompost y compostaje para residuos orgánicos.

Si bien se determinó que los tratamientos de menor impacto ambiental eran el lombricompost y el compostaje en esta investigación no se evaluó el manejo de las lombrices en zona urbana, únicamente se procedió a evaluar la posibilidad de proponer prototipos de tratamiento in- situ de los residuos sólidos orgánicos, mediante el tratamiento de compostaje.

3. Diseño del sistema para desarrollar compostaje in situ

Se propone un prototipo para el tratamiento In Situ, es decir en las localidades, que permita separar los residuos sólidos orgánicos y desarrollar un manejo por localidad de este residuo, de tal forma que permita descentralizar los problemas generados y disminuir de

igual forma el transporte del residuo y la dispersión de los problemas.

1. Compuerta de entrada y salida: Consiste en un sistema de dos compuertas, una ubicada en la parte superior del prototipo, por la cual se adicionará la materia orgánica (corte A-A superior), con longitudes de 0.35m y 0.2 m del largo y ancho, cumpliendo con la normatividad vigente. La segunda compuerta ubicada en la parte inferior y a un costado del prototipo (corte B-B) por donde se retirará el compost, con longitudes de 0.15 y 0.8 de largo y ancho. Ambas compuertas tendrán un sistema de sellado impermeable, con la finalidad de que no se presenten fugas de lixiviados ni olores.

2. Área de compost: Consta de cuatro (4) bandejas (corte B-B), móviles y con una separación de 0.2 m, con el fin de establecer 4 sectores; en el primer sector (parte superior del prototipo) la materia orgánica sin descomposición, en el segundo la materia orgánica con 10 días de descomposición, en el tercero el compost joven (10 a 18 días) y en cuarto el compost maduro (más de 18 días). Las bandejas se diseñan como un sistema de cajón, cuyas partes delanteras cuentan con manijas y se incorpora un sistema de sellamiento impermeable entre las uniones para evitar fugas y olores. El volumen total de la zona de compost es de 0.144m^3 y de aproximadamente 0.036 m^3 para cada sector.

3. Área de lixiviados: Se cuenta con un volumen de 0.018 m^3 , destinado a la recolección de lixiviados, en la parte inferior se encuentra un orificio con un tapón a presión por medio del cual se tomarán las muestras de lixiviados, cabe resaltar que con el fin de dirigir a los lixiviados hacia el orificio se diseñó un sistema con pendiente en la base. La separación del área de compost del área de lixiviados se realizará por medio de una rejilla fija de $0.45\text{m} \times 0.8\text{m}$ (corte B-B) (figura 2).

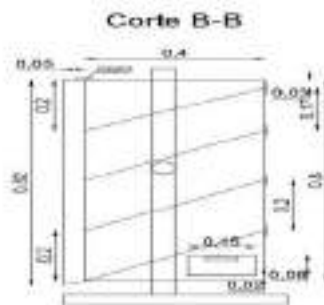
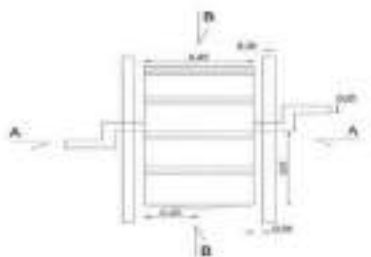


Figura 2. Propuesta de prototipo en compostaje

4. Conclusiones:

Se concluye que los residuos sólidos orgánicos son los más abundantes en la Ciudad de Bogotá con una participación del 70% del total de residuos urbanos, por otro lado, se determinó por medio de evaluación ambiental por ciclo de vida, que la mejor opción para el tratamiento de dichos residuos es el lombricompost debido a su bajo nivel de generación de emisiones atmosféricas en comparación con los demás, como se observa en la tabla 2. Se observa que el lombricompost, no genera lixiviados ni olores ofensivos.

Cada año los residuos sólidos en la ciudad de Bogotá generan, 3.600.000 de milipuntos en eco toxicidad. 1.630.000 milipuntos de afectación a la capa de ozono. 4.300.000 milipuntos de gases de efecto invernadero. 22.000.000 milipuntos sustancias que afectan la eutrofización, 210.000 milipuntos en sustancias acidificantes. 3.200.000 sustancias respirables, 1.235.000 sustancias muta génicas. La característica Metales pesados, no se evaluó, debido a no tener los datos para el balance de masas.

Por último, implementar sistemas de tratamiento in-situ de residuos sólidos orgánicos a nivel de localidad, permitiría evitar la dispersión de patógenos, olores ofensivos, vectores de enfermedades y lixiviados, permitiendo además sistemas de aprovechamiento del compostaje para la localidad en mantenimiento de jardines y zonas verdes comunes.

Referencias

Aguilar, Q., Armijo, C., Taboada, P., & Aguilar, X. (2010). Potencial de recuperación de residuos sólidos domésticos dispuestos en un relleno sanitario. Revista de Ingeniería, 32, 16–27. Recuperado de

<https://ojsrevistaing.uniandes.edu.co/ojs/index.php/revisita/article/view/190> (10 de abril 2017)

Aguirre, E. (2007). El petróleo: una visión sencilla de nuestra industria petrolera. El Cid Editor Ingeniería. recuperado de

<http://ezproxy.uan.edu.co:2051/lib/bibliouansp/reader.action?docID=10160048>. (2 de enero 2017)

Al-Salem, S. M., Antelava, A., Constantinou, A., Manos, G., & Dutta, A. (2017). A review on thermal and catalytic pyrolysis of plastic solid waste (PSW). *Journal of Environmental Management*, 197(1408), 177–198. doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.084.

Baawain, M., Al-Mamun, A., Omidvarborna, H., & Al-Amri, W. (2017). Ultimate composition analysis of municipal solid waste in Muscat. *Journal of Cleaner Production*, 148,

355–362. doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.013
Sólidos..pdf?sequence=1

Brion, J. R. (2007). Disposición de Residuos Sólidos en el Área Metropolitana. E-Libro Tomo III, 233–265. Recuperado de <http://www.acadning.org.ar/anales/2007/08-Brion.pdf> (12 de febrero 2017)

Capellán, P. I., Mediavilla, M., De Castro, C., Carpintero, Ó., & Miguel, L. J. (2014). Agotamiento de los combustibles fósiles y escenarios socioeconómicos : un enfoque integrado.

Low Carbon Programme, 1–62. Recuperado de http://www.eis.uva.es/energiasostenible/wpcontent/uploads/2014/09/Capellanelal2014_esp.pdf (20 de noviembre 2016)

Carvajal Flórez, E. (2009). Impacto Ambiental y Social del Vertimiento de Residuos

Sólidos y Escombros Sobre la Calidad del Río Medellín Algunos de sus Afluentes. *Ágora.USB*, 9(1), 225–265. Recuperado de <http://revistas.usb.edu.co/index.php/Agora/article/view/1410/1203> (15 de mayo 2017)

Changes, G., Draft, C., The, S., & Sl, A. (2015). Iso 14001:2015, 1–7. Recuperado de <http://www.nueva-iso-14001.com/pdfs/FDIS-14001.pdf> (10 de abril 2017)

Charles Chidozie, N. (2014). Quantitative and physico-chemical caracterización of domestic solid waste in a typical Nigerian municipality. *Enviroment Conservation Journal*, 123–

133. Recuperado de <http://environcj.org/> (21 febrero 2017)

Colemar Mendoza, F. J., & Gallardo Izquierdo, A. (2015). Tratamiento y Gestión de

Residuos Sólidos. Universidad Politecnica de Valencia.

DANE Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas. (2009). Proyecciones nacionales y departamentales de poblacion 2005-2020. ESTUDIOS POSTCENSALES No. 7

ISBN 978-958-624-078-9 2009.

doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

Díaz Villavicencio, G. (2009). Factores determinantes de la gestión ecoeficiente de los residuos urbanos (GERU) en Cataluña: Una aproximación institucional. Recuperado de <http://www.tesisenred.net/handle/10803/1491> (2 de mayo 2017)

González-Velandia, K.-D., Daza-Rey, D., Caballero-Amado, P.-A., & Martínez-González, C. (2016). Evaluación de las propiedades físicas y químicas de residuos sólidos orgánicos a emplearse en la elaboración de papel. *Luna Azul*, 43(43), 499–517. Recuperado de <https://doi.org/10.17151/luaz.2016.43.21> (11 de enero 2017)

técnicas y certificación. (1999a). GTC 53-5: Guía para el aprovechamiento de los residuos metálicos.

MINAMBIENTE Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Desarrollo,, M. de V. C. y. (2014). Resolución 754 de 2014. Recuperado de

<http://www.minvivienda.gov.co/ResolucionesAgua/0754%20-%202014.pdf> (20 de julio 2017)

Ministerio de Medio Ambiente. (2002). Decreto número 1713 de 2002, 2002(44), 87. Recuperado de <http://www.fedebiocombustibles.com/files/1713.pdf>

Rodríguez R, S. C. (2011). Residuos Sólidos en Colombia: su manejo es un compromiso

de todos, 91–96. Recuperado de

<http://revistas.ustatunja.edu.co/index.php/lingenieux/article/download/117/92>

Solano, X., & Vera, E. (2011). Estudio de mercado para la implementación de un proyecto de reciclaje de plástico en el Distrito Metropolitano de Quito. Recuperado de <http://repositorio.espe.edu.ec:8080/jspui/bitstream/2100/0/5228/1/T-ESPE-033187.pdf> (22 de noviembre 2016)

**[00366] ESTIMACIÓN TEÓRICA DEL POTENCIAL DE
PRODUCCIÓN DE GAS METANO EN EL BOTADERO
CONTROLADO DE K´ARA K´ARA EN COCHABAMBA, BOLIVIA****(Theorical Estimate for the Potential of Methane Gas Production in
Waste Control Site Kara Kara in Cochabamba, Bolivia)****OSCAR ANGEL NOGALES ESCALERA¹****Consultor Independiente¹****nogales.oscar@gmail.com¹; oscae@latinmail.com¹****Palabras Claves:** Residuos Sólidos, Botadero Controlado, Generación de Biogás, Cambio Climático**ABSTRACT**

Throughout the entire project, it was confirmed that the percentage of solid waste generated by the big cities is higher than that of organic waste. This event is literally common all around the countries of Latin America, especially in Bolivia. During the process of waste recollection, both kinds are taken to disposable sites, known as “Final Disposable Sites”, or “Controlled Waste Sites”. It was detected that during all the dumping process of organic matter, biochemical decomposition is permanently being generated; this procedure is acknowledged as anaerobic process generating biogases like Methane (CH₄). Although this biogas is one of the main causes of Global Warming on Earth, it has been detected that it may be useful since it can be considered as an alternate resource for renewable energy. The following research and duly studies presented here will be implemented on the Controlled Waste Site K´ara K´ara in Cochabamba, Bolivia. The determination of this study is to give estimates of the theoretical potential of the volume of Methane gas that was generated in the last thirty months (from September, 2014 to February 2017). In order to obtain such estimate, the First Order of the Mathematic Model Degradation from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, acronym) was applied. Also, the characteristics and percentages of organic matter buried in Botadero K´ara K´ara were taken into account.

This data gave an estimate of the volume of how much Methane gas is generated; the result was 66.96 m³ per ton of solid waste. Moreover, it was also estimated that its yearly emission is about 2.075 m³, equivalent to 43.575 m³ of CO₂, an advantage, as long as it is considered, that it is twice as more favorable to global warming.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático es uno de los efectos ambientales globales que más se ha dejado sentir en diferentes regiones del mundo, este fenómeno climatológico tiene entre sus principales factores la presencia y generación de los gases de efecto invernadero. Estos gases tienen entre sus mayores componentes el CO₂ (dióxido de carbono) y el CH₄ (metano). La presencia del metano es altamente incidente debido a que es 23 veces más dañino que el dióxido de carbono. En general la generación del metano ocurre por la descomposición bioquímica de la materia orgánica, principalmente en ambientes anaeróbicos como es el caso de los rellenos sanitarios que existen en las ciudades que aglutinan la mayoría de la población mundial. En el caso de la ciudad de Cochabamba (Bolivia) existe el Sitio de Disposición Final (SDF) denominado K´ara K´ara, mismo que de acuerdo con el Estado Plurinacional de Bolivia (2011) está clasificado como: Botadero controlado. Este sitio ha iniciado sus operaciones el año 1987, por lo que al presente tiene aproximadamente 30 años de funcionamiento sin interrupciones. Inicialmente el Botadero de K´ara K´ara era un sitio para realizar estudios de compostaje por parte de la Facultad de Agronomía de la Universidad Mayor de San Simón, sin embargo con el pasar de los años, dichos estudios fracasaron pero se siguió depositando la basura, sin

ningún tipo de control técnico ni ambiental (Honorable Alcaldía Municipal de Cochabamba, 2.017)

A partir de Septiembre de 2014 el Municipio de Cochabamba contrató los servicios de disposición final en K'ara K'ara a la empresa privada COLINA SRL (Compañía de Limpieza e Ingeniería Ambiental), para que entre otros sea la responsable por las operaciones de cierre técnico de la Celda 1 y el entierro sanitario de basura en la Celda 2 conforme a lo establecido en las Normas Técnicas NB 742-760 para su adecuación de funcionamiento como un Relleno Sanitario. En los casi 27 años de operación de K'ara K'ara como botadero no se tienen informaciones de un manejo técnico sistematizado, motivo por el cual no se dispone de datos confiables ni fidedignos respecto de las cantidades y volúmenes de residuos sólidos enterrados, menos aún de la materia orgánica enterrada y de algún proceso de monitoreo y control de los biogases generados por la descomposición bioquímica. Es particularmente importante para los fines del presente estudio conocer las cantidades de los componentes orgánicos que han sido enterrados en el Botadero de K'ara K'ara y sus respectivos porcentajes con relación al total desde el inicio de las operaciones de disposición final; todo ello con la finalidad de estimar el volumen de gas metano que se puede generar aplicando para ello un modelo matemático teórico de amplio consenso a nivel internacional. Diferentes autores han realizado investigaciones sobre la estimación de generación de gas metano en Sitios de Disposición Final (Quetzalli, A.V. et al, 2012), sin embargo para el presente estudio de caso, se ha optado por el modelo del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2006) por su relativa simplicidad y practicidad en el manejo y utilización de los datos obtenidos.

OBJETIVOS

Objetivo General

Estimar el volumen teórico potencial de generación de biogás Metano que se genera por la descomposición anaerobia de la materia orgánica presente en el entierro sanitario de los residuos sólidos, en el botadero controlado de K'ara K'ara del Municipio de Cochabamba en el Estado Plurinacional de Bolivia; aplicando la metodología establecida por el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006).

Objetivos Específicos

- Identificar los principales componentes de materia orgánica que están presentes en los

residuos sólidos enterrados en el Botadero Controlado de K'ara K'ara

- Establecer la cantidad de materiales orgánicos que han sido enterrados durante 30 meses (Septiembre/2014 a Febrero/2017) continuos por la empresa operadora de la macro celda del Botadero Controlado de K'ara K'ara
- Aplicar el modelo de degradación de primer orden (FOD por sus siglas en inglés) del IPCC para la estimación del volumen teórico potencial de biogás Metano, que se generó en 30 meses de entierro sanitario de residuos orgánico
- Estimar el volumen teórico potencial del biogás Metano a través del modelo de degradación de primer orden del IPCC, para el caso del Botadero Controlado de K'ara K'ara

METODOLOGÍA EMPLEADA

Primera Etapa:

La primera etapa de la investigación ha sido obtener información de los reportes oficiales de la Dirección Municipal de Residuos de la Alcaldía de Cochabamba, evacuados periódicamente por parte del operador privado del Botadero Controlado de K'ara K'ara, durante los 30 meses que se tomaron como tiempo de muestra para el proceso de la descomposición biológica anaerobia de los residuos orgánicos enterrados. Posteriormente y en base al estudio realizado por una empresa consultora para el Gobierno Autónomo Departamental de Cochabamba (2012); se han asumido como válidas las informaciones respecto a la cantidad de residuos enterrados diariamente y a la composición física y sus respectivos porcentajes de los materiales orgánicos.

Segunda Etapa:

Una segunda etapa de la investigación ha sido la búsqueda del modelo más apropiado para el caso del potencial de generación de biogás a partir de la descomposición anaerobia de la materia orgánica enterrada en botaderos controlados; para ello se ha decidido por utilizar el modelo de degradación de primer orden (FOD por sus siglas en inglés) del Panel

Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, 2006).

Tercera Etapa:

En una tercera etapa se ha aplicado el modelo matemático del IPCC, alimentado por los valores resultantes para el caso de estudio del Botadero Controlado de K'ara K'ara de Cochabamba, Bolivia. Los resultados obtenidos permiten establecer que existe un potencial teórico de generación de biogás Metano, siendo este un posible recurso energético alternativo y renovable, obtenido a partir de la biomasa contenida en las macro celdas de los residuos sólidos enterrados.

El procedimiento de cálculo ha seguido los siguientes pasos:

1.- Cálculo del COD (Carbono Orgánico Degradable)

$$\text{COD} = \sum (\text{COD}_i \times \text{Wi})$$

(Ecuación 1)

2.- Cálculo del potencial de generación de Metano de los residuos

$$\text{L}_0 = \text{FCM} \times \text{COD} \times \text{COD}_f \times F \times 16/12$$

(Ecuación 2)

3.- Cálculo de la emisión de Metano

$$\text{ECH}_4 = k \times R_x \times \text{L}_0 \times e^{-k(x-t)}$$

(Ecuación 3)

RESULTADOS OBTENIDOS

1.- Cálculo del COD (Carbono Orgánico Degradable)

$$\text{COD} = \sum (\text{COD}_i \times \text{Wi})$$

Donde:

COD = Fracción de carbono orgánico degradable en los residuos sólidos

COD_i = Fracción de carbono orgánico degradable en los residuos sólidos del tipo i (ver Cuadro 1)

Cuadro 1: Porcentaje de residuos sólidos orgánicos en Cochabamba y su Índice de COD

Residuo Sólido Orgánico	Porcentaje en Peso (%)	Porcentaje de COD (%) (*)
Papeles y Cartón	3,5 A	40 (0,40)
Restos	55,52 B	15 (0,15)

Alimenticios		
Madera	0,91 C	30 (0,30)
Textiles	3,04 D	40 (0,40)
Restos de poda	3,45 E	17 (0,17)

Fuente: Elaboración propia en base a datos del Gobierno Autónomo Departamental de Cochabamba (2017)

(*): Fuente: IPCC (1996)

Wi = Fracción de tipo de residuo sólido i por categoría de residuo

$$\text{COD} = (0,40 \times A) + (0,15 \times B) + (0,30 \times C) + (0,40 \times D) + (0,17 \times E)$$

$$\text{COD} = (0,40 \times 3,5) + (0,15 \times 55,52) + (0,30 \times 0,91) + (0,40 \times 3,04) + (0,17 \times 3,45)$$

$$\text{COD} = 1,40 + 8,33 + 0,27 + 1,22 + 0,59$$

$$\text{COD} = 11,81 \text{ o } 0,1181$$

2.- Cálculo del potencial de generación de Metano de los residuos

$$\text{L}_0 = \text{FCM} \times \text{COD} \times \text{COD}_f \times F \times 16/12 \quad \text{Donde:}$$

L₀ = Potencial de generación de metano de los residuos (m³ biogás/T de RSD)

FCM = Factor de Corrección del Metano

COD = Carbono Orgánico Degradable (calculado en el paso 1)

COD_f = Fracción del COD que puede descomponerse o biodegradarse

F = Fracción de Metano presente en el biogás

$$\text{Luego: } \text{L}_0 = \text{FCM} \times \text{COD} \times \text{COD}_f \times F \times 16/12$$

FCM = 0,8 (para SDF no gestionado y profundo, según el Cuadro 3.1 del IPCC (2006))

$$\text{COD} = 0,1181$$

COD_f = 0,77 (0,014 x 35 + 0,28), se estima una temperatura de 35°C para condiciones anaerobias

F = 0,5 (50 % de Metano en el biogás), según recomendado por el IPCC

$$16/12 = 1,33$$

Remplazando valores, se tiene: $L_0 = 0,8 \times 0,1181 \times 0,77 \times 0,5 \times 1,33$

$L_0 = 0,048$ kg de CH₄/kg de RSD

Considerando la densidad del Metano = 0,0007168 (T/m³)

$L_0 = 0,048/0,0007168$

$L_0 = 66,96$ m³ de CH₄/T de RSD

3.- Cálculo de la emisión de Metano

$ECH_4 = k \times R_x \times L_0 \times e^{-k(x-t)}$ Dónde:

ECH_4 = Emisión de Metano (kg de CH₄/año)

k = Constante de reacción o constante de decaimiento o índice de generación de metano

R_x = Masa o cantidad de los residuos depositados en el SDF

L_0 = Potencial de generación de metano (m³ de biogás/T de RSD)

X = Año actual

t = Año del inicio de los depósitos de residuos en el SDF

Luego:

Cálculo de k promedio para los residuos orgánicos: del Cuadro 3.3 de la referencia IPCC (2006)

- Zona climática del SDF K'ara K'ara: Templada, temperatura promedio anual menor a 20°C)
- Condición de los residuos: Húmedos

$k = 0,06$ (Papel, Cartón)

$k = 0,06$ (Textiles)

$k = 0,03$ (Madera)

$k = 0,1$ (restos de poda)

$k = 0,185$ (restos alimenticios)

Luego el valor promedio de $k = 0,09$

$R_x = 451.093,78$ (T) : Cantidad total de residuos depositados desde Septiembre/2014

X = Año 2017

t = Año 2014

Remplazando valores en la fórmula: $ECH_4 = k \times R_x \times L_0 \times e^{-k(x-t)}$

$ECH_4 = 0,09 \times 451.093,78 \times 66,96 \times 2,7183^{-0,09(2017-2014)}$

$ECH_4 = 2.075,00$ m³ de CH₄/año

4.- Cálculo del Biogás

Como se admite que el Metano es el 50 % del biogás que se genera en el SDF, entonces el volumen de biogás es el doble que el volumen del Metano, por lo tanto:

$V_{biogás} = 2 \times 2075$

$V_{biogás} = 4.150$ m³/año

Cantidad de CO₂ que deja de emitirse a la atmósfera:

Considerando que la capacidad de producir el calentamiento global del Metano es por lo menos de 21 veces más que la capacidad del CO₂ (IPCC, 2006), se tiene una relación de conversión directa para el cálculo del volumen de CO₂ equivalente por año. En consecuencia el cálculo del volumen de CO₂ equivalente anualmente que potencialmente dejarán de ser emitidos a la atmósfera es:

$V_{CO_2 \text{ equivalente año}} = ECH_4 \times 21$

$V_{CO_2 \text{ equivalente año}} = 2.075 \times 21$

$V_{CO_2 \text{ equivalente año}} = 43.575$ m³

CONCLUSIONES

- Es evidente que un SDF con el botadero controlado de K'ara K'ara puede convertirse en una potencial “fuente energética alternativa”, en base al aprovechamiento del

gas metano que se genera en el proceso de descomposición anaeróbica de la materia orgánica contenida en los residuos enterrados

- Desde la entrada en operaciones de la Celda No 2 a cargo de la empresa COLINA srl en Septiembre de 2014 hasta Febrero de 2017 (30 meses), se han mejorado sustancialmente el control y pesaje de las cantidades de residuos que son enterrados, motivo por el cual la información y los datos generados en este periodo de tiempo han servido como insumo más confiable para la aplicación del modelo FOD del IPCC
- La cantidad de residuos depositados en los 30 meses de operación controlada por COLINA srl alcanzan a 451.093,78 T, mismas que en base a la composición física utilizada como base de cálculo, han permitido la emisión de 2.075 m³/año de CH₄ y de 4.150 m³ de biogás, mismos que de contar con un proyecto de captura, recuperación y aprovechamiento energético de este sub producto del entierro sanitario de la materia orgánica en el botadero controlado de K´ara K´ara, hubiera permitido la generación de bio energías alternativas para su uso en la región
- El potencial aprovechamiento energético del biogás en el SDF K´ara K´ara permitiría que se dejen de emitir gases de efecto invernadero a la atmósfera como el CO₂ y principalmente el CH₄, de tal modo que se evite contribuir a los efectos del calentamiento global y por ende al cambio climático
- Considerando que actualmente Bolivia está en un proceso de transformación de su matriz energética en favor de las energías renovables, alternativas más sustentables, se recomienda a

las autoridades tomar en cuenta un posible aprovechamiento energético de la biomas de residuos y su respectiva viabilidad a través de la obtención de los créditos de carbono.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Estado Plurinacional de Bolivia (2011) Diagnóstico de la Gestión de Residuos Sólidos en Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, Viceministerio de Agua Potable y Saneamiento Básico, Dirección General de Gestión Integral de Residuos Sólidos. La Paz, Bolivia

Gobierno Autónomo Departamental de Cochabamba (2012) Manejo de Residuos Sólidos en el Eje Conurbano del Departamento de Cochabamba, Estudio de caracterización. Secretaria Departamental de los Derechos de la Madre Tierra. Cochabamba, Bolivia

Honorable Alcaldía Municipal de Cochabamba (2017) Comunicación escrita CITE DMA No 1242/17. Dirección de Medio Ambiente, Departamento de Gestión de Residuos Sólidos y Líquidos. Cochabamba, Bolivia

IPCC (2006) Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 5: Desechos. Capítulo 3: Eliminación de Desechos Sólidos

IPCC (1996) Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 5: Desechos. Capítulo 3: Eliminación de Desechos Sólidos.

Quetzalli, A.V. et al (2012) Estimación de las constantes k y L_0 de la tasa de generación de biogás en sitios de disposición final en Baja California, México. Rev. Int. Contam. Ambient. Vol 28 supl. 1 Méx

[00379] COMPUESTOS LIGNOCELULÓSICOS EN LOS RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS DE LA CIUDAD DE MÉXICO Y PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ¹; LORENA FIGUEROA ESCAMILLA²

Universidad Nacional Autónoma de México^{1,2}

sgm@pumas.ii.unam.mx¹; simon.gonzalez@unam.mx¹; lfigueroae@iingen.unam.mx²

Palabras clave. Residuos sólidos orgánicos; digestión anaerobia; biogás; metano

Abstract. This work compare the lignocellulosic compounds in Mexico City's OFMSW with methane production during anaerobic digestion. From OFMSW, nine fractions were identified and analyzed; from these, branches, dry leaves, garden waste, unclassified waste, kitchen paper and vegetables present the highest lignocellulosic compounds with 56% of OFMSW. There is no apparent relationship between methane production and lignocellulosic compounds in OFMSW. Animal wastes produced the highest methane production. With two exceptions, branches and dry leaves, methane production increases inversely to cellulose contents. Methane production takes place in two stages (diauxic behavior) where the methane production during the first stage contributes with 60% of the total methane in 8 of 21 days.

INTRODUCCIÓN

La Ciudad de México genera 12 920 t/d de residuos sólidos, de los cuales el 49% corresponden a la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (SEDEMA, 2017). Existen varios métodos disponibles para el tratamiento de residuos orgánicos, sin embargo, la digestión anaerobia de la FORSU es una alternativa viable para la estabilización de residuos y además permite obtener biogás para ser utilizado como combustible para la generación de energía (Charles et al., 2009).

Para el uso de este tipo de tecnología (digestión anaerobia) es importante conocer la composición de los residuos orgánicos ya que la gran heterogeneidad de la FORSU es una de las principales limitaciones para la producción de biogás (Naroznova et al., 2012). Debido a que la producción de metano depende en gran medida de las características del sustrato y de su biodegradabilidad (Campuzano y González-Martínez, 2016) es necesario conocer sus características.

De acuerdo con las pautas de clasificación utilizadas en diferentes países, la asignación a la FORSU de materiales ricos en fibras puede variar significativamente. En México se consideran los residuos de poda y jardinería como parte de la FORSU, así como otros residuos ricos en fibras. Desperdicios de papel, tales como toallas de cocina son aceptados en Reino Unido, Finlandia y Dinamarca.

Mientras que los residuos de vegetación no son deseados en Noruega y Suecia (Naroznova et al., 2012). La principal preocupación con respecto a los residuos ricos en fibras en la FORSU es el contenido de compuestos lignocelulósicos (celulosa, hemicelulosa y lignina). Parte de la materia orgánica que compone a la FORSU es recalcitrante, contiene carbohidratos y polímeros aromáticos de origen vegetal que inciden en el tiempo de estabilización y en la generación de biogás (González et al., 2011).

La biomasa lignocelulósica es el principal y más abundante componente producido por la fotosíntesis (Cuervo, 2009). En esta biomasa las cadenas de celulosa se encuentran unidas por puentes de hidrógeno, formando microfibrillas, las cuales se encuentran unidas entre sí por hemicelulosa y cubiertas por lignina (Taherzadeh y Karimi, 2008). Así, la hemicelulosa sirve como una conexión entre la lignina y las fibras de celulosa, dando a la matriz celulosa-hemicelulosa-lignina mayor rigidez (Hendriks y Zeeman, 2009), resultando en un compuesto altamente recalcitrante, resistente al ataque enzimático en los procesos anaerobios. El contenido de fibra en los residuos es un indicador inversamente proporcional a su degradación y se considera al contenido de lignina como un factor negativo que afecta a la producción de metano (Alibardi y Cossu, 2016). De acuerdo con Campuzano y González-Martínez (2016) los compuestos lignocelulósicos representan aproximadamente el 40% de los sólidos volátiles presentes en los residuos generados en la Ciudad de México. Por lo anteriormente mencionado, el principal objetivo de este estudio es conocer la influencia de los compuestos lignocelulósicos que se encuentran contenidos en la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos de la

Ciudad de México sobre la producción de biogás, así como determinar el comportamiento que tendrán durante la hidrólisis.

METODOLOGÍA

Se tomó una muestra de OFMSW de la Ciudad de México según la norma NMX-AA-015-1985 en febrero de 2017 en la estación de transferencia Coyoacán. De aproximadamente 2 toneladas y después de una mezcla completa, el muestreo produjo 200 kg que se distribuyeron en bolsas de 2 kg cada una. Las bolsas con FORSU se congelaron a -20 °C. Antes de su utilización, las muestras almacenadas se descongelaron a temperatura ambiente e inmediatamente después se realizó una identificación visual de las diferentes fracciones, las cuales fueron cuidadosamente separadas y ordenadas manualmente. Las separaciones se hicieron tomando como referencia los 4 grupos principales que presenta Kobayashi et al. (2012) que son sus características como nutrientes: proteínas, grasas, material celulósico y carbohidratos; las 8 fracciones identificadas en el trabajo de Naroznova et al. (2016) agrupadas en residuos de comida y residuos ricos en fibra y las 8 fracciones encontradas en el trabajo realizado por González et al. (2016).

Debido a las características heterogéneas de la FORSU y a que el tamaño de los sustratos era grande, para permitir la preparación de muestras para el análisis químico y obtener resultados representativos se realizó una disminución del tamaño de partícula de la FORSU y de cada una de las fracciones identificadas hasta obtener un tamaño de partícula inferior a 1 mm.

Caracterización de la FORSU y métodos analíticos

Se determinaron humedad, sólidos totales (TS), sólidos volátiles (VS), sólidos fijos, demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno Kjeldahl (NK), nitrógeno amoniacal (NH₄), fósforo total (PT) utilizando los métodos estándar (APHA, 2005). La concentración de grasas y aceites y proteínas fueron analizados de acuerdo a métodos oficiales (AOAC, 2003). Los carbohidratos fueron determinados según el método de Dubois (Dubois et al., 1956). Fibra detergente neutra (FDN), fibra detergente ácida (FDA) y detergente ácido lignina (ADL) se determinaron para conocer el contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina de acuerdo con Van Soest (Van Soest, 1963, Goering y Van Soest, 1970). Todas las determinaciones se realizaron mínimo por duplicado.

La composición de biogás (CH₄, N₂, CO₂) se determinó utilizando un cromatógrafo de gases (SRI 8610c), equipado con un detector de conductividad térmica (TCD) y columna de relleno de gel de sílice de acero inoxidable 8600-PK1A usando gas de helio como

portador a un caudal de 27 ml / min. La muestra inyectada fue de 0.5 ml y las condiciones de operación fueron: 1 min a 50 °C, aumento de 50 °C/min a 100 °C y se mantuvo por 1 min. La temperatura del detector es 150 °C.

Potencial bioquímico de metano

Para determinar la producción de metano de la FORSU y fracciones identificadas, se realizaron ensayos por triplicado con una duración de 21 días de cada una de las muestras utilizando la prueba automática de potencial de metano (AMPTS II) de Bioprocess Control, Suecia. Este dispositivo consiste en un baño para 15 frascos de 500 ml a una temperatura constante de 35 °C con motores de agitación continua (110 rpm) y el sistema de medición de biogás acoplado a una computadora para el monitoreo continuo de la producción de biogás. En cada frasco, como inóculo, se colocó lodo granular anaerobio de una fábrica de cerveza. El lodo se lavó previamente por centrifugación y luego se caracterizó. En cada frasco se colocó una relación inóculo a sustrato (RIS) 4 a 1. Los matraces se llenaron con solución tampón de fosfato hasta un volumen de trabajo de 400 ml. Se usaron como referencia las pautas de VDI 4360 (2006) para la prueba BMP. Se tomaron muestras de gas diariamente y se analizaron usando un cromatógrafo de gases.

RESULTADOS

Las fracciones identificadas fueron 9: frutas, vegetales, residuos de origen animal, harinas, poda fresca, hojas secas, ramas y madera, papel, materiales rechazados y residuos sin clasificar. En la Tabla 1 se mencionan las fracciones, la descripción de los residuos identificados, su composición en base húmeda y el aporte porcentual de nitrógeno y fósforo de cada fracción a la FORSU. Una pequeña cantidad de sustancias inorgánicas separadas de manera manual. La figura 1 muestra los por cientos de las fracciones de la FORSU.

Tabla 1. Fracciones visualmente identificadas y caracterización. Valores en por ciento con respecto a la FORSU.

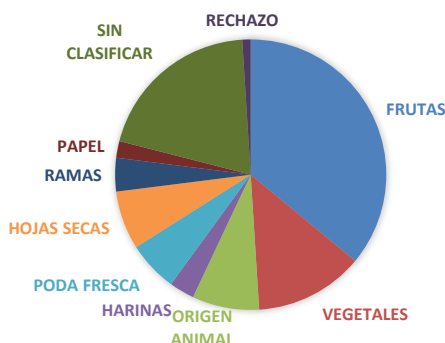
FRACCIÓN	Peso	N	P
FRUTAS. Cáscaras de naranja, limón, piña, sandía, melón, cáscaras y trozos de plátano, mamey, cáscara y huesos de mango, uvas y papaya	36	21	35
VEGETALES. Jícama, zanahoria, variedad de chiles (ancho, de árbol, poblano), cáscaras de tamarindo, cacahuete, cáscaras y trozos de papa, cáscara y hueso de aguacate, betabel entero, chicharos, granos de elote, ajo, cáscara y raíces de cebolla y	13	9	15

semillas de girasol.			
ORIGEN ANIMAL. Cáscara de huevo rojo y blanco, carne de res, huesos de res y pollo, así como carne y piel de pollo.	8	29	8
HARINAS. Trozos de tortillas	3	4	3
PODA FRESCA. Buganvilia, pasto, hoja de pino, hojas de eucalipto, de palma y de fresno	6	5	6
HOJAS SECAS. Hojas secas de árboles y Hojas de maíz (para tamal)	7	6	7
RAMAS. Ramas de árboles y trozos de madera	4	3	1
PAPEL. Servilletas y en menor cantidad papel encerado	2	1	2
SIN CLASIFICAR. Residuos de hojas secas y poda mezclados con objetos sobrantes de las fracciones anteriores en tamaño reducido.	20	21	23
MATERIALES RECHAZADOS. Piedras, tela, vidrio, plástico, colillas de cigarro, tapas metálicas de botellas y espuma floral	1	-	-
FORSU. Mezcla de todos las fracciones anteriores	100	100	100

En la Tabla 1 se muestra que el mayor aporte de nitrógeno lo tienen los residuos de origen animal y frutas con 29 y 21%, respectivamente, mientras que el menor aporte lo tiene el papel con solo 1%. En su trabajo, González et al. (2016) muestran que el mayor aporte de nitrógeno son los residuos sin clasificar (40.3%) y el menor es el papel (0.9%). La FORSU consigue el mayor aporte de fósforo por las frutas con un 35% y el menor lo tienen las ramas con 1%. González et al. (2016) reportan el mayor aporte de fósforo en los residuos sin clasificar con 67.6% y el menor los residuos de papel con 0.4%.

La relación SV/ST es un indicador de cuánto es el contenido de material orgánico con respecto a los sólidos totales presentes en cada fracción de los residuos. En la Tabla 2 se puede observar que las frutas y las harinas poseen la relación más alta con 0.90 y 0.87, respectivamente. Campuzano y González-Martínez (2016) muestran una relación similar para FORSU de 0.75 y el obtenido en el presente trabajo fue de 0.78. La fracción encontrada en la FORSU de la Ciudad de México con menor valor en la proporción SV/ST es la de origen animal (0.70), ya que contiene cascarones de huevo que son ricos en carbonato de calcio y también hay presencia de huesos de animales, los cuales tampoco se pueden volatilizar fácilmente a 550°C (González et al, 2016).

Figura 1. Participación de las diferentes fracciones con respecto a la FORSU.



La fracción con menor contenido de sólidos volátiles corresponde a los vegetales (192 g/kg) y la mayor a las harinas (380 g/kg). Naroznova et al. (2016) presentan valores similares con respecto al contenido de sólidos volátiles en las siguientes fracciones: 344 g/kg en los residuos de origen animal y en este trabajo fueron de 320 g/kg. Las frutas y vegetales tuvieron 223 g/kg y en este trabajo van de 192 a 206 g/kg. Para los residuos de vegetación reportaron 240 g/kg y en el caso de la poda fresca se obtuvieron 227 g/kg. Sin embargo, en el caso del papel si hay diferencia al reportar Naroznova et al. (2016) 491 g/kg y obtener en este trabajo 265 g/kg. En cuanto a la FORSU Campuzano y González- Martínez (2016) reportan un contenido de SV de 223 g/kg, similar al obtenido en este trabajo de 228 g/kg.

Caracterización bromatológica

El rendimiento de metano durante la digestión anaerobia depende de la cantidad de sólidos volátiles biodegradados, así como por la naturaleza del sólido (Cabbai, et al., 2013), por lo que es fundamental distinguir los compuestos bioquímicos que forman los sólidos volátiles en diferentes sustratos. Por esta razón se complementa la caracterización con análisis bromatológicos, entre estos fibras (materiales lignocelulósicos) ya que si bien aportan sólidos volátiles (fracción orgánica) se sabe que son difíciles de degradar biológicamente bajo condiciones anaerobias. Las fracciones que contienen fibras lignocelulósicas (poda fresca, hojas secas, ramas, papel y sin clasificar) comprenden casi la mitad de la FORSU (46%).

Los resultados que se presentan en Tabla 2, muestran que el mayor contenido de carbohidratos lo tienen los residuos de papel. De forma similar en el trabajo de Kobayashi et al., 2012, los residuos de papel (alta calidad y para envolver) fueron los que presentaron mayor contenido de carbohidratos. En cuanto al menor contenido de carbohidratos también existe similitud entre ambos trabajos ya que en este trabajo lo tienen los residuos de origen animal y en el trabajo de Kobayashi et al. (2012) el menor contenido lo muestran los residuos de aceite de cocina y los residuos de origen

animal. En el trabajo de Alibardi y Cossu (2016) también obtuvieron el menor contenido de carbohidratos en los residuos de origen animal con 12%ST mientras que en este trabajo fueron de 5%ST.

Campuzano y González-Martínez (2016) reportan en la FORSU un contenido de carbohidratos totales de 52.9%SV mientras que el obtenido en el presente trabajo es mayor (79.1%SV). En este trabajo el mayor aporte de carbohidratos lo proporcionan las frutas con un 38% y el menor los residuos de origen animal con 2%.

Con respecto al contenido de proteínas, los residuos de origen animal son los que presentan mayor contenido (373 g/kg SV) y las fracciones de ramas y papel tienen el menor contenido de proteínas con 44 y 62 g/kgSV, respectivamente. Los valores más altos de proteínas concuerdan con Kobayashi et al. (2012) al encontrarse en los residuos de cocina de origen animal, residuos de origen animal sin consumir y residuos de huevo. De igual forma en el trabajo de Alibardi y Cossu (2016) el mayor contenido de proteínas lo tienen los residuos de carne, pescado y queso con 52%ST mientras que en este trabajo fueron de 28%ST. La diferencia se puede deber a que Alibardi y Cossu (2016) descartaron los huesos durante su caracterización. Edwiges et al. (2018) muestra un contenido medio de proteínas en frutas y vegetales de 15.9%SV mientras que en el presente trabajo obtienen 9.8 y 11%SV, respectivamente. En este trabajo el mayor aporte de proteínas en la FORSU lo dan los residuos de origen animal con 30%, respectivamente. El menor aporte lo da el papel con 1%.

En la Tabla 2 se pueden observar los compuestos lignocelulósicos presentes en cada fracción y la FORSU. El mayor contenido de celulosa lo tiene el papel con 207 g/kgSV seguido de las frutas con 121 g/kgSV. El trabajo de Kobayashi et al. (2012) presenta también el mayor contenido de celulosa en el papel pero se trata de papel para envolver y papel de alta calidad mientras que Naroznova et al. (2016) muestra el mayor contenido de celulosa en el cartón sucio, seguido de fibras moldeables. Valores similares de celulosa se encuentran en las frutas y vegetales al tener en el presente trabajo un contenido de 121 g/kg SV y 102 g/kg SV, respectivamente.

Tabla 2. Resultados de la caracterización de las fracciones de FORSU y sustratos de referencia.

El menor contenido de celulosa en este trabajo lo tienen los residuos de origen animal con 4 g/kgSV; de forma similar, Kobayashi et al. (2012) presentan el menor contenido de celulosa en los residuos de origen animal sin consumir con 16 g/kgSV y Naroznova et al. (2016) también presenta el menor valor de celulosa en sus fracciones en los residuos de origen animal con 20 g/kgSV.

El trabajo de Edwiges et al. (2018) analiza frutas y vegetales generados durante todo un año y muestra un valor medio de celulosa en frutas y vegetales de 17.1%SV. En el presente trabajo la celulosa obtenida fue de 12.1 y 10.2 %SV, respectivamente. En este trabajo el mayor aporte de celulosa en la FORSU lo tienen las frutas con un 47%, mientras que el menor aporte se encuentra en los residuos de origen animal.

En cuanto a la hemicelulosa el menor contenido lo presentan los residuos de origen animal con 3 g/kgSV. Sin embargo, el trabajo de Kobayashi et al. (2012) lo tiene en la fracción de otros residuos de cocina con 27 g/kgSV y Naroznova et al. (2016) en el papel sucio con 30 g/kgSV. El mayor contenido de hemicelulosa en este trabajo está presente en los residuos de harinas con 232 g/kgSV. En el trabajo de Kobayashi et al. (2012) el mayor contenido de hemicelulosa se encuentra en los residuos de vegetación mientras que Naroznova et al.

Fracción	Humedad %	SV g/kg	SV/ST	Prot	Lípid	Carb total	Carb	Hemí celu	Lign	Carb degr	CH ₄ LN/kgsv	CH ₄ en biogás %	CH ₄ reitorio LN/kgsv	Degr anier %
Frutas	77	206	0.90	93	81	565	121	7	32	377	301	55	360	84
Vegetales	78	192	0.84	121	50	464	102	63	63	299	285	50	397	71
Origen animal	55	320	0.70	173	195	70	4	3	19	63	447	62	641	70
Harinas	56	380	0.87	123	171	466	53	232	32	121	355	33	375	93
Peda fresca	72	227	0.81	131	151	504	111	51	69	342	291	61	433	61
Hojas secas	64	306	0.84	89	166	364	98	49	68	347	261	61	435	61
Ramas	45	475	0.86	44	97	451	36	155	404	259	133	64	509	22
Papel	69	265	0.86	62	203	970	207	20	32	343	310	69	662	47
Sin clasific	66	252	0.73	131	180	244	33	62	165	199	350	58	489	72
FORSU	71	228	0.78	168	135	791	102	9	52	680	288	55	586	49

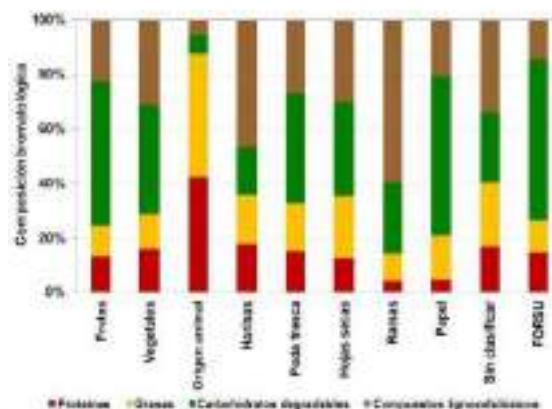
(2016) lo muestran en la paja para animales con 160 g/kgSV. En el trabajo de Alibardi y Cossu (2016) vegetales es la fracción que tiene mayor contenido de hemicelulosa con 3%ST. Edwiges et al. (2018) muestran un contenido medio de hemicelulosa en frutas y vegetales de 9.4 %SV. Mientras que el presente trabajo presenta 0.7 y 6.3%SV, respectivamente. En este trabajo el mayor aporte de hemicelulosa lo tienen los residuos sin clasificar con 25% y el menor las fracciones de papel y origen animal (1%).

En este trabajo las fracciones de harinas y frutas tienen la menor cantidad de lignina con 32 g/kg SV, seguido de los residuos de origen animal con 39 g/kg SV. Naroznova et al. (2016) también presentan el menor contenido de lignina en los residuos de origen animal con 20 g/kgSV mientras que la mayor cantidad de lignina en este trabajo la tienen las ramas con 401 g/kgSV seguido por los residuos sin clasificar con 165 g/kgSV. Naroznova et al. (2016) presenta la mayor cantidad de lignina en los residuos de paja de animal con 200 g/kgSV. En ambos trabajos se tienen valores similares con respecto al contenido de lignina en las fracciones de papel y papel sucio al tener 32 y 30 g/kgSV, respectivamente.

En cuanto a las fracciones de frutas y vegetales el trabajo de Edwiges et al. (2018) presentan un contenido medio de lignina de 6.4%SV. En este trabajo se tienen 3.2 y 6.5%SV, respectivamente. En este trabajo el mayor aporte de lignina lo dan los residuos sin clasificar (34%) y el menor las fracción de papel (1%).

En la figura 2 se puede observar la composición de cada uno de los sustratos de con respecto a la distribución relativa de sus características bromatológicas. En esta figura se muestran los carbohidratos degradables y el total de compuestos lignocelulósicos. Para cuantificar el contenido de carbohidratos fácilmente biodegradables, se realizó una diferencia entre los carbohidratos totales y carbohidratos estructurales (celulosa y hemicelulosa). El mayor contenido de carbohidratos biodegradables lo tiene el papel con 743 g/kgSV, seguido de la FORSU y las frutas con 680 y 377 g/kgSV, respectivamente. De acuerdo con el trabajo de Naroznova et al. (2016) el mayor contenido de carbohidratos biodegradables lo tienen los vegetales y Kobayashi et al., 2012 lo presenta en los residuos de cereales.

Figura 2. Composición bromatológica de fracciones y



FORSU

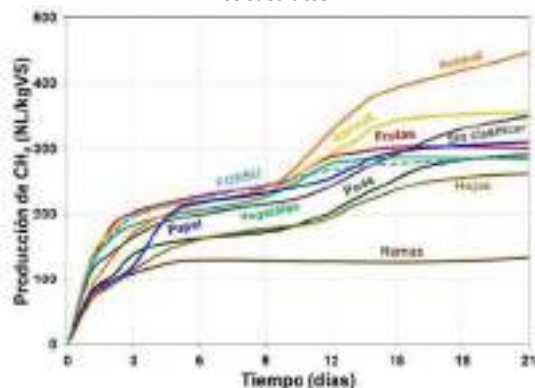
En este último trabajo, vegetales presenta un valor de 284 g/kgSV carbohidratos biodegradables cercano al obtenido en el presente trabajo de 299 g/kg SV. El trabajo de Edwiges et al. (2018) muestra un valor medio de carbohidratos no lignocelulósicos para frutas y vegetales de 46.7%SV. En este trabajo se obtuvo un valor de carbohidratos degradables de 37.7 y 29.9%SV, respectivamente, mientras que el valor más bajo en el presente trabajo lo tienen los residuos de origen animal con 63 g/kgSV, similar a lo que se presenta en el trabajo de Kobayashi et al. (2012) donde los residuos de origen animal también presentan el valor más bajo de carbohidratos biodegradables con 60 g/kgSV. Por otro lado, Naroznova et al. (2016) presentan el valor más bajo en la fracción el cartón sucio con 170 g/kgSV.

Potencial bioquímico de metano (PBM)

La figura 3 muestra las curvas de producción de metano promedio obtenidas de cada uno de los componentes y la FORSU. Las fracciones con mayor producción de metano son los residuos de origen animal, harinas y residuos sin clasificar. La fracción de papel obtuvo una producción de metano mayor que la FORSU.

Como se observa en la Tabla 2, la segunda fracción con mayor contenido de grasas fue el papel, por lo que esto pudo haber influenciado en la producción de metano, además de que, probablemente, se encontraba empapado en los líquidos que se desprenden de los residuos durante su manejo y esos líquidos contienen sustancias disueltas fácilmente biodegradables. También se puede observar que la menor producción de metano la tiene los residuos de ramas. Las curvas de frutas y verduras muestran al tercer día una gran producción de metano que representa más del 60% de la generación de metano en 21 días, lo que indica que estas fracciones tienen sustancias fácilmente biodegradables.

Figura 3. Curvas de producción de metano de cada uno de los sustratos



Como valor por arriba de la media se encuentran los residuos de papel que alcanzaron una producción de metano de 310 NL/kgSV, con el 60% de metano generado y un porcentaje de degradabilidad del 47%. El BMP más bajo (133 NL/kgSV) así como el porcentaje de degradabilidad más bajo lo tienen los residuos de ramas con un 22% y solo aportaron 5 NL/kgSV a la FORSU. Las fracciones con mayor degradabilidad (70-95%) de acuerdo con lo calculado, son los residuos de origen animal, vegetales, sin clasificar, frutas y harinas.

La fracción de frutas, la cual tiene un bajo contenido de compuestos lignocelulósicos pero más significativo que el que presenta la fracción de residuos de origen animal, al ser más de tres veces mayor, tiene la tercer mayor composición de carbohidratos degradables y su contenido de grasas y proteína es bajo, consigue un rendimiento de metano de 301 NL/kg SV.

La FORSU presenta un contenido de compuestos lignocelulósicos de 163 g/kgSV casi igual que las frutas; sin embargo, presenta un mayor contenido de lignina (52 g/kg SV), lo que posiblemente ocasionó que los otros compuestos lignocelulósicos estuvieran estrechamente ligados con la lignina y se volvieran inaccesibles a los microorganismos y, por lo tanto, no degradables. A pesar de tener la FORSU un importante contenido de carbohidratos degradables y la segunda mayor composición de proteínas, su producción de metano fue menor.

Los residuos de ramas cuentan con el mayor contenido de compuestos lignocelulósicos, siendo la lignina la que se presenta en mayor cantidad con 401 g/kgSV. También cuenta con el menor contenido de proteínas y grasas y un contenido de carbohidratos degradables menor a la media por lo que consigue la menor producción de biogás con 133 NL/kgSV. La figura 4 muestra el comportamiento de la producción de metano con respecto al contenido de celulosa y se puede concluir que, con dos excepciones, ramas y hojas secas, la producción de metano aumenta de manera inversa

con el contenido de celulosa cuando las concentraciones de celulosa son relativamente bajas. Cuando aumenta el contenido de celulosa, la producción de metano no cambia.

En el caso de las hojas secas, se presenta un mayor contenido de hemicelulosa y lignina, 49 y 68 g/kgSV en comparación con las fracciones anteriores. Sin embargo al tener la tercera mayor composición de grasas, que se debió al contemplar en esta fracción a las hojas de maíz, que envuelven los tamales que comúnmente se consumen en la Ciudad de México, su producción de metano disminuye pero no tanto como se esperaba. Los vegetales presentan un menor contenido de lignina con la fracción anterior; sin embargo un mayor contenido de celulosa y hemicelulosa, 102 y 63 g/kgSV, respectivamente, así como un contenido de proteínas y carbohidratos degradables mayor que la media, 121 y 299 g/kgSV, respectivamente. Algunos de los compuestos lignocelulósicos, en específico celulosa y hemicelulosa, pudieron degradarse durante la digestión anaerobia y conseguir un potencial de metano de 283 g/kgSV.

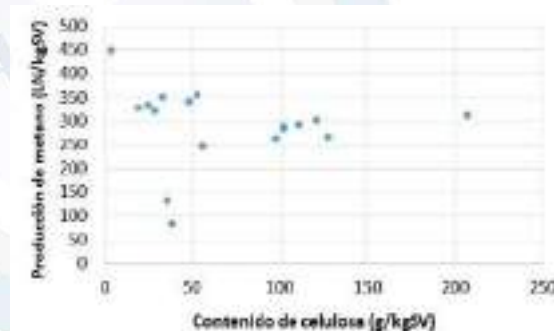


Figura 4. Producción de metano con respecto al contenido de celulosa.

La poda fresca tiene un mayor contenido de celulosa y lignina que los vegetales, 111 y 69 g/kgSV, respectivamente. Contienen menos hemicelulosa y la tercera mayor composición de proteínas con un contenido de grasas mayor a la media por lo que consigue una producción de metano de 291 g/kgSV. La fracción de papel tiene el contenido de celulosa más alto (207 g/kgSV), el contenido de lignina más bajo (32 g/kgSV), la mayor composición de carbohidratos degradables y el segundo mayor contenido de grasas (203 g/kgSV) por lo que alcanza un rendimiento de metano de 310 g/kgSV.

Los residuos sin clasificar presentan uno de los mayores contenidos de fibras lignocelulósicas, siendo la lignina la que se encuentra en mayor cantidad (165 g/kgSV) y un contenido de carbohidratos degradables menor a la media. Cuenta también con el tercer mayor contenido de grasas y proteínas. Por lo que a pesar de tener una

composición importante de fibras, al ser esta fracción una masa de pequeños restos de todas las fracciones anteriores, lograron degradarse muchas de estas y obtener uno de los rendimientos de metano más altos.

Las harinas cuentan con un elevado contenido de material lignocelulósico, siendo la hemicelulosa la que tiene mayor presencia con 232 g/kgSV. Las demás características bromatológicas analizadas se encuentran prácticamente en la misma proporción (grasas, proteínas y carbohidratos degradables). Al no utilizar amilasa en la técnica para determinar fibras, en específico con detergente neutro, no fue posible eliminar el almidón de los residuos de harinas por lo que, posiblemente, lo que se detecta como hemicelulosa esté siendo afectado por el almidón explicando así su elevada producción de metano a pesar del contenido de fibras.

CONCLUSIONES

- A partir de la FORSU de la Ciudad de México se lograron identificar 10 fracciones principales, de las cuales, *ramas, hojas secas, poda fresca, residuos sin clasificar, papel y vegetales* muestran un mayor contenido de compuestos lignocelulósicos y representan el 56% de la FORSU.
- La mayor producción de metano proviene de los residuos de *origen animal* con 499 NL/kgSV que contienen la menor cantidad de compuestos lignocelulósicos mientras que la menor producción de metano es de *ramas* con 133 NL/kgSV y un contenido de material lignocelulósico casi 13 veces mayor.
- No hay una relación observable de producción de metano con respecto al contenido de lignina.
- Con dos excepciones, *ramas* y *hojas secas*, la producción de metano aumenta de manera inversa con el contenido de celulosa.
- Con excepción de *ramas*, la producción de metano se llevó a cabo en dos etapas, la segunda iniciando a partir del día 6 de incubación y notando que, durante la primera etapa se produce aproximadamente el 60% del metano total.

Este trabajo fue posible gracias al apoyo del proyecto SENER-CONACYT 247006 - Clúster Biogás. Trabajo realizado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental que cuenta con certificación de la calidad ISO 9001:2008 otorgada por el Instituto Mexicano de Normalización y Certificación, A.C. (IMNC) con registro RSGC 960 de fecha 11 de enero de 2016, vigente al 11 de enero de 2019

REFERENCIAS

- Alibardi, L., Cossu, R., 2016. Effects of carbohydrate, protein and lipid content of organic waste on hydrogen production and fermentation products. *Waste Manage.* 47, 69–77.
- Campuzano, R., González-Martínez, S., 2016. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Manage.* 54, 3-12.
- Edwiges, T., Frare, L., Mayer, B., et al., 2017. Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. *Waste Manage.* 71, 618–625.
- Kobayashi, T., Xu, K. Q., Li, Y. Y., Inamori, Y., 2012. Evaluation of hydrogen and methane production from municipal solid wastes with different compositions of fat, protein, cellulosic materials and the other carbohydrates. *International journal of hydrogen energy.* 37(20), 15711-15718.
- Naroznova, I., Møller, J., Scheutz, C., 2016. Characterisation of the biochemical methane potential (BMP) of individual material fractions in Danish source-separated organic household waste. *Waste Manage.* 50, 39–48.

AGRADECIMIENTOS

[00383] UNA COMPARACION ENTRE LAS LEYES DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE ARGENTINA Y DE BRASIL

RAPHAEL TOBIÁS DE VASCONCELOS BARROS¹; MARIA BELEN LEVATINO²

DESA ; UFMG¹; Universidad de Cuyo²

raphael@desa.ufmg.br¹; belenlevatino@gmail.com²

Abstract (250)

Los instrumentos legales son la base de una buena gestión de residuos sólidos; sin embargo, en América Latina, la mera existencia de una ley no garantiza que la política sea respetada. Tanto Argentina como Brasil cuentan con leyes recientes que regulan la gestión integral de los residuos, sin embargo ambos países, enfrentan problemas parecidos en relación con su implementación. Este trabajo analiza la legislación comparada en esta materia, considerando las diferencias y similitudes de los marcos regulatorios, como así también, los desafíos de gestión que deben encarar las administraciones públicas argentinas y brasileñas. La

metodología de investigación es de naturaleza cualitativa, sobre la base de análisis normativo e interpretación de fuentes secundarias. Los resultados dan cuenta sobre la necesidad de aprender de la experiencia para mejorar la gestión de los residuos en la región.

Palabras-clave: gestión de residuos sólidos, comparación entre marcos regulatorios

Analizar las leyes nacionales de Argentina y Brasil relativas a la gestión de sus RS, haciendo una comparación entre sus estructuras, elementos constituyentes, aplicabilidades y limitaciones. Más que aspectos operacionales, interesan aquí las condiciones marco que regulan las políticas sobre las cuales las autoridades locales gestionan sus RS.

1. Introducción

La cuestión de los residuos sólidos (RS) se presenta de formas diferentes en los países y debe ser abordada de acuerdo con sus realidades. En América Latina, la problemática reciente hizo que cada país tenga creado sus leyes para regular las políticas públicas sobre la gestión de los RS. Argentina y Brasil, por su importancia regional, son países con gran poder de influencia en la región: así, una buena práctica de gestión podría tener efectos inspiradores positivos para el resto de los países.

En general, se analizan aspectos tecnológicos y estratégicos de la gestión; sin embargo, aquí se pretende comparar, desde el punto de vista legal, dos diferentes leyes y cuáles son sus efectos. Esta ponencia analiza los principales componentes de las leyes de ambos países, identificando elementos que influyen en sus aplicaciones.

3. Metodología

Fueron consultadas las dos leyes nacionales y sus decretos reglamentarios, además de trabajos de Ciencia Política que discuten cuestiones relativas a la gestión de RS.

Cuadro 1 – Características de los países

Características ↓	Argentina	Brasil
Población (2015)	44.000.000	207.000.000
Área (km ²)	2.766.000	8.515.000
Renta <i>per cápita</i> (US\$)	12.400	8.600
IDH	0,827	0,754
Estados provinciales	23	26
Gobiernos locales	2.265 (1.149 municipios)	8.570

2. Objetivos

4. Resultados y discusión

Cuadro 2 - Marco institucional de las políticas ambientales (y sus años)

Argentina	Brasil
Ley 2.797 (1891) Prohíbe el volcado de aguas cloacales y residuos industriales	Ley 6.938 (1981) Política y Sistema Nacional del Medio Ambiente (SISNAMA)
Ley de Navegación 20.094 (1973) Prohibición de contaminar las aguas navegables	Ley 7.347 (1985) acción civil pública
Ley 22.190 (1980) Prevención de contaminación de las aguas y otros elementos del medio	Ley 9.433 (1997) recursos hídricos
Ley 22.421 (1981) Protección de fauna silvestre, conservación, aprovechamiento y caza	Ley 9.605(1998) crímenes ambientales
Ley 13.273 (1948) Defensa de la riqueza forestal	Ley 11.445 (2007) saneamiento básico (agua, alcantarillado, desechos, drenaje)
Ley 22.351 (1980) Parques Nacionales. Monumentos Naturales. Reservas Nacionales	Ley 9985 de Parques (2000)
Ley N° 25675 (2002) – General de Ambiente	Ley 6938 de Medio Ambiente
Ley N° 25916 (2004) – Protección Ambiental para la gestión integral de los RSD	Ley 12.305 (2010) política nacional de residuos sólidos

A – histórico de la situación de gestión de RS en Argentina

La Reforma Constitucional de 1994 incorpora los Derechos ambientales (Art. 41) y los mecanismos institucionales para su protección (Art. 43 y 86). La Provincia de Mendoza fue pionera en materia ambiental ya que en el año 1992 dictó dos leyes fundamentales: la 5.961 de Preservación del ambiente y la 5.970 Residuos Sólidos Urbanos. Años más tarde mediante el Decreto N° 1939/1996 establece el Plan Maestro para la gestión de los RSU que pretende generar regiones para la gestión conjunta. En el mismo sentido, Ley Provincial

N° 6957 (2002) pretende la Conformación de Consorcios Públicos para la gestión de residuos

En el ámbito nacional, La *Ley General del Ambiente* (Argentina, 2002) trae algunos principios rectores para la coordinación interjurisdiccional. En este sentido, instituye el Consejo Federal del Ambiente (CONFEMA) dentro del cual se sientan los principios de la ley 25.916 de *Gestión de Residuos Domiciliarios* (Argentina, 2004), la cual establece las directrices genéricas para gestión local de los RS. De este marco se destaca que las estructuras administrativas encargadas de la implementación del marco regulatorio provincial y local no cuentan con la participación de la sociedad civil. El estado de los rellenos sanitarios y la persistencia de basurales a cielo abierto en una cantidad considerable de municipios argentinos denotan la necesidad de mejorar políticas en la materia (Geary, et al, 2017; Gutiérrez, 2015 y 2012).

Brasil

B – histórico de la situación de gestión de RS en Brasil

En el Cuadro 2 se ven los principales instrumentos relacionados a la gestión de los RS en el país. La situación del manejo ha evolucionado en las últimas décadas pero sigue con grandes retos: garantizar la recolección a todos, recuperar sus costos, disponer bajo buenas condiciones sanitarias y ambientales. Sin embargo, la gestión tiene muchos problemas, casi no reconocidos, cuando se consideran los aspectos de la no generación, de la minimización y del reciclaje.

Una gran parte de los municipios ni siquiera cobra por los servicios, ejecutados con deficiencias bajo perspectiva meramente operacional. El pequeño nivel de colaboración de los usuarios también es un problema (el pago es tímido; además, manifiestan la síndrome NIMBY y rechazan las instalaciones que les sean vecinas). El bajo apoyo político acompaña la gestión en todos niveles del gobierno, delante de tantas prioridades (suministro de agua y tratamientos de los alcantarillados, por ejemplo) y de la falta de presupuesto.

La Ley que establece la política nacional de RS (y un sistema nacional) ven de agosto del 2010, después de casi 20 años de discusiones y trámites; por lo tanto, ella empezó antes de la conferencia de Rio92 y llegó después de algunos estados (por ejemplo, la ley de Minas Gerais es del 2009). Como aspectos de su modernidad, trae la valorización de los RS, la responsabilidad compartida y la exigencia de una disposición final ambientalmente adecuada. No establecía penalidades, la cuales fueran regladas por decreto algunos meses después. La ley muestra mucha dificultad de práctica por falta de decisiones políticas; al

mismo tiempo, demanda recursos financieros y humanos para esto.

Con la idea que “toda la sociedad es responsable”, a los generadores cabe garantizar seguridad, disponibilidad información, permitir fiscalización y desarrollar capacitación; a las municipalidades, adoptar tecnologías y articular; a los fabricantes/revendedores y comerciantes y consumidores, asumir en caso de ocurrencias dañosas. El poder público (después de 6 meses de la ley; por lo tanto, mediados del 2011) debería proponer alternativas de fomentos e incentivos fiscales y crediticios, estructurar líneas de financiamiento y establecer criterios, una vez que la existencia de política de RS es condicionante para repase de recursos. Se esperan de las municipalidades, entre tantos roles, que exijan de los generadores precios públicos, tasas o tarifas; que garanticen recuperación de costos e inhiban el consumo superfluo y el desperdicio; que no inhiban actividades económicas y que faciliten equidad.

Por su tamaño, no hay una referencia única para el país. El primer marco relativo al cobro de los servicios de RS es la ley 11.445/07, que establece directrices para el saneamiento básico en nivel nacional (art. 29 establece que el servicio tenga la “sustentabilidad económica-financiera asegurada, siempre que posible, mediante remuneración por el cobro” (Brasil, 2007). La Política Nacional de Residuos Sólidos (Brasil, 2010) instituye por primera vez principios que nortean el cobro, como el de pulidor-pagador y la responsabilidad compartida. En el 2008, solo el 10,9% de los municipios brasileños presentaban algún tipo de cobro (IBGE, 2010); actualmente esos ahorros cubren el 53,8% en promedio de los gastos totales con la gestión (SNIS, 2018). Recientemente se hay visto un aumento de la cantidad de municipios que buscan el cobro por el servicio de gestión; en 2016, 1580 municipios (28,4%) declaran cobrar de sus ciudadanos, más del doble del 2008, pero en mayoría son tasas fijas, generalmente relacionadas al impuesto sobre propiedad.

Cuadro 3 - Estructura de las leyes sobre la gestión de RS

Argentina (ley 25916, del 2004)	Brasil (ley 12.035, del 2010)
Disposiciones generales	Directrices
Autoridades competentes	Definiciones
Generación y Disposición inicial	Principios y fundamentos
Recolección y Transporte	Objetivos
Tratamiento, Transferencia y Disposición final	Instrumentos
Coordinación interjurisdiccional	Elementos del Plan de Gestión de RS
Autoridad de aplicación	Obligaciones y

	responsabilidades
Infracciones y sanciones	Disposiciones finales
Disposiciones complementarias	

Del cuadro precedente se destaca que la ley argentina explicita cuestiones operacionales (recolección, tratamiento, disposición *etc*) y defiende coordinación. En tanto que la ley brasileña, por su vez, lista principios y fundamentos, define instrumentos, exige planes de varios niveles con contenido mínimo. Es importante hacer notar que ambas leyes tienen una estructura parecida en el establecimiento de las autoridades, las competencias y las infracciones, y sanciones. Las principales similitudes entre los dos sistemas de gestión de RS son la concentración de recursos en el nivel federal pero con responsabilidad de las autoridades locales; el estímulo a los consorcios interjurisdiccionales; la prohibición de lanzamientos de RS a cielo abierto; la valorización de los residuos, con disminución de los rechazos y minimización de los impactos ambientales; la educación ambiental.

Cuadro 4 – Diferencias entre algunos aspectos de las leyes

Aspectos ↓	Argentina	Brasil
Explicitación de los instrumentos de la gestión	Ausencia	Presencia, con alusión a la actualización de los planes
Incentivos	Participación de sectores productivos	Como instrumento de política pública
Plazos	Veto presidencial: -10 años para la adecuación de las distintas jurisdicciones a la disposición final -15 años para la adecuación de las distintas jurisdicciones al resto de las etapas de la GIRSU	Formales - para las municipalidades: 24 meses para formular el PGIRS; 30 meses para lograr las condiciones técnicas en posición de atender al 80% de la población - para los generadores: 30 meses para formular el PGIRS
Exigencias de la prestación del servicio	Ausencia	Garantizar la regularidad, continuidad, universalidad, sostenibilidad
Información	Como dato posterior	Como derecho e instrumento de política pública

Cuadro 5 – otros aspectos de las leyes sobre RS

	Argentina	Brasil
Gestión Integral de Residuos	Domiciliarios	
Sanciones y penalidades	Administrativas Civiles	
Daño/riesgo al medio ambiente y la salud pública	Dos referencias	Nueve referencias
Participación	Sectores productivos	Sociedad civil
Recuperadores urbanos	integración de los circuitos informales	Inclusión social; valorizar la dignidad humana y erradicar el trabajo infanto-juvenil
Responsabilidad	Autoridad	Compartida (Estado, Empresas y Población); consumo sostenible
Instancias de articulación y decisión política	COFEMA (órganos oficiales)	CONAMA (órganos oficiales y sociedad civil)

5. Conclusiones

Se verifican que las administraciones públicas en América Latina tienen grandes retos, en particular relativos a la cuestión ambiental, dentro del que entran los residuos, en sus sociedades. Como Estados democráticos que son, Argentina y Brasil votaran con amplias discusiones sus leyes sobre la gestión de RS que, aunque sean consideradas modernas y buenas, tienen muchos problemas de aplicabilidad.

Se identifican, en esta comparación, elementos que pueden ser útiles para que cada país aprenda, con la experiencia de su vecino, como manejar con ciertas cuestiones específicas, mirando a mejorar la gestión y aumentar su eficiencia.

Dada las diferencias dentro de cada país, una ley tiene que ser flexible y genérica, ajustada a las situaciones que cambian según las condiciones económicas; así, un proceso de monitoreo permanente necesita ser instalado para garantizar que sean logrados los objetivos.

Agradecimientos: AUGM (Programa de movilidad docente), Universidad de Cuyo, UFMG (Programa de pós-graduação - SMARH)

6. Referencias

- Geary, M., Levatino, M. B., & Saidón, M. (2017). Balance de la implementación de la normativa de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos en distintos municipios argentinos. XIII Congreso Nacional de Ciencia Política “La política en entredicho. Volatilidad global, desigualdades persistentes y gobernabilidad democrática”.
- Gutiérrez, R. (2015). ¿Hacia un nuevo modelo? Avances en la gestión integral de residuos sólidos urbanos en la Región Metropolitana de Buenos Aires. In *VII Congreso Latinoamericano de Ciencia Política*.
- Gutiérrez, R. A. (2012). Federalismo y políticas ambientales en la Región Metropolitana de Buenos Aires, Argentina. *EURE (Santiago)*, 38(114), 147-171.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). In: <https://www.ibge.gov.br/> acceso en 2/abr/08

[00392] ANÁLISE DE PONTOS CRÍTICOS RELACIONADOS AOS RESÍDUOS QUÍMICOS E À SEGURANÇA, EM LABORATÓRIOS DO CAMPUS SÃO PAULO DA UNIFESP

**CÁSSIO GIOVANNI¹; WANDA MARIA RISSO GÜNTHER²; ELISABETH PELOSI
TEIXEIRA³**

Universidade Federal de São Paulo^{1,2}; Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza³

focassio@msn.com¹; wgunther@usp.br²; elisabeth.pelosi@gmail.com³

Resumo

As instituições de ensino e pesquisa na área de saúde geram grandes variedades de resíduos, os quais demandam estratégias e técnicas especiais de gerenciamento. Nessa realidade se encontram os resíduos químicos, que são classificados como perigosos devido a características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade. O presente trabalho objetivou avaliar os principais pontos críticos para o desenvolvimento, a implantação e o monitoramento de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Químicos, em instituição de ensino e pesquisa na área de saúde. Efetuou-se pesquisa descritiva e qualitativa no local de estudo: Campus São Paulo da Universidade Federal de São Paulo (CSP-UNIFESP). O método de coleta de dados baseou-se em visitas técnicas aos laboratórios selecionados, para registro e análise das condições de segregação, acondicionamento e armazenamento dos resíduos químicos. Além disso, foi aplicado questionário para avaliar a percepção de servidores quanto ao gerenciamento de resíduos químicos em seu local de trabalho. Os resultados apontaram que os pontos críticos do CSP-UNIFESP estão associados às condições de armazenamento dos resíduos químicos e à percepção dos servidores em relação aos riscos e às propriedades das substâncias. Outro fator crítico é a precária segregação, declarada por 16,1% dos participantes, o que contraria a legislação ambiental e sanitária e confere risco aos trabalhadores e alunos, em decorrência de potenciais reações perigosas ocasionadas por essas misturas.

Palavras-chave: resíduos químicos perigosos, gerenciamento.

Abstract

Teaching and research institutions in the healthcare field generate a large variety of wastes, which requires special management strategies and techniques. Thus, these institutions generate chemical wastes, which are classified as hazardous. Their characteristics include flammability, corrosivity, reactivity, toxicity, carcinogenicity, teratogenicity and mutagenicity. The aim of this study was to assess the main critical points in the [system] to develop, establish, and monitor a Chemical Waste Management Plan, in an institution of teaching and research in the health area. A descriptive and qualitative investigation was held in on the study site, the Federal University of São Paulo, campus of Sao Paulo (CSP-UNIFESP). The method was based on technical visits to the selected laboratories, to record and analyze the conditions of segregation, packaging and storage of chemical waste. In addition, a questionnaire was applied to evaluate the perception of public servants regarding the management of chemical waste in their workplace. The results pointed out that critical points at CSP-UNIFESP are associated with the storage conditions of chemical wastes and public servants' perception of the risks and properties of substances. Farther, 16.1% of respondents stated that chemical waste are precariously segregated (bad or very bad). This is contrary to environmental and health legislation and endangers workers and students, due to the potential dangerous reactions caused by such mixtures.

Keywords: hazardous chemical waste, management.

Introdução

As universidades têm papel importante na sociedade, pois, além da formação e geração de conhecimento, possibilitam conhecer alternativas para se buscar o equilíbrio entre as atividades antrópicas, os fenômenos contemporâneos e os demais integrantes do meio ambiente. Na atualidade, um dos desafios é a gestão sustentável dos resíduos sólidos, especialmente os perigosos, considerando suas múltiplas categorias, características e procedências, em todas as atividades humanas.

Nesse contexto, estão inseridos os resíduos químicos, que apresentam periculosidade à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade (Brasil, 2018).

Resíduos químicos são gerados por diversos setores e também em instituições de ensino superior (IES), locais cujos profissionais envolvidos em sua gestão não têm, necessariamente, conhecimento das propriedades, incompatibilidades e reações das substâncias e misturas utilizadas. Assim, defronta-se com o desafio de conscientizar e capacitar os corpos técnico, operacional e administrativo, assim como os docentes e estudantes, para que possam manipular, identificar, acondicionar, armazenar e tratar os resíduos químicos (Alberguini; Silva; Rezende, 2003), dando-lhes também o destino adequado, no sentido de reduzir impactos e danos decorrentes.

Durante muito tempo, as IES não eram consideradas genuinamente como unidades poluidoras, embora muitos dos procedimentos efetuados nesses ambientes empregassem elevadas quantidades de reagentes, materiais e matérias-primas e produzissem grandes e desnecessários volumes de resíduos (Marinho; Bozelli; Esteves, 2011).

Nos últimos anos, ações isoladas têm sido desenvolvidas por várias IES, notadamente públicas, e pela Sociedade Brasileira de Química (SBQ), objetivando realçar os problemas referentes ao gerenciamento de resíduos químicos. Nesse cenário, o Encontro Nacional de Segurança em Química (ENSEQUI), iniciado em 2000, constitui-se um marco importante porque, entre outros aspectos, defende a alocação de fundos e o lançamento de editais específicos para a gestão ambiental e o gerenciamento de resíduos perigosos, nas IES. Entre as instituições participantes do ENSEQUI, compreende-se que os resíduos perigosos são diversificados e podem possuir características químicas, biológicas e/ou radioativas (Gerbase et al., 2005). A esse cenário também se incorporam as IES da área de saúde, cujo gerenciamento de resíduos é regido, em especial, pela Resolução nº 222/2018, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), pela Resolução nº 358/2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), e pela Norma Regulamentadora (NR) nº 32/2011, do Ministério do Trabalho e Emprego (MTE). Tais resíduos de serviços de saúde (RSS) são provenientes de vários e heterogêneos segmentos nas IES, principalmente ensino, pesquisa e assistência.

Tendo em vista as exigências atuais de se manejar adequadamente os RSS, evidencia-se, a despeito da legislação vigente, uma situação na qual os resíduos químicos são preteridos e/ou negligenciados, devido à prioridade dada aos riscos biológicos dos RSS, corroborada pelo desconhecimento dos gestores e demais trabalhadores envolvidos. A questão torna-se ainda mais grave porque são escassos os estudos a respeito desse assunto, sobretudo aqueles que tragam propostas específicas de intervenção. A problemática dos resíduos químicos perigosos tem sido abordada, de forma geral, dentro de estudos específicos e com foco em diagnósticos. Esse fato favorece uma visão superficial sobre a conjuntura, fazendo com que os gestores

institucionais (administradores) tomem decisões sem levar em conta o potencial deletério decorrente do gerenciamento inadequado e insuficiente dos resíduos químicos (Costa; Felli; Baptista, 2012).

Diante do quadro elucidado, este trabalho aborda a questão dos resíduos químicos perigosos de uma IES da área da saúde, com foco na identificação e avaliação de pontos críticos de sua gestão, a fim de subsidiar a elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Químico (PGRQ) da unidade.

Objetivos

O objetivo deste trabalho é avaliar os principais pontos críticos para desenvolvimento, implantação e monitoramento de um PGRQ, numa instituição pública de ensino e pesquisa na área de saúde. Objetivos específicos são: i) avaliar qualitativamente as condições de segurança ocupacional nos laboratórios da área de estudo; ii) propor ações para aperfeiçoamento contínuo do gerenciamento dos resíduos químicos no estabelecimento de ensino e pesquisa estudado e iii) avaliar a percepção dos servidores em relação aos resíduos químicos gerados em seu local de trabalho.

Metodologia

Trata-se de estudo de caso realizado no Campus São Paulo da Universidade Federal de São Paulo (CSP-UNIFESP), a qual se dedica ao ensino, pesquisa e extensão na área da saúde e apresenta variedade e complexidade com relação aos RSS gerados.

O estudo teve foco nos resíduos químicos oriundos de três laboratórios: i) Biofísica (LB); ii) Patologia (LP); iii) Bromatologia e Microbiologia dos Alimentos (LBMA). Os critérios de seleção dos laboratórios basearam-se na quantidade de resíduos (grande gerador de resíduos químicos) e na variedade de resíduos gerados (Tabela 1).

Laboratório	Edifício	Critério de seleção do laboratório
LB	Instituto Nacional de Farmacologia	Grande gerador de resíduos químicos no escopo do CSP-UNIFESP
LP	Lemos Torres	Grande gerador de resíduos químicos no escopo do CSP-UNIFESP
LBMA	Imóvel de pavimento único	Laboratório gerador de grande variedade de resíduos químicos

Tabela 1. Identificação dos laboratórios escolhidos para estudo e respectivo critério de seleção

O levantamento de dados envolveu visitas técnicas aos laboratórios selecionados, para avaliação das condições de segregação, acondicionamento e armazenamento dos resíduos químicos, registrando-se procedimentos-padrão para rotulagem e forma de armazenamento dos recipientes.

Quanto à participação dos recursos humanos no processo, foi elaborado e enviado questionário aos servidores envolvidos com o gerenciamento de resíduos químicos, com o intuito de avaliar sua percepção quanto a aspectos inerentes a essa atividade.

O questionário desenvolvido foi submetido à apreciação do Comitê de Ética em Pesquisa da UNIFESP, tendo sido aprovado sob o Certificado de Apresentação para Apreciação Ética (CAAE) N° 32695414.5.0000.5505 e o Parecer N° 758.289. A pesquisa também foi autorizada pela Diretoria Acadêmica do CSP-UNIFESP.

O questionário foi desenvolvido pelo autor e disponibilizado na página da Comissão de Resíduos da UNIFESP (<http://www.unifesp.br/reitoria/residuos/area-restrita>), com acesso restrito aos servidores potencialmente respondedores. Através do usuário de e-mail institucional da UNIFESP (usuario@unifesp.br), esses profissionais foram autorizados pelo administrador da página a acessar e preencher o formulário, conforme Figura 1.



Figura 1. Configurações para permissões de compartilhamento do questionário com os servidores.

O servidor autenticado pôde efetuar login na plataforma por meio de seu usuário e sua senha do e-mail institucional da UNIFESP, validando o acesso e a participação do respondente.

Resultados e Discussão

Nas visitas técnicas aos laboratórios, ao se verificar a disponibilidade de dispositivos de segurança e condições de acondicionamento e armazenamento dos resíduos químicos, foram obtidos os resultados constantes nas Tabelas 2 a 4

Tabela 2. Disponibilidade de equipamentos de proteção coletiva (EPC), nos laboratórios estudados

EPC/ laboratórios	LB	LP	LBMA
Extintor	Sim	Sim	Sim
Capela química	Sim	Sim	Sim
Exaustor de teto	Não	Sim	Sim
Chuveiro de emergência	Sim	Não	Sim
Lava-olhos	Sim	Não	Sim
Outros (especificar)	Sim (lavador de gases)	Não	Não

Tabela 3. Disponibilidade de equipamentos de proteção individual (EPI), nos laboratórios estudados

EPI/ Laboratórios	LB	LP	LBMA
Avental de algodão	Sim	Não	Sim
Luvas (tipo)	Sim (látex e nitrílica)	Sim (látex)	Sim (silicone e PVC)
Óculos de segurança	Sim	Sim	Sim
Protetor respiratório	Sim (carvão ativado)	Não	Sim
Outros (especificar)	Não	Não	Máscara - protetor facial

Quanto à rotulagem dos resíduos químicos utilizada no CSP-UNIFESP, observou-se que o modelo utilizado (Figura 2) necessita de atualização, para atendimento à norma técnica ABNT NBR 16725/2014, com indicação dos perigos de acordo com a ABNT NBR 10004/2004 ou a ABNT NBR 14725/2017.

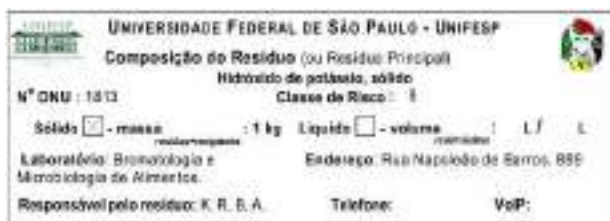


Figura 2. Etiqueta-padrão para resíduos químicos utilizada pelo CSP-UNIFESP

A norma técnica ABNT NBR 14725/2017 constitui parte do esforço para a aplicação do Sistema Globalmente Harmonizado (GHS) de informação de segurança de produtos químicos perigosos (ABNT, 2017). A partir da formulação e da implantação das etiquetas institucionais em conformidade com o GHS, geradores, facilitadores, coletores e funcionários da unidade de tratamento externo poderão ter acesso à informação unificada e padronizada, em atendimento à legislação vigente.

Tabela 4. Acondicionamento e armazenamento dos resíduos químicos

Aspecto/Laboratório	LB	LP	LBMA
Há disponibilidade de recipientes para acondicionamento?	Sim	Sim	Sim
São consideradas as incompatibilidades entre substância e embalagem?	Sim	Sim	Sim
Existe abrigo de alvenaria para armazenamento dos resíduos químicos?	Não	Sim	Não
O abrigo é sinalizado e tem acesso facilitado ao veículo coletor?	Não se aplica	Acessível, porém falta sinalização	Não se aplica
Onde são armazenados os resíduos químicos?	No próprio laboratório	Não se aplica	Em sala específica para este fim, no próprio imóvel
Este local alternativo é sinalizado e tem acesso facilitado ao veículo coletor?	Não	Não se aplica	Não

Nos laboratórios, o acondicionamento de resíduos químicos é, geralmente, realizado em recipientes de vidro ou plástico, segundo Figura 3.



Figura 3. Embalagens para acondicionamento de resíduos químicos.

Após a segregação e a identificação do resíduo químico, faz-se necessário acondicioná-lo em recipientes apropriados, ou seja, resistentes e compatíveis com seu conteúdo. Assim sendo, recomenda-se a aquisição de embalagens homologadas, a fim de conferir maior qualidade e segurança nessa etapa do processo.

Com base na Tabela 4, evidenciou-se que o principal ponto crítico dos laboratórios é o local de armazenamento dos resíduos químicos. A condição ideal, em conformidade com a legislação vigente, prevê que cada complexo ou edifício possua um abrigo de alvenaria destinado a armazenar os resíduos químicos, com fácil acesso ao veículo coletor, na etapa de coleta externa.

Atualmente, grande parte dos setores geradores do CSP-UNIFESP armazena seus resíduos químicos nas próprias dependências do laboratório ou em salas adjacentes. Valendo-se do fato de que a coleta externa pode ser feita uma vez por mês, os gestores locais solicitam a retirada dos resíduos químicos coerentemente à sua geração, de forma que não ocorram acúmulo e tampouco aumento do risco. Nesse sentido, o inventário qualitativo e quantitativo dos resíduos químicos, a ser elaborado e atualizado periodicamente, consiste em um subsídio para fortalecer a demanda pela construção dos abrigos, pois muitas substâncias e misturas são incompatíveis e/ou instáveis e outras são geradas em grandes volumes. Por essa condição e pelos aspectos legais e ambientais, é fundamental que, em cada endereço gerador, haja pelo menos um local específico (separado da unidade geradora) para armazenamento desses materiais, pensando-se na saúde e segurança dos trabalhadores, alunos e na comunidade em geral. Na perspectiva do desenvolvimento institucional, a expansão da pesquisa e da assistência, a criação de novos cursos de graduação, pós-graduação ou extensão e a construção de novos edifícios, com a tendência de verticalização do CSP-UNIFESP, demandam planejamento para a gestão de resíduos químicos.

Avaliação da percepção dos servidores em relação aos resíduos químicos gerados em seu local de trabalho

Esta avaliação foi realizada por meio de questionário *on-line*, conforme descrito na metodologia. O questionário foi respondido por 87 servidores do CSP-UNIFESP, envolvidos direta ou indiretamente com o gerenciamento de resíduos químicos. Os resultados estão apresentados nas Figuras 4 a 8.

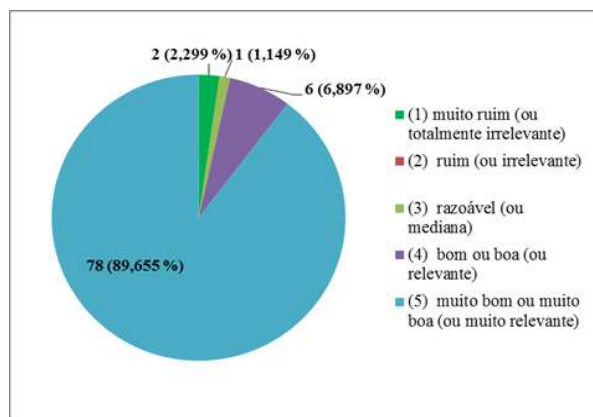


Figura 4. Importância do gerenciamento de resíduos químicos

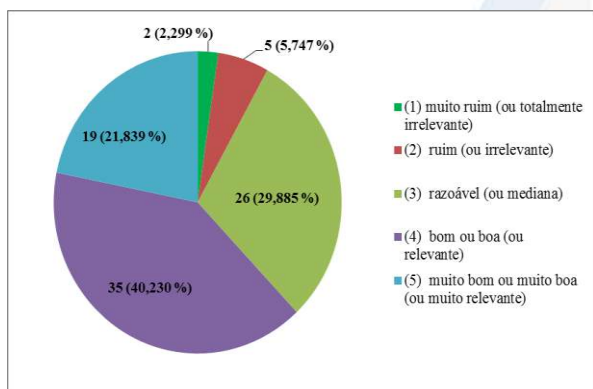


Figura 5. Conhecimento sobre as propriedades dos resíduos químicos gerados no local de trabalho

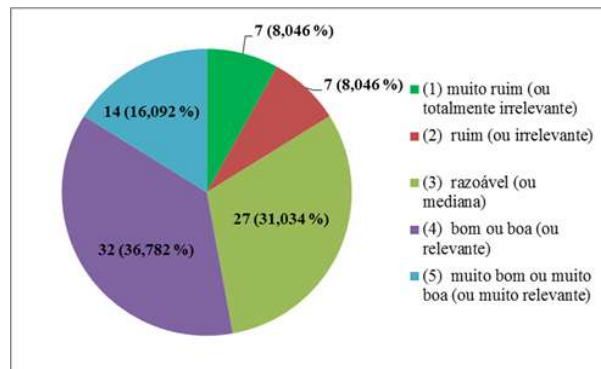


Figura 6. Segregação dos resíduos químicos gerados no local de trabalho

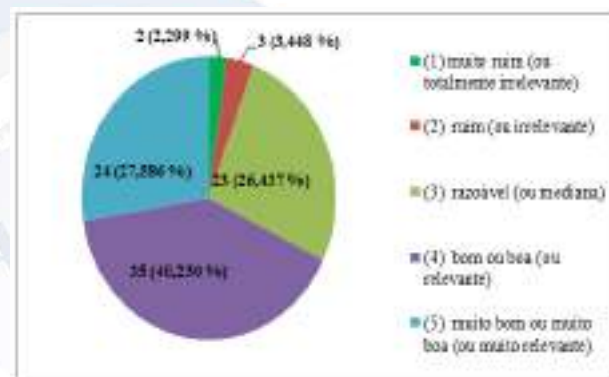


Figura 7. Conhecimento sobre os riscos associados aos resíduos químicos gerados no local de trabalho

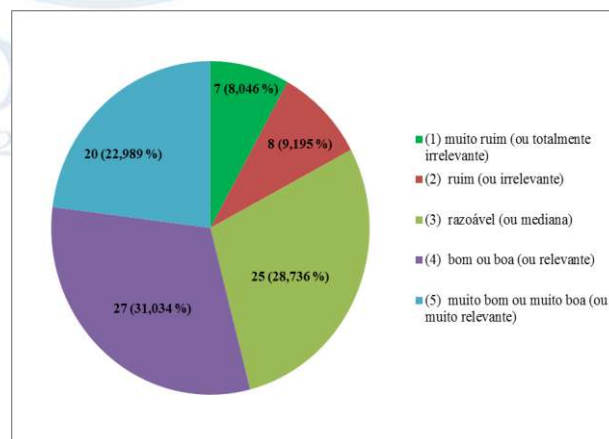


Figura 8. Disponibilidade de equipamentos de proteção individual e equipamentos de proteção coletiva no local de trabalho

No que tange à importância do gerenciamento dos resíduos químicos, entende-se que o CSP-UNIFESP se encontra em estágio avançado na questão, já que 89,7% dos respondentes julgaram o tema como muito relevante e outros 6,9% o consideraram relevante.

Quando foram abordadas, de modo geral, as propriedades dos resíduos químicos gerados, os resultados apontaram que 2,3% dos respondentes possuem conhecimento muito ruim (ou totalmente irrelevante) sobre o assunto e 5,7% estão na situação de ruim (ou irrelevante). Na faixa de discernimento razoável (ou mediano) estão 29,9% dos participantes, e o restante, correspondente a 62,1%, têm conhecimento bom ou muito bom das propriedades dos resíduos químicos gerados no seu local de trabalho.

No quesito segregação dos resíduos químicos, 16,1% responderam que a mesma é efetuada de forma muito ruim ou ruim, e 31,0% informaram que tal procedimento é realizado de modo razoável. Por outro lado, 52,9% dos participantes declararam que a segregação, em seu setor, é muito boa ou boa.

Vale ressaltar que a etapa de segregação na fonte, ou separação do resíduo no local e momento de sua geração, é obrigatória, segundo RDC ANVISA nº 222/2018 (Brasil, 2018). Além disso, a Lei Federal nº 9.605/1998 prevê que é crime ambiental manipular, acondicionar, armazenar, coletar, transportar, reutilizar, reciclar ou destinar resíduos perigosos de forma diversa da estabelecida em lei ou regulamento (Brasil, 1998).

Logo, tornam-se imperativas ações institucionais no sentido de capacitar e treinar os profissionais envolvidos no manejo de resíduos químicos, comunicando-lhes, inclusive, sobre as responsabilidades e os protocolos apropriados relativos à segregação desses materiais.

Nos aspectos pertinentes ao conhecimento dos riscos associados aos resíduos químicos, 5,7% manifestaram encontrar-se na faixa de muito ruim (totalmente irrelevante) ou ruim (irrelevante). Conhecimento razoável (mediano) foi declarado por 26,4% dos participantes, enquanto 67,8% afirmaram que possuem nível muito bom (muito relevante) ou bom (relevante).

Com respeito à disponibilidade de EPI e EPC e a percepção dos servidores com relação à infraestrutura de seu setor e ao fornecimento dos equipamentos de proteção, 17,2% alegaram que a disponibilidade é muito ruim (totalmente irrelevante) ou ruim (irrelevante) e 28,7% a consideraram razoável (mediana). Em contrapartida, 54,0% têm a concepção de que a disponibilidade de EPI e EPC é muito boa (totalmente relevante) ou boa (relevante). Por fim,

competem mencionar que a soma das porcentagens, nos gráficos, não totaliza 100% em virtude de arredondamentos.

Conclusões

O presente estudo buscou fornecer subsídios a gestores, administradores, diretores, técnicos e estudantes sobre o gerenciamento de resíduos químicos, especialmente no âmbito do CSP-UNIFESP e de laboratórios de IES da área de saúde.

Além da multiplicidade de resíduos, os geradores podem ter peculiaridades de funcionamento, recursos humanos, equipamentos e reagentes, demandando atenção e planos de manejo coerentes ao local analisado.

Nessa esteira, foram sugeridas e discutidas recomendações para o refinamento da gestão de resíduos químicos, as quais são: (1) atualização das etiquetas institucionais em consonância com o padrão do GHS, (2) aquisição de embalagens homologadas e (3) construção de abrigos de alvenaria para armazenamento de resíduos químicos (alinhada ao ponto crítico nevrálgico do CSP-UNIFESP). Os gestores e diretores devem definir as prioridades e os prazos para alcance e avaliação dos resultados.

O questionário apontou que a segregação dos resíduos químicos não é efetuada adequadamente em todos os setores, o que pode resultar em misturas inadvertidas de compostos químicos e, por conseguinte, reações não usuais ou perigosas e liberação de gases tóxicos ou inflamáveis. Além do prisma ocupacional, a separação dos resíduos químicos é fundamental para a definição de estratégias de tratamento e reaproveitamento desses materiais.

A gestão de resíduos e quaisquer ações que promovam educação ambiental passam, inicial e continuamente, pela consciência de que cidadania e respeito à coletividade são requisitos imprescindíveis para a construção de uma universidade plural e sustentável. Dessa maneira, a responsabilidade compartilhada pelo manejo dos resíduos (incluindo os químicos) deve ser entendida não somente como prerrogativa legal, mas também como a inserção da instituição na vanguarda das iniciativas ambientais e de saúde pública, servindo de exemplo à sociedade.

Referências Bibliográficas

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 14725-3: Produtos químicos - Informações sobre segurança, saúde e meio ambiente. Parte 3: Rotulagem. Publicada em: 14 ago. 2017.

Alberguini, L.B. A.; Silva, L. C.; Rezende, M. O. O. Laboratório de Resíduos Químicos do Campus USP- São Carlos - Resultados da Experiência Pioneira em Gestão e Gerenciamento de Resíduos Químicos em um Campus Universitário. Quim. Nova, Vol. 26, Nº 2, 291-295, fev. 2003.

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422003000200026 (acesso em 25 maio 2018).

Costa, T. F.; Felli, V. E. A.; Baptista, P. C. P. A percepção dos trabalhadores de enfermagem sobre o manejo dos resíduos químicos perigosos. Rev. Esc. Enferm. USP, dez 2012, vol.46, n.6, p.1453-1461. ISSN 0080-6234. <http://dx.doi.org/10.1590/S0080-62342012000600024> (acesso em 27 maio 2018).

Brasil. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 - Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, 1998. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm (acesso em 29 maio 2018).

Gerbase, A. E.; Coelho, F. S.; Machado, P. F. L.; Ferreira, V. F. Gerenciamento de resíduos químicos em instituições de ensino e pesquisa. Química Nova, São Paulo, v. 28, n. 1, jan./fev. 2005. (Editorial). Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422005000100001 (acesso em 27 maio 2018).

Brasil. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Diretoria Colegiada. Resolução - RDC nº 222, de 28 de março de 2018. Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Brasília, 2018. http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/3427425/RDC_222_2018_.pdf/c5d3081d-b331-4626-8448-c9aa426ec410 (acesso em 29 maio 2018).

Marinho, C. C.; Bozelli, R. L.; Esteves, F. A. Gerenciamento de resíduos químicos em um laboratório de ensino e pesquisa: A experiência do Laboratório de Limnologia UFRJ. Eclética Química, v. 36, p. 85-104, 2011. <http://www.scielo.br/pdf/eq/v36n2/a05v36n2.pdf> (acesso em 27 maio 2018).

[00397] VALORIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS PELIGROSOS Y ESPECIALES PROVENIENTES DE LA INDUSTRIA DEL CUERO

YONATHANPARRA¹; MAYRA A. LOACHAMÍN CH.²; SARA P. PILATUÑA I.³; CARLA P. CADENA C.⁴; DIANA K. FABARA S.⁵; ALFREDO O. MALDONADO G.⁶

Universidad Central del Ecuador^{1,2,3,4,5,6}

ydparra@uce.edu.ec¹; maloachamin@uce.edu.ec²; sppilatuna@uce.edu.ec³; cpcadenac@uce.edu.ec⁴; dkfabara@uce.edu.ec⁵; aomaldonado@uce.edu.ec⁶

Abstract

The present work reports valorization alternatives for solid waste as cattle hair (RSP) and sludge derived from tanning wastewater treatment (LDTARC), which constitute special and hazardous waste for the industry, respectively. The waste for this research was obtained from a company affiliated with the National Association of Tanners of Ecuador (ANCE). The wastes were characterized physicochemically through the measurement of more than 10 parameters. The RSP presented a high content of total nitrogen (> 12 % w/w), assigning this waste a potential nitrogen source. The LDTARC presented 88253 ppm of total chromium, being its recovery feasible for its reuse in the tanning process. For the recovery of nitrogen in the form of amino acids, peptides and/or proteins, a thermal-alkaline hydrolysis process was applied with a ratio of 2 g Ca(OH)₂ / 10 g RSP. For the recovery of chromium in the form of chromium sulfate liquor (SCR), a solution of H₂SO₄ at 30 % (v/v) was used. The ability of the modified keratin hydrolyzate as a fertilizer in maize plants (*Zea mays* L.) was demonstrated, determined from the 9 cm increase in the plant height and 14 cm the length of the leaf, with respect to a normal growth process. The chromium recovery process proved to be feasible because a small amount of reagents was needed and only 30 min. In the tests of tanning and shrinking, acceptable color and elasticity characteristics were obtained, as well as null shrinkage.

Keywords: valorization, waste, hair, sludge

Introducción

En el Ecuador la industria del cuero tiene una trayectoria relevante. El desarrollo del sector curtidor, hasta los años 70, mantiene un nivel artesanal, pero ante el crecimiento de las ciudades inicia su industrialización; llegando a producir alrededor de 350 mil cueros y pieles al año (Instituto de promociones de exportaciones e inversiones, 2013). Las provincias con mayor producción se encuentran en Tungurahua, Imbabura, Azuay y Cotopaxi. Siendo en la provincia de Tungurahua en donde se encuentra la mayor producción artesanal e industrial (Salinas, 2014).

El proceso de curtido es el proceso mediante el cual se convierte las pieles de los animales bovinos en cuero, se lleva a cabo en cuatro etapas: ribera, curtición, recurtición y acabado (CIATEC, 2008). Actualmente, este proceso sigue generando problemas ambientales para las empresas de la provincia de Tungurahua, por el consumo excesivo de agua, generación de residuos líquidos con presencia de sulfuros, sales de cromo, elevados niveles de DQO, DBO y sólidos suspendidos que son descargados en muchos casos sin previo tratamiento al sistema de alcantarillado (Gordillo y Toledo, 2013).

Por otro lado, los residuos sólidos como el pelo, descarte, carnaza, cebo, viruta y polvo de pulida ocupan un porcentaje de generación considerable, representando el 60 % de la masa inicial sobre pieles procesadas (Tabla 1). El residuo sólido pelo (RSP) obtenido de la etapa de apelmazado representa el 9 % de generación total de residuos sólidos en el proceso de curtido, el cual es generado aproximadamente en una relación de 2.26 kg del residuo pelo por cada pieza de piel procesada.

Tabla 1. Residuos sólidos del proceso de curtido

Residuo	Cantidad (Kg/cuero)	Porcentaje (%)
Descarte	5.67	22.68
Carnaza y recorte en cal	5.10	20.4
Pelo	2.26	9.04
Raspa	0.71	2.84
Recorte de pieles saladas	0.44	1.76
Recorte en azul	0.54	2.16
Desorille de cuero en costra	0.34	1.36
Polvo de pulida	0.043	0.172

Fuente: (CIATEC, 2008)

Los residuos líquidos de curtiduría se encuentran caracterizados por contener cromo (III) (CIATEC, 2008), porque sólo entre el 54-57 % del cromo (Cr) aplicado en forma de Sulfato Básico de Cromo (SBC, Cr(OH)SO₄) reacciona con las pieles. Algunos de los residuos sólidos producidos en esta industria de manera indirecta se deben al tratamiento de sus efluentes de curtiduría, cuyo fin es precipitar el cromo antes que se descargue directo al

sistema de alcantarillado público. Los altos volúmenes de estos lodos derivados del tratamiento de aguas residuales de curtiduría (LDTARC) constituyen residuos peligrosos que son depositados posteriormente en el relleno sanitario. Esta descarga representa un costo por tonelada a la industria y tiene un alto impacto ambiental debido a la posibilidad de que el cromo (III) contenido en este residuo, bajo determinadas condiciones, se oxide a cromo (VI) y sea liberado al ambiente.

La valorización de residuos consiste en la conversión de éstos a materiales con nueva utilidad, beneficio y/o valor económico, disminuyendo el impacto sobre el ambiente, reduciendo insumos, contribuyendo al desarrollo y creando fuentes de trabajo (WasTech, 2016). En este sentido, se planteó la presente investigación con el fin de aprovechar el RSP para la generación de fertilizante, así como recuperar el cromo de los LDTARC para su reutilización en el mismo proceso, abordando la gestión eficiente de residuos desde diferentes enfoques y disciplinas como la *Química, Producción más limpia y Economía circular*; a fin de contribuir con los ámbitos social, ambiental y económico del Desarrollo Sostenible.

Objetivos

Objetivo general

Valorar los residuos sólidos peligrosos (LDTARC) y especiales (RSP), provenientes de la industria del cuero.

Objetivos específicos

- Caracterizar fisicoquímicamente los residuos sólidos RSP y LDTARC provenientes de la industria de curtido de pieles.
- Ensayar procedimientos para la formación de subproductos a partir de los residuos seleccionados.
- Evaluar alternativas de aplicación para los subproductos.

Metodología

Toma de muestras de los residuos sólidos

El muestreo se realizó en una curtidora afiliada a la Asociación Nacional de Curtidores del Ecuador (ANCE) ubicada en la provincia de Tungurahua, cantón Ambato. La toma de muestras se realizó conociendo que los residuos podrían estar en estado sólido o semisólido. Para la toma de muestras representativas de RSP a través del método del cuarteo se adaptaron los lineamientos establecidos en la

norma OPS (2004). Para la toma de muestras de LDTARC se adaptó el Método 1699 de la EPA (2007). Las muestras fueron almacenadas a 4 °C.

Caracterización fisicoquímica de los residuos sólidos

El RSP fue previamente lavado con agua destilada por 15 min para posteriormente ser secado en la estufa eléctrica marca MEMMERT a 60 °C por 24 horas. Para la caracterización fisicoquímica de los residuos sólidos y de los subproductos obtenidos se emplearon los parámetros y métodos establecidos en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Parámetros y métodos de análisis

Parámetro	Método	Referencia
pH	Método EPA 9045D	EPA (2004)
Humedad	Método gravimétrico de desecación en la estufa de aire caliente	AOAC (2005)
Conductividad Eléctrica	Método Estándar 2510B	APHA, AWWA, WEF (2017)
Ceniza	Método gravimétrico de incineración en mufla	AOAC (2005)
Nitrógeno total	Método Nessler 2410 HACH, procedimiento con DR/2010	HACH (2000)
Proteína cruda	Factor estimado 6,25	FAO (1989)
Fósforo	Método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico 4500-PC	APHA, AWWA, WEF (2017)
Nitrato	Método para la determinación de nitratos por reducción de cadmio 8039	HACH (2000)
Cromo Total, potasio	Método espectrofotométrico de absorción atómica 3050 B	EPA (2015)
Cromo (VI)	Método 1,5 difenilcarbohidrazida -8023	HACH (2000)

Formación de subproductos a partir de los residuos seleccionados

Procesamiento del RSP para la obtención de fertilizante orgánico foliar (FOF)

Hidrólisis del residuo sólido pelo: se aplicó una hidrólisis alcalina-térmica (Coward-Kelly et al., 2006), para esto se instaló un reactor tipo autoclave, colocando un Erlenmeyer de 500 mL de boca ancha, soporte con base plana y pinza de extensión, plancha eléctrica con agitador magnético y un termómetro de mercurio. En el reactor se colocó 10 g de RSP, 250 mL de agua destilada y 2.0 g Ca(OH)₂, a condiciones específicas de agitación constante de 500 a 600 rpm, presión atmosférica local, temperatura en un rango de 90 °C a 95 °C, con un tiempo de duración máximo de 8

horas. Posteriormente, se filtró la solución y se obtuvieron dos productos, un hidrolizado líquido de queratina (HQ) y un sólido que corresponde al RSP parcialmente hidrolizado.

Modificación del HQ para aplicación como FOF (HQmod): los valores de conductividad eléctrica y potencial de hidrógeno en el HQ fueron de 8.57 mS/cm y 11.90; respectivamente. Al compararse estos valores con la normativa ambiental vigente respecto a la calidad de agua para riego, que establece un límite máximo de 3 mS/cm y un rango de pH aceptable de 6 a 9 (TULSMA, Libro VI, Anexo 2, Tablas 3 y 4; MAE, 2015), el HQ no puede ser empleado directamente para fines de riego. Entonces, se procedió a reducir el valor de pH hasta un valor neutro (7) con ayuda de ácido fosfórico concentrado, a la vez que el valor de conductividad también disminuyó debido a la precipitación de fosfato de calcio $[Ca_3(PO_4)_2]$, proporcionando al HQ un valor final de 2.1 mS/cm. Por tanto, se logró adecuar este parámetro a la normativa ambiental y en consecuencia permitir la aplicación del HQ como fertilizante orgánico foliar en cultivos de plantas (p.ej. maíz).

Procesamiento del LDTARC para reutilizarse en el proceso de curtido de pieles

Método de recuperación del cromo por acidificación: en un matraz de 1000 mL se colocó 500 g de lodo húmedo con suficiente agua destilada. Por otra parte, se preparó una solución de H_2SO_4 al 30 % (v/v) en un balón de 250 mL. Con ayuda de una bureta se fue añadiendo el H_2SO_4 hasta llegar a un pH de 2.05. Luego se agitó por 30 min a 100 rpm, se filtró la solución y se aforó a 1000 mL. Para eliminar cualquier presencia de Cr (VI) se añadió trazas de Na_2SO_3 . Finalmente, se obtuvo el sulfato de cromo (III); se basificó la solución obtenida añadiendo bicarbonato de sodio ($NaHCO_3$) sólido hasta llegar a un pH entre 3.6-3.9; valor necesario para utilizar el SCR en la curtiduría de pieles.

Alternativas de aplicación para los subproductos

Capacidad funcional del HQmod como fertilizante: para el estudio de aplicación del FOF se utilizó HQmod al 12 % (v/v) y se realizó un análisis del crecimiento de las plantas por siete semanas. Se dispuso de un terreno de 2 m de ancho y 3 m de largo, se sembraron 4 semillas de maíz en cada agujero con un total de 4 siembras, el grupo 1 se denominó como *planta sin FOF* mientras que el grupo 2 como *planta con FOF*, los dos grupos plantados fueron monitoreados y regados diariamente por un periodo de 3 semanas. Posterior a este periodo, al grupo 2 se le aplicó el tratamiento foliar con el HQmod al 12 % (v/v) todos los días lunes a las 6:00 horas (Cuadro 2). La aplicación de

agua después de las primeras tres semanas dependió de la necesidad de la planta y condiciones climáticas.

Cuadro 2. Cronograma de aplicación del FOF

Sem	Lu	Ma	Mi	Ju	Vi	Sa	Do
1	Siembra	X	X	X	X	X	X
2	X	X	X	X	X	X	X
3	FOF	X	X	X	X	X	X
4	FOF		X		X		X
5	FOF		X		X		X
6	FOF		X		X		X

Nota: X = Aplicación de agua, FOF = Aplicación del fertilizante orgánico foliar

Finalizado el cronograma de aplicación del tratamiento, se realizó el análisis de crecimiento de la planta. Los ensayos aplicados fueron: altura de la planta, largo y ancho de la hoja, largo del tallo, largo de la raíz; masa fresca: hoja, tallo y raíz; masa seca: hoja, tallo y raíz.

Capacidad funcional del SCR en la curtiduría de pieles: la curtiduría se realizó bajo las mismas condiciones que se realiza a nivel industrial. Para realizar estos ensayos se sustituyó 30 % del producto comercial (SALCROMO M33) por el SCR. Las cantidades de cada reactivo se calcularon haciendo referencia a los 500 g de piel utilizada; los porcentajes de cada reactivo se encuentran preestablecidos en la curtiduría donde se realizaron los ensayos. De los 30 g de SALCROMO M33 que se necesitan para curtir los 500 g de piel, se usó 21 g (70 %) del producto comercial y 9 g (30 %) del SCR.

Se pesó 500 g de cuero piquelado en una balanza electrónica (marca EXCELL, modelo DOLPHIN D-6-2). Se añadió el cuero y el SBC original con suficiente agua en el tambor de acero inoxidable (marca Shibiao y modelo GHE) y se dejó rotar durante una hora. Se añadió BIO F 80 diluido (1:5), SBC y SCR, y se continuó rotando por una hora. Se añadió kroatan SDF y se siguió rotando por 45 min. Se añadió el Neutragene HDB y se controló el pH y se rotó por 10 horas. Se drenó el agua. Se colocó ácido fórmico y agua, se dejó rotar por un tiempo adicional de 20 min. Se drenó el agua y se retiró el cuero curtido. Por último, se escurrió el agua del cuero y se realizaron las pruebas de encogimiento.

La prueba de encogimiento consiste en la determinación del grado de contracción de un cuero por el efecto del contacto con agua a altas temperaturas. Con esto se evalúa el grado de fijación de las sales de cromo en el cuero. Se acepta hasta un 5 % de encogimiento, si el porcentaje de encogimiento es mayor se deduce que no se han impregnado suficientes sales de cromo en el cuero. Se llenó un recipiente de acero inoxidable con 5 L de agua y se colocó en la estufa eléctrica (marca SKU y modelo EE01-

EHM), hasta su punto de ebullición. Se exprimió el agua del cuero curtido y se cortó un trozo 8 cm². Luego se dibujó su contorno sobre una hoja de papel. Se tomó el trozo de cuero curtido con la ayuda de una pinza y se sumergió en el agua hirviendo por 3 min. Luego se sacó el cuero, se dejó enfriar y se comparó el tamaño con el perfil dibujado en la hoja antes de ingresar al agua hirviendo.

Resultados y discusión

Caracterización fisicoquímica de los residuos sólidos

En la Tabla 2 se presentan resultados parciales de la caracterización fisicoquímica de los residuos sólidos.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica del RSP y el LDTARC

Parámetros	RSP (media ± DE)	LDTARC (media ± DE)
pH	9.697 ± 0.025	7.313 ± 0.015
Conductividad eléctrica (mS/cm)	-	13.500 ± 0.348
Densidad (g/mL)	-	1.046 ± 0.001
Humedad (%)	10.673 ± 0.028	91.997 ± 0.381
Ceniza (%)	10.624 ± 0.287	65.916 ± 1.320
Nitrógeno total Kjeldahl (%)	12.4	1.938
Proteína cruda (%)	77.5	12.1125
Fósforo (%)	0.138 ± 0.005	< LDD
Potasio	872.093 ± 0.030	350.000 ± 48.000
Cromo total	< LDD	88253.000 ± 16390.000
Plomo	64.599 ± 0.006	< LDD
Hierro	2686.531 ± 0.007	603.000 ± 86.000
Manganeso	101.744 ± 0.001	79.000 ± 13.000

LDD = límite de detección. DE = desviación estándar. Para el RSP los valores reportados están en base seca, mientras que para el LDTARC los valores reportados están en base húmeda, excepto ceniza. Los metales se encuentran expresados en ppm (mg del metal / 1 kg de ceniza de residuo seco).

Formación de subproductos a partir de los residuos seleccionados

Los resultados obtenidos de la caracterización fisicoquímica del HQmod y FOF al 12 % (v/v) se indican en la Tabla 3.

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica selecta del HQmod y FOF (12 %v/v)

Parámetros	HQmod media ± DE	FOF media ± DE
pH	7.00 ± 0.07	7.00
Conductividad (mS/cm)	2.10 ± 0.08	0.294
Dureza total (mg/L)	1720.00 ± 0.13	240.8
Nitrógeno Total Kjeldahl (%)	0.20 ± 0.04	0.028
Proteína Total (%)	1.25 ± 0.04	0.175

Fósforo (%)	0.16 ± 0.05	0.022
Sulfuros (mg S ²⁻ /L)	204.00 ± 0.18	28.56
Ca (mg/L)	688.00 ± 0.12	96.32
Potasio (%)	0.01 ± 0.05	0.0001
Nitrato (%)	0.011 ± 0.060	0.0001
Cromo total (mg/L)*	< LDD	< LDD
AAT (mg AA/L)	12100 (31.68)**	1.455

DE = desviación estándar. AAT = aminoácidos libres totales. La relación porcentual está expresada en m/v. * Limite de detección 0.078 mg/L. ** mg AA/100 g proteína verdadera (base seca)

El perfil de aminoácidos del HQ se presenta en la Tabla 4. Los aminoácidos que presentan mayor concentración son ácido aspártico (3.71 %), serina (5.01 %), leucina (3.01 %), treonina (2.83 %), alanina (2.84 %), tirosina (2.27 %) y valina (2.78 %). Los restantes ocho aminoácidos se encuentran en una concentración menores a 1.92 % (< 700 mg AA/L).

Tabla 4. Aminoácidos libres del HQ		
Aminoácidos	mg AA/100g proteína verdadera (BS)	mg AA/L
Ácido aspártico	3.71	1400
Ácido glutámico	0.34	100
Serina	5.01	1900
Histidina	0.84	300
Treonina	2.83	1100
Glicina	1.78	700
Arginina	1.36	500
Alanina	2.84	1100
Tirosina	2.27	900
Valina	2.78	1100
Metionina	0.47	200
Fenil alanina	1.51	600
Isoleucina	1.92	700
Leucina	3.01	1100
Lisina	1.00	400
Proteína verdadera =	31,68	AAT = 12100

AA = Aminoácidos, BS = Base seca, AAT = Aminoácidos totales

En la Tabla 5 se muestran los resultados del procesamiento del LDTARC, donde se destaca la masa de cromo contenida en el SCR y la pureza obtenida.

Tabla 5. Cromo total recuperado en el SCR

Masa de lodo seco (g)	Masa de SCR (g)	Cr en SCR (mg)	% m/m de Cr en SCR	% m/m de Cr en Salcromo M33 Polvo
43.8515	48.91	4308.78	8.81	17.8

Alternativas de aplicación para los subproductos

Capacidad funcional del HQmod como fertilizante: los resultados obtenidos al finalizar el tratamiento de aplicación foliar en plantas de maíz se presentan en la Tabla 6.



a



antes



después

b

Figura 1. Resultados de las pruebas de curtición (a) y encogimiento (b)

Tabla 6. Resultados de la aplicación foliar a plantas de maíz

Parám.	Medida	Planta Blanco		Planta con aplicación FOF	
		Fresco	Seco	Fresco	Seco
Altura maíz	(cm)	40	-	49	-
Tallo	Largo (cm)	19.80	-	23.40	-
	Masa (g)	7.694	3.844	8.875	4.079
	Largo (cm)	51.00	-	65.10	-
Hoja	Ancho (cm)	2.90	-	3.20	-
	Masa (g)	7.241	0.968	9.371	1.455
	Largo (cm)	18.2	-	20.6	-
Raíz	Masa (g)	-	0.206	-	0.296

El tratamiento foliar en dos plantas de maíz (*Zea mays* L.) duró aproximadamente 7 semanas, encontrándose en la etapa de desarrollo vegetativo según lo establece Endicott et al., (2015). Las dos plantas tratadas presentaron características de crecimiento similares, se obtuvo como resultado plantas de maíz con alturas medias de 49 cm, y hojas seleccionadas con longitud media de 65.10 cm. Beltrán (2014), refiere que las medidas óptimas para plantas de maíz de 7 semanas son altura de 47 cm y longitud de la

hoja de 63 cm. En consecuencia, los resultados del presente estudio demuestran la eficacia del HQmod como fertilizante orgánico foliar.

En la Figura 1 se presentan los resultados de las pruebas de curtición (a) y encogimiento (b), se observó coloración intensa y buena elasticidad en el cuero curtido. Durante la prueba de encogimiento no hubo reducción del cuero y su textura final fue similar a la inicial. Demostrando que el porcentaje de reemplazo fue efectivo y que aún se podría seguir probando con reemplazos mayores al 30 % del producto comercial.

Conclusiones

El residuo sólido pelo presentó un alto contenido de nitrógeno total (> 12 % m/m) y proteína cruda (> 77 % m/m), adjudicando a este residuo una potencial fuente nitrogenada que puede ser empleado en diversas aplicaciones. El hidrolizado de queratina obtenido presentó, por comparación con la normativa ambiental vigente, altos valores de pH y conductividad eléctrica. Sin embargo, el hidrolizado de queratina obtenido logró ser modificado adecuadamente en sus valores de pH, conductividad eléctrica y propiedades odoríferas, para emplearse como potencial fertilizante orgánico foliar.

Se demostró la capacidad del hidrolizado de queratina modificado como fertilizante orgánico foliar, determinada a partir del incremento en 9 cm de la altura de la planta y en 14 cm el largo de la hoja, con respecto a un proceso de crecimiento normal. Este crecimiento estimulado se debe a la presencia de aminoácidos. El hidrolizado de queratina (HQ) obtenido a partir del residuo sólido pelo se presenta como un producto que genera valor agregado, y al mismo tiempo es una estrategia ambiental para eliminar depósitos de este residuo en rellenos sanitarios.

La recuperación del cromo demostró ser ambientalmente viable, con tiempos cortos de 30 min para la obtención del Cr(III) en forma de licor de sulfato de cromo. En la prueba de encogimiento no se observó una contracción del cuero, debido a que el cuero curtido mantuvo sus dimensiones y características iniciales. Esto demuestra que el porcentaje de reemplazo fue efectivo y que aún se podría seguir probando con reemplazos mayores al 30 % del producto comercial.

Referencias bibliográficas

AOAC (2005). *Official Methods of Analysis of AOAC Internacional*. 18th ed., Horwitz, W., Ed. Gaithersburg, MD, USA. www.aoac.org [Consultado el 10 de abril de 2017]

APHA, AWWA, WEF (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd ed. APHA, AWWA, WPCF, Washington, DC. <https://www.standardmethods.org/>

Beltrán, J. (2014). Informe de crecimiento y desarrollo cultivo de maíz (Fisiología Vegetal) en *blogspot.com*. [En línea]. Quito. <http://mcjabe.blogspot.com/2014/01/informe-de-crecimiento-y-desarrollo.html> [Consultado el día 01 de agosto del 2017].

CIATEC (2008). Manual de Buenas Prácticas sobre el manejo de residuos sólidos generados en la industria de curtiduría, en *Aplicación de desarrollos tecnológicos para la recuperación de subproductos en la industria curtida y similares*, Editado por Azucena Carballo Huerta, págs. 5-18.

Coward-Kelly, G; Agbogbo, F; Holtzapple, M. (2006). Lime treatment of keratinous materials for the generation of highly digestible animal feed: 2. Animal hair. *Bioresource Technology*, 97, 1344-1352.

Endicott, S., Brueland, B., Keith, R., Schon, R., Bremer, C., Farnham, D., DeBruin, J., Clausen, C., Strachan, S., Carter, P. (2015). Maíz - crecimiento y desarrollo en *Corn Growth and Development de DuPont Pioneer* [En línea] No. 1. <https://ca.pioneer.com/west/media/1803/corn-growth-and-development-manual.pdf> [Consultado el día 01 de agosto del 2017].

EPA (2004). *Method 9045D: Soil and Waste pH, part of Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods*. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/9045d.pdf>

EPA (2007). *Method 1699: Pesticides in water, soil, sediment, biosolids, and tissue by HRGC/HRMS*. <http://www.epa.gov/waterscience>

EPA (2015). *Método 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils*. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf> [Consultado el 11 de septiembre del 2017]

FAO (1989). Nutrición y alimentación de peces y camarones cultivados manual de capacitación en documentos *Organización de las Naciones Unidas Para La Agricultura y la Alimentación*. [En línea], Brasilia. <http://www.fao.org/docrep/field/003/ab492s/AB492S06.htm> [Consultado el día 01 de agosto de 2017]

Gordillo, G. y Toledo, C. (2013). *Técnicas ambientales de producción más limpia en la industria de curtiembre*. Tesis de tercer nivel Ingeniería Ambiental. Quito, Universidad Central del Ecuador.

HACH (2000). Manual de Análisis de Agua, HACH company, segunda edición en español, Loveland, Colorado, EE.UU.

Instituto de producción de exportaciones e inversiones (2013). Cuero y calzado en *Ministerio de Comercio exterior*. [En línea]. Ecuador. <https://www.proecuador.gob.ec/compradores/oferta-exportable/cuero-y-calzado/> [Accesado 3 de agosto de 2017].

MAE (2015). Acuerdo Ministerial No. 097 Sustitúyase el Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria. Quito, Ecuador: Registro Oficial No.387.

OPS (2004). Guía Para Caracterización De Residuos Sólidos Domiciliarios. Organización Panamericana de Salud - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, págs. 59-71. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/bvsars/fulltext/evaluacion/anexo2.pdf>. [Accesado el 17 de mayo de 2017]

Salinas, V. (2014). Análisis comparativo sobre el método de producción del cuero entre las provincias de Tungurahua y Azuay. Tesis de tercer nivel Diseñadora de Textil y Modas. Cuenca, Universidad del Azuay.

WasTech (2016). Valorización de Residuos. *Empresa de gestión integral de excedentes industriales y residuos peligrosos*, San José, Costa Rica, [En Línea]. <http://wastechcr.com/2016/12/02/valorizacion-de-residuos/>

[00402] DETERMINACIÓN DE CARGAS DE CONTAMINACIÓN EN ALIVIADEROS DE LA RED DE ALCANTARILLADO COMBINADO DE LA CIUDAD DE CUENCA

**CESAR AUGUSTO MONTALVO CEDILLO¹; RUBEN FERNANDO JERVES COBO²;
LUIS ELVIN DOMINGUEZ GRANDA³**

UNIVERSIDAD DE CUENCA^{1,2,3}

cesarmontalvoc@hotmail.com¹; rubenf.jervesc@ucuenca.edu.ec²; ldomingu@espol.edu.ec³

Abstract. - This document analyzed the pollution load that the combined sewer overflow (CSO) brings to the Tomebamba River, within the urban area of the city of Cuenca - Ecuador, during important precipitation events. Information has been collected regarding precipitation events that occurred during the period February to May 2017 for three urban micro-basins that discharge the combined sewerage in the river. Also, the flow hydrographs and water quality parameters are available in the three discharges that drain the microwatersheds. The parameters evaluated are BOD₅, COD, turbidity and conductivity. The results show that the maximum conductivity value always occurs at the beginning of the CSO; the registered peak values are in the order of 173 μ S/cm to 664 μ S/cm. The turbidity and COD present their maximum values near the maximum point of the discharge hydrograph. For Turbidity the peaks are in the order of 59 NTU to 378 NTU. The COD presents the highest variability, it registers peak values of between 140mg/l to 1 450mg/l. The BOD₅ presents values in the range of 26mg/l to 528mg/l.

1. Introducción

En la actualidad casi la totalidad del sistema de alcantarillado de la ciudad de Cuenca es drenada por una red de tipo combinado (RAC), en la que las aguas residuales se mezclan con el agua de escorrentía. El sistema se compone de aproximadamente de 1 300 Km. de red de alcantarillado, así como de 80 Km. de redes de interceptores que conducen el agua hacia las plantas de tratamiento. La principal es la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Ucubamba, la cual trata el 95% de las aguas residuales de la ciudad de Cuenca (ETAPA EP, 2018). Durante los eventos de precipitaciones fuertes, los caudales en la RAC pueden superar por mucho la capacidad de la PTAR por lo que se construyen estructuras que permiten el vertido de las aguas sin ningún tratamiento directamente en el cuerpo receptor. Este proceso se denomina Desbordamiento de Alcantarillado Combinado (DAC).

El agua residual urbana está compuesta principalmente de materia orgánica proveniente en su mayoría de los excrementos y orina humana, esta contaminación provoca la reducción de los niveles de oxígeno debido al proceso de biodegradación. Este tipo de agua residual también contiene gran cantidad de grasas y detergentes, muchos de los cuales no son fácilmente descompuestos por la acción bacteriana.

Las aguas de escorrentía por su parte pueden contener sólidos suspendidos, microorganismos, materia orgánica, pesticidas, metales pesados, dependiendo de su tipología. Su composición depende también de las características del evento de precipitación, como su intensidad y duración.

El impacto de un evento DAC en el ecosistema acuático es variado en términos de los tipos de contaminantes, sus concentraciones y la dinámica en el tiempo y espacio (Passerat, Ouattara, Mouchel, Vincent Rocher, & Servais, 2011), (Hvitved-Jacobsen, 1982). Los efectos de la dilución de los contaminantes en el cuerpo receptor dependen de las características de las aguas residuales, del evento de precipitación que provoca el desbordamiento, así como de las características de la PTAR. En este sentido, las sustancias que son bien removidas en la PTAR pueden presentar altas concentraciones en el cuerpo receptor durante el DAC, lo cual resulta perjudicial. Por otro lado, las sustancias que son pobremente removidas en la PTAR pueden someterse a un efecto de dilución y por lo tanto reducir sus concentraciones (Weyrauch et al., 2010).

2. Objetivos

Objetivo general: evaluar el proceso de desbordamiento de alcantarillado combinado de tres descargas en el río Tomebamba en la Ciudad de Cuenca – Ecuador.

Objetivos específicos: (i) realizar campañas de muestreo de calidad de agua a fin de caracterizar la carga contaminante a través de los parámetros DBO₅, DQO, turbiedad, conductividad, (ii) comparar los parámetros obtenidos con lo especificado por la normativa local vigente para descarga en cuerpos receptores, (iii) analizar la variación temporal de dichos parámetros durante el proceso de descarga.

3. Metodología

Zona de estudio. – Cuenca, capital de la provincia del Azuay está situada en la Cordillera Andina a una altura promedio de 2 500 m.s.n.m. La ciudad está atravesada por cuatro ríos: Tomebamba, Yanuncay, Tarqui y Machángara.

Durante el estudio se analizaron 3 descargas de alcantarillado combinado localizadas en la margen derecha del río Tomebamba entre el puente de la Unidad Nacional y el puente del Centenario (Figura 2) La principal fuente de contaminación de este río es debido a la urbanización.

Las mediciones se llevaron a cabo durante el periodo febrero a mayo de 2017, considerados meses representativos de la temporada húmeda.

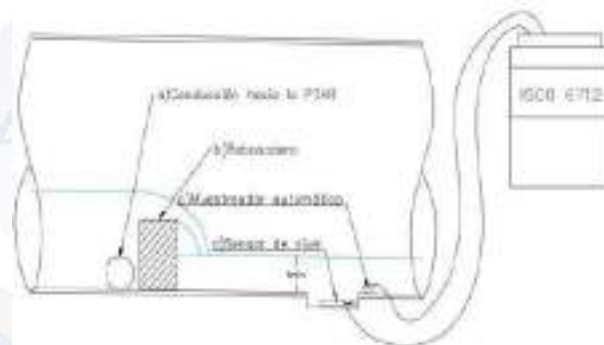
Figura 1. Ubicación de las descargas



Muestreo. -Se tomaron muestras de agua a través del equipo automático ISCO 6712 con un intervalo de tiempo de tres minutos durante todo el proceso de escorrentía desde que el calado supera el umbral antes definido (Weyrauch et al., 2010). Las muestras se almacenan en la parte inferior de la ISCO, en 24 botellas plásticas de un litro. Posteriormente estas fueron llevadas al laboratorio y sometidas a los respectivos análisis. Los parámetros de calidad de agua establecidos para la investigación (DBO₅, DQO, turbidez y conductividad)

Registro de caudales. - Los datos relativos a caudales se determinaron a través de la medición automática del nivel de agua y la caracterización del flujo uniforme en el tramo de aproximación a la descarga. El registro de calados se realizó en intervalos de un minuto mediante un sensor de nivel conectado a una sonda ISCO 6712.

Dado que existen precipitaciones que generan desbordamientos de magnitudes menores, es necesario definir un umbral sobre el cual se considera un evento de DAC. La definición de este umbral está relacionada con la influencia del desbordamiento en la calidad de agua del río. Si el desbordamiento es leve, el efecto de la dilución de los contaminantes es insignificante. Este aspecto es importante ya que la frecuencia de los eventos de desbordamiento pueden influir en la calidad del agua (Lau, Butler, & Schütze, 2002). El umbral sobre el cual se empezó la toma de muestras para los ensayos fue cuando el calado hmin superó los 2.5cm, (Figura 2).



obtuvieron mediante metodologías estandarizadas (Weyrauch et al., 2010).

Figura 2. Esquema de registro de datos automático.

Variabilidad temporal de los parámetros de calidad de agua. - En virtud de la magnitud de los caudales pico que resultan de las mediciones, se ha escogido tres eventos representativos para el análisis de variabilidad temporal en la descarga de los Multifamiliares.

Tabla 1: Eventos DAC para análisis de variabilidad temporal.

Evento	Inicio	Fin	Q pico
E1	08/04/2017 14:55	08/04/2017	37.9
E2	12/04/2017 17:08	12/04/2017	410.6
E3	20/04/2017 18:17	20/04/2017	28.4

4. Resultados y discusión

Estadística de los resultados. – Para la totalidad de las muestras analizadas se obtuvo los resultados siguientes:

La conductividad registrada se encuentra en el rango de 50 a 664 mS/cm, la turbiedad está en el rango de 9 a 378 NTU, la DBO₅ se encuentra en el rango de 50 a 664 mg/l y la DQO en el rango de 40 a 1 450 mg/l. La

Figura exhibe las estadísticas de los datos para cada descarga.

Los valores de conductividad para las tres descargas se concentran alrededor de 120 uS/cm a 240 uS/cm, pero la descarga Multifamiliares y El Vado presenta datos más dispersos que la descarga Coliseo. La medida de conductividad nos da una idea de la cantidad de sólidos disueltos en el agua (Vintimilla Palacios, 2016).

Respecto de los parámetros de Turbiedad, DBO₅ y DQO, la descarga del Coliseo presenta en promedio valores más elevados, esto sugiere un mayor grado de contaminación (material en suspensión, microorganismos, materia orgánica) proveniente de estas aguas.

Relación entre los valores de DBO₅/DQO. – La relación DBO₅/DQO para la totalidad de las muestras analizadas se encuentra en el rango de 0.17 a 0.92.

Se visualiza que la descarga Multifamiliares presenta un mayor rango en cuanto a los valores de DBO₅/DQO. Esto evidencia alta variación en la tipología del agua, desde aguas con gran cantidad de materia biodegradable (DBO₅/DQO>0.5) hasta aguas con alto grado de contaminación química (DBO₅/DQO<0.2).

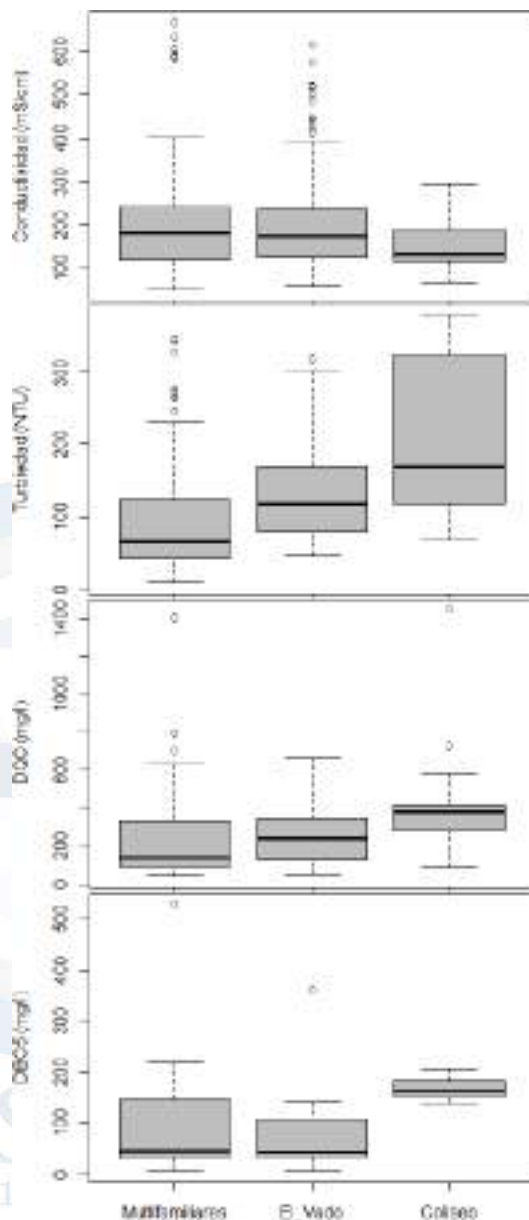


Tabla 2: Relación DBO₅/DQO

Descarga	Relación DBO ₅ / DQO		
	max	min	Promedio
Multifamiliares	0.92	0.17	0.57
El Vado	0.68	0.19	0.33
Coliseo	0.63	0.34	0.44

Figura 3. Estadísticas de las muestras analizadas.

En relación a la norma de calidad ambiental y descarga de efluente. – La legislación ecuatoriana “Norma de calidad ambiental y descarga de efluentes LIBRO VI”, establece que los valores de DBO₅ y DQO no deben superar los 100 mg/l y 250 mg/l respectivamente. La Figura 412 presenta el porcentaje de las muestras que cumplen con la normativa para

la descarga de efluentes en cuerpos receptores de agua dulce. En la descarga Multifamiliares y El Vado, una gran parte de las muestras analizadas (71 y 75% respectivamente) cumplen con la normativa en términos de la DBO₅. De igual forma las muestras en estas descargas cumplen con la normativa ambiental de la DQO en un 67 y 55%. Las muestras analizadas en el Coliseo como se puede apreciar no cumplen con la restricción de la DBO₅ y solo un 20% de estas cumplen la condición DQO < 250 mg/l.

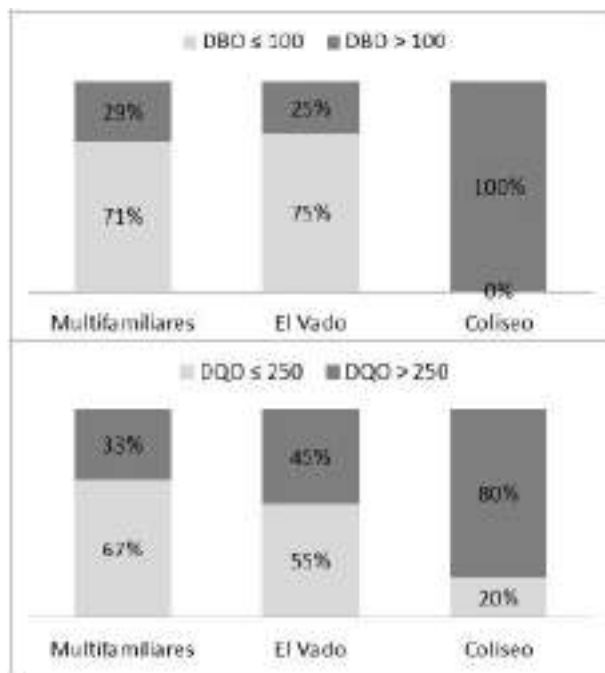


Figura 412. Comparación de resultados con la normativa ambiental.

Variación de los parámetros de calidad de agua en función del hidrograma de descarga. - la Figura 513, 6 y 7 muestra los resultados obtenidos para los eventos E1, E2 y E3 respectivamente.

Se observa que, para todos los eventos, la conductividad presenta su máximo valor en los primeros minutos de la avenida, luego de esto disminuyó ligeramente en el transcurso del tiempo. Pese a que el evento E2 registra una precipitación mayor con un caudal pico de 410.6 l/s, muy superior respecto a los eventos E1 y E3 (37.9 l/s y 28.36 l/s respectivamente), los valores máximos de conductividad que se producen al inicio del hidrograma no presentan mayor diferencia en los tres eventos. También se observa que la conductividad durante el lapso de máximo caudal es mucho menor en el evento E2 debido a la gran dilución provocada por el agua proveniente de la escorrentía.

Respecto de la turbiedad, se observa que los valores pico para los eventos analizados fueron: para E1:345NTU, para E2:265NTU y para E3:74NTU. Según las figuras 5, 6 y 7 estos valores se presentan momentos antes (3 a 15 minutos) de alcanzar el máximo caudal.

Los valores pico de DQO son 1 410mg/l, 430mg/l y 140mg/l para los eventos E1, E2 y E3, respectivamente, valores que se presentan relativamente cerca del máximo caudal.

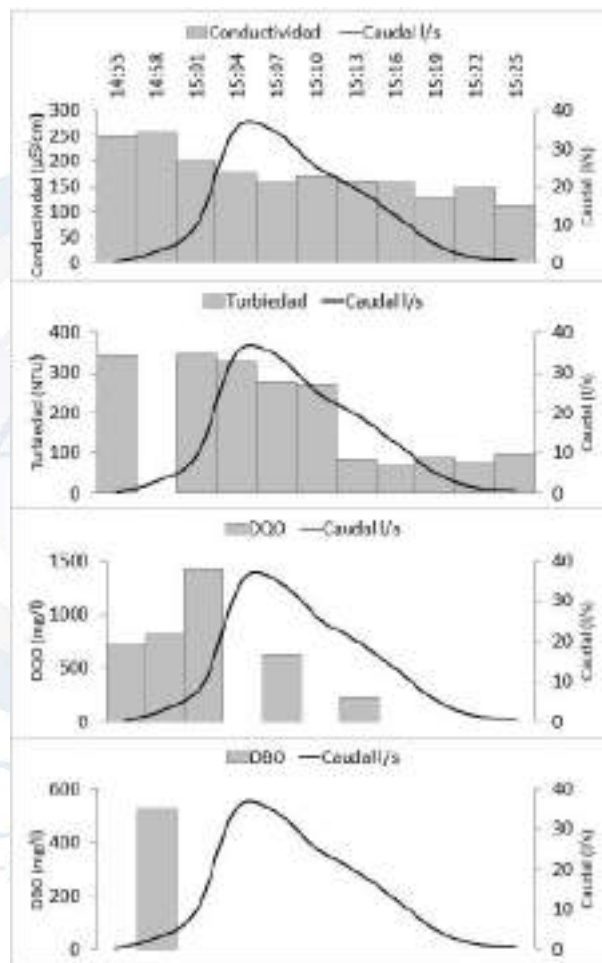


Figura 513. Resultados de conductividad, turbiedad, DQO y DBO₅ para el evento E1

Respecto de los valores de DBO₅, se realizó únicamente una medición por evento, la cual coincide con el instante del máximo valor de conductividad. Los resultados muestran que los valores de DBO₅ registrados para los eventos E1, E2 y E3 son 528mg/l, 218mg/l y 75mg/l respectivamente, sólo este último cumple con la normativa ambiental antes mencionada.

Figura 6. Resultados de conductividad, turbiedad, DQO y DBO₅ para el evento E2

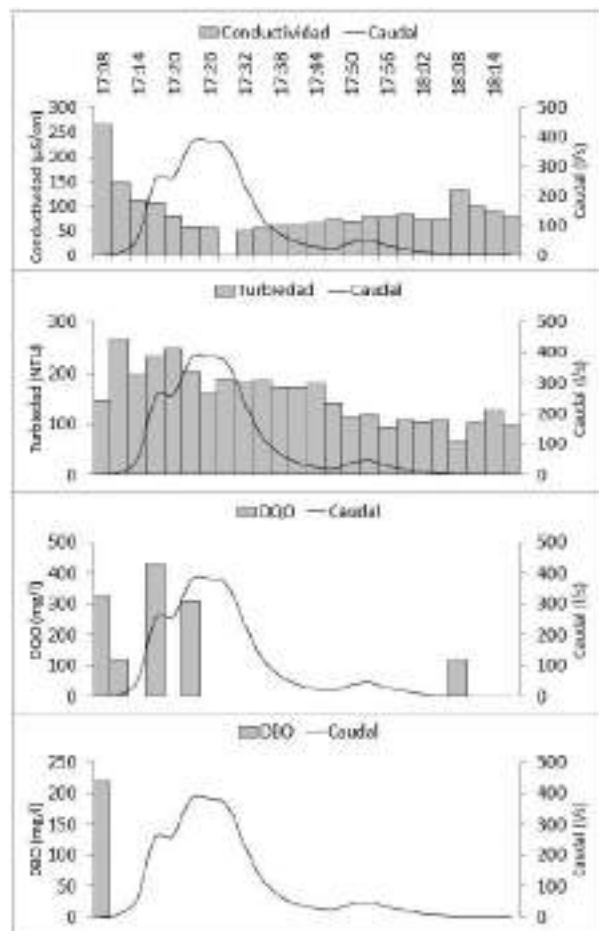
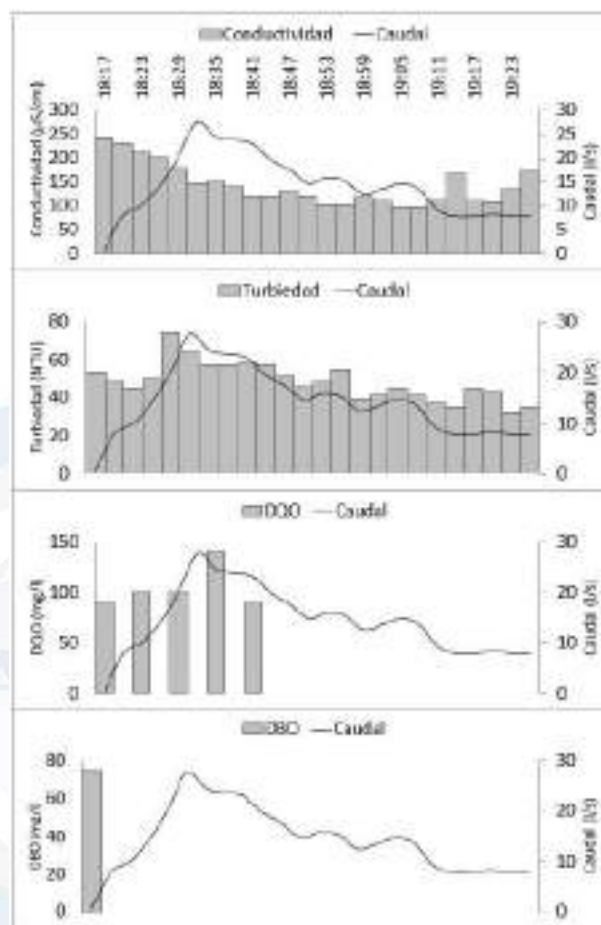


Figura 7. Resultados de conductividad, turbiedad, DQO y DBO₅ para el evento E3.



Conclusiones

La descarga del Coliseo presenta en promedio valores más elevados de turbiedad, DBO₅ y DQO, esto sugiere un mayor grado de contaminación proveniente de estas aguas. En esta descarga ninguna de las muestras de DBO₅ analizadas satisfacen la normativa ambiental, y solo el 20% de las muestras de DQO la satisfacen.

La conductividad presenta su máximo valor en los minutos iniciales de la avenida. Los valores pico de conductividad están en el orden de 173µS/cm a 664µS/cm.

La turbiedad y DQO presentan sus máximos valores en las cercanías del punto máximo del hidrograma de descarga. Los picos de turbiedad están en el orden de 59 a 378 NTU. La DQO registra valores máximos entre 140mg/l a 1 450mg/l.

La DBO₅ presenta valores en el rango de 26mg/l a 528mg/l.

REFERENCIAS

- ETAPA EP. (2018). ETAPA EP. Retrieved from <http://www.etapa.net.ec/Productos-y-servicios/Saneamiento/Colectores-e-Interceptores>
- Hvitved-Jacobsen, T. (1982). The impact of combined sewer overflows on the dissolved oxygen concentration of a river. *Water Research*, 16(7), 1099–1105.
- Lau, J., Butler, D., & Schütze, M. (2002). Is combined sewer overflow spill frequency/volume a good indicator of receiving water quality impact? *Urban Water*, 4(2), 181–189.
- Passerat, J., Ouattara, N. K., Mouchel, J.-M., Vincent Rocher, & Servais, P. (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research*, 45(2), 893–903. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.024>
- Vintimilla Palacios, D. M. (2016). *Determinación de contaminación difusa en la Cuenca del Río Tomebamba en*



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

Monay. Retrieved from
<http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/23344>

Weyrauch, P., Matzinger, A., Pawlowsky-Reusing, E., Plume, S., von Seggern, D., Heinzmann, B., ... Rouault,

P. (2010). Contribution of combined sewer overflows to trace contaminant loads in urban streams. *Water Research*, 44(15), 4451–4462. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06>.



[00403] ANÁLISIS DEL OBJETIVO 6 DE DESARROLLO SOSTENIBLE EN LA CUENCA DEL RÍO JADAN

ING. MSC. VICENTE GONZÁLEZ BORJA¹

¹ Universidad Católica de Cuenca. Av. de las Américas y Humboldt

Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable,
Alcantarillado y Saneamiento de Cuenca, Benigno Malo y Sucre, Cuenca,
Ecuador

vgonzale@etapa.net.ec; vgonzalezb@ucacue.edu.ec

Abstract

In 2015, all governments committed to meeting the Sustainable Development Goals (SDG) by the year 2030. In this context it is necessary to study Goal 6, which implies the universalization of drinking water and sanitation services, goals that are articulated to the National Development Plan (PND) 2017-2021 of Ecuador. The Catholic University of Cuenca proposes a research project to evaluate and develop indicators according to the goals set. For this, a pilot study is carried out in the area of the hydrographic basin of the Jadan River.

In Ecuador, INEN has developed indicators to measure Goal 6.1 and Goal 6.2. Following this methodology, the study is carried out through surveys and quality analysis of drinking water, wastewater and the water network; In addition, an investigation is made of the actions on water resources made by ETAPA EP that can be reported if the indicators of Goals 6.5, 6.6a and 6.6b are defined for the monitoring and evaluation of SDG-6.

The results show that 69% of the population has safe access to water and 67% have adequate sanitation and basic hygiene conditions. Regarding the quality of wastewater, the purification plants have efficiencies that allow compliance with discharge regulations. As regards the management of water resources, important advances can be observed that can be reported in the goals of SDG-6.

Palabras clave: Agua y Saneamiento: servicios gestionados de forma segura, **Meta:** objetivo de cumplimiento de la Agenda 2030, **Indicador:** medición de parámetros de gestión integral e integrada de agua, saneamiento y ambientales.

1. INTRODUCCIÓN

En el año 2000, las Naciones Unidas propuso reducir a la mitad los déficits para el 2015 con los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), la mayoría de países cumplieron las metas con fuentes mejoradas de agua al 96 % e instalaciones de saneamiento mejorado al 85% de la población de América Latina y El Caribe; no obstante, estos servicios evaluados posteriormente con el criterio de servicios agua potable y saneamiento gestionados de manera segura, se reducen al 65% y al 22% respectivamente (OMS/JMP/UNICEF, 2017). En la Agenda al año 2030 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, en el Objetivo 6 (ODS-6) Agua Limpia y Saneamiento para todos, las metas 6.1 y 6.2 no solo plantean lograr que el acceso a los servicios de agua potable y saneamiento sean gestionados de manera segura, sino también incorporar lo establecido en las metas 6.3 calidad del agua y aguas residuales, 6.4 uso del agua y escasez hídrica, 6.5 gestión de los recursos hídricos, 6.6 ecosistemas relacionados con el agua, 6.a cooperación internacional y creación de capacidades, y, 6.b participación de las partes interesadas. De esta forma, los requerimientos actuales es implementar servicios enfocados en soluciones sistémicas de agua potable, saneamiento y ambientales de forma integral e

integrada que incluya la conservación del patrimonio natural con participación de todos los actores; para lo cual, una planificación adecuada debe considerar el ámbito de las cuencas hidrográficas y el fortalecimiento de capacidades de municipios, empresas públicas, operadores comunitarios y de otros agentes para hacer efectivo estos derechos fundamentales (González, 2018).

En el Ecuador, y en otros países de la Región, se está propiciando la articulación de políticas, planes, programas y proyectos a los ODS-6 para asumir e impulsar su cumplimiento. La “Estrategia Nacional de Agua y Saneamiento” establece intervenciones que permitan movilizar y asegurar el uso eficiente de los recursos financieros para alcanzar el acceso universal en los próximos 10 años; y, desarrollar procesos para asegurar que los servicios prestados a través de dicha infraestructura sean de calidad, eficientes, sostenibles y asequibles para el conjunto de la población (SENAGUA, 2016). La consecución de estas metas requiere la concurrencia de todos los niveles de gobierno central y local para establecer una línea base e indicadores de los diferentes componentes de gestión para medir el nivel de las intervenciones en el sector. Según el diagnóstico de la capacidad estadística del Ecuador, solamente el 10% de los indicadores del ODS-6 son factibles de cálculo, debido a la disponibilidad de fuentes de información y de metodologías, el resto depende de la calidad y de la carencia de fuentes de información. Por ello, el Objetivo del Plan de Desarrollo Estadístico es implementar espacios técnicos interinstitucionales responsables del análisis, consenso y homologación de indicadores, con participación de organismos de Naciones Unidas, la academia, el sector privado y la sociedad civil (INEC, 2017).

Si se dispone de esta información, se aportará a la toma de decisiones, establecer prioridades y elaborar planes de mejora. Con este propósito la Universidad Católica de Cuenca, propone un plan de investigación y el desarrollo de indicadores de las metas del ODS-6; con este objetivo, realiza un estudio piloto basado en encuestas sobre el estado de los servicios de agua y saneamiento, del análisis de calidad del agua y de la investigación de los componentes que intervienen en la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Jadán; encontrando, que el 67% de la población tiene acceso a agua y saneamiento gestionado de manera segura, existen altos niveles de contaminación de las

masas de agua superficiales y en relación a las actividades de gestión integrada de los recursos hídricos se observa que hay procesos avanzados motivados por la escasez hídrica en la zona. Con este estudio se ha podido verificar las prioridades, sus avances y se visualiza la necesidad de desarrollar indicadores para evaluar y reportar las metas hasta el año 2030.

2. OBJETIVO

Analizar las metas del Objetivo 6 de Desarrollo Sostenible a partir de un estudio piloto basado en encuestas sobre el estado de los servicios de agua y saneamiento, del análisis de calidad del agua y de la investigación de los componentes que intervienen en la gestión de los recursos hídricos para el acceso universal, eficiente y sostenible en la cuenca del río Jadán.

3. METODOLOGÍA

El estudio piloto e investigación se desarrolló siguiendo la “Guía para el monitoreo integrado del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 sobre agua y saneamiento” (UNWATER, 2017) elaborado por las Naciones Unidas. La evaluación de las **Metas 6.1 y 6.2** (Figura 1) se realizó a partir de los indicadores definidos en el Diagnóstico Global de Pobreza y Agua, Saneamiento e Higiene del Programa de Agua y Saneamiento (PAS) del Banco Mundial en coordinación con JMP (Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation, agencia de la OMS/UNICEF) (INEC, 2017).

El análisis se realizó en 10 sectores más densificados dentro del territorio de la cuenca que pertenecen a las parroquias de Quingeo, Santa Ana y El Valle, se realizaron 447 encuestas de acuerdo la ficha diseñada por el INEC, lo que representa alrededor del 10% de la población. Para evaluar el indicador de calidad de agua de consumo se midió la presencia de la bacteria E. Coli en 270 muestras.



Figura 1. Definición de indicador de suministro de agua para consumo y saneamiento proporcionados de manera segura.

FUENTE: INEC, 2017.

El análisis de la **Meta 6.3**, complementa las metas anteriores con el análisis de la calidad de las aguas residuales y de las masas de agua. Se verificó en nueve plantas de depuración los procesos unitarios y se analizó la calidad del agua de cuatro cursos principales de la red hidrográfica para establecer las posibilidades de uso.

Para las **Metas 6.4, y 6.5** se revisó la existencia de procesos de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), se analizó el uso y aprovechamiento hídrico para abastecimiento y en actividades económicas; y, mediante el análisis de planes, programas y proyectos con participación de todos los actores en las decisiones para administrarlos y asegurar la sustentabilidad ambiental (Dourojeanni.1994), para que nos permita conocer hasta qué punto se ha generado un entorno propicio, la participación institucional, los instrumentos de gestión y financiamiento. Así mismo, se analiza si existen áreas de la cuenca del Jadán compartidas y si hay algún arreglo operacional y de cooperación en materia de recursos hídricos.

En cuanto a la **Meta 6.6** del cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua, se analizó acuerdos de cómo se pretende detener la degradación y la destrucción de los ecosistemas, y contribuir a la recuperación de los que ya están dañados para mejorar la cantidad y su calidad del agua. En la investigación se revisó la información disponible de coberturas y uso de suelos en las áreas de recarga hídrica.

Se auscultó la **Meta 6.a** analizando la cooperación internacional y el apoyo del Gobierno para la creación de capacidades que se reflejen en la zona de estudio para fortalecer habilidades, competencias y aptitudes relativas a la gobernanza, para la ordenación de los recursos hídricos con un enfoque sistémico, integral y transdisciplinario que faciliten el diálogo con la diversidad de saberes y actores para la implementación de todas las metas del ODS-6.

Para relacionar la **Meta 6.b** en la gestión, se analizó el nivel de participación de las partes interesadas en las soluciones técnicas, procedimientos operacionales y administrativos ajustadas al contexto local para fomentar en las comunidades prácticas sostenibles. La coordinación interinstitucional impulsa la consecución del resto de metas, puesto que involucrar a las partes interesadas es fundamental en la GIRH para cumplimiento del ODS-6.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Territorio, población y servicios.

La cuenca del río Jadán, afluente del río Paute, se encuentra al Oriente de la ciudad de Cuenca, a una distancia promedio de 25 km. Tiene como principales afluentes el río Quingeo, Maluay, Gordeleg y la Quebrada Guarango, con una extensión de 29.692,5 ha, y está ubicada en las coordenadas 739409,55; 9684377,99 y 721382,89; 9652652573,81 (Figura 2).

En las cinco parroquias del cantón Cuenca con territorio en la cuenca se estima al año 2017 una población en 18.809 personas que habitan en 4.702 viviendas, abastecidas por 64 sistemas de agua potable pequeños y dos sistemas grandes, que abastecen a las cabeceras parroquiales y comunidades aledañas a Quingeo y Santa Ana. Para el saneamiento de sectores aglomerados hay 10 plantas de depuración de aguas residuales proyectadas para menos de 1000 habitantes.

Figura 2. Cuenca hidrográfica del río Jadán, micro cuencas, parroquias dentro y fuera de la cuenca y parroquias que pertenecen al cantón Gualaceo.

FUENTE: ETAPA, 2015. Elaboración propia, 2018.

Evaluación de servicios de agua y saneamiento.



El 97% de la población cuenta con acceso mejorado de agua a través de red pública, por lo que la condición de cercanía al hogar es satisfactoria (Tabla 1). Los esfuerzos para mejorar el acceso deben priorizarse en las zonas de Santa Bárbara y Macas.

En el 23% de las muestras del agua de grifo dio positivo la presencia de bacterias E. coli. En los sectores de Macas, El Chorro y Santa Bárbara el servicio es precario y consecuentemente la contaminación se presenta en más del 52% de las muestras. Este indicador señala un alto riesgo de afección a la salud de la población, siendo prioritario realizar la vigilancia sanitaria del agua para aplicar los correctivos necesarios. Se observa también, que la calidad del agua en la cabecera parroquial de Santa Ana está mejorada.

Tabla 1. Resultados de la encuesta de Meta 6.1. Agua Segura del ODS-6 en la Cuenca del Río Jadán.

ZONA	VIV.- MUEST.		6.1.1. AGUA SEGURA					
			SUMINISTRO		CALIDAD		CERCANÍA	
S. Ana Laureles	40	25	40	100%	25	100%	40	100%
S. Ana Cementerio	60	30	60	100%	29	97%	60	100%
El Chorro	25	25	25	100%	8	32%	12	48%
Santa Bárbara	50	25	42	84%	12	48%	46	92%
San Pedro	50	25	50	100%	25	100%	46	92%
Quingeo	62	30	59	95%	23	77%	55	89%
Monjas	30	30	30	100%	27	90%	30	100%
Monjas Periferia	30	30	30	100%	27	90%	30	100%
Macas	50	25	48	96%	10	40%	49	98%
Quillopungo	50	25	50	100%	23	92%	50	100%
TOTALES	447	270	434	97%	209	77%	418	94%

FUENTE: Elaboración propia.

En la cabecera parroquial de Santa Ana y de Quingeo solamente el 75% de la población en promedio dice tener satisfechas las necesidades de agua. En la zona de Monjas solamente el 17% manifiesta disponer de suficiente agua; mientras que en la zona de El Chorro no se dispone de la cantidad requerida para cubrir sus necesidades básicas. En Quillopungo, donde el abastecimiento se realiza desde el sistema Nero, el 86% de usuarios están satisfechos con la cantidad de agua. Para atender esta prioridad, mediante Convenio de Cooperación Técnica no Reembolsable entre ETAP EP y la Corporación Andina de Fomento, se proponen realizar los estudios definitivos del sistema Regional de Agua Potable para las parroquias Quingeo, Santa Ana, Cumbe, Tarqui y El Valle del cantón Cuenca desde el río Moya, ubicado en el cantón Sigüig (Figura 3).



Figura 3. Pre factibilidad “Sistema de Abastecimiento Regional de Agua Potable Moya”.

FUENTE: González, 2016.

En el territorio estudiado se dispone de una alta cobertura con excusado conectado al sistema de alcantarillado, a una fosa séptica o a una letrina adecuada requiriéndose ciertas mejoras; sin embargo, esta instalación es compartida en alrededor del 11% de las viviendas. En Monjas hay total exclusividad en el uso del servicio de saneamiento, pero en la periferia de esta comunidad se requiere mejoras en el 40% de las viviendas (Tabla 2).

En el centro de Monjas, con la planta de depuración de aguas residuales recientemente construida por ETAPA EP, el manejo de las excretas es total, sin embargo, en la periferia se reduce notablemente a un 40% al igual que en la zona de la comunidad de El Chorro. En los asentamientos concentrados de la cuenca el manejo adecuado de excretas llega al 77%.

En concordancia a la infraestructura disponible la instalación para el lavado de manos llega al 82%, la disponibilidad de agua en estas instalaciones en El Chorro es del 40%, observándose que un tercio de viviendas no disponen de implementos de aseo.

Tabla 2. Resultados de la encuesta de Meta 6.2. Saneamiento Seguro e Higiene del ODS-6 en la Cuenca del Río Jadán.

6.1.2. SANEAMIENTO SEGURO E HIGIENE											
ZONA	VIVIENDAS	TIPO	EXCLUSIVIDAD	EXCRETAS	INSTALACIÓN	AGUA	JABON				
S. Ana Laureles	40	39 98%	34 85%	24 60%	26 65%	26 65%	16				
S. Ana Cementerio	60	60 100%	56 93%	55 92%	60 100%	52 87%	56				
El Chorro	25	25 100%	17 68%	10 40%	24 96%	10 40%	10				
Santa Barbara	50	50 100%	41 82%	30 60%	37 74%	31 62%	24				
San Pedro	50	50 100%	42 84%	45 90%	37 74%	41 82%	24				
Quingeo	62	62 100%	48 77%	56 90%	28 45%	44 71%	41				
Monjas Centro	30	30 100%	30 100%	30 100%	30 100%	30 100%	29				
Monjas Periferia	30	18 60%	30 100%	12 40%	25 83%	30 100%	28				
Macas	50	49 98%	49 98%	32 64%	50 100%	50 100%	48				
Quillopungo	50	50 100%	49 98%	49 98%	50 100%	50 100%	22				
TOTALES	447	433 97%	396 89%	343 77%	367 82%	364 81%	298				

FUENTE: Elaboración propia.

Según el Censo de 2010 la cobertura con agua entubada fue del 52.85% y 62.4% de hogares contaba con servicio higiénico o excusado de uso exclusivo, actualmente existe un notable incremento llegando al 94% y al 89% respectivamente. Considerando la cantidad limitada de agua, los resultados actuales muestran que **la proporción de la población que dispone de servicios de suministro de agua potable gestionados de manera segura llega al 69%.**

El 54% de viviendas se encuentran conectadas a sistemas de alcantarillado con depuración de aguas residuales que permite un manejo adecuado de las excretas (Tabla 4); se concluye que en la cuenca del Jadán **la proporción de población que utiliza servicios de saneamiento gestionados de manera segura, incluida una instalación para lavarse las manos con agua y jabón, llega al 67% de la población.**

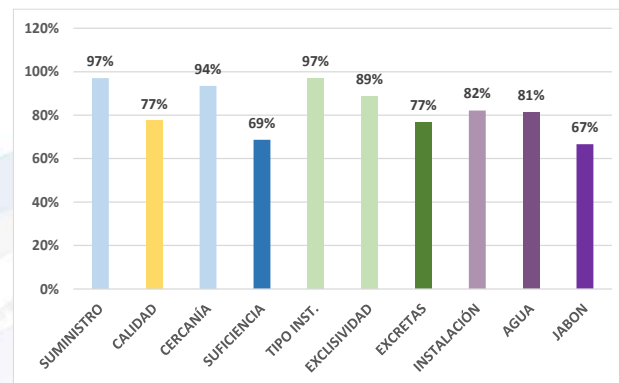


Figura 4. Situación de los servicios de agua, saneamiento e higiene.

FUENTE: Elaboración propia, 2018.

Calidad del agua y de las aguas residuales

En el mes de junio de 2018 se caracterizó el afluente y el efluente de nueve plantas de depuración de aguas residuales que corresponde a cada comunidad (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados de calidad de las aguas residuales.

6.3. Calidad del agua y aguas residuales											
PARÁMETRO	DBO (mg/l)		DQO (mg/l)		FOSFATO (mg/l)		NITRATO (mg/l)		pH		SS (mg/l)
SISTEMA	af.	ef.	af.	ef.	af.	ef.	af.	ef.	af.	ef.	af.
S. Ana Laureles	200	60	402	134	17	16,6	19	15	7,78		100 8
S. Ana Cementerio	30	30	85	73	6,45	6,09	5	1	7,47		402 108
El Chorro	50		258						6,97		43
Santa Barbara	30	10	57	20	10,5	8,55	3,5	2,4	7,88	7,4	182 24
San Pedro	175	20	400	173	8,75	7,4	14,5	8,3	7,6	7,14	501 361
Quingeo	50	30	100	74			1,4	0,9			52 43
Monjas	200	10	423	19	11,67	7,98	2	2	7,68	8,1	568 42
Macas	32	10	52	25			0,8	6	7,68		47 34
Quillopungo	20	10	67	57	8	8,5	9	9	7,51	7,68	22 4
PROMEDIO	87	23	205	72	10	9	7	6	7,6	7,6	213 78
% REMOCIÓN	74%		65%		12%		19%				63%

FUENTE: Elaboración propia.

Se realizó un muestreo puntual en siete depuradoras durante 24 horas para obtener una muestra compuesta

de cada una. Los datos de las plantas de El Chorro y de San Pedro fueron proporcionados por ETAPA EP. De los resultados obtenidos se determina que la DBO5 en los Laureles, Monjas y San Pedro están dentro del rango de contaminación media, en el resto está por debajo de parámetros de contaminación débil.

La eficiencia varía entre el 60% y el 70% de remoción de la DBO5, DQO y SS, con lo cual se obtiene descargas por debajo de los 30 mg/L de DBO5 en los cuerpos receptores sensibles por su volumen de flujo.

Los sistemas cuentan al menos con un proceso primario y secundario; incluso uno de ellos dispone un sistema terciario mediante un humedal construido y tres plantas disponen de unidades para el manejo adecuado de lodos (Tabla 4). De lo observado se puede concluir que las aguas residuales se tratan de manera segura a pesar de algunas deficiencias que se pueden encontrar en su operación y mantenimiento.

Tabla 4. Viviendas conectadas al sistema de alcantarillado y procesos unitarios de depuración.

ZONA	VIVIENDAS	CONECTADAS	PRETRAT.	PRIMARIO	SECUNDARIO	TERCIARIO	LO
S. Ana Laureles	40	23 58%	X	X	X		
S. Ana Cementerio	60	52 87%	X	X	X	X	
El Chorro	25	24 96%		X	X		
Santa Barbara	50	5 10%		X	X		
San Pedro	50	45 90%	X	X	X		
Quingeo	62	19 31%	X	X	X		
Monjas Centro	60	30 50%	X	X	X		
Macas	50	16 32%		X	X		
Quillopungo	50	26 52%	X	X	X	X	
TOTALES	447	240 54%					

FUENTE: Elaboración propia.

Si la población conectada a redes de alcantarillado consumiera 123 L/hab/d (ETAPA EP, 2016), se estima un caudal medio de aguas residuales generado por todos los sistemas en alrededor de 1 L/s; por lo que, las masas de agua no se verían afectadas por estos volúmenes y bajas cargas en los efluentes. Por otra parte, si el número viviendas en la zona estudiada es de 4.702, se estima que la población conectada a redes de alcantarillado es del 5.1%; por lo que, **el porcentaje de aguas residuales tratadas de manera segura es muy reducido en la cuenca**, considerando además que la depuración en el sector rural del Ecuador al 2015 llegó al 6% (OMS/JMP/UNICEF, 2017).

La proporción de masas de agua de buena calidad en la red hídrica es baja (Tabla 5). Las aguas son alcalinas, como se refleja en los valores altos del pH, el Nitrato llega al Límite de Detección (LD) y los Cloruros están dentro de los límites normales. La presencia de número incontable de bacterias *E. coli* y bajos niveles de Oxígeno Disuelto nos indica un nivel alto de contaminación, estos indicadores de contaminación son notables en el río Quingeo, donde se encuentra el Relleno Sanitario de Pichacay. La contaminación en estas aguas superficiales presenta riesgo incluso para el uso de riego. Los niveles de turbiedad son bajos en época de estiaje y el color es alto propio de aguas que atraviesan vegetación y pastos. Se tendrá que verificar y analizar otros parámetros en otras campañas de monitoreo, dado que los resultados indican un **bajo porcentaje de masas de agua de buena calidad** si consideramos que las precipitaciones en la mitad de la cuenca varían de 800 a 1000 mm (ETAPA, 2017).

Tabla 5. Resultados de calidad en cuatro cursos principales de la cuenca del río Jadán.

Indicador 6.3.2. Porcentaje de masas de agua de buena calidad				
PARÁMETRO	GORDELEG	Q. GUARANGO	MALUAY	RIO QUINGEO
O2 (mg/l)	4,4	4,8	3,0	2,9
pH	8,0	7,5	8,5	8,5
Nitrato (mg/l)	<LD	<LD	<LD	<LD
Cloruro (mg/l)	12,3	49,4	46,6	115,5
<i>E. Coli</i>	Incontables	Incontables	Incontables	Incontables
Color (UC)		105,0	105,0	
Turbiedad (UNT)		9,0	9,0	
Dureza (mg/l CaCO3)	25,2	44,6	49,4	33,4
Alcalinidad P (mg/l CaCO3)			165,0	87,5
Alcalinidad M (mg/l CaCO3)	175,0	70,0	230,0	187,5
Temperatura °C		18,0		17,0

FUENTE: Elaboración propia.

Gestión integrada de los recursos hídricos

En el inventario realizado por la SENAGUA en el año 2012 en las cinco parroquias que pertenecen al cantón Cuenca (Tabla 6). El 43% del caudal para consumo es utilizado en Quingeo, el 23% en Santa Ana y el resto en las otras parroquias. Con una dotación de 160 L/hab/d, se tiene comprometido la demanda para una población más allá del año 2030. Estas autorizaciones se otorgaron entre 1974 y 2012.

Tabla 6. Autorizaciones de uso para consumo humano en las parroquias de Cuenca dentro de la cuenca del Río Jadán.

JURISDICCIÓN	No de Sistemas	Número de Fuentes	Qautorizado (l/s)	Qmedido (l/s)	POBLACIÓN
PARROQUIA QUINGEO	27	55	13,70	18,90	11.522
PARROQUIA SANTA ANA	11	16	7,31	9,92	10.452
PARROQUIA TARQUI	3	16	1,08	2,42	1.286
PARROQUIA EL VALLE	12	32	3,64	4,05	3.708
PARROQUIA PACCHA	7	7	3,88	4,72	2.680
PARROQUIA NULTI	6	7	2,21	2,68	1.201
TOTALES	66	133	31,81	42,68	30.849

FUENTE: SENAGUA, 2012. Elaborado por el autor.

Del balance de usos (Tabla 7) se observa que el 70% del volumen de consumo está destinado a actividades agro-productivas y solamente el 3% a la actividad industrial. Las extracciones de agua para todas las actividades superan en un 11% a los caudales medidos.

Tabla 7. Proporción del uso y de autorizaciones con relación al recurso hídrico en la cuenca del Río Jadán.

USO	Qautorizado	% de Uso	Qmedido	Autorizado
CONSUMO HUMANO	45,39	27%	56,75	80%
PSCICOLA	7,13	4%	6,90	103%
INDUSTRIAL	5,50	3%	0,00	
RIEGO	109,88	65%	86,94	126%
ABREVADERO	2,45	1%	3,10	79%
TOTALES	170,34	100%	153,69	111%

FUENTE: SENAGUA, 2012. Elaborado por el autor.

Estos resultados muestran la falta de estudios y de un enfoque de manejo sostenible de la oferta y de la demanda del recurso hídrico; al no evaluar las fuentes se afecta los ecosistemas, y al no evaluar la demanda se afecta a la eficiencia en los diferentes usos. Esta situación determina que es una prioridad el cambio en la eficiencia del uso del agua con el tiempo, redistribuir y gestionar los recursos hídricos disponibles permitirá mantener los caudales ecológicos y reducir el estrés hídrico creciente en la zona.

Como respuesta a la escasez de agua, ETAPA EP desarrolla un plan para la ordenación integrada del recurso hídrico en la cuenca alta del Jadán, se implementa el proyecto *Manejo Integrado de Cuencas para la Protección del Agua* (MICPA) en las parroquias de Quingeo y Santa Ana desde el año 2009

con un enfoque en la protección, conservación y restauración de las áreas de aporte o de recarga hídrica para garantizar calidad y cantidad en las fuentes (ETAPA, 2010).

Para alcanzar estos objetivos se han trazado varias estrategias: (i) Acuerdos Mutuos por el Agua (AMA), que consisten en una negociación voluntaria con los propietarios de predios para desarrollar acciones de conservación, (ii) apoyo a la conservación de áreas estratégicas a través de la compra de predios y/o apoyo al ingreso al programa Socio Bosque, (iii) coordinación interinstitucional con el Ministerio del Ambiente y la Secretaría del Agua para capacitación, sensibilización ambiental, denuncias y seguimiento a infracciones ambientales.

Este proceso se inicia en el sistema de agua de Pillachiquir de Quingeo y en los sistemas administrados por la Cooperativa de Desarrollo de la Comunidad de la Parroquia Santa Ana (CODESA). Se realiza el diagnóstico de fuentes hídricas haciendo un inventario de 92 áreas que aportan a diferentes sistemas de abastecimiento con una superficie de 1.933,47 ha (Figura 5). El 59,4% del suelo de las áreas de aporte tenían vegetación nativa y el 40,6% restante tenían otras coberturas vegetales; se concluye que la pérdida del bosque nativo está asociada con la disminución significativa de caudales. Para afrontar esta problemática a largo plazo usuarios, dirigentes e instituciones acuerdan lo siguiente (Bustamante, 2016):

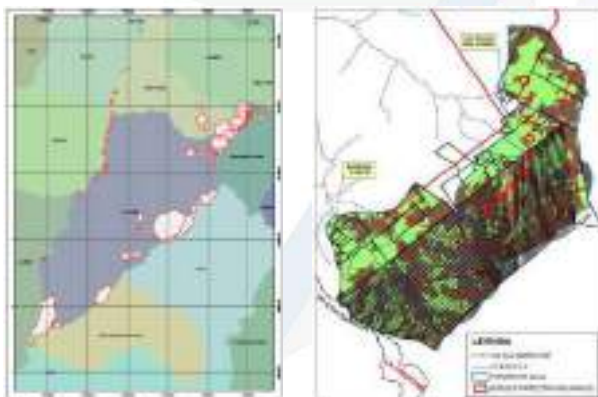
- Considerando la práctica institucional de ETAPA EP, en el 2009 se transfiere la administración del sistema de agua de Pillachiquir, sumándose los sistemas de las comunidades de Quingeo Loma, Quinzhaloma y Monjas.
- En 2010, mediante un convenio de Cooperación Interinstitucional entre CODESA y ETAPA EP se acuerda intervenir en las áreas de aporte de las fuentes hídricas.
- En 2011 se ejecutó el programa Gestión Integral de los Recursos Naturales.
- En 2013 se emprende el proyecto Protección de Fuentes Hídricas ampliando la cobertura del programa AMA en micro cuencas de los ríos Gordeleg y Quingeo.
- Con participación multidisciplinaria y multisectorial a partir del 2015 se realizan talleres para socializar políticas, normas y procesos para la GIRH, definir una línea-base, establecer

prioridades y trazar una hoja de ruta para el cumplimiento de objetivos.

- En 2015 se propone una RED de Juntas de Agua de la Parroquia para actuar con una planificación estratégica enfocada en la protección de las fuentes y mejorar los servicios de agua y saneamiento.
- En 2016 se acuerda implementar varios AMA entre el GAD Parroquial de Santa Ana, entre ETAPA EP y el sistema de agua de Guanña-Sigsillano para proteger el predio adquirido de 6,46 ha y la restauración de la vegetación nativa en 1,74 ha.
- En 2016 CODESA transfiere a ETAPA-EP la administración de los sistemas de agua.

Estos avances en la gestión para aplicar de la ordenación integrada de los recursos hídricos deberán ser evaluados mediante el desarrollo de indicadores para reportar el cumplimiento de la Meta 6.5.

Figura 5. Ubicación de áreas de aporte en las parroquias de Quinceo y Santa Ana. Distribución de la tenencia de tierra en las zonas de recarga hídrica de la parroquia Santa Ana.



Fuente: Bustamante, 2010.

La cuenca del Jadán no es transfronteriza, en lo jurisdiccional comparte territorio con el cantón Gualaceo y sus parroquias Zhidmad, San Bartolo, San Juan y Jadán en la micro cuenca del río Gordeleg donde se encuentran las principales fuentes de los sistemas de Santa Ana: Guncay y Quillosis con 339 ha. La coordinación con estas jurisdicciones y otras requiere de acuerdos en la gestión por la escasez de agua con los siguientes actores:

- En esta zona existieron organizaciones con personería jurídica y con territorio; la figura legal de su conformación era de COMUNAS pero con el

tiempo se cambia al de COOPERATIVAS, con lo cual hay adjudicatarios de propiedades.

- Nuevos propietarios están cambiando el uso del suelo expandiendo la frontera agrícola.
- Según el levantamiento de tenencia de tierras de las áreas de aporte de Cuncay y Quillosis, el 70% de los propietarios pertenecen a las tres parroquias de Gualaceo, que eran miembros de las ex cooperativas San Bartolomé e Intiraimi de Sigsig y Gualaceo.
- Existen 11 propietarios particulares que poseen superficies considerables dedicadas a actividades agropecuarias extensivas.
- Poblaciones del cantón Sigsig y de las parroquias de Ludo, Jima y San José de Raranga, con recurso hídrico de la cuenca del río Moya, sin acuerdo para el trasvase de aproximadamente 150 L/s (Figura 3) para abastecimiento de las parroquias del cantón Cuenca con territorio en la cuenca del río Jadán.

Se ha avanzado en el levantamiento catastral, la compra de predios, el involucramiento de actores, la mejora de capacidades y la viabilidad para los estudios definitivos de abastecimiento de agua potable denominado Moya. Para medir la proporción de la superficie de la cuenca con otras jurisdicciones con un arreglo operacional para la cooperación en materia de recursos hídricos es necesario definir un indicador que permita el seguimiento de esta meta hasta el año 2030.

Con el sistema de información geográfica implementado por ETAPA EP, que registra el cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua y el de tenencia de tierras en las áreas de aporte de Cuncay, Quillosis, Machay y Pillachiquir (Figura 5), puede evaluarse las estrategias de gestión.

El problema más notable en las áreas de recarga hídrica es la parcelación de los terrenos, con superficies promedio de 1,5 a 2 ha, ha desencadenado la deforestación, el cambio de uso de páramos, apertura de vías, contaminación de masas de agua por actividades agropecuarias y otras (Bustamante, 2016). Entre 1995 y 2009 se observa los cambios en el uso de suelo de la cuenca y la gestión realizada en las áreas de recarga hídrica.

- En el área de aporte de Cuncay, con 175 ha, la pérdida de vegetación nativa ha disminuido a una tasa de 1% anual a pesar que se reporta haber recuperado 7.01 ha.

- El área de aporte de Quillosas, con 174,93 ha, aporta el mayor volumen de agua para consumo de Santa Ana; la pérdida de vegetación nativa ha disminuido a una tasa de 0.3% anual a pesar de una mínima recuperación.
- En el área de aporte de Machay, con 85 ha, la pérdida de vegetación nativa es del 3% anual, la más alta de la zona.
- El área de Pillachiquir, con 334,8 ha tiene un deterioro similar a la de Machay.
- En la gestión de compa de predios ETAPA EP ha adquirido 17.74 ha.
- Se han realizado varios AMA en una superficie 31,71 ha.
- Se registra la ejecución del proyecto de Protección de Fuentes Hídricas en Santa Ana.

Estos avances como resultado de acuerdos, convenios, esclarecimiento legal de predios para adjudicación y adquisición, el involucramiento de los GADs parroquiales y desarrollo de capacidades para la recuperación de ecosistemas deben ser reportados; para lo cual, es necesario desarrollar indicadores para medir el cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua a lo largo del tiempo para cumplimiento la de la Meta 6.6 del OSD-6.

Creación de capacidades y participación

El GAD de Cuenca promueve la cooperación interinstitucional que tiene como propósito: coordinar y articular acciones que permitan, dentro de sus respectivas competencias, la ejecución de estudios y proyectos de investigación para fortalecer el talento humano. En el año 2013, ETAPA EP crea la Dependencia de Transferencia Tecnológica para articular, coordinar y profundizar el conocimiento en la gestión de la Empresa mediante convenios con la academia, instituciones locales, nacionales e internacionales en proyectos de investigación y de gestión de financiamiento para tales fines:

- En el 2016 se acuerda entre el GAD de Cuenca, ETAPA EP, la Universidad de Cuenca y la Universidad del Azuay el convenio de Cooperación interinstitucional y de asistencia técnica científica y de asesoramiento que permita avanzar y profundizar en el conocimiento de la temática hidrogeología, gestión minera, aspectos bióticos y el componente social...; en ejecución mediante consultoría con la Universidad de Cuenca

y un convenio específico de colaboración con la Universidad del Azuay.

- En el 2017 se acuerda con la Universidad de Cuenca organizar el “1er Encuentro Técnico Internacional de Gestión Integral e Integrada del Agua y Saneamiento (GIAS)”, los cursos internacionales “Utilización de la Herramienta de simulación Hydro-BID” y de “Depuración de Aguas Residuales en Pequeñas Comunidades Rurales: Directrices Generales y Técnicas” con el aval académico correspondiente.
- Se promueve identificar, capturar, documentar aprendizajes y experiencias de los proyectos para que sean replicados para beneficio de la sociedad, comunidades, instituciones públicas y privadas propiciando un proceso continuo de generación de ideas y de transferencia tecnológica en el ámbito urbano y rural para la universalización de los servicios en el marco del Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021 y de los ODS.
- Se realizan colaboraciones con organizaciones e instituciones nacionales y supranacionales: Gobierno Nacional, Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), Asociación Mundial de Empresas Prestadoras de Servicios de Agua Potable y Saneamiento (GWOPAS), Comisión Económica para América Latina y El Caribe (CEPAL), Organización Mundial de la Salud/Organización Panamericana de la Salud (OMS/OPS), Banco Interamericano de Desarrollo, Banco Mundial, Agencia de Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID), Naciones Unidas, entre otras subvencionando la presencia de expertos.

El progreso de esta gestión requiere un indicador para definir el nivel de la asistencia oficial para el desarrollo destinado al agua y el saneamiento que forme parte de un plan de gastos coordinados con el Gobierno Nacional para el cumplimiento de la Meta 6.a. que influye en el cumplimiento de las otras metas del OSD-6.

Vincular los procesos de intervención de la gestión integral del agua, saneamiento y ambientales con una estructura multidisciplinaria, con la gestión integrada y transdisciplinaria para la gobernanza, desde la concepción de los proyectos con todos los actores requiere una decidida cooperación interinstitucional con los siguientes fines.

- Enfoque sistémico que integra actores, territorio y actividades para lograr un entendimiento de los problemas para la toma de decisiones con base a la

información producida y con metas que afiancen los compromisos de participación y coordinación.

- Vigilancia, control, mantenimiento y mejora continua de procesos operacionales de cada competencia administrativa, procedimientos evaluados a través de indicadores consensuados que reflejen de forma objetiva la participación de las partes interesadas en el cumplimiento de actividades desde cada disciplina.
- Establecer un presupuesto y un plan coordinado de gastos de cada institución.

Estos componentes para la mejora de los servicios de agua, saneamiento y ambientales sostenibles en la cuenca del río Jandán tienen notables avances, pero deben articularse en un modelo concurrente y de permanente de gestión (Figura 6) para fortalecer acciones, planes, programas y proyectos en desarrollo. En este contexto, se debe **evaluar la participación de las dependencias administrativas locales con políticas y procedimientos operacionales establecidos para la participación de las comunidades en la ordenación del agua y saneamiento** que se deben reportar para el cumplimiento de esta meta.



Figura 6. Participación administrativa en el proceso de implementación de servicios de agua, saneamiento y ambientales en aplicación del marco regulatorio del Ecuador.

MAE: Ministerio del Ambiente; SENPLADES: Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo; SNGR: Secretaría Nacional de Gestión de Riegos; MSP: Ministerio de Salud Pública; SENESCYT: Secretaría Nacional de Educación

Superior Ciencia y Tecnología; AUTORIDAD DEL AGUA: Secretaría del Agua.

Fuente: González, 2014.

5. CONCLUSIONES

Del estudio piloto se determina que la población de la cuenca del río Jandán, el 69% dispone de agua potable y el 67% de saneamiento e higiene gestionados de manera segura. Hay un incremento notable de infraestructura es decir agua y saneamiento básico dispone el 94% y 77% de la población respectivamente pero la escasez, higiene y manejo de excretas influye en la seguridad de los servicios.

La calidad de los efluentes de la plantas de depuración cumplen con la normativa a pesar de que falta una adecuada operación y mantenimiento. Sin embargo, las principales masas de aguas superficiales de la cuenca están contaminadas por las descargas incontroladas de la población dispersa en el territorio y de la contaminación por actividades agropecuarias.

La escasez de agua para diferentes usos mantiene el estrés hídrico en la cuenca, donde es necesario racionalizar los usos, redistribuir el agua disponible y mantener el caudal ecológico.

El proceso seguido por ETAPA EP en la implementación del GIRH tiene avances significativos, que deben ser articulados a través de la coordinación multisectorial y mediante indicadores consensuados dar seguimiento y reportar las metas del ODS-6.

El estudio piloto, que podrá ser verificado y mejorado en otra campaña de monitoreo, servirá para implementar el plan de investigación propuesto por la Universidad Católica de Cuenca para el desarrollo de indicadores, que es una prioridad en beneficio del sector agua y saneamiento.

6. REFERENCIAS

Dourojeanni, A. (1994). *Políticas públicas para el desarrollo sustentable: la gestión integrada de cuencas*.

Bustamante, M. (2010): *Informe de Tenencia de Tierra y uso de suelo en el periodo de 1995 y 2009 en las áreas de aporte del Sistema de Agua Potable de CODESA*. Subgerencia de Gestión Ambiental. Programa MICPA. ETAPA EP. Cuenca-Ecuador.

Bustamante, M. (2016): *Diagnóstico de las fuentes hídricas de los sistemas de agua de consumo humano en las parroquias Quingeo y Santa Ana*. Subgerencia de Gestión Ambiental. Programa MICPA. ETAPA EP. Cuenca-Ecuador.

ETAPA EP. (2015): *Cartografía de digital del cantón Cuenca*. Cuenca – Ecuador

ETAPA EP. (2016): *“Estudios de Población y Consumos para el Cantón Cuenca”*. Plan Maestro III. Cuenca – Ecuador

INEMDU. (2016): *Indicadores de ODS de Agua, Saneamiento e Higiene en el Ecuador*. INEC, Quito-Ecuador.

INEC. (2017). *Plan de Desarrollo Estadístico para el Reporte de los Indicadores de los ODS, Tomo I*. INEC, Quito-Ecuador.

González, V. (2014). *Gestión Integral e Integrada de Agua y Saneamiento*. I Congreso Interamericano de Agua Potable y Saneamiento Rural. AIDIS. Cuenca-Ecuador.

González, V. (2016). *Innovación y Transferencia Tecnológica en la gestión Integral Agua en Cuenca del Ecuador*. II Congreso Interamericano de Cambio Climático. AIDIS. Ciudad de México-México.

González, V. (2016): *Perfil de Proyecto “Abastecimiento de Agua Potable para las Parroquias*

de Quingeo, Santa Ana, Cumbe, Tarqui y El Valle”. Plan Maestro III. Cuenca-Ecuador.

González, V. (2018). *Plan de Investigación de Indicadores del Objetivo 6 de Desarrollo Sostenible en Ecuador*. II Congreso Interamericano de Agua Potable y Saneamiento Rural. AIDIS. Guatemala-Guatemala.

OMS/JMP/UNICEF, 2017: *Progresos en materia de agua potable, saneamiento e higiene: informe de actualización de 2017 y línea de base de los ODS*. Ginebra: OPS y el Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF).

SENAGUA, 2012: *Banco Inventario Participativo de las Concesiones Vigentes de Agua en La Demarcación de Santiago*. Cuenca-Ecuador.

SENAGUA, 2016: *Estrategia Nacional de Agua Potable y Saneamiento*. Secretaría del Agua. Quito-Ecuador.

Subirats, J. 2015: *Nociones conceptuales de gobernanza, política y administración pública*. SENPLADES/FES-ILDIS. Quito-Ecuador.

UNWATER, 2017. *Guía para el monitoreo integrado del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 sobre agua y saneamiento. Metas e indicadores mundiales*.

AGRADECIMIENTO:

A la Universidad Católica de Cuenca, a los Estudiantes del 7mo y 8vo Ciclo (2018) de la carrera de Ingeniería Civil, a la Ing. Fabiola Uday por su colaboración. A ETAPA EP por las facilidades dadas en el desarrollo del presente estudio.

[00404] DIAGNÓSTICO DE LOS SISTEMAS RURALES DE AGUA Y SANEAMIENTO DEL CANTON CUENCA PARA LA SOSTENIBILIDAD

CESAR CORNELIO CAJAS AVILA1

ccajas@etapa.net.ec

ETAPA EP

RESUMEN.

OBJETIVO

El objetivo de esta investigación es realizar un diagnóstico sobre la sostenibilidad en la prestación de los servicios de agua potable y saneamiento en el sector rural del cantón Cuenca.

METODO

Investigación de campo, recorridos técnicos a los SAPS, entrevistas a los administradores y operadores de los sistemas de agua, muestreo de calidad de agua.

RESULTADOS

• AGUA POTABLE

Se identificaron e inventariaron 173 sistemas de agua.

La **cobertura** es del **91%**; el promedio de consumo por conexión es de **30 m³/mes (239 l/hab*día)**; el índice de **calidad** del agua distribuida es del **54%**; la **continuidad** en el servicio es del **84%** (20 horas/día); la tarifa promedio es de **2.37 US**; la morosidad es del **8%**; el margen operativo es del **17%**.

36 sistemas tienen modelo de **gestión público**, y, **137** de **gestión comunitaria**, el **63%** de los operadores de servicio no tienen capacitación. Ningún sistema de gestión comunitaria dispone de asistencia técnica.

• SANEAMIENTO

Existen 72 sistemas de alcantarillado y 28 PTAR.

La cobertura rural de alcantarillado es del **55%**.

MOTIVACION Y ALCANCE DE LA INVESTIGACIÓN

La contribución de esta investigación: **inventariar** los sistemas de agua y saneamiento existentes en el sector rural del cantón, y **Evaluar su eficiencia y sostenibilidad**, dentro del marco de los Planes Maestros III de ETAPA EP.

Palabras clave:

Sostenibilidad: Capacidad de un proyecto de brindar un nivel apropiado de beneficios durante un periodo extenso de tiempo luego que la asistencia externa haya terminado.

Dotación: Cantidad de agua por día, para satisfacer las necesidades personales. (l/hab/día).

Margen Operativo: Ingresos operativos menos gastos operativos.

ICAD: Índice de calidad de agua distribuida.

ABSTRACT

OBJECTIVE

In a brief summary the purpose of this investigation is to look into the sustainability diagnostic of the drinking water and sanitation services in Cuenca rural sector.

METHOD

Field work, technical tour the drinking water and sanitation systems, administrator and operators' interviews about water systems and water quality.

RESULTS

• DRINKING WATER

This investigation identified and inventory 173 water systems.

The drinking water system **covers 91%**; the average consumption per connection is **30 m³/month (239 l/h*day)**; the distributed water **quality** index is **54%**; the service **continuity** is **84%** (20 hours/day); the average cost is **USD 2.37**; the late payment fee is **8%** and the operating range is **17%**.

Thirty six water systems have public management model, and **137** has **community management**, **63%** of service operators don't have capacitation. No one community management systems has technical assistance.

• SANITATION

There is 72 sewage systems and 28 wastewater treatment plants.

The sanitation system covers the 55% of rural sector.

MOTIVATION AND SCOPE

The investigation contributes to: inventory existing water and sanitation systems in Cuenca rural sector, and assess the sustainability and efficiency within Master plans III of ETAPA EP.

1.- INTRODUCCION

Se ha generado un amplio consenso, respecto a la importancia e incidencia directa que tiene para la **salud** de las personas y para el mejoramiento de su **calidad de vida**, una adecuada provisión y prestación de los servicios de agua potable y saneamiento.

Durante las últimas décadas: Década Internacional del Agua Potable y el Saneamiento (1981-1990), y la Declaración del Milenio (2000-2015), que condujo a los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), se obtuvieron incrementos considerables en la cobertura de los servicios; sin embargo, y a pesar de este progreso, aún existen aproximadamente **663 millones** de personas que necesitan el suministro de agua y **2.400 millones** que requieren del servicio de saneamiento a nivel mundial (CINARA EVALUACION DE LOS ODM 2015).

De la población que tiene acceso a los servicios de agua y saneamiento, no todos reciben un servicio adecuado en términos de la continuidad, la cantidad y la calidad del agua suministrada.

En muchos de los casos, los ingresos de las organizaciones responsables de la prestación del servicio no alcanzan para cubrir los gastos de O&M, las diferencias entre las responsabilidades asumidas por el sector local y sus verdaderas capacidades de gestión, han generado el inadecuado funcionamiento y hasta el abandono de las instalaciones, con la consiguiente pérdida de las inversiones realizadas.

2.- OBJETIVOS

GENERAL

Realizar un diagnóstico sobre la sostenibilidad en la prestación de los servicios de agua potable y saneamiento en el sector rural del cantón Cuenca.

ESPECIFICOS

- Inventariar los sistemas de agua y saneamiento existentes en el sector rural del cantón.
- Evaluar la eficiencia y sostenibilidad de los sistemas de agua y saneamiento en el sector

rural del cantón, analizando los factores que permiten la sostenibilidad.

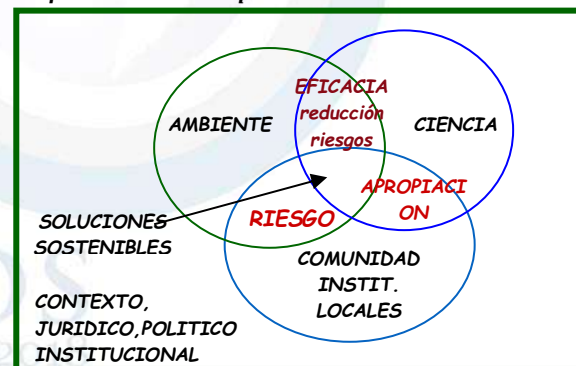
3.- MÉTODOS

Investigación de campo; recorridos técnicos a los SAPS, para realizar el catastro, evaluación y geo posicionamiento de los componentes de los sistemas: captación, plantas de tratamiento, reservas; entrevistas a los administradores y operadores de los sistemas de agua; muestreo de calidad de agua.

MARCO CONCEPTUAL

La búsqueda de soluciones sostenibles ha llevado al sector agua potable y saneamiento a comprender que sus problemas no son solamente de orden tecnológico. Que deben ser afrontados desde una visión integral e integrada, considerando que en cualquier proyecto entran en juego tres componentes fundamentales. La **comunidad** y sus formas organizativas; unas condiciones **ambientales** que determinan la disponibilidad del recurso hídrico y unas **opciones tecnológicas** fundamentadas en el conocimiento científico que facilitan a la población el acceso al recurso y su mejoramiento. Esto, dentro de un marco jurídico - político e institucional. CINARA (2000). **Gráfico N°.3.1.**

Gráfico N°.3.1 La Búsqueda de Soluciones Sostenibles



FUENTE: CINARA CITADO POR CAJAS C. 2000.

FACTORES DE SOSTENIBILIDAD.

Planificación integral: agua, saneamiento y educación en higiene.

Participación en gestión comunitaria con enfoque de género.

Selección de tecnología apropiada: construcción, O&M.

Recuperación de costos y financiamiento: cubrir los gastos de Administración, O&M.

Gestión integral de los recursos hídricos

Apoyo institucional continuo

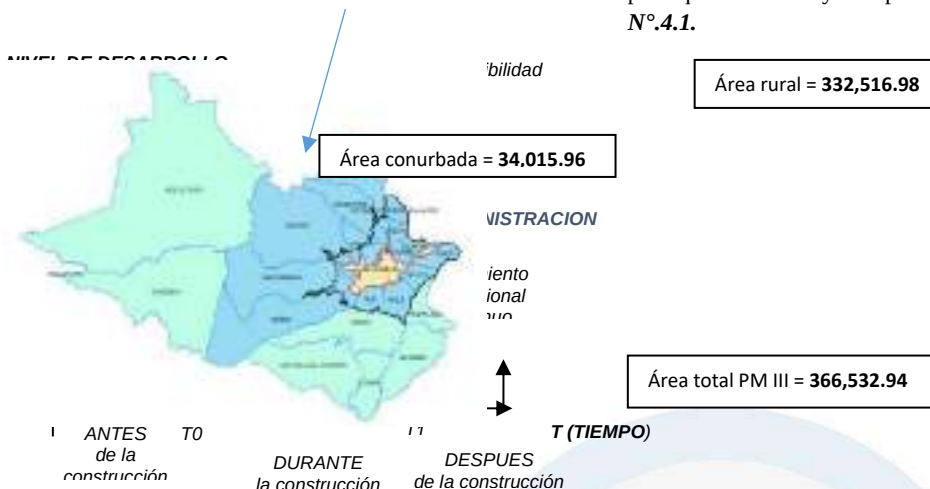


Gráfico N°.3.2 Sostenibilidad en Proyectos de Agua y Saneamiento

FUENTE: CINARA ADAPTACION EL AUTOR

Gráfico N°.4.1 Área de intervención. Planes Maestros III Cantón Cuenca.

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

4.1.- INVENTARIO DE LOS SISTEMAS DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO EN LAS 21 PARROQUIAS RURALES DEL CANTON CUENCA.

4.1.1.- UBICACIÓN AREA DE INTERVENCIÓN.

Se ubica en la región centro sur de la Provincia del Azuay. Limita al Norte con la Provincia del Cañar, al Sur con los cantones Girón, San Fernando, Santa Isabel; y, Sigsig, al este con los cantones Paute, Gualaceo y Sigsig. Al Oeste por la provincia del Guayas. Su altura media de 2.540 m.s.n.m. Ver Gráfico N°.3.3



Gráfico N°.3.3 Ubicación del cantón Cuenca

FUENTE:ETAPA,2016. EL AUTOR

4.1.2.- INVENTARIO SISTEMAS DE AGUA.

Se han identificado e inventariado 173 sistemas de agua potable en el Cantón Cuenca. Cuadro N°.4.2.2. y Gráfico N°.4.2.



Gráfico N°.4.2 Inventario de Sistemas de Agua Rurales en el Cantón Cuenca.

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

4.1.3.- INVENTARIO SISTEMAS DE ALCANTARILLADO Y PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

Se han identificado e inventariado 72 sistemas de Alcantarillado y 28 PTAR en el Cantón Cuenca. Gráfico N° 4.3, Cuadro N°.4.2.6



Gráfico N°.4.3 Ubicación de Sistemas de Agua Rurales en el Cantón Cuenca.
FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

4.2.- EVALUACION DE LA PRESTACIÓN DE LOS SERVICIOS DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO EN LAS 21 PARROQUIAS DEL CANTON CUENCA.

4.2.1. POBLACION

Según el censo de 2010 la población del cantón era de 505.585 habitantes (239.497 hombres y 266.088 mujeres).

En el área urbana residían 331.888 habitantes, y 173.697 habitantes residían en el área rural.

En el **Gráfico N° 4.2.1**, se muestra la evolución de la población del cantón por quinquenios hasta el año 2050 (Planes Maestro III).

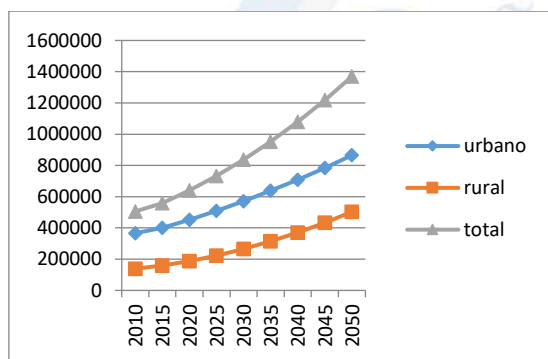


Gráfico N° 4.2.1. Evolución poblacional en quinquenios al año 2050 en el área urbana y rural del cantón.
FUENTE: ETAPA 2016. PLAN MAESTRO III. EL AUTOR

4.2.2. CUENCAS HIDROGRAFICAS EN EL CANTÓN.

Para satisfacer la demanda de agua el cantón dispone de los siguientes recursos hídricos como cuencas hidrográficas .



Gráfico N° 4.2.2. Cuencas Hidrográficas en el Cantón.

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

RÍO	Area_km2
CUENCA	55,42
JADAN	223,96
MACHANGARA	253,77
SANTA BARBARA	1,23
SIDCAY	42,73
TARQUI	475,40
TOMBAMBA	380,35
YANUNCAY	418,30
PATUL	192,06
JAGUA	164,77
MIGUIR	362,99
CHAUCHA	438,32

Cuadro N° 4.2.1 Área por cuenca hidrográfica
FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

4.2.3. AGUA POTABLE:

4.2.3.1. ASPECTOS ADMINISTRATIVOS

MODELO DE GESTIÓN

Los 173 sistemas de abastecimiento de agua potable inventariados en el Cantón, sirven a 68.699 conexiones domiciliarias. 36 sistemas, que sirven a 32.641 conexiones, son de gestión pública, 128 sistemas, que sirven a 28.996 conexiones, son de gestión comunitaria y 6 sistemas, que sirven a 6.977 conexiones, son de gestión público-comunitario. **Cuadro No 4.2.2.**

PARROQUIAS	No. Sistemas	No. Conexi	Modelo de gestión					
			Público	No. Conex.	Comunit.	No. Conex.	Público/Comunit.	No. Conex.
BAÑOS	7	10,052	1	2,536	6	7,516		
CUMBE	4	1,985			3	285	1	1,700
CHAUCHA	16	294			16	294		
CHECA	2	600	1	150	1	450		
CHIKUNTAD	4	4,080			3	3,584	1	496
LLACAO	2	1,764	2	1,764				
MOLLEURO	30	3,677	5	1,573	25	2,104		
NULTI	3	1,314	1	1,215	2	99		
OCTAVIO CORDERO	1	500	1	500				
PACCHA	6	2,447	1	2,021	5	426		
QUINGEO	26	2,450	3	749	23	1,701		
RICAUITE	1	7,100	1	7,100				
SAN JOAQUIN	10	3,283	2	2,473	8	810		
SANTA ANA	6	1,993	4	1,929	2	64		
SAYAUSI	7	3,266	1	589	5	2,506	1	171
SIDCAY	1	1,300	1	1,300				
SININCAY	8	5,127	1	1,971	6	836	1	2,320
TARQUI	18	3,743	5	2,541	13	1,202		
TURI	3	4,815	1	265	2	4,550		
EL VALLE	8	5,402	3	3,251	5	2,151		
VICTORIA DEL PORTETE	10	3,507	3	714	5	503	2	2,290
TOTAL	173	68,699	37	32,641	130	29,081	6	6,977

Cuadro N° 4.2.2 Número de Sistemas de agua, conexiones domiciliarias y modelo de gestión.

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

EDAD DE LOS SISTEMAS

Al menos **91** sistemas (54%) han cumplido su vida útil. **123** sistemas que corresponde al 71%, y abastecen a 45.151 conexiones (66% de la población servida), tienen más de 15 años de servicio, ver Gráfico N° 4.2.3.

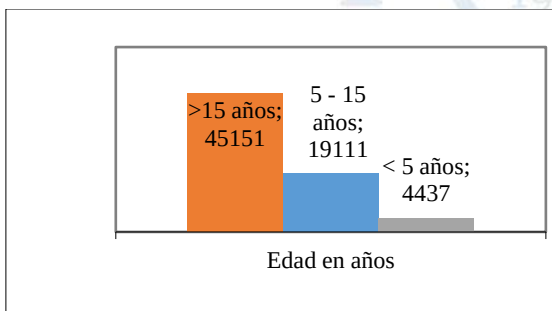
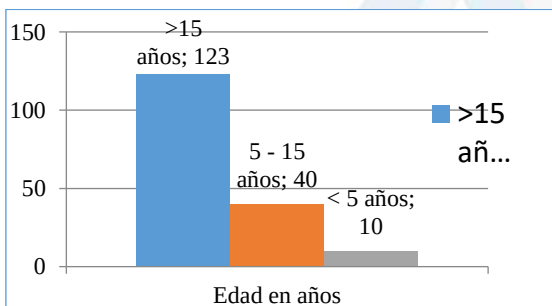


Gráfico N° 4.2.3 Edad por número y población servida de los Sistemas.

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

CAPACITACIÓN A OPERADORES

66 (38%) sistemas que sirven al 51% de la población tienen operador con alguna capacitación y 107 (62%) sistemas que sirven al 49% de la población, no tienen capacitación.

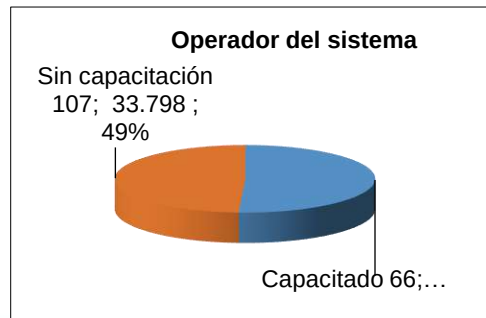


Gráfico N° 4.2.4 Número de sistemas con operadores capacitados y población servida.

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

MICROMEDICIÓN

37 sistemas con 1.951 conexiones que equivale al 3% de la población servida, no disponen de medidor; 136 sistemas con 66.748 conexiones, si disponen de medidor, y, efectúan lecturas esto equivale al 97% de la población servida. Refiérase al Gráfico N° 4.2.5.

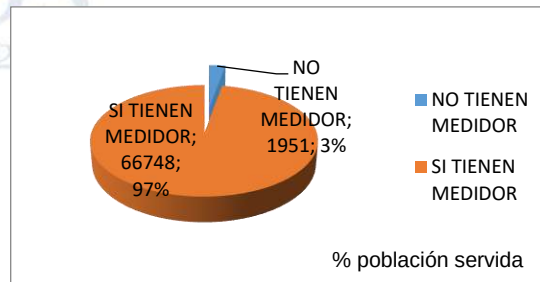
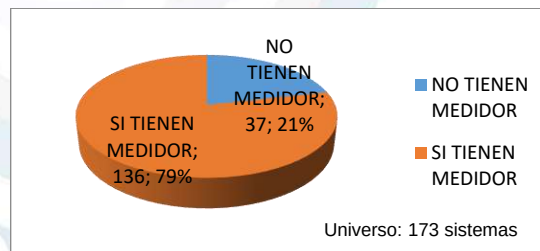


Gráfico N° 4.2.5. Número de sistemas con micro medición y población servida.

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

4.2.3.2. ASPECTOS FINANCIEROS

Costos de O&M: en 49 sistemas que representan el 28%, son iguales a los ingresos; en 116 sistemas que

representan el 67%, son menores a los ingresos; y, en 8 sistemas que representan el 3% son mayores a los ingresos.

Esta situación se refleja en el Indicador Margen Operativo, El promedio del Margen Operativo para el cantón Cuenca es del **21%**, ver Cuadro N° 4.2.3.

En cuanto a la morosidad, el promedio en el cantón es **8%**. Los promedios parroquiales, y, cantonal, se observa en el **Cuadro N° 4.2.3.**

Cuadro 4.2.3. Indicadores Financieros: Margen Operativo y Morosidad en los sistemas rurales del cantón Cuenca

PARROQUIAS	MARGEN OPERATIVO %	MOROSIDAD %
BAÑOS	40%	10%
CUMBE	30%	9%
CHAUCHA	1%	1%
CHECA	-30%	4%
CHIQUINTAD	54%	12%
LLACAO	29%	2%
MOLLETURO	-2%	2%
NULTI	20%	1%
OCTAVIO CORDERO	43%	2%
PACCHA	25%	29%
QUINGEO	25%	15%
RICAUURTE	24%	1%
SAN JOAQUIN	20%	7%
SANTA ANA	12%	1%
SAYAUSI	58%	18%
SIDCAY	55%	3%
SININCAY	29%	11%
TARQUI	35%	10%
TURI	4%	7%
EL VALLE	-44%	19%
VICTORIA DEL PORTETE	18%	8%
CANTON	21%	8%

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR.

El promedio de la tarifa básica en el cantón es de **2.37 USD**, los promedios por parroquia se observan en el **Cuadro N° 4.2.5.**

La facturación es mensual en 140 sistemas (81%), es trimestral en 12 sistemas (7%), es semestral en 1 sistema (1%), es anual en 6 sistemas (3%), y, no cobran en 14 sistemas (8%).

El costo promedio del derecho de agua en el Cantón es de **261.72 USD**.

4.2.3.3. ASPECTOS TÉCNICOS

Relacionados a la eficiencia en la prestación del servicio se miden indicadores de: Cobertura, Cantidad, Calidad, Continuidad, Costos, adicionalmente se analizará la Infraestructura Física de los sistemas de agua, es decir sus partes constitutivas.

PARROQUIAS	COBERTURA	CANTIDAD lit/hab*día	CALIDAD	CONTINUIDAD	COSTOS (tarifa) US
BAÑOS	92%	268	57%	100%	3.67
CUMBE	99%	122	63%	81%	2.00
CHAUCHA	85%	791	50%	84%	0.25
CHECA	97%	288	100%	100%	3.00
CHIQUINTAD	97%	214	88%	94%	3.25
LLACAO	99%	342	100%	100%	7.65
MOLLETURO	94%	184	50%	91%	0.70
NULTI	72%	120	67%	100%	4.08
OCTAVIO CORDERO	91%	242	100%	100%	4.00
PACCHA	93%	226	58%	74%	4.63
QUINGEO	86%	75	40%	78%	2.03
RICAUURTE	99%	183	100%	100%	9.25
SAN JOAQUIN	98%	238	57%	85%	3.13
SANTA ANA	98%	147	51%	63%	2.17
SAYAUSI	97%	300	50%	100%	3.20
SIDCAY	93%	239	100%	100%	4.00
SININCAY	97%	330	57%	98%	2.89
TARQUI	95%	163	64%	82%	3.29
TURI	97%	243	67%	89%	4.75
EL VALLE	96%	159	57%	78%	3.46
VICTORIA DEL PORTETE	92%	207	40%	88%	1.92
CANTON	91%	239	54%	84%	2.37

Cuadro 4.2.5. Promedios Parroquial y Cantonal de Indicadores Técnicos (Eficiencia/Nivel De Servicio)

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

COBERTURA

37 sistemas públicos, con un total de 32.641 conexiones domiciliarias, abastecen al 47.5% de la población. 136 sistemas comunitarios con un total de 36.058 conexiones domiciliarias, y, abastecen al 52.5% de la población.

La cobertura promedio Cantonal es del **91%**, los promedios de cobertura parroquiales y cantonal se indican en el **Cuadro N° 4.2.5.**

CANTIDAD

La cantidad de agua en las fuentes de abastecimiento de los sistemas rurales suman **884 l/seg.**

El consumo promedio por conexión en el cantón es de **30 m3/mes.** Este consumo promedio corresponde a una dotación de **239 l/hab*día**, valor que está por encima de la propuesta de los Planes Maestro III de 180 l/hab*día.

Según la proyección poblacional rural del cantón Cuenca para el año 2.050 habrán 502.781 hab., para una dotación de 180 litros/hab*día se requerirá de un caudal de **1.362 l/s.**

En el Cuadro N° 4.2.5 se puede apreciar las dotaciones promedio parroquial y cantonal.

CALIDAD

En la mayoría de los sistemas comunitarios, el agua distribuida no cumple los parámetros de calidad exigidos por la norma INEN 1108.

El 43% (74 sistemas que abastecen al 87% de la población servida), tienen algún tipo de tratamiento (procesos unitarios de tratamiento), mientras que el 57% (99 sistemas que abastecen al 13% de la población servida) no tienen ningún tipo de tratamiento. **Gráfico N° 4.2.7.**

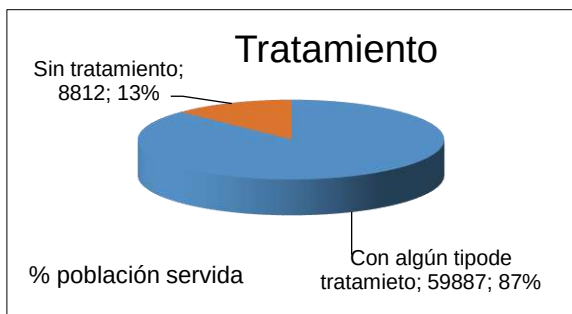
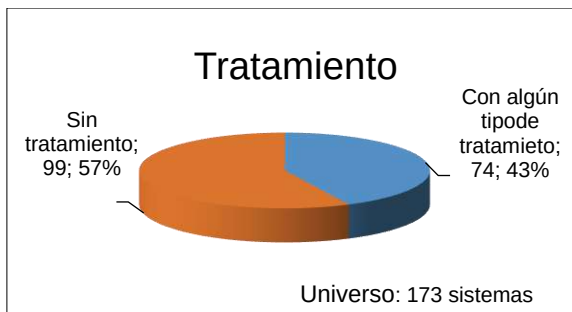


Gráfico 4.2.7. Sistemas de agua con y sin tratamiento.
FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

En el 69% de sistemas no se realiza la desinfección.

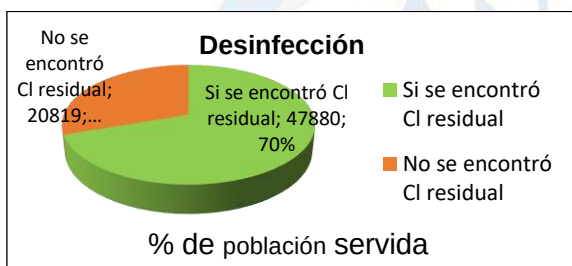
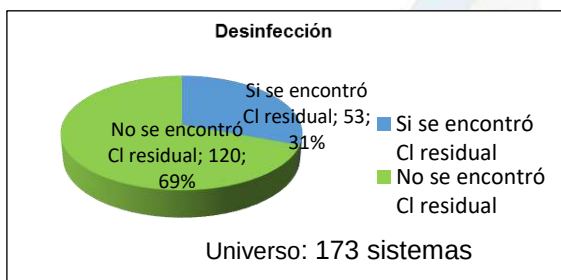


Gráfico 4.2.8. Sistemas de agua con y sin desinfección
FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

El índice de calidad de agua distribuida promedio en el Cantón es de **54%**. Ver **Cuadro N°4.2.5**.

CONTINUIDAD

La continuidad promedio cantonal es de **84%**. Ver **Cuadro N° 4.2.5**.

COSTO/TARIFAS

El 19% correspondientes a 32 sistemas que sirven al 31% de la población, pagan a ETAPA EP y el 81% correspondientes a 138 sistemas que sirven al 69% de la población, pagan a las JAAP.

En el **Cuadro N°4.2.5**, se muestra el valor de la tarifa promedio en cada Parroquia y su promedio cantonal (**2.37 USD**).

INFRAESTRUCTURA FÍSICA.

• CAPTACIONES.

81 sistemas que corresponden al **47%** tienen captaciones de agua Subterráneas, y **92** sistemas que corresponden al **53%** son de fuentes superficiales.

El caudal total disponible en las fuentes es de aproximadamente **1389 l/seg**. Mientras que el caudal tratado es de **884 l/seg**.

• CONDUCCIONES.

Todos los sistemas tienen conducciones a presión con tuberías de diámetros que van desde 32 mm hasta 250 mm. La longitud total de conducciones se aproxima los **469 km**.(datos no medidos).

• PLANTAS DE TRATAMIENTO.

46 sistemas (27%), tienen plantas tipo FiME. **28** sistemas (16%) tiene planta de tratamiento convencional, y, **99** sistemas (57%), no tienen ningún tipo de tratamiento.

85 sistemas que equivale al 49% tienen implementada la unidad de desinfección, y **88** sistemas que equivalen al 51% no tienen unidad de desinfección. De los que tienen la unidad de desinfección, **31** sistemas es decir el 36% utilizan para desinfección hipoclorito de sodio, **21** sistemas que equivale al 25%, utilizan hipoclorito de calcio, y, **33** sistemas que equivale al 39% utiliza cloro gas.

Sin embargo se constató que solo **53** sistemas que equivalen al **31%** registran cloro residual en la red de distribución.

• TANQUES DE RESERVA

Todos los sistemas disponen de tanques de reserva, existen en total **43.298 m3** instalados en el cantón: **13.530 m3 ETAPA**; y, **29.768 m3 JAAP**.

La mayoría de los tanques se encuentran en buen estado.

• REDES DE DISTRIBUCIÓN

Todos los sistemas tienen redes de distribución a presión con tuberías de diámetros que van desde 20 mm hasta 160 mm. Predominando diámetros de 63 mm.

4.2.4 SANEAMIENTO

4.2.4.1. ASPECTOS ADMINISTRATIVOS

MODELO DE GESTIÓN

Los 72 sistemas de alcantarillado y sus 28 PTAR inventariados en el sector rural del Cantón, que sirven a 39.347 conexiones domiciliarias, son de gestión pública. **Cuadro No 4.2.6.**

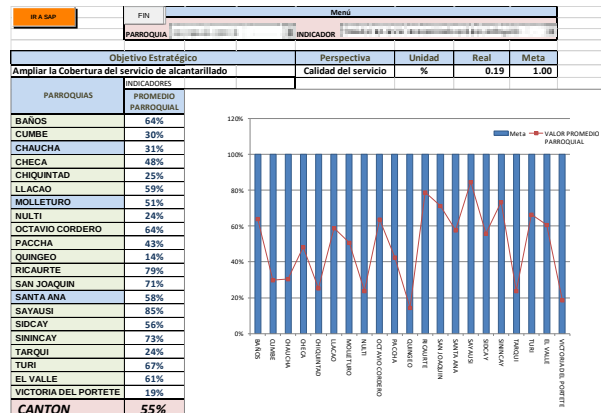
PARROQUIAS	No. Sistemas	No. Conexiones de alcantarillado	No. PTAR
BAÑOS	6	6,975	-
CUMBE	1	600	-
CHAUCHA	2	105	3
CHECA	2	300	2
CHIKUINTAD	3	1,060	2
LLACAO	2	1,051	2
MOLLETURO	8	1,990	1
NULTI	1	326	-
OCTAVIO CORDERO	1	350	1
PACCHA	3	1,117	-
QUINGEO	3	357	3
RICAUARTE	1	5,680	1
SAN JOAQUIN	8	2,393	1
SANTA ANA	3	1,170	4
SAYAUSI	7	2,847	-
SIDCAY	1	780	1
SININCAY	8	3,881	-
TARQUI	6	942	2
TURI	2	3,316	1
EL VALLE	2	3,394	1
VICTORIA DEL PORTETE	2	713	3
TOTAL	72	39,347	28

Cuadro 4.2.6. Sistemas de Alcantarillado y conexiones domiciliarias y PTAR por parroquia

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

COBERTURA

La cobertura cantonal promedio de alcantarillado es de 55%. Ver **Cuadro N° 4.2.7.**



Cuadro 4.2.7. Promedios Parroquial y Cantonal de cobertura de alcantarillado.

FUENTE: ETAPA 2016. EL AUTOR

4.2.4.2. ASPECTOS FINANCIEROS

TARIFAS Y COSTOS

En general la tarifa por el servicio de alcantarillado está indexada a la planilla por consumo de agua potable y se cobra en función del consumo de agua, en los sectores que no tienen el servicio de agua potable Administrado por ETAPA EP, no se puede recaudar por este servicio.

La baja recaudación, hace que la mayor parte de los costos de O&M, de los sistemas de alcantarillado y las PTAR, deban ser **subsidiados** por ETAPA EP, lo que afecta a la sostenibilidad económica y técnica de los sistemas

4.2.4.3. ASPECTOS TÉCNICOS

La dispersión de los asentamientos, ha dificultado la implementación de sistemas de alcantarillado, por lo que en las comunidades alejadas de los centros parroquiales se ha implementado, para la eliminación de excretas, letrinas, Unidades Básicas Sanitarias (UBS), con pozos sépticos.

La mayoría de las PTAR, constan de: una fosa séptica y de un filtro anaerobio.

5. CONCLUSIONES:

ASPECTOS ADMINISTRATIVOS

El agua distribuida en la mayoría de los SAP no cumplen estándares de calidad – Norma INEN 1108-, a pesar que en: cobertura, cantidad y continuidad del servicio están relativamente bien.

Los administradores de las JAAP no están capacitados para asumir las responsabilidades a ellos asignadas.

La sostenibilidad de los sistemas están en riesgo pues no existe un organismo que brinde asistencia técnica permanente a las JAAP.

ETAPA EP deberá implementar un Programa de Seguimiento y Control (Asistencia Técnica) que garantice una prestación eficiente de los servicios de agua potable y saneamiento.

Se requiere fortalecer las capacidades locales en temas como: O&M, administración, educación sanitaria, uso adecuado del agua, cuidado y protección de fuentes hídricas.

ASPECTOS FINANCIEROS

Los pliegos tarifarios no responden a un plan de O&M técnicamente elaborado, por lo que a pesar de tener un MO positivo y una baja morosidad sin embargo los recursos son insuficientes.

Se requiere calcular los costos de O&M de forma técnica con la estructuración de manuales específicos, y los pliegos tarifarios deben responder a costos de eficiencia de cada sistema

ASPECTOS TÉCNICOS

Los operadores de los sistemas de gestión comunitaria, no están capacitados para asumir las tareas de O&M.

Las Plantas (FiME) están descuidadas y en proceso de deterioro, con el agravante que 9 presentan problemas de diseño

No se disponen manuales de O&M.

No se realiza un seguimiento de la calidad del agua distribuida por parte de los operadores del servicio comunitario.

Implementar un programa de rehabilitación de los SAP cuya vida útil ha terminado o está por terminar, así como de aquellos que tienen problemas de diseño. Este programa deberá considerar las obras de protección de fuentes hídricas.

Implementar un plan de manejo integral de las cuencas hidrográficas que garanticen la disponibilidad actual y futura del recurso hídrico.

6. REFERENCIAS:

ETAPA EP. (2015) *Cartografía Digital del Cantón Cuenca*. Cuenca-Ecuador.

ETAPA EP. (2016) “*Estudio poblacional para el cantón Cuenca*”. Plan Maestro III. Cuenca-Ecuador
Cajas C. CAMAREN (2000) “*Introducción a la Gestión Local de los Sistemas de Agua Potable*”. Quito-Ecuador

SENAGUA. (2012) *Inventario de las concesiones vigentes de agua en la demarcación del río Santiago*. Cuenca-Ecuador.

[00405] CONFLICTO NORMATIVO ENTRE COMPETENCIAS MUNICIPALES Y NORMAS DE RESPONSABILIDAD AMBIENTAL EN LA GESTIÓN DE DESECHOS PELIGROSOS

DR. PAULO CESAR GÁRATE RODRÍGUEZ MGS.

Institución: Universidad Católica de Cuenca

paolo_cgr@yahoo.com

PALABRAS CLAVE: RESPONSABILIDAD,
COMPETENCIAS, DESECHOS SÓLIDOS.

competition that, due to its operative and legal
incapacity, has not yet been assumed.

ABSTRACT:

In the Country, with the expedition of COOTAD, it corresponds to the Decentralized Autonomous Governments to assume the competence established in Art. 55 literal d) of the Organic Code of Territorial Organization; moreover, in the practice several conflicts have been generated, even with the issuance of legal criteria that limit the execution of contracting processes of hazardous waste managers to public entities, since said competence is exclusive of the GAD; however, it is to consider based on the defense of the environment and health, as constitutionally protected rights, that it is not yet possible to generate limitations for public entities, while the GADs are disabled for the provision of the service, because they have not obtained the Environmental License and, therefore, they have not accredited the operational capacity to assume the competence to manage hazardous solid waste; If the criterion is applied, which in the case of the Ministry of Public Health, has already generated conflict, regarding that: "" The contracting of Environmental Managers by the Ministry of Public Health is not appropriate, as it is the exclusive competence of the Governments Municipal Decentralized Autonomous ", could reflect on what would be the process to comply with the law, the responsibilities set forth in Article 88 of Agreement 061 REFORMS BOOK VI OF THE UNIFIED TEXT OF SECONDARY LEGISLATION OF THE MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, article that does not frees Health Establishments, as incumbent generators and responsible for the management of hazardous and / or special wastes, from the inalienable responsibility of delivering the waste that it generates, only to managers that have an environmental license, in order to comply with the collection, transport, treatment and final disposal process; particularity that is not excusable under the criterion that GAD2 "S does not provide this service, despite the fact that it constitutes a

SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

INTRODUCCIÓN:

En el País, con la expedición del Còdigo Orgànico de Organización Territorial (COOTAD), corresponde a los Gobiernos Autonomos Decentralizados, asumir la competencia establecida en el Art. 55 literal d) de la referida norma; esto es, la recolección, transporte, tratamiento y disposición final de desechos; no obstante, asumir esta competencia, implica comprometer recursos que permitan a una municipalidad, contar con todo un sistema de gestión, particularidad que ha representado para dichas entidades, una meta de difícil cumplimiento, por la falta de presupuesto y capacidad técnica que el proceso exige, más aún, cuando sus funciones en la Ley de Régimen Municipal, derogada por el COOTAD, se limitaban conforme el artículo 14, numeral 16, a prevenir y controlar la contaminación del medio ambiente en coordinación con las entidades afines.

Este antecedente, genera diversos conflictos técnicos y jurídicos aún en discusión, al punto que entidades públicas en su momento, han resuelto la no contratación de gestores de desechos, toda vez, que como he recalado, dicha competencia, de conformidad con la norma vigente, es excluyativa del GAD; y, es la referida entidad, la que debe establecer la dinámica de gestión integral; sin embargo, es de considerar, en base a la defensa del medio ambiente y la salud, que la obligación normativa de asumir dicha competencia, en la práctica, tiene multiples limitaciones que hacen imposible cumplir responsablemente con la gestión de desechos, la no acreditación de una licencia ambiental es la principal, pues ello inhabilita al GAD, para la prestación del servicio, en razón de que no ha justificado la capacidad operativa para asumirla, especialmente de manejo de desechos sólidos peligrosos.

Como referencia de lo enunciado, cabe destacar el criterio jurídico expedido por funcionarios

del Ministerio de Salud Pública (MSP); el cual ya oportunamente, generó un conflicto, al concluir que: **“No es procedente la contratación de los Gestores Ambientales por parte del Ministerio de Salud Pública, por ser competencia exclusiva de los Gobiernos Autónomos Desconcentrados Municipales”**; sobre esta base, cabría reflexionar, si el criterio emitido, tiene o no una base sustentable, y, de ser así, qué va a suceder con las responsabilidades civiles, administrativas y penales derivadas de la inobservancia de los procesos de gestión de desechos peligrosos, considerando, que el artículo 88 del Acuerdo 061 que Reforma el Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, no libera a los Establecimientos de Salud, como generadores titulares y responsables del manejo de los desechos peligrosos y/o especiales, de la responsabilidad irrenunciable de entregar los desechos que genera, únicamente a gestores que cuenten con licencia ambiental, a fin de que cumplan con el proceso de recolección, transporte, tratamiento y disposición final; particularidad que no es excusable bajo el criterio de que los GAD’S no prestan dicho servicio, pese a que constituye una competencia que por su incapacidad operativa, aún no ha sido asumida.

Al no existir la capacidad operativa de la mayoría de los GAD’S en el País, para asumir esta competencia; es necesario que las entidades rectoras en materia de salud y ambiente, emitan las resoluciones pertinentes, a fin de determinar con claridad, los casos en los que, los establecimientos de salud, pueden contratar con gestores externos que cuentan con las respectivas Licencias Ambientales la gestión integral de desechos peligrosos, que incluya las fases de: recolección, transporte, tratamiento y disposición final de los mismos; teniendo en cuenta que existen antecedentes técnicos y legales que justifican la procedencia de la contratación pública con gestores externos, en consideración a las disposiciones legales contenidas en: Artículo 6 de la Ley Orgánica de Salud; artículo 10 de la Ley de Prevención y Contaminación; artículo 1 y 2 del Reglamento Integral para Gestión Integral de Desechos Sanitarios; principio “de la Cuna a la Tumba”, consagrado en el Acuerdo Ministerial Nro. 061 que reforma el LIBRO IV DEL TEXTO UNIFICADO DE LA LEGISLACIÓN SEGUNDARIA.

Debe considerarse por las entidades, que el mantener este conflicto normativo, genera dudas de los funcionarios públicos, relativas a las siguientes inquietudes: cuál sería la norma a aplicar para proceder con la recolección, transporte, tratamiento y disposición final de desechos sólidos peligrosos, considerando que como servidores públicos, son responsables solidarios de conformidad con los principios ambientales de **“quien contamina paga”**, y **“de la cuna a la tumba”**; principios consagrados en tratados internacionales y en la normativa ambiental vigente en el país; y, además, cuáles serían las actuaciones administrativas para limitar la responsabilidad administrativa, penal y civil

de no proceder con la contratación de gestores de desechos peligrosos.

OBJETIVOS:

1. Determinar si es procedente que los Establecimientos de Salud, dependientes del Ministerio de Salud Pública, previas las formalidades determinadas en la Ley Orgánica del Sistema Nacional de Contratación Pública, su Reglamento General y normas conexas; contrate Gestores Ambientales externos amparados por la ley, para la gestión integral de desechos peligrosos que incluyen las fases de: recolección, transporte, tratamiento y disposición final de los mismos;
2. Determinar, quien asume la responsabilidad de gestión de desechos en los casos en que, los GAD’S que no cuentan con Licencia Ambiental; y, no han asumido la competencia conforme lo dispuesto en el literal d) del Art. 55 del COOTAD, en concordancia con el Art. 100 de la Ley Orgánica de Salud.

METODOLOGÍA

Para el presente trabajo, se aplicará el método deductivo, como método científico que permite llegar a la conclusión en relación con el análisis de los preceptos constitucionales y legales vigentes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN:

La recolección, transporte, tratamiento y disposición final de desechos, constituyen un servicio público que si bien es de competencia exclusiva y responsabilidad de los Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales, conforme así lo disponen los artículos 55 letra d) del COOTAD, en concordancia con los artículos 100 y 103 inciso segundo de la Ley Orgánica de Salud; es de observar, que dicha competencia está anclada a una política pública nacional supeditada a las disposiciones normativas de la Autoridad Sanitaria Nacional, conforme lo regula la Ley Orgánica de Salud, en su Artículo 99, que dice: *“La autoridad sanitaria nacional, en coordinación con los municipios del país, emitirá los reglamentos, normas y procedimientos técnicos de cumplimiento obligatorio para el manejo adecuado de los desechos infecciosos que generen los establecimientos de servicios de salud, públicos o privados, ambulatorio o de internación, veterinaria y estética”*; en consecuencia, la reglamentación a través de la cual se establecen los procedimientos técnicos para la recolección, transporte, tratamiento y disposición final de los desechos sanitarios peligrosos, al provenir de una disposición legal con carácter constitucional y orgánica, no se constituye en una normativa de inferior jerarquía que genere conflicto con el COOTAD;

Cuando se trata del análisis de las competencias de los Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales, debemos partir de la visión constitucional, de aplicar tal descentralización de manera “obligatoria y progresiva”, así lo contempla el artículo 239 de la Constitución; y, tal “progresividad” implica una tolerancia en el tiempo, que representa la responsabilidad de generar las garantías técnicas, operativas, legales y ambientales que hagan posible una transferencia responsable y ejercicio pleno de la competencia, más aún cuando se trata de una política de salud pública y protección del medio ambiente; esta visión se recoge con claridad en el artículo 136 del Código Orgánico de Organización Territorial Autonomía y Descentralización (COOTAD), que establece: “De acuerdo con lo dispuesto en la Constitución, el ejercicio de la tutela estatal sobre el ambiente y la corresponsabilidad de la ciudadanía en su preservación, se articulará a través de un sistema nacional descentralizado de gestión ambiental, que tendrá a su cargo la defensorio del ambiente y la naturaleza a través de la gestión concurrente y subsidiaria de las competencias de este sector, con sujeción a las políticas, regulaciones técnicas y control de la autoridad ambiental nacional, de conformidad con lo dispuesto en la ley...

...Para otorgar licencias ambientales, los gobiernos autónomos descentralizados municipales podrán calificarse como autoridades ambientales de aplicación responsable en su cantón. En los cantones en los que el gobierno autónomo descentralizado municipal no se haya calificado, esta facultad le corresponderá al gobierno provincial (...) “

Como se observa de la norma citada, la competencia en el tema de medio ambiente y por ende del manejo de desechos sólidos, no opera en forma directa, requiere que los GAD's Municipales acrediten tener la capacidad operativa, técnica y legal para asumir dicha competencia; y, en el caso que nos ocupa, tal acreditación, está sujeta a un procedimiento que lleva implícita la obligación legal de los GAD's Municipales de obtener previamente la licencia ambiental, así lo regula el artículo 85 del Acuerdo 061 que REFORMA EL LIBRO VI DEL TEXTO UNIFICADO DE LEGISLACIÓN SECUNDARIA DEL MINISTERIO DEL AMBIENTE; dicha licencia ambiental, constituye conforme lo dispone la Ley de Gestión Ambiental: una “autorización que otorga la autoridad competente a una persona natural o jurídica, para la ejecución de un proyecto, obra o actividad. En ella se establecen los

requisitos, obligaciones y condiciones que el beneficiario debe cumplir para prevenir, mitigar o corregir los efectos indeseables que el proyecto, obra o actividad autorizada pueda causar en el ambiente.”; es de tener en cuenta, sobre esta base, que el Art. 269 de la Constitución al establecer el sistema nacional de competencias, reconoce la conformación de una organismo técnico que regule el procedimiento de transferencia de las competencias, tal organismo, hoy representado en el Consejo Nacional de Competencias, expidió la Resolución No. 0005-CNC-2014, la cual establece en el articulado pertinente lo siguiente:

Artículo 4: “Rectoría nacional. En el marco de la competencia de gestión ambiental, corresponde al gobierno central, a través de la entidad rectora del sector, la definición de la política pública nacional ambiental.”

Artículo 6: “Regulación nacional. En el marco de la competencia de gestión ambiental, corresponde al gobierno central, a través de la entidad rectora del sector, las siguientes actividades de regulación de ámbito nacional:

1. Generar normas y procedimientos para el Sistema Único de Manejo Ambiental, la evaluación de impactos ambientales, los permisos ambientales y demás procedimientos generales de aprobación de estudios de impacto ambiental, la evaluación de riesgos, los planes de manejo, los sistemas de monitoreo, los planes de contingencia y mitigación, y las auditorías ambientales.

4. Elaborar normativa técnica para la gestión integral de desechos sólidos.

Artículo 7: “Control nacional- En el marco de la competencia de gestión ambiental corresponde al gobierno central, a través de la entidad rectora del sector, las siguientes actividades de control de ámbito nacional:

1. Otorgar licencias ambientales en el caso de que los gobiernos autónomos descentralizados provinciales o municipales y metropolitanos, no se hayan acreditado como autoridad ambiental de aplicación responsable, de conformidad con el Sistema Único de Manejo Ambiental.

4. Otorgar licencias ambientales a los gobiernos autónomos descentralizados provinciales que ejecuten por administración directa obras que requieran de licencia ambiental.

En relación concreta a la problemática, resta analizar si las disposiciones constantes en las reglamentaciones y resoluciones expedidas por los entes Rectores en materia ambiental, facultados por la Constitución y la Ley para hacerlo, entran en conflicto o no con las competencias determinadas en el COOTAD; para tal efecto, es preciso considerar lo siguiente:

La Ley Orgánica de Salud, desde el 2006, ya establece que: la recolección, transporte, tratamiento y disposición final de desechos, es responsabilidad de los municipios de acuerdo con las leyes, reglamentos y ordenanzas que se dicten para el efecto. La Constitución del 2008, reconoce a los GAD's, en el artículo 240, la facultad legislativa en el ámbito de sus competencias y jurisdicción; y, esta facultad, les permite expedir las ordenanzas que consideren necesarias para la consecución de sus fines.

La propia Constitución (Art. 264 núm. 4), ya en relación con las competencias, confiere a los GAD's Municipales, como competencia exclusiva, el manejo de desechos sólidos y actividades de saneamiento ambiental, competencia que con posterioridad, en el año 2010, con la expedición del Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización COOTAD, fue ratificada en el Art. 55 literal d);

El Artículo 136 del COOTAD, al tratar la tutela estatal sobre el ambiente, si bien reconoce la descentralización, ancla la planificación a la rectoría ambiental nacional; y, ello es importante comprender, por la incidencia de los Ministerios Rectores en materia normativa.

El Acuerdo Ministerial 026 del 12 de Mayo del 2008, expedida por el Ministerio del Ambiente, requiere de una licencia ambiental para poder prestar el servicio (Art. 2 y 3), licencia que es exigida incluso a las entidades públicas, y que al no poseerla genera una condición que suspende la capacidad de asumir una competencia ambiental. Esta norma guarda relación y concordancia con el artículo 85 del Acuerdo 061.

EL REGLAMENTO INTERMINISTERIAL PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE DESECHOS SANITARIOS, expedido por el MAE y el MSP mediante Acuerdo No. 00005186, el 29 de octubre de 2014 y publicada en el registro oficial 379 del 20 de Noviembre de 2014, tiene aplicación nacional y es de cumplimiento obligatorio para todas las personas naturales, jurídicas, públicas, privadas, nacionales y extranjeras responsables de la generación, almacenamiento, recolección, transporte, tratamiento y disposición final de los desechos sanitarios en todo el territorio nacional. Esta norma, permite a los GAD'S Municipales ejecutar la actividad ya sea por gestión directa, contando con el permiso ambiental respectivo, o a través de gestores externos, bajo la responsabilidad

del Gobierno Municipal; así lo establece el artículo 5, numeral 1; sin embargo, cuando dicha potestad no ha sido ejercida, cuando tales servicios no son prestados directamente por los GAD's Municipales, o lo que es peor los prestan sin contar con la licencia ambiental exigida en la normativa ambiental ecuatoriana, no puede el generador de desechos suspender sus responsabilidades respecto de la gestión de los mismos, por cuanto existe una responsabilidad superior establecida como política pública, y que se destacan en la REFORMA AL LIBRO VI DEL TEXTO UNIFICADO DE LEGISLACIÓN SECUNDARIA DEL MINISTERIO DEL AMBIENTE, expedida mediante Acuerdo Ministerial 061, publicado en la edición especial del Registro Oficial número 316 del lunes 4 de Mayo de 2015; norma, que tiene su base en los principios de “quien contamina paga”, y “de la cuna a la tumba”, (Art. 88. Acuerdo 061).

El Acuerdo Ministerial 061 que se expide en el año 2015, advierte las responsabilidades de los generadores de desechos (Art. 88 lit. g), y recalca la obligación de entregar los desechos peligrosos para su adecuado manejo, únicamente a personas naturales o jurídicas que cuenten con el permiso ambiental correspondiente emitido por la Autoridad Ambiental Nacional, o por la Autoridad Ambiental de Aplicación Responsable.

CONCLUSIÓN:

En base a este antecedente, es procedente la contratación de servicios de gestores externos de desechos peligrosos, por parte de los Establecimientos de Salud dependientes del Ministerio de Salud Pública, para cumplir con los procesos de recolección, transporte, tratamiento y disposición final de desechos sanitarios peligrosos; contratación que debe operar siguiendo los procedimientos de contratación pública, justificando en la motivación de los pliegos, la incapacidad de hacerlo a través del GAD Municipal, por cuanto éste no cuenta con licencia ambiental y capacidad operativa para la prestación del servicio.

BIBLIOGRAFÍA:

- Constitución de la Republica.
- Convenio de Basilea.
- Código Orgánico de Organización Territorial.
- Ley de Gestión Ambiental
- Ley Orgánica de Salud
- El Acuerdo Ministerial 026
- Acuerdo 061
- Acuerdo No. 00005186, Reglamento Interministerial para la Gestión Integral de Desechos Sanitarios.

[00406] MONITOREO DE INTERCEPTORES, TANQUES DE RESERVA Y PRESIONES EN ETAPA EP

JOSUE LARRIVA¹; CARLOS JAVIER FERNANDEZ DE CORDOVA WEBSTER²; PAUL IVAN CALLE ORDOÑEZ³

ETAPA EP

jlarriva@etapa.net.ec¹; jfernand@etapa.net.ec²; pcalle@etapa.net.ec³

Resumen

El monitoreo es un elemento clave en la operación y mantenimiento de sistemas de agua potable y saneamiento, así también genera información importante para la planificación y diseño de nuevos proyectos. La empresa ETAPA EP es la responsable de prestar los servicios de agua potable y saneamiento en la ciudad de Cuenca, para brindar estos servicios básicos con la mejor calidad y a entera satisfacción de la población, la institución ha tenido que estar desarrollándose e innovando constantemente. En los últimos años el monitoreo de los sistemas de agua potable y saneamiento que tiene ETAPA EP ha crecido considerablemente, en este trabajo se presenta un resumen de la labor realizada por la Gerencia de Agua Potable y Saneamiento, a través de la Subgerencia de Operaciones, para monitorear los interceptores, los tanques de reserva de los sistemas Chulco y Culebrillas y las presiones de los sectores de distribución del sistema de agua potable Tomebamba que se abastece de la Planta de Tratamiento de El Cebollar.

Palabras clave: Monitoreo, interceptores, presiones, tanques de reserva.

Abstract

Monitoring is a key element in the operation and maintenance of drinking water and sanitation systems, as well as generating important information for the planning and design of new projects. The company ETAPA EP is responsible for providing drinking water and sanitation services in the city of Cuenca, to provide these basic services with the best quality and to the entire satisfaction of the population, the institution has had to be constantly developing and innovating. In recent years, the monitoring of the drinking water and

sanitation systems of ETAPA EP has grown considerably. This work presents a summary of the work done by the Drinking Water and Sanitation Management, through the Operations Manager, to monitor the interceptors, the reserve tanks of the Chulco and Culebrillas systems and the pressures of the sectors of distribution of the Tomebamba potable water system that is supplied by the El Cebollar Treatment Plant.

Keywords: Monitoring, interceptors, pressures, reserve tanks.

Introducción

La ciudad de Cuenca de la provincia del Azuay en el Ecuador se encuentra en la cordillera de los Andes a 2550 m.s.n.m., ubicada geográficamente entre las coordenadas 2°39' a 3°00' de latitud sur y 78°54' a 79°26' de longitud oeste (Universidad de Cuenca, 2013), está atravesada por varios cursos de agua, siendo los principales el Machángara, Tomebamba, Tarqui y Yanuncay. De acuerdo con el Censo de Población y Vivienda realizado por el Instituto Ecuatoriano de Estadísticas y Censos en el año 2010, la ciudad tiene 505 585 habitantes.

En la ciudad de Cuenca, la Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Cuenca - ETAPA EP realiza la Gestión Integral del Recurso Hídrico de manera exitosa desde 1968. Integrando los procesos de Protección de Fuentes Hídricas, Captación, Potabilización, Distribución y Tratamiento de Aguas Residuales para garantizar su devolución a la naturaleza en condiciones óptimas.

Uno de los componentes más importantes en esta gestión integral del recurso hídrico es el monitoreo de los distintos procesos.

En el año 1997 el Cuerpo Suizo de Socorro (CSS) a través del proyecto denominado PRECUPA diseñó e implementó la Red Hidrometeorológica Unificada de la cuenca del río Paute (RHUP), esta red se entregó a ETAPA EP su operación y mantenimiento (Larriva y Fernández de Córdova, 2014).

Se instalaron dieciocho (18) estaciones hidrológicas, pluviométricas y mixtas, ubicadas respectivamente, en la salida, parte alta y media de las cuencas de los ríos Tomebamba,

Machángara, Yanuncay, Tarqui, Cuenca, Burgay y Gualaceo, que permiten obtener mediciones de variables hidrometeorológicas con intervalos de tiempo menores de una hora. De estas estaciones, nueve transmiten la información cada cuatro horas vía radio señal VHF, las otras nueve (9) no cuentan con sistema de transmisión de datos, por lo que la información se descarga de forma manual.

En los años 2014 y 2015 se modernizó y amplió la RHUP o red hidrometeorológica de ETAPA EP, actualmente cuenta con 60 estaciones, 40 de ellas con transmisión casi en tiempo real.

Se instalaron nuevos equipos en las estaciones (datalogger, modem, antena, batería, panel solar), lo que las vuelve completamente autónomas, permite almacenar los datos por mayor tiempo y transmitir la información casi en tiempo real (cada 5min) utilizando tecnología GPRS (Fernández de Córdova y Rodríguez, 2016).

También se optimizó el tiempo en operación y mantenimiento de la red, ya que los nuevos equipos permiten conexión remota a las estaciones para cambiar programas o bajar información.

La modernización de la red hidrometeorológica permitió a la empresa establecer un sistema de alerta temprana de inundaciones, que monitorea los 4 ríos que atraviesan la ciudad y genera alarmas de acuerdo al

valor del caudal y a la lluvia presente en las diferentes cuencas (Figura 1).



Figura 1. Sistema de alerta temprana ante inundaciones.

Con la experiencia positiva en la modernización de la red hidrometeorológica se decidió implementar la misma tecnología en los sistemas de agua potable y saneamiento. Entre las principales ventajas de esta nueva tecnología implementada se pueden mencionar:

- Mayor precisión de los datos medidos.
- Transmisión de datos a través de diferentes señales (GPRS, CDMA, RADIO, FIBRA OPTICA, SATELITAL).
- Acceso y configuración de estaciones vía remota, es decir, no es necesario ir a campo para configurar una estación.
- Los dataloggers, son completamente programables, no es necesario llamar y cancelar un valor adicional al proveedor para cambiar la configuración en una estación.
- Los dataloggers permiten la conexión de cualquier tipo de sensor y de cualquier marca.
- Las estaciones se alimentan a través de baterías conectadas a paneles solares, lo que hace que sean completamente autónomas.
- El software que gestiona las estaciones permite descargar los datos en línea, acceder vía remota a las estaciones para configurarlas o verificar su funcionamiento, además permite crear una aplicación web para tener un control más visual y rápido del estado de las estaciones, así como ver los datos que se están registrando.
- Generación de alarmas multiestado que pueden ser solo visuales o también con notificación mediante correo electrónico.
- La aplicación web puede ser visualizada en teléfonos móviles a través de internet en cualquier parte del mundo.

En los distintos planes maestros que se han ejecutado en la ciudad de Cuenca, se han construido una serie de interceptores que tiene la función de transportar el agua residual hacia la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ucubamba (Martínez, 2018). Es necesario conocer el funcionamiento hidráulico de los interceptores para mejorar su operación y mantenimiento, así como, para proponer mejoras o refuerzos en algunos de ellos.

La empresa ETAPA EP distribuye el agua potable a la ciudad de Cuenca a través de los sistemas de: Culebrillas, Chulco, Yanuncay, Machángara y Tomebamba, este último, se abastece de la Planta de Tratamiento de El Cebollar. El sistema Tomebamba se encuentra dividido en varios sectores con comportamientos hidráulicos diferentes (Figura 2), siendo necesario realizar el monitoreo de presiones en cada zona para entender el funcionamiento de la misma y generar información para mejorar el trabajo del área de operación y mantenimiento de agua potable de la empresa.



Figura 2. Sistema de agua potable Tomebamba.

Los sistemas de agua potable de Chulco y Culebrillas que sirven a las parroquias rurales de Octavio Cordero, Checa, Llaao, Sidcay y Sinincay no tenían ningún tipo de monitoreo, por lo que no se conocían los niveles de agua en los tanques ni los caudales que llegaban a los mismos, esto obligaba a que el personal tenga que ir a cada tanque a verificar su funcionamiento.

En este trabajo se presenta la experiencia de ETAPA EP en el monitoreo de interceptores, tanques de reserva y presiones implementado en algunos de los sistemas de agua potable y saneamiento que tiene la ciudad de Cuenca.

Metodología

Monitoreo de interceptores

Entre los años 2015 y 2016 se instalaron 9 estaciones de monitoreo en los tramos finales de los interceptores construidos en los márgenes de los ríos Machángara, Tomebamba, Milchichig y Yanuncay.

Cada estación está compuesta por: sensor ultrasónico de nivel instalado en el pozo de revisión, registrador de datos (datalogger), panel solar, batería, regulador, antena, modem GPRS para la transmisión de la información.

El datalogger puede incorporar varios sensores a la vez, a través de las diferentes salidas analógicas o digitales que posee, es totalmente programable ya sea desde la misma estación o vía remota, lo que permite filtrar datos erróneos directamente en la estación, introducir diversas fórmulas, como ecuaciones para obtener los caudales en función de la lectura de nivel o colocar valores que disparen una alerta en los diferentes parámetros que registra la estación.

La operación de las estaciones de monitoreo se visualiza a través de un software, propio de los dataloggers utilizados, que permite observar el funcionamiento de cada una de las estaciones, así como el estado de transmisión de datos, también se puede conectar vía remota a cada estación para descargar datos o cambiar los programas de la configuración del equipo.

Con la finalidad de contar con una herramienta que permita ver el funcionamiento de la red de monitoreo, alarmas que se puedan presentar, así como los datos instantáneos, horarios y diarios de las diferentes estaciones, se creó una aplicación web que posibilita visualizar la red desde cualquier lugar del mundo a través del internet (Figura 3).



Figura 3. Aplicación web del monitoreo de interceptores.

Actualmente se está trabajando en obtener las ecuaciones que relacionen la altura medida por el sensor en el pozo de revisión con el nivel del agua en la tubería y de esta forma determinar el caudal que circula por el interceptor (Figura 4).



Figura 4. Determinación de ecuación de niveles.

Monitoreo de tanques de reserva

Durante el primer trimestre del presente año se instalaron 13 estaciones de monitoreo en los siguientes tanques de reserva de los sistemas de agua potable Chulco y Culebrillas: Zhoacan 1 y 2, El Cisne, Corazón de Jesús, La Raya, San Vicente 1 y 2, Bibín, La Nube, Llacao, La Dolorosa, Pan de Azúcar 1 y 2.

Cada estación está compuesta por: sensor ultrasónico de nivel instalado en el tanque, sensor ultrasónico de caudal, registrador de datos (datalogger), panel solar, batería, regulador, antena, modem GPRS para la transmisión de la información (Figura 5).



Figura 5. Estación de monitoreo de tanques de reserva.

El datalogger tiene las mismas características del instalado en los interceptores. La gestión y operación de

las estaciones de monitoreo se realiza con el mismo software, propio de los dataloggers utilizados.

También se creó una aplicación web que posibilita visualizar el funcionamiento de la red y las alarmas que se pudieran presentar desde cualquier parte del mundo a través del internet (Figura 6). Adicionalmente, las estaciones se configuraron para que cuando se presente una alarma se envíe de forma automática un correo electrónico con los datos medidos en ese momento.

Monitoreo de presiones

A inicios de este año 2018 se instalaron 12 estaciones de monitoreo de presión en los siguientes sectores de distribución del sistema Tomebamba que se abastecen de la Planta de Tratamiento de El Cebollar: San Pedro, Mutualista 1 y 2, Cristo Rey (2 sectores), Cruz verde 1 y 2, Turi, Cebollar Norte, Centro, Sur y Red alta.



Figura 6. Aplicación web del monitoreo de tanques de reserva.

Cada estación está compuesta por: sensor de presión instalado en la acometida domiciliaria antes del medidor, registrador de datos (datalogger), panel solar, batería, regulador, antena, modem GPRS para la transmisión de la información (Figura 7).



Figura 7. Estación de monitoreo de presión.

En la figura 7 se pueden apreciar los equipos que conforman una estación de monitoreo de presiones, que tienen las mismas características de los instalados en los interceptores y en los tanques de reserva. La gestión y operación de las estaciones de monitoreo se realiza con el mismo software, propio de los dataloggers utilizados.

La aplicación web creada para visualizar el funcionamiento de la red y las alarmas que se pudieran generar se presenta en la figura 8.



Figura 8. Aplicación web del monitoreo de presiones.

Resultados

A continuación, se presentan algunos de los principales resultados del monitoreo de interceptores, tanques de reserva y presiones realizado en ETAPA EP.

Monitoreo de interceptores

- Se puede observar, registrar y analizar el funcionamiento de cada uno de los interceptores, y así diseñar y construir posibles refuerzos en esta infraestructura.
- Se está generando información que ayuda a mejorar la operación y mantenimiento de los interceptores.
- Es posible implementar alarmas que alerten sobre diversos problemas como: mal funcionamiento de alguno de los interceptores provocado por taponamientos tuberías o estructuras de derivación, incremento extraño del caudal, disminución de la cantidad de agua que circula por los interceptores.
- Tiene la posibilidad de ampliar el monitoreo en cada estación incorporando nuevos sensores para medir otros parámetros.

Monitoreo de tanques de reserva

- Este monitoreo permite observar, registrar y analizar el funcionamiento de cada uno de los tanques de reserva.
- La información que se está recopilando en el monitoreo permite mejorar la operación y mantenimiento de los tanques de reserva y proponer mejoras al sistema.
- Las estaciones de monitoreo generan alarmas de nivel multiestado en cada tanque de reserva (Figura 6). Cuando el nivel es superior al 90% aparece una alerta en color azul para evitar desbordes del tanque y desperdicio del líquido vital. Cuando el nivel es menor a 30% aparece una alerta en color rojo y se envía un correo electrónico a tres direcciones previamente configuradas, esta última alarma es importante porque podría indicar alguna rotura o problema en la red, además optimiza el tiempo del personal de operación y mantenimiento que antes tenía que recorrer todo el sistema hasta detectar el tanque que tenía problemas, ahora van directamente al sector que se abastece de la reserva que registró una alarma.
- Existe la posibilidad de ampliar el monitoreo en cada estación incorporando nuevos sensores para medir otros parámetros, como, por ejemplo, cloro residual.

Monitoreo de presiones

- En cada uno de los sectores de distribución del sistema Tomebamba es posible observar, registrar y analizar su funcionamiento.
- La información generada por este monitoreo permitirá mejorar la operación y mantenimiento de estos sectores de distribución, así como, calibrar los modelos hidráulicos que posee la empresa ETAPA EP.
- Las estaciones generan alarmas que alertan sobre problemas en alguno de los sectores de distribución de agua potable, se ha configurado para que la estación se marque en color rojo cuando las presiones bajan de 20 metros de columna de agua (mca) o se vuelvan de color azul cuando se registran presiones altas (mayores a 70 mca) (Figura 8).
- El datalogger tiene la posibilidad de conectar nuevos sensores para medir otros parámetros.
- Se pueden elaborar modelos matemáticos que describan el comportamiento de un sector, e incorporando estos modelos en los datalogger se podría generar avisos de funcionamientos anormales generados por roturas, taponamientos en la red, fallos en las válvulas, y de esta manera mejorar y optimizar los tiempos de respuesta del

personal de operación y mantenimiento. Actualmente el Departamento de Control de Operaciones de la Gerencia de Agua Potable y Saneamiento de ETAPA EP está trabajando sobre este aspecto y está desarrollando un Sistema de Detección de Fallas, que se describe brevemente a continuación.

El Sistema de Detección de Fallas utiliza un modelo matemático autoregresivo basado en series de tiempo para predecir el comportamiento de la presión en un determinado sector.

El modelo considera los 24 datos de presión anteriores y predice el valor actual, luego se compara el dato estimado con el real medido por el sensor, y se obtiene un error. La desviación estándar del error es utilizada para obtener un umbral o una franja de comportamiento normal de la presión en determinado sector. Si el valor medido por el sensor está fuera de la franja de comportamiento normal, se podría haber presentado algún problema en la red de distribución de ese sector (roturas, taponamientos en la red, fallos en las válvulas) y se generaría una alarma.

En la figura 9 se aprecia la zona que indica una rotura de una tubería, la curva del valor estimado con el modelo (color azul) está desplazada considerablemente de la curva medida por el sensor (color negro), lo cual genera una alarma.

El Sistema de Detección de Fallas detecta casi inmediatamente la rotura (2:00 am), lo que permitiría una reparación mucho más rápida, evitando reclamos de los usuarios, puesto que posiblemente en las primeras horas de la mañana la fuga podría estar reparada. También permitiría observar si luego de la reparación persiste algún problema, como, aire en la tubería, o fugas en la red, en ese caso el valor estimado por el modelo seguiría alejado del medido por el sensor.

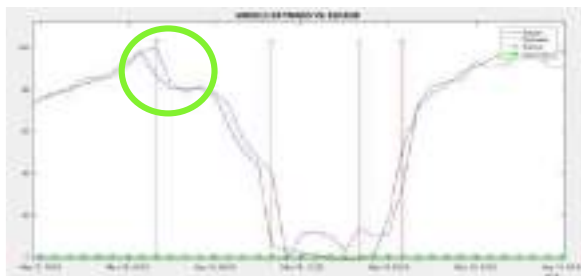


Figura 9. Sistema de Detección de Fallas.

Conclusiones

El monitoreo en los sistemas de agua potable y saneamiento es una herramienta importante para conocer el funcionamiento de los mismos.

Si se logra transmitir la información con un intervalo relativamente pequeño es posible generar alarmas que permitan al personal de operación y mantenimiento tomar acciones inmediatas.

La información generada por en el monitoreo permite generar modelos matemáticos que ayuden a la operación y mantenimiento de los sistemas de agua potable y saneamiento.

El monitoreo permite a una empresa planificar sus obras de mejor manera, priorizando la asignación de recursos en donde se verifica técnicamente su necesidad.

Referencias Bibliográficas

- Fernández de Córdova, C. y Rodríguez, Y. (2016). “Primeros resultados de la red actual de monitoreo hidrometeorológico de Cuenca, Ecuador”, *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, vol. 37, No. 2, May-Ago 2016, pp. 44-56.
- Larriba J. y Fernández de Córdova C. (2014), “Sistema de monitoreo hidrometeorológico de ETAPA EP”, *Revista Galileo*, no. 24, pp. 78 - 83, Facultad de Ingeniería de la Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador.
- Martínez, P. (2018). *Análisis de la distribución de caudales para el sistema de interceptores sanitarios para la ciudad de Cuenca*. Trabajo de titulación Universidad del Azuay, Cuenca, Ecuador.
- Universidad de Cuenca (2013). *Implementación de la metodología de análisis de vulnerabilidades a nivel cantonal*, Proyecto DIPECHO VII, Secretaría Nacional de Gestión de Riesgos, Comisión Europea y Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo, Cuenca, Ecuador.

[00407] ANÁLISIS DEL DESEMPEÑO DE LOS PRE- TRATAMIENTOS DE LOS SISTEMAS DE LAS PTAR EN EL CANTON CUENCA

JOSUE LARRIVA1; MARÍA VERÓNICA RODAS OCHOA2

jlarriva@etapa.net.ec1; mvro85@hotmail.com2

ETAPA EP

Resumen

ETAPA EP es la responsable de prestar los servicios de agua potable y saneamiento en la ciudad de Cuenca, con el objetivo de brindar estos servicios básicos con la mejor calidad y a entera satisfacción de la población. Para la Empresa representa un reto el atender a las zonas rurales con la misma eficiencia que en la ciudad y por ello está ejecutando un plan de evaluación y mejoramiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales que sirven a comunidades pequeñas. En el presente trabajo se expone como a partir de realizar un seguimiento e implementar mejoras en las unidades de tratamiento primario de 8 plantas se logró disminuir los requerimientos de operación y mantenimiento, con iguales o mejores porcentajes de remoción de materia orgánica. Las mejoras realizadas han permitido obtener un funcionamiento más uniforme de tratamientos biológicos a partir de una adecuada retención de sólidos suspendidos y flotantes en las unidades de pre-tratamiento.

Palabras clave: Tratamiento de aguas residuales, sistemas, pre-tratamiento, PTAR.

Abstract

The increase in the demand for water due to population growth and extensive human activity have led to high production of wastewater that exceeds the purification capacity of nature. This is why the importance of implementing a treatment plant, before of pouring them into the effluent. ETAPA EP is responsible for providing potable water and sanitation services in the city of Cuenca, with the aim of providing these basic services with the best quality and to the entire satisfaction of the population. In Ecuador, due to insufficient infrastructure, high costs, lack of maintenance and trained personnel, only 36% of the

wastewater generated is treated, which creates the need to develop technologies for their purification by constantly developing and innovating. In recent years, the monitoring of the drinking water and sanitation systems of ETAPA EP has grown considerably. This work presents a summary of the work carried out by the Drinking Water and Sanitation Management, through the Operations Sub-Directorate, to evaluate the status and performance of the pre-treatment of wastewater treatment plant systems in the rural sector.

Keywords: Wastewater treatment, systems, pre-treatment, WWTP.

Introducción

Es de vital importancia disponer de agua de calidad y en cantidad suficiente, lo que permitirá una mejora del ambiente, la salud y la calidad de vida (Romero-Aguilar, et al., 2009). Por ello es necesario profundizar en el estudio del tratamiento de aguas residuales en los sectores rurales, considerando que los principales problemas en estos sectores se deben a la dispersión de las viviendas, fundamentalmente debido a las condiciones topográficas de la sierra para pequeñas comunidades, municipios descentralizados, y agroindustrias (Garzón-Zúñiga, Buelna, & Moeller-Chávez, 2012).

Uno de los principales objetivos de estas plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) es devolver al cuerpo receptor el agua tratada cumpliendo los parámetros físicos y químicos dentro de la normativa ambiental aplicable (Rojas, 2002). *Se considera que el agua está contaminada cuando se ven alteradas sus características químicas, físicas, biológicas o su composición, por lo que pierde su potabilidad para consumo diario o para su utilización en actividades*

domésticas, industriales o agrícolas (Romero-Aguilar, et al., 2009).

Según la investigación realizada por Ordóñez (2009), se concluye que el sistema central de la ciudad de Cuenca trata el 99,4% del caudal total del agua residual; Por el contrario, en el sector rural existen zonas que tratan porcentajes muy bajos o nulos, debido a los bajos recursos económicos.

En la ciudad de Cuenca, la Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Cuenca - ETAPA EP opera y mantiene 26 plantas de tratamiento de aguas residuales en el área rural del cantón, con una cobertura de alcantarillado de aproximadamente el 60% de la población rural.

Debido a que las tecnologías convencionales exigen comúnmente una inversión importante, y personal técnico capacitado para su operación y mantenimiento (Garzón-Zúñiga et al., 2012); se ha optado por sistemas más sencillos en cuanto a su operación, sin embargo de lo cual han requerido de inversiones importantes para su construcción, operación y mantenimiento O y M). A pesar de estas tareas su desempeño no ha sido del todo satisfactorio debido a la generalización de los diseños, falta de recursos para O y M en ciertos casos, falta de control de los caudales y cargas contaminantes (Sanchez & David, 2012). Estos sistemas, administrados por ETAPA EP han sido evaluados en profundidad en los últimos años (Neira, 2005) (Alvarado et al., 2017), y a partir de estos estudios se ha incrementado las evaluaciones de funcionamiento de estas plantas y las labores de O y M.

Se identificó que era necesario limpiezas continuas en las unidades de pretratamiento, fosas sépticas y reactores anaerobios. Estas limpiezas consistían en un lavado completo de las unidades que, frecuentemente estaban obstruidas por arenas y gravas, lo que ocasionaba que toda la biomasa de los reactores biológicos se pierda durante dichos lavados, requiriéndose que esta crezca nuevamente al arrancar el reactor luego del proceso de limpieza.

La eficacia del tratamiento, inmediatamente después de una limpieza completa de las unidades, aumenta considerablemente en términos de remoción de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Sólidos Suspendedos Totales (SST), debido a la eliminación

física del sustrato retenido en el material de soporte de los filtros. Lamentablemente esta eficiencia no era perdurable en el tiempo ya que el mal funcionamiento de las unidades de tratamiento primario, al no retener adecuadamente los sólidos, ocasionaban la necesidad de limpiezas constantes para mantener operativas las unidades.

En la práctica, este problema incrementaba los costos de O y M en el área rural, y las unidades de tratamiento no cumplían con la función para la que fueron concebidas, ya que, al no funcionar adecuadamente el tratamiento primario, la acumulación de sólidos en el tratamiento secundario impedía la maduración de la bio-película de los filtros.

Este documento analiza las mejoras hidráulicas realizadas en 8 de las PTAR operadas por ETAPA EP, en donde a partir de un mayor control de su funcionamiento, caudales y parámetros de operación se ha optimizado las labores de O y M, elevando la sostenibilidad de estos sistemas que sirven al área rural del cantón Cuenca.

Metodología

Área de estudio

La ciudad de Cuenca, ubicada a 2500 m.s.n.m., en los Andes del sur de Ecuador, atiende 26 sistemas de aguas residuales rurales (Alvarado et al., 2017), los que se observan en la Figura 1.



Figura 1. Ubicación de las PTAR en el cantón Cuenca

Funcionamiento de los sistemas de tratamiento

En la **¡Error! La autoreferencia al marcador no es válida.**, se observa la configuración de las 8 PTAR más importantes, en las que se incluye el caudal medio de tratamiento en litros por segundo. Estos valores se obtuvieron mediante aforos y para el caso de las plantas

de Quingeo y Churuguzo mediante un vertedero de cresta delgada, como el que se observa en la Figura 2. Los caudales mostrados corresponden a los promedios entre noviembre del 2017 y la actualidad.

Tabla 1. Resumen de los sistemas de tratamiento de las PTAR

Sistema	Configuración	Descarga [l/s]
Achayacu	RE-FS-FA	3.685
Cementerio	RE-GC_FS-FA	0.285
Octavio C.	RE-GC_FS-HA	0.955
Quillopungo	RE-UARE-FA	1.45
Tutupali	RE-FS-FA	1.45
San Pedro	RE-FS-FA	0.24
Guabo	FS-FA	0.58
Churuguzo	RE-GC_FS-HA	7.1725

RE: Rejillas; GC: Desarenador; FS: fosa séptica; FA; filtro anaerobio; HA: Humedales artificiales; UASB: filtro anaeróbico de flujo ascendente



Figura 2. Vertedero de cresta delgada en la PTAR de Churuguzo

En la Tabla 2 se muestra las eficiencias obtenidas en cada una de estas plantas, correspondientes al período 2015 - 2017.

Tabla 2. Eficiencia de remoción de carga orgánica de las PTAR desde el año 2015 a octubre de 2017

Sistema	DBO	DQO	Pt	SS

Achayacu	35%	25%	23%	75%
Cementerio	72%	65%	33%	97%
Octavio C.	73%	84%		100%
Quillopungo	65%	65%	46%	99%
Tutupali	43%	41%	21%	98%
San Pedro	71%	69%	44%	96%
Guabo	67%	72%	29%	100%
Churuguzo	76%	65%	50%	97%

Como se observa los valores son variables, ya que las eficiencias de Achayacu y Tutupali de DBO y DQO son menores al 43%, mientras que otras plantas tienen eficiencias entre el 65 y 70%. Las PTAR de mayores eficiencias corresponden a aquellas en donde se realizaron un mayor número de mantenimientos, como se observa en la Tabla 3.

Con estas limpiezas recurrentes se pretendía mejorar las condiciones fisicoquímicas para descargar el caudal al efluente. Si se observa el número de mantenimientos por mes, donde las “X” indican las unidades limpiadas, se puede ver por ejemplo que para la planta de Quillopungo se requería de 5 limpiezas por mes, las que incluían el lavado de los filtros, para obtener una eficiencia de remoción de SS del 99%, como se ve en la Tabla 3.

Tabla 3. Mantenimiento/mes de las PTAR

Sistema	Rejilla	Desarenador	Fosa Séptica	Anaerobio Reactor	Anaerobio	Humedales	#mant/mes
Achayacu	x	---	x	x	---	---	2
Cementerio	x	x	x	x	---	---	3
Octavio C.	x	x	x	-	---	x	1
Quillopungo	x	---	---	x	x	---	5
Tutupali	x	---	x	x	---	---	3
San Pedro	x	---	x	x	---	---	2
Guabo	x	---	x	x	---	---	2
Churuguzo	x	---	x	-	x	---	4

Como se explicó anteriormente, al lavarse las unidades se eliminaba todo material grueso y fino suspendido, sin embargo, los valores de remoción de materia orgánica en promedio son solo del 65%, ya que la ausencia de biomasa en los filtros biológicos no permitía una remoción mayor. Por otro lado, como se observa en la

Figura, para la DQO, la remoción disminuía progresivamente, debido al colmatamiento de los filtros, hasta una nueva limpieza.

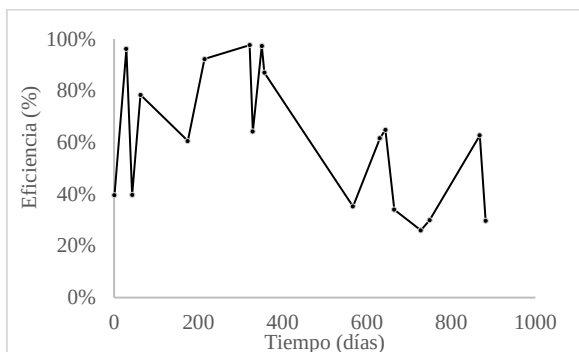


Figura 3. Porcentaje de Remoción para la DQO a través del tiempo, en la planta de Tutupali.

Después de este análisis se concluyó que era necesario evaluar el funcionamiento de las fosas sépticas, que actúan como tratamiento primario, detectándose algunos errores constructivos y de diseño. Por ello se implementaron mejoras en los dispositivos de entrada y salida de estas unidades con el fin de mejorar el funcionamiento de los filtros anaerobios, los cuales de acuerdo a los diseños debían ser limpiados cada 6 ó 9 meses, dependiendo de la planta.

Mejoras realizadas a las PTAR

Se colocaron accesorios de PVC como codos de 90° tramos de tubería ó Ts en los ingresos y salidas de cada cámara de las fosas sépticas, buscando que las entradas se realicen bajo el nivel del espejo de agua, 30 cm por encima del fondo de la fosa, y se reubicaron las salidas de tal forma que en caso Con las mejoras realizadas se logra una separación adecuada de los sólidos gruesos y finos, así como la separación de las grasas, para que estos no pasen directamente a los filtros biológicos o humedales. La colocación y funcionamiento de estos accesorios se muestra en la Figura y Figura.

Figura 4. Colocación de accesorios en las fosas sépticas en la planta de Tutupali



Entrada a la fosa séptica



Entrada de la fosa de la primera cámara a la segunda cámara

Figura 5. Colocación de accesorios en el filtro anaerobio de la planta de Tutupali



Filtro anaerobio



Salida del filtro anaerobio

Resultados

Como se observa en las figuras anteriores, el funcionamiento de las plantas con los accesorios mejoró considerablemente, en cuanto a la disminución de sólidos suspendidos y natas que ahora son retenidos adecuadamente. Como se puede notar en la Figura 4 la primera cámara impide el paso de los sólidos que se acumulan de las aguas negras, los mismos que se asientan en el fondo del tanque mientras que los sólidos que flotan (aceites y grasas) suben a la parte superior y como se ve en la Figura 5 el filtro anaerobio se encuentra sin materiales sólidos, por lo que se consiguió que las plantas funcionen correctamente.

Para las PTAR con humedales, la disminución de sólidos que pasan al tratamiento biológico permitió que mejore el funcionamiento de la zona de entrada, y como se observa en la Figura 6, ya no se acumula el material en esta zona, mejorando la distribución del flujo y uniformizando el tiempo de retención hidráulico en dicha unidad.

Figura 6. Estado de los humedales artificiales



Planta de Churuguzo antes



Planta de Churuguzo después

Adicionalmente en la Figura 7, se muestra las podas realizadas a la vegetación emergente con el fin de tener un mayor control sobre el proceso de tratamiento.

Después de las mejoras realizadas se procedió a evaluar nuevamente las plantas, se siguió la caracterización de las mismas propiedades fisicoquímicas, y se tomaron datos tanto a la entrada (afluente) como a la salida de la fosa séptica y en el efluente del reactor anaerobio, o humedales según sea el caso.



Figura 7. Corte de totoras y caminos para accesos y facilidad de limpieza

En la Figura 8 se muestra una imagen del proceso de muestreo realizado.



Figura 8. Toma de muestras a la entrada de la PTAR de Tutupali

Después de las mejoras realizadas se pudo comprobar, mediante el seguimiento realizado, que el comportamiento del tratamiento mejoró considerablemente, ya que como se observa en la Figura 9, a pesar de las variaciones en la DQO de entrada, los valores de la DQO de salida mantienen un orden de magnitud similar, lo que muestra que ahora los filtros biológicos mantienen un funcionamiento uniforme durante los últimos 6 meses

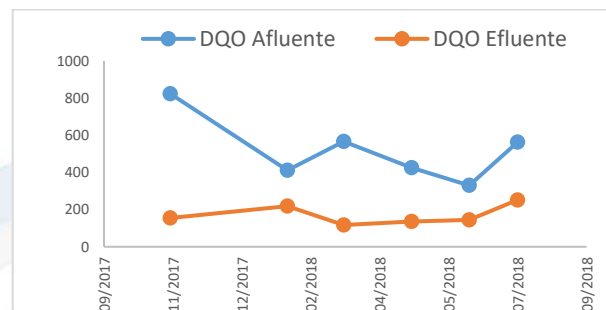


Figura 9. Descripción del comportamiento de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en la entrada y en la salida de la PTAR de Tutupali

Debido a los cambios efectuados, durante el período de tiempo analizado, solo se han realizado mantenimiento periódico a las unidades de tratamiento, y cada 2 meses a las fosas sépticas, sin requerirse todavía limpiezas de los reactores biológicos.

Tabla 4. Eficiencia de remoción de carga orgánica de las PTAR desde el noviembre de 2017 a julio de 2018

Sistema	DBO	DQO	SS
Achayacu	53%	33%	90%
Cementerio	78%	69%	99%
Octavio C	85%	83%	100%
Quillopungo	61%	51%	100%
Tutupali	82%	74%	80%
San Pedro	87%	78%	98%
Guabo	77%	68%	100%
Churuguzo	70%	75%	97%

En la Tabla10, se observa las eficiencias de remoción

de estos últimos 6 meses para las PTAR estudiadas, pudiéndose notar que se mantienen las altas remociones de sólidos suspendidos, y mejora la remoción de la materia orgánica entre 10 y 15%, dependiendo del sistema.

Todo esto con un costo menor de operación ya que ahora a los filtros no se les lava constantemente, sino más bien se les está dejando trabajar, y como se observa en los valores obtenidos estos obtienen mayores eficiencias.

Conclusiones

En el análisis realizado se observó que, el uso adecuado de un tanque séptico para el pre-tratamiento de aguas residuales también hace que otros sistemas de tratamiento secundario (filtro anaerobio, humedales) sean más eficientes.

Fue posible alcanzar mejores porcentajes de remoción (DQO y DBO5) y una pronta estabilización de los filtros anaerobios de flujo ascendente, controlando la cantidad de flotantes y sólidos en suspensión en las unidades de tratamiento primario.

Se optimizaron las tareas de operación y mantenimiento, disminuyendo la necesidad de lavados constantes, y en su lugar realizando labores de control de caudal y seguimiento del funcionamiento hidráulico.

Aun no se realizan todas las mejoras a la PTAR de Quillopungo, debido a que en estudios realizados (Ordóñez & Palacios, 2017) se recomiendan otras acciones, las cuales se ejecutarán en una segunda fase.

Referencias Bibliográficas

Garzón-Zúñiga, M., Buelna, G., & Moeller-Chávez, G. (2012). La biofiltración sobre materiales orgánicos, nueva tecnología sustentable para tratar agua residual en pequeñas comunidades e industrias. *Tecnología Y Ciencias Del Agua, III*, 153–161pp.

Ordóñez, A., & Palacios, A. (2017). “*evaluación y propuesta de rediseño de la planta de depuración de agua residual de quillopungo*.. Universidad de Cuenca.

Rojas, R. (2002). Conferencia Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales. In *Gestión Integral de tratamiento de aguas residuales* (p. 19).

Sanchez, E., & David, S. (2012). *Evaluacion Y Propuesta De Rediseño De La Planta De Tratamiento De Aguas Residuales De La Comunidad De Churuguzo, Parroquia Tarqui, Cantón Cuenca, Provincia Del Azuay. El Escorial*. Universidad de Cuenca.

[00408] REMOCIÓN DE NUTRIENTES EN HUMEDALES ARTIFICIALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

JUANA PRISCILA PADRÓN PALACIOS

ETAPA

priscipadron86@live.com

En la evaluación de un sistema de tratamiento de aguas residuales (AARR), un factor muy importante es la eficiencia que el mismo pueda alcanzar en la disminución de nutrientes. Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal son una alternativa sustentable para dicho tratamiento en pequeñas comunidades. Sin embargo, no se reportan referencias del uso de estos sistemas en condiciones de altura sobre los 2400 m.s.n.m. En el presente estudio se muestran los resultados de tres humedales construidos a escala piloto trabajando con AARR domésticas, empleando para ello diferentes tiempos de retención hidráulicos (TRH). Los resultados muestran que el desempeño de los mismos en la remoción de nitrógeno total Kjeldahl alcanza valores promedio entre 55 y 76%; mientras que, para el fósforo total se obtuvieron valores promedio entre 35 y 49%, para TRH entre cinco y nueve días respectivamente; lo que, demuestra la factibilidad de su uso para las condiciones de altura y temperatura de la ciudad de Cuenca.

Palabras clave: Humedales de tratamiento, agua residual, nutrientes, zonas rurales.

Abstract

In the assessment of a wastewater treatment system, a very important factor is the efficiency that it can achieve in the decrease of nutrients. Artificial wetlands with horizontal subsurface flow are a sustainable alternative for such treatment in small communities. However, no references are reported for the use of these systems in conditions of height above 2400 m a.s.l. In the present study, the efficiency of three wetlands built on a pilot scale in the treatment of domestic wastewater was evaluated, using different hydraulic retention times (HRT) and different emergent plants. The three reactors worked with hydraulic loading rates of 2 to 3.4 cm / d, temperatures of 13 to 15 ° C and at a height of 2416 m a.s.l. The results showed that the performance of the pilots in the removal of total nitrogen reached average values between 55 and 88%; while, for the total phosphorus, average values were obtained between 35 and 49%, for HRT between five and nine days respectively. It has demonstrated the feasibility of the use of these systems for the height and temperature conditions of the city of Cuenca.

Keywords: constructed wetlands, wastewater, nutrients, rural communities.

SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Introducción

Hoy en día, el consumo de agua no segura (agua en contacto con excretas humanas) es una de las principales causas de enfermedades y muertes en los países en desarrollo (Kipasika, Buza, Lyimo, Miller, & Njau, 2014). Esto, sumado a la falta de acceso a sistemas de saneamiento, forma parte de los problemas más graves que afronta la humanidad en la actualidad; y, se espera que en las próximas décadas los conflictos con el agua se agraven (Zhang et al., 2014).

Las estadísticas mundiales de salud indican que alrededor de 844 millones de personas carecen de un servicio básico de agua potable (World Health Organization & United National Children's Fund, 2017); mientras que, 2.300 millones de personas carecen de un servicio básico de saneamiento (WHO & UNICEF, 2017), causando diariamente la muerte de millones de ellas, incluyendo la de 3900 niños por día debido al consumo de agua contaminada con excretas humanas (Shannon et al., 2008; Tobin, 2012).

Asimismo, una de las principales consecuencias del limitado acceso a sistemas de saneamiento es el excesivo incremento de contaminantes, como nutrientes (nitrógeno y fósforo), en los cuerpos de agua debido a las constantes descargas de aguas residuales (AARR) sin un tratamiento adecuado; lo que a su vez, causa la eutrofización de las fuentes hídricas, provocando la degradación del medio acuático, afecciones en la biodiversidad como la muerte de peces, producción de toxinas, problemas severos para el uso del agua en diferentes fines, entre otros (Boeykens, Piol, Samudio Legal, Saralegui, & Vázquez, 2017; Wilkinson, 2017).

En este contexto, en el Ecuador, el 58% de las AARR no reciben tratamiento, proviniendo la gran mayoría de las zonas rurales de la sierra del país (Fernández, Solís, Caicedo, & Acosta, 2015), lo cual, ha puesto en riesgo las fuentes de agua y la salud de las poblaciones. Por tanto, se evidencia la importancia de identificar e implementar sistemas de tratamiento que optimicen la depuración de las AARR, tratando diferentes tipos de contaminantes, reduciendo costos y con la capacidad de adaptarse a las condiciones y medios de dichas zonas rurales.

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HSSF, por sus siglas en inglés) son uno de los sistemas que cumplen con estos requisitos, y que además han presentado, a nivel mundial, un buen desempeño en la depuración de diferentes tipos de AARR (Mburu, Tebitendwa, Rousseau, van Bruggen, & Lens, 2013), alcanzando porcentajes importantes de disminución de materia orgánica (DBO, DQO), esto es, entre el 80 y 90% y de nutrientes como nitrógeno total (NT) y fósforo total (FT) de 50 y 60% respectivamente (Galanopoulos, Sazakli, Leotsinidis, & Lyberatos, 2013; Vymazal, 2007; Zhang et al., 2014). No obstante, la adaptación de una tecnología requiere de pruebas que validen su uso

para diferentes condiciones climáticas, especialmente aquellas que implican bajas temperaturas y elevadas altitudes (Tunçsiper et al., 2015a; Wang et al., 2017), como los ecosistemas de montaña. Esto a razón de que, temperaturas menores afectarían los procesos biológicos del humedal y como consecuencia se reduciría el rendimiento del sistema (Tunçsiper et al., 2015a; Vymazal & Kropfelová, 2009; Wang et al., 2017).

Es por ello que el objetivo de la presente investigación es evaluar la capacidad de disminución de nitrógeno y fósforo en las AARR domésticas de la ciudad de Cuenca por medio de tres HSSF construidos a escala piloto funcionando bajo condiciones de ecosistemas de montaña, esto con el fin de mostrar la potencialidad del uso de esta tecnología en zonas rurales o comunidades con baja densidad poblacional.

Metodología

Área de estudio

El área de estudio de la investigación ha comprendido las aguas residuales domésticas de la zona urbana de la ciudad de Cuenca; las cuales son recolectadas y conducidas por medio de los interceptores sanitarios -emplazados en las márgenes de los ríos de la ciudad- hasta la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) ubicada en Ucubamba, propiedad de la Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Alcantarillado, Agua Potable y Saneamiento ETAPA EP (Figura 1)

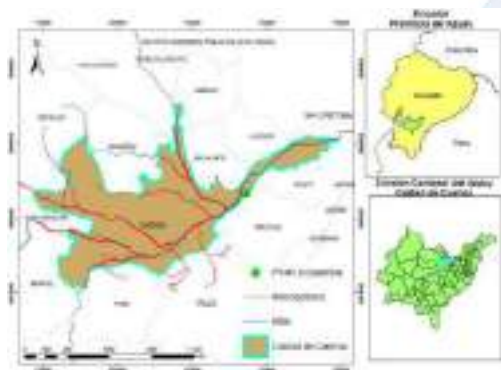


Figura 1. Mapa de la zona de estudio

Descripción de las unidades de tratamiento

Para alcanzar los objetivos de la presente investigación se utilizaron tres HSSF construidos a escala piloto e instalados en la PTAR-Ucubamba. Estos reactores se han encargado de dar tratamiento a las AARR domésticas de la ciudad que llegan a esta PTAR bajo condiciones ecosistémicas de montaña; es decir, han trabajado a una altura de 2416 m s. n. m. y una temperatura media de 14°C.

Asimismo, se indica que los tres HSSF han sido rehabilitados para llevar a cabo el presente estudio según los diseños, parámetros hidráulicos y material de soporte determinados en estudios previos realizados por (Larriba y González 2017b, 2017a).

En este contexto, cada reactor es un tanque de acero inoxidable trapezoidal de 2.8 m de longitud, 1.3 m de ancho superior, 1.2 m de ancho inferior y 0.6 m de profundidad. Los reactores han sido

diseñados con una pendiente de fondo del 1% para garantizar el gradiente hidráulico (U.S. EPA, 2000b). En cada piloto se colocó como material de soporte grava de 18 a 25 mm de diámetro (porosidad del 38%), excepto en los primeros y en los últimos 15 cm, en donde se colocó grava más gruesa para evitar obstrucciones (estructuras de entrada y salida) (Figura). Considerando las dimensiones del tanque y la grava colocada, el volumen real de agua que se trató fue de aproximadamente 0,6 m³ (Larriba y González 2017a).

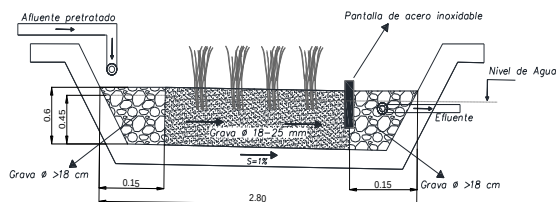


Figura 2. Mapa de la zona de estudio

Asimismo, en dos de los pilotos se utilizaron variedades nativas de *Phragmites australis* (Carrizo) y *Scirpus californicus* (Totora), con una densidad de plantas de 4 unidades por m² (U.S. EPA, 2000a); mientras que, en el tercero no se sembró vegetación emergente (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).



Figura 3. Plantas emergentes empleadas en los HSSF

El AARR doméstica que llegó a la PTAR, previo a su ingreso a los HSSF, recibió un pretratamiento que se encargó de separar los sólidos por medio de rejillas y eliminar las arenas mediante un desarenador; luego de lo cual, el agua entró al canal de reparto de la PTAR desde donde fue bombeada hacia un decantador primario y desde el cual se la distribuyó a cada piloto mediante tuberías de PVC (diámetro de 25 mm) (Figura). El flujo de agua residual que ingresó a los reactores fue calculado en relación a los TRH estudiados (1), que para el presente caso van desde cinco hasta nueve días.

$$Q = \frac{V_{\text{efectivo}}}{\text{TRH}} \quad (1)$$

Donde, Q es el caudal (m³/s), Vefectivo es el volumen real de agua a tratar en el reactor (m³) y TRH es el tiempo de retención hidráulico (s).

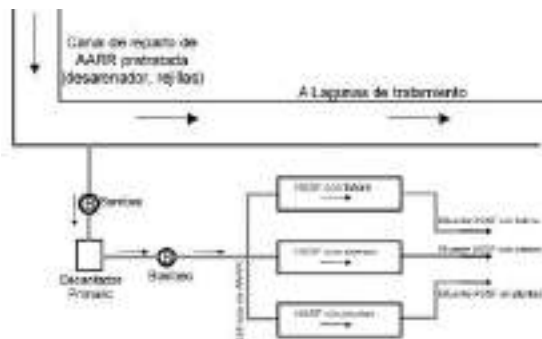


Figura 4. Esquema del funcionamiento de los HSSF piloto.

La estructura de entrada del AARR a los HSSF cuenta con diez perforaciones de 9 mm de diámetro (flauta), lo que permite distribuir uniformemente el caudal de ingreso a los pilotos (



Figura 5). Para la recolección del efluente, se instaló una flauta (diámetro de 50 mm) con diez perforaciones (diámetro 9 mm), la cual fue ubicada a 45 cm desde el fondo de los reactores. Además, en la estructura de salida se instaló una pantalla de acero inoxidable a fin de obligar a que el agua salga por la parte inferior del piloto, disminuyendo de esta manera las zonas muertas y asegurando el uso de todo el volumen del reactor (Larriva y González 2017a) (



Figura 5. Entrada de AARR a los HSSF



Figura 6. Salida de AARR a los HSSF

Por último, se indica que los tres HSSF pilotos funcionaron bajo las mismas condiciones de operación, de carga orgánica e hidráulica.

Muestreo

Las muestras puntuales de agua residual doméstica fueron recolectadas en el afluente de los HSSF y en el efluente de cada HSSF a las horas en donde se produce la mayor concentración de contaminantes en el día (8am o 2pm) (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). El período de recolección de las muestras fue de seis meses, tiempo en el cual se han recolectado para cada humedal diecisiete muestras puntuales con diferentes TRH (cinco, seis, siete, ocho y nueve días).

Por otro lado, la temperatura de los reactores fue medida a la entrada y salida de cada HSSF empleando para ello un equipo multiparamétrico (YSI, 55).

Análisis químico

Para la determinación del nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y fósforo total (FT) de las muestras recolectadas, se llevó a cabo en el Laboratorio de Sanitaria de la Universidad de Cuenca el análisis químico de dichas muestras de acuerdo al “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA 2005).

Para el caso de la temperatura, los datos levantados han sido analizados mediante el software Microsoft Excel versión 2013.

Análisis estadístico

El análisis estadístico de los datos muestreados se llevó a cabo utilizando el software Microsoft Excel versión 2013. Los porcentajes de disminución fueron calculados de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$Disminución(\%) = \frac{C_{entrada} - C_{salida}}{C_{entrada}} \times 100 \quad (2)$$

Resultados

Una vez analizada el funcionamiento de cada una de las PTAR se realizaron aforos y además se colocaron los accesorios codos 90° ó T como generalmente funciona una fosa séptica Figura.

Se muestran los resultados de las diecisiete pruebas realizadas en cada uno de los reactores para el periodo comprendido entre marzo y agosto de 2017. Estos resultados están representados como puntos de entrada/salida para las concentraciones de NTK y FT que se

obtuvieron en la investigación realizada (Figura 7 y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

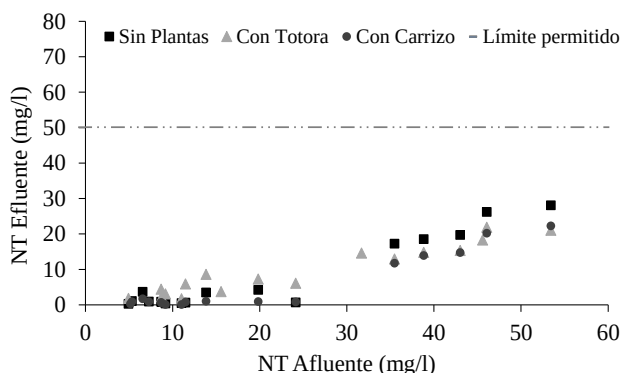
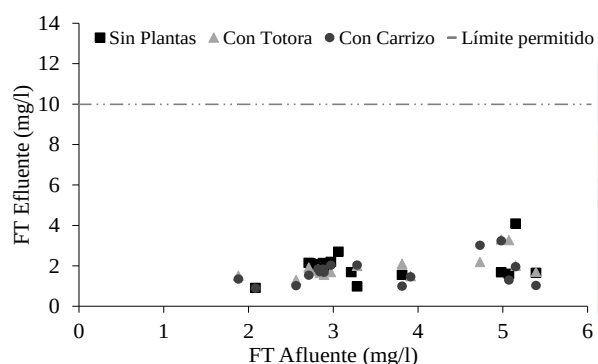


Figura 7. Concentraciones de NTK de entrada y salida en los HSSF.

Figura 8. Concentraciones de FT de entrada y salida en los HSSF



En general, las concentraciones de entrada de NTK en el afluente

son muy variables comprendiendo valores entre los 5mg/l y 55 mg/l (Figura 7); a pesar de ello, las concentraciones en los efluentes de los tres HSSF son, en todos los casos, menores al límite permitido por el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA), es decir menores a 50mg/l.

En el caso del FT las concentraciones de entrada son similares entre sí, abarcando valores desde los 2mg/l hasta los 6mg/l (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**); sin embargo, las relaciones entrada/salida no presentan grandes variaciones, a pesar de corresponder a un rango amplio de tiempos de residencia.

Asimismo, se observa en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** que las concentraciones de FT en el efluente de cada uno de los HSSF, cumplen con el límite permitido por el TULSMA, es decir son menores a 10 mg/l.

Eficiencia de disminución de NTK y FT en función del TRH

Se muestran los valores promedios de las remociones alcanzadas para NTK y FT, las mismas que se expresan como porcentaje para diferentes TRH en los tres reactores (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

Figura 9. Disminución promedio de NTK (%) en función del TRH

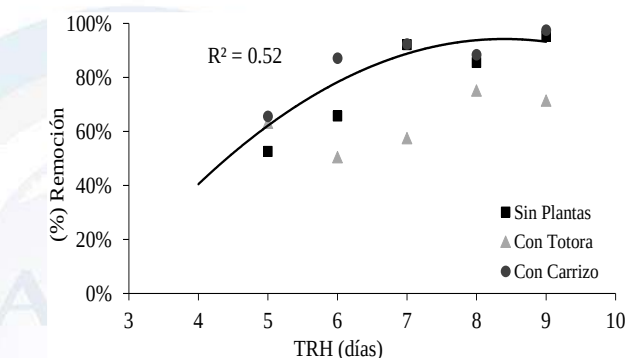
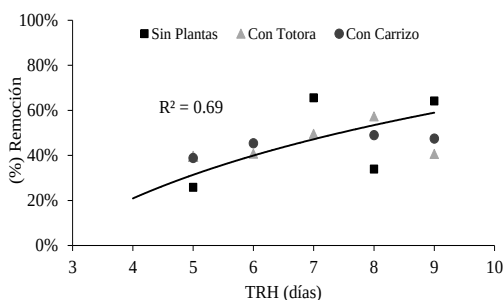


Figura 10. Disminución promedio de FT (%) en función del TRH

Al analizar la eficiencia de remoción de NTK vs el TRH se puede apreciar que existe una tendencia a que conforme se incrementa el tiempo de residencia se incrementan los porcentajes de remoción; alcanzando valores promedios de disminución, para los tres reactores, entre 55 y 76% (Figura 9), semejantes a lo reportado en la bibliografía (Foladori, Ortigara, Ruaben, & Andreottola, 2012; Garfí et al., 2012; Mæhlum & Stålnacke, 1999; Merlin, Pajeau, & Lissolo, 2002; F. Wang, Liu, Ma, Wu, & Yang, 2012; Züst & Schönborn, 2003).

Se incluye, a su vez, en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** una línea de tendencia de tipo logarítmica que tiene un coeficiente de correlación R^2 de 0.52 con respecto a los resultados obtenidos, lo que muestra que si se tabulan las relaciones salida/entrada (C_e/C_o) contra TRH, se obtendría una relación tipo exponencial, semejante a los modelos de tasas de decaimiento de primer orden, usados para representar la cinética de los HSSF (Kadlec & Wallace, 2009; Larriva & González, 2017b; Rivas H., 2016; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Asimismo, se puede distinguir que la curvatura de la línea de tendencia cambia alrededor del TRH de 7 días, lo que indica que este sería un tiempo suficiente para remover la mayor cantidad de NTK de las AARR tratadas; lo cual es similar a lo recomendado por otros autores (Rivas 2016; Vymazal and Kröpfelová 2008, Wang et al. 2012).

En cuanto a la eficiencia en la disminución del FT, se puede apreciar que los valores promedios alcanzados, para los tres reactores, están entre 35 y 49 % (

Figura 1), lo que muestra una menor variación en cuanto al porcentaje de remoción alcanzado para el NT, a pesar de la gran

variación en los TRH. Sin embargo, se han conseguido porcentajes similares o lo indicado por Gorra et al. (2014).

Al igual que en el caso anterior se incluye una línea de tendencia de tipo logarítmica que tiene un coeficiente de correlación R^2 de 0.69 con respecto a los resultados obtenidos, en este caso también podría tabularse las relaciones salida/entrada (Ce/Co) contra TRH, y llegar a un modelo de tasa de decaimiento de primer orden.

En este contexto, a diferencia de lo que ocurre con el NTK, el rango de variación de las remociones obtenidas es mucho menor; y, si se toma como referencia el TRH de 7 días, se puede concluir que con este tiempo se puede remover el mayor porcentaje de FT.

Por otro lado, se presentan en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** las concentraciones promedio alcanzadas en los efluentes de los tres HSSF en función de los TRH en estudio.

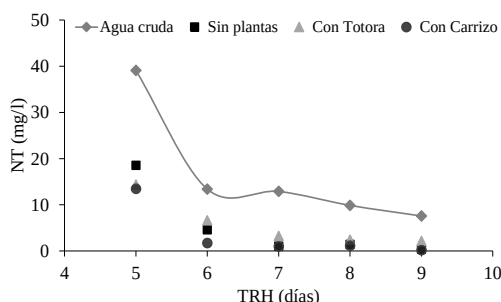


Figura 11. Concentraciones promedio de NTK en el afluente y efluente de cada HSSF

Figura 12. Concentraciones promedio de FT en el afluente y efluente de cada HSSF.

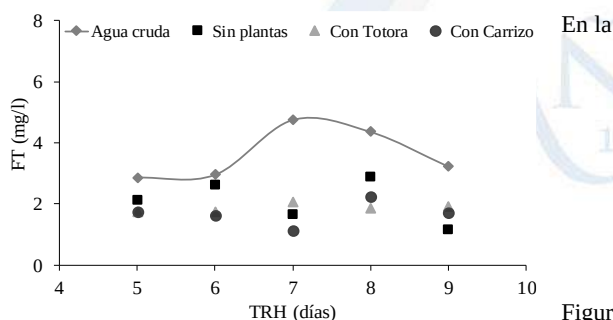


Figura 11

y 12 se observa que existe una tendencia a que las concentraciones del NTK en el efluente disminuyan conforme aumenta el TRH, existiendo para los tres HSSF una buena remoción hasta el séptimo día, luego de lo cual las concentraciones del efluente se estabilizan, lo que indica, que este sería un tiempo suficiente para remover la mayor cantidad de NTK de las AARR, corroborando lo mencionado anteriormente. Asimismo, se muestra que no existe una tendencia marcada con respecto a cuál de los tres reactores obtiene una mayor eficiencia, sino más bien esta se alterna en dependencia del TRH; por lo que, se puede concluir que el principal factor en la remoción de

NTK para los HSSF no es el tipo de planta empleada sino el tiempo de residencia en el reactor.

En lo que se refiere al FT, se indica que la remoción de este parámetro presenta una tendencia similar a la del NTK, es decir, hasta el séptimo día de residencia se consigue remover la mayor cantidad de FT de las AARR (fluente y efluente de cada HSSF

Figura 1212). Asimismo, se aprecia que, ninguno de los reactores muestra una notoria eficiencia con respecto a los otros, demostrando de esta manera el hecho de que la mayor remoción de fósforo en los HSSF se da por procesos de adsorción en el material de soporte, lo que va de acuerdo a lo indicado en la bibliografía (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2007; Vymazal & Kröpfelová, 2008; M. Wang et al., 2017).

Eficiencia en la remoción de NT y FT en los HSSF con respecto a la temperatura y altura.

Los HSSF en estudio han alcanzado, como se indicó anteriormente, valores de remoción de NT entre 55 y 76%, y de FT entre 35 y 49%, para TRH entre cinco y nueve días respectivamente. En la Tabla se compara estos valores con respecto a países con climas fríos y en la Tabla con respecto a países localizados a diferentes altitudes.

Tabla 1. Eficiencia promedio de disminución de nutrientes (%) para HSSF localizados en zonas con climas fríos

País	T (°C)	q (cm/d)	NT	FT	Referencia
Noruega	-7 – (-5)	2	57	97	(Mæhlum & Stålnacke, 1999)
España	5 – 15	2,85	70		(Garfí et al., 2012)
Italia	-10 – 10		27	40	(Gorra, Freppaz, Zanini, & Scalenghe, 2014)
USA	0,8 – 10,3		30,2	12	(Vanier & Dahab, 2001)
Corea	-0,2	6,3	7,7	26,8	(Ham, Yoon, Hwang, & Jung, 2004)
China	5 – 12	1,13	80	91	(F. Wang et al., 2012)
Ecuador	13-15	2,2 – 4	55 – 76 (NTK)	35 – 49	Esta investigación

Se puede observar que las eficiencias obtenidas en la presente investigación, y que han sido referidas en el párrafo precedente, son buenas y similares a las reportadas en otros países, a pesar de las bajas temperaturas (Tabla). No obstante, se debe indicar que estas eficiencias se han logrado alcanzar debido a que se han mantenido cargas hidráulicas (q) bajas en los HSSF; lo que indica que, no solo son necesarios TRH largos, sino velocidades de flujo bajas para obtener eficiencias elevadas en la disminución de nutrientes.

Tabla 2. Eficiencia promedio de disminución de nutrientes (%) para HSSF localizados en zonas montañosas y semi-montañosas

País	T (°C)	Altura (ms.n.m.)	NT	FT	Referencia
Francia	10	720	57,3	69	(Merlin et al., 2002)
Suiza	8,4	730	80 – 100		(Züst & Schönborn, 2003)
Italia		739	68,8	63,5	(Foladori et al., 2012)
R. Checa	4,3 – 7,3	520 – 862		51 – 62	(Vymazal & Březinová, 2014)
China		1200	71,7	68,1	(Zhai, Xiao, Kujawa-Roeleveld, He, & Kerstens, 2014)
Ecuador	13-15	2400	55 – 76 (NTK)	35 – 49	Esta investigación

Asimismo, se observa que la temperatura y la altura inciden en la eficiencia del tratamiento (Tabla); sin embargo, se pueden conseguir valores semejantes a los de otras regiones del mundo, a pesar de que existe una gran diferencia entre la altitud presentada por el resto de países y la altitud bajo la que se encuentran funcionando los HSSF de esta investigación.

Conclusiones

En el análisis realizado se observó que, el uso adecuado de un tanque séptico para el pretratamiento de aguas residuales también hace que otros sistemas de tratamiento secundario (filtro anaerobio, humedales) sean más eficientes.

La disminución de NTK en los HSSF en estudio alcanzó valores promedio entre 60 y 88%, mientras que para FT entre 35 y 49%, con TRH entre cinco y nueve días respectivamente. Comparando estos resultados con los obtenidos en otros lugares de diferentes altitudes y climas fríos, se puede concluir que este sistema puede ser aplicado con éxito en nuestra región y en sus zonas rurales.

El análisis de los resultados obtenidos mostró que para la remoción de nutrientes mediante HSSF en las condiciones de temperatura y altura de la ciudad de Cuenca es necesario un TRH del orden de siete días y cargas hidráulicas bajas para asegurar eficiencias semejantes a las obtenidas en el presente trabajo. A su vez, se concluyó que los factores de TRH y carga hidráulica tienen mayor impacto en los resultados que el tipo de planta emergente que se use en los HSSF. La disminución de nitrógeno total y fósforo total cumplieron con lo determinado en la norma ambiental correspondiente.

Finalmente se indica que, la presente investigación puede servir como referencia para otros estudios en las condiciones de ecosistemas de montaña similares a las de la ciudad de Cuenca.

Referencias Bibliográficas

APHA. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (21st editi). Washington DC.

Boeykens, S. P., Piol, M. N., Samudio Legal, L., Saralegui, A. B., & Vázquez, C. (2017). Eutrophication decrease: Phosphate adsorption processes in presence of nitrates. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.026>

Fernández, D., Solis, H., Caicedo, L. F., & Acosta, M. (2015). Estrategia Nacional De Agua Y Saneamiento Del Ecuador, 1–269pp.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Foladori, P., Ortigara, A. R. C., Ruaben, J., & Andreottola, G. (2012). Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF + HSSF) treating domestic wastewater in the Alps region. *Water Science & Technology*, 65(5), 890pp. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.932>

Galanopoulos, C., Sazakli, E., Leotsinidis, M., & Lyberatos, G. (2013). A pilot-scale study for modeling a free water surface constructed wetlands wastewater treatment system. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 642–651pp. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.09.006>

Garfí, M., Pedescoll, A., Bécares, E., Hijosa-Valsero, M., Sidrach-Cardona, R., & García, J. (2012). Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *Science of The Total Environment*, 437, 61–67pp. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.087>

Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands* (Second edi). United States of America: CRC Press.

Kipasika, H. J., Buza, J., Lyimo, B., Miller, W. A., & Njau, K. N. (2014). Efficiency of a constructed wetland in removing microbial contaminants from pre-treated municipal wastewater. *Physics and Chemistry of the Earth*, 72, 68–72pp. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2014.09.003>

Larriva, J., & González, O. (2017a). Cinética de la remoción de DBO 5 en humedales con flujo sub-superficial horizontal Kinetics of BOD 5 removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, XXXVIII(1), 17–30pp.

Larriva, J., & González, O. (2017b). Modelación hidráulica de humedales artificiales de flujo sub-superficial horizontal Hydraulic modelling for horizontal subsurface flow constructed wetlands, XXXVIII(1), 3–16pp.

Mæhlum, T., & Stålnacke, P. (1999). Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: Effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations. *Water Science and Technology*, 40(3), 273–281pp. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00441-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00441-2)

Mburu, N., Tebitendwa, S. M., Rousseau, D. P. L., van Bruggen, J. J. A., & Lens, P. N. L. (2013). Performance Evaluation of Horizontal Subsurface Flow–Constructed Wetlands for the Treatment of Domestic Wastewater in the Tropics. *Journal of Environmental Engineering*, 139(3), 358–367pp. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000636](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000636)

Merlin, G., Pajean, J.-L., & Lissolo, T. (2002). Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous area. *Hydrobiologia*, 469(1–3), 87–98pp. <https://doi.org/10.1023/A:1015567325463>

Rivas H., A. Tecnologías de tratamiento de aguas residuales (2016). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- Shannon, M. a, Bohn, P. W., Elimelech, M., Georgiadis, J. G., Mariñas, B. J., & Mayes, A. M. (2008). Science and technology for water purification in the coming decades. *Nature*, 452(7185), 301–10pp. <https://doi.org/10.1038/nature06599>
- Tobin, J. (John W. (2012). *The right to health in international law*. Oxford University Press.
- Tunçsiper, B., Drizo, A., & Twohig, E. (2015). Constructed wetlands as a potential management practice for cold climate dairy effluent treatment — VT, USA. *Catena*, 135, 184–192pp. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.028>
- U.S. EPA. (2000a). Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. *U.S. EPA Office of Research and Development*, (September), 166pp. Retrieved from <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/Pubs/2001/wetlands/625r99010.pdf>
- U.S. EPA. (2000b). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales - Humedales de flujo subsuperficial. *U.S. EPA Office of Water*, 13pp.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 48–65pp. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Vymazal, J., & Kropfelová, L. (2009). Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the Total Environment*, 407(13), 3911–3922pp. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.032>
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. Springer.
- Wang, F., Liu, Y., Ma, Y., Wu, X., & Yang, H. (2012). Characterization of nitrification and microbial community in a shallow moss constructed wetland at cold temperatures. *Ecological Engineering*, 42, 124–129pp. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.006>
- Wang, M., Zhang, D. Q., Dong, J. W., & Tan, S. K. (2017). Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate — A review. *Journal of Environmental Sciences*, 57, 293–311pp. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.12.019>
- Wilkinson, G. M. (2017). Eutrophication of Freshwater and Coastal Ecosystems. In *Encyclopedia of Sustainable Technologies* (pp. 145–152). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10160-5>
- World Health Organization, & United Nations Children's Fund. (2017). *Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene*. Retrieved from
- https://www.unicef.org/media/media_96632.html
- Zhang, D., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management*, 141, 116–131pp. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>
- Züst, B., & Schönborn, A. (2003). Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates: planted soil filter Schattweid-13 years' experience. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*, 55–68pp.

TEMÁTICA: AGUAS RESIDUALES

[00005] TRATAMIENTO DE LIXIVIADO DE RELLENO SANITARIO MEDIANTE PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADOS Y ADSORCIÓN

**RODRIGO POBLETE CHÁVEZ¹; YOLANDA LUNA²; NORMA PÉREZ PELÁEZ³;
ERNESTO CORTES PIZARRO⁴**

Universidad Católica del Norte^{1,3,4}; Universidad de Sevilla²

**rpobletech@ucn.cl; rpoblete05@hotmail.com¹; yluna@etsi.us.es²; norma.perez@ucn.cl³;
ecortes@ucn.cl⁴**

Palabras Clave: Lixiviado; oxidación avanzada; adsorción, fitotoxicidad.

Abstract.

Landfill leachate are a toxic and dangerous kind of waste water that if is sent to the environment implies risk for humans and ecosystem. Therefore is need to develop an adequate system to treat it that allow reduce its toxicity and enhance its biocompatibility. Advanced oxidation processes allow to lessen recalcitrant organic matter present in complex waste water and adsorption process permit remove heavy metals and salts existing in landfill leachate. Therefore it was evaluate the technical feasibility of the depuration of landfill leachate using solar photoFenton/ozone and adsorption process with activated carbon produced with waste of fisheries and also study the phytotoxicity of the treated leachate. After solar photoFenton/ozone it was obtained an elimination of COD and color of a 97 and 56%, respectively, and after the adsorption process it was removed 16, 25, 70 and 51 % of COD, color, copper and iron, respectively. According with the phytotoxicity analysis it shows that the untreated leachate is toxic and doesn't allows the germination of *Lactuca sativa*. After the filtration and coagulation process, as pretreatment, the germination percentage increased slightly, however when was carried out solar photoFenton/ozone and adsorption process the phytotoxicity enhance a lot, obtaining a high level of

SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

germination, it was y 70 and 90% of germination for a concentration of treated leachate of 30 and 10%, higher than the obtained with other process.

Introducción

Los lixiviados de rellenos sanitarios son el principal método de disposición de residuos sólidos domésticos, en países en desarrollo y desarrollados (Busch et al., 2010). Se generan como resultado de la intrusión de aguas subterráneas, percolación de lluvias y debido a la humedad presente en los residuos en descomposición; el agua residual generada se caracteriza por ser potencialmente tóxica y de difícil biodegradación. La liberación de estas aguas en el medioambiente sin un tratamiento adecuado implica riesgos considerables para los humanos y para el ecosistema (Olibri et al., 2017).

Se han probado varios sistemas, tanto convencionales como avanzados para el tratamiento de los lixiviados. En ese sentido, para conseguir adecuarse a los estándares normativos de descarga de estos líquidos a aguas superficiales se ha aceptado el uso de una combinación de procesos químicos (coagulación-floculación, procesos de oxidación avanzados (POAs), físicos (adsorción, filtración por membranas, stripping de aire) y biológicos (Gao et al., 2015).

Existen varios factores que permiten evaluar el rendimiento del proceso, tales como la eliminación de contaminantes, viabilidad operacional, requerimientos energéticos, costos económicos e impactos ambientales entre otros (Van Hulle et al., 2010). Los factores que afectan directamente la calidad del lixiviado tratado y que va a ser enviado al medioambiente son la preocupación ambiental al respecto, la tecnología disponible y su eficacia (Olibri et al., 2017).

Un sistema de tratamiento que ha obtenido buenos resultados es el de la utilización de adsorción en carbón activado (CA), en cual se ha adoptado adecuadamente como postratamiento de procesos Fenton y como pretratamiento de procesos de coagulación floculación. Es así que los procesos de adsorción utilizando CA se han reportado como altamente versátiles en la eliminación de una amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos (Turki et al., 2013).

En los años recientes los procesos de oxidación avanzados (POAs) han sido eficientemente utilizados para mejorar la biodegradabilidad de los lixiviados. La base del funcionamiento de los POAs es la generación del radical hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), el cual tiene una vida muy corta (nanosegundos), es no selectivo y es un potente oxidante de compuestos orgánicos. Sin embargo, estos procesos suelen tener demandas energéticas elevadas (Hurwitz et al., 2014). En ese respecto, procesos como $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$, O_3 , y $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ son frecuentemente utilizados para generar $\cdot\text{OH}$ en el tratamiento de lixiviados, pero son altamente demandantes de energía eléctrica. Sin embargo existen alternativas tecnológicas que permiten hacer frente a esa desventaja, utilizando la energía solar como fuente de radiación ultravioleta. Es así que se han conseguido resultados muy favorables al utilizar oxidación fotoFenton (Vilar et al., 2012). Por ejemplo, De Torres-Socías et al. (2014) obtuvo un elevado grado de depuración de lixiviados al utilizar coagulación como pretratamiento de un proceso consistente en fotoFenton solar, con lo cual se consiguió aumentar la biodegradabilidad del lixiviado. En un estudio publicado por nuestro grupo de investigación se estudiaron los costos de eliminar DQO y color de un lixiviado, utilizando adsorción en carbón activado, obtenido de residuos del café, con POAs solares (Poblete et al., 2017). Se concluyó que la utilización de energía solar reduce sustancialmente los costos energéticos; además, la aplicación de ozono combinado con H_2O_2 y energía solar es viable técnica y económicamente como método de tratamiento de lixiviado de rellenos sanitarios. Sin embargo, aún es necesario seguir avanzando en cuanto a los niveles de depuración a conseguir, en la reducción de la toxicidad de estas aguas y en la obtención de un lixiviado posible de usar en procesos de riego.

Objetivos

Los objetivos de este trabajo de investigación han sido evaluar la factibilidad técnica de la depuración de lixiviado de mediante el uso de procesos de adsorción en carbón activado y procesos fotoFenton solares/ozono y estudiar la toxicidad del lixiviado tratado.

Metodología

El lixiviado fue recolectado de la balsa de acumulación de estos líquidos en el El Panul, ubicado en Coquimbo, Chile. La muestra fue preservada a 4°C en oscuridad hasta su estudio y experimentación. En la Tabla 1 se presenta una caracterización del lixiviado sin tratamiento.

Tabla 1. Caracterización del lixiviado proveniente del relleno sanitario.

Parámetro	Valor
DQO (mg/L)	12 322
pH	8.7
Sólidos totales (mg/L)	21 200
Color (PCU)	17 700
Cobre (mg/L)	15 300
Hierro (mg/L)	1 200
Magnesio (mg/L)	68.4
Calcio (mg/L)	22.2

El lixiviado antes de ser sometido al proceso fotoFenton/ O_3 solar fue pretratado mediante filtración, empleándose un filtro de 5 micrómetros de celulosa, con el objetivo de retirar las partículas de mayor tamaño, que pudieran obstaculizar el paso de la radiación UV solar, elemento fundamental en estos procesos. Luego de la filtración el lixiviado fue mezclado con 1 g/L de FeCl_3 para luego dejar reposar por 12 h, con el objetivo de producir coagulación y floculación de material sedimentable. Posterior a esto 9 L del sobrenadante se instalaron en un fotorreactor colector parabólico compuesto (reactor CPC), que trabaja en batch o discontinuo y tiene una superficie iluminada de 0.36 m^2 . Está constituido de un tubo de vidrio borosilicato, contado en el foco de un espejo parabólico, tal como se muestra en la Figura 1. Previamente el lixiviado se debió ajustar a pH 3, debido a que en estas condiciones se obtienen rendimientos óptimos para fotoFenton (de Lima Perini et al., 2013). Mediante una sonda se borbotea gas ozono en el seno del líquido, para lo cual se empleó un generador de ozono marca Netech, modelo CH-KTB 3 G, 100 W de potencia y capaz de entregar and 3 g de O_3 por hora. Para el proceso fotoFenton se utilizó una concentración de H_2O_2 de 0.67 g/L y 0.067 g/L de FeSO_4 . Esta reacción tuvo una duración de 5 h y se realizó en las

horas centrales del día, para tener la mayor cantidad de radiación solar disponible, la cual fue medida por un radiómetro Kipp&Zonen, CUV 5, montado en una plataforma inclinada a 30°, la misma inclinación que el CPC y que la latitud de Coquimbo. Este radiómetro mide la radiación solar ultravioleta en términos de W/m^2 y utilizando la ecuación 1 fue posible medir la cantidad de radiación solar acumulada que requirió cada experimento (Malato et al., 2003).

$$Q_{UV,n} = Q_{UV,n-1} + \Delta t_n UV_{G,n} \frac{A_r}{V_t}, \quad \Delta t_n = t_n - t_{n-1}$$

(1)

Donde Q_{UV} es la cantidad energía solar UV_A recibida durante los experimentos por unidad de volumen (L), t_n es el tiempo de exposición (s); $UV_{G,n}$ es la irradiancia global UV promedio en ese tiempo, A_r es el área iluminada del reactor (m^2) y V_t es el volumen total expuesta a la reacción (L).

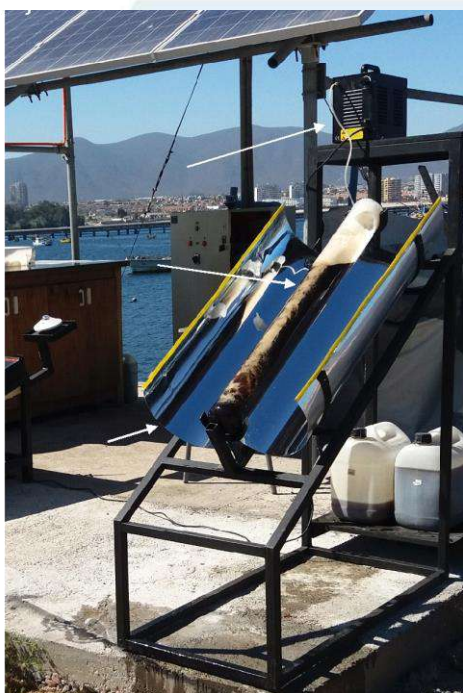


Figura 1. Fotorreactor CPC y generador de ozono.

Se tomó una muestra del lixiviado al iniciar la reacción fotoFenton/ O_3 y luego cada 30 minutos de experimentación. Se midió la demanda química de oxígeno (DQO) y el color del lixiviado a lo largo del proceso y este se graficó respecto de Q_{UV} .

Posterior al POAs fotoFenton/ O_3 se ejecutó un proceso de adsorción en carbón activado, para lo cual se utilizó como agente adsorbente un residuos sólido orgánico de la pesquería local, esto es escamas de machuelo, pescado de la especie *Sardinella maderensis*. Se utilizó este material debido a la gran cantidad que se genera de este residuo, por lo cual permite ofrecer una alternativa estratégica interesante como reutilización de un subproducto pesquero, además por presentar un alto contenido de colágeno y por consiguiente de carbono, permitiendo al mismo tiempo el uso de un material de bajo costo y ambientalmente amigable (Omidi et al, 2017). Las escamas fueron lavadas con agua del grifo para luego carbonizarlas por 3 h a 700 °C en una mufla.

Antes de desarrollar la adsorción el pH del lixiviado fue ajustado a 7. El proceso de adsorción consistió en instalar el lixiviado proveniente del POAs en un tanque con un sistema de agitación (150 rpm) por tres horas, con una carga del adsorbente de 1 g/L. Se tomó una muestra del lixiviado al iniciar el proceso de adsorción y luego cada 30 minutos de experimentación y en cada muestra se midió la DQO, el color, la concentración de cobre y de hierro.

Posteriormente, se realizó un experimento para evaluar la toxicidad del lixiviado sometido a los distintos tratamientos, utilizando la técnica de germinación de semillas de la lechuga *Lactuca sativa* de acuerdo a la metodología propuesta por Bowers et al., (1997). El uso de *L. sativa* en test de toxicidad presenta varias ventajas, como lo son su simplicidad, relativa rapidez, bajo costo y replicabilidad. Además esta especie vegetal es mucho más sensible a toxinas que otras especies, no germinando cuando las condiciones ambientales no son lo suficientemente favorables (Valerio et al., 2007).

Resultados y discusión

A continuación, en la Figura 2 presentan los resultados de los experimentos de pretratamiento y fotoFenton/ O_3 , en el cual es posible observar una importante eliminación de materia orgánica, 97 % y 56 % de eliminación de color y DQO, respectivamente.

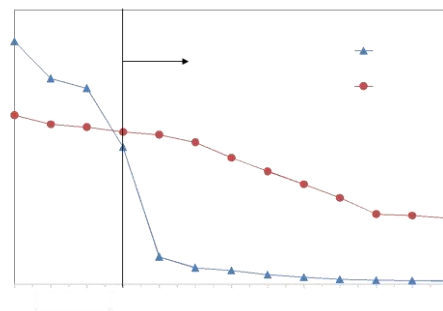


Fig. 2. Evolución del color y DQO del lixiviado luego de distintos tratamientos. Concentraciones en mg/L.

Esta elevada eliminación de materia orgánica durante el proceso FotoFenton/O₃ se debe a la generación de radical hidroxilo (HO[•]), el cual es una especie química altamente oxidante (E₀ = 2.80 eV), y se produce debido a la interacción de los reactivos Fenton y UV, tal como se aprecia en las ecuaciones 2 y 3:



(2)



(3)

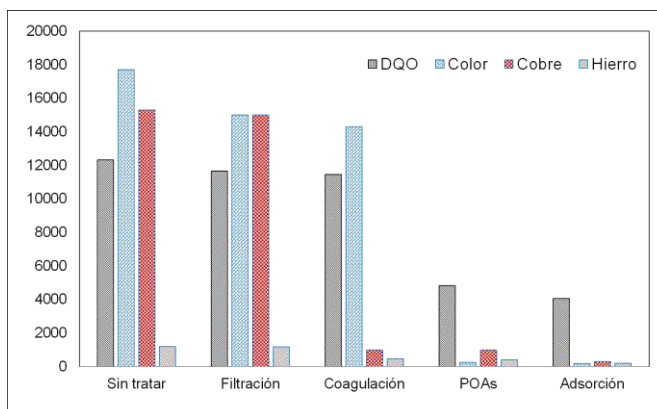
Por otro lado, al combinar ozono con peróxido de hidrógeno (proceso denominado peroxone), se generan reacciones entre O₃ y H₂O₂ (Ecuación 4).



(4)

Posteriormente, al realizarse el proceso de adsorción en carbón activado se aprecia una eliminación del 16 %, 25 %, 70 % y 51 % de DQO, color, cobre y hierro, respectivamente (Figura 3). Los resultados de una relativamente alta adsorción de metales pesados se deben a las condiciones operacionales en las cuales se desarrolló el proceso de manera de aumentar la eficiencia del proceso, en cuanto a que a ese pH (7) los sitios superficiales de adsorción se desprotonan, promoviendo la atracción electrostática, induciendo una mayor adsorción de materiales con carga positiva, como es el caso del cobre y del hierro (Huang et al., 2012). La presencia de Ca²⁺ y Mg²⁺, que se encontró con concentraciones de 22.2 y 68.4 mg/L, respectivamente al final del proceso pudo haber incidido negativamente en la eliminación de metales pesados, debido a una competición por los sitios específicos de adsorción (He et al., 2017).

Figura 3. Evolución de DQO, color, cobre y hierro presente en el lixiviado a lo largo de distintos tratamientos.



En la Figura 4 se presentan los resultados del test de toxicidad con *Lactuca sativa*, donde se aprecia que se tiene un porcentaje de germinación muy bajo cuando se utiliza el lixiviado tratado por medio de filtración y coagulación, teniéndose una germinación de un 2 y un 10% para concentraciones de 3 y 1%, respectivamente para el lixiviado filtrado. Para el lixiviado coagulado el porcentaje de germinación fue de un 5 y 15% para una concentración de 3 y 1 %, respectivamente, no existiendo germinación para concentraciones superiores.

La razón que explica esta muy baja germinación es la alta concentración de contaminantes presentes en el lixiviado, dado que la germinación de estas semillas se ve negativamente afectadas por la presencia de metales pesados y materia orgánica (Welter et al., 2018). Cuando estas sustancias están presentes en exceso producen efectos negativos en el metabolismo de la planta, que puede afectar su respiración, fotosíntesis y crecimiento (Malandrino et al., 2011).

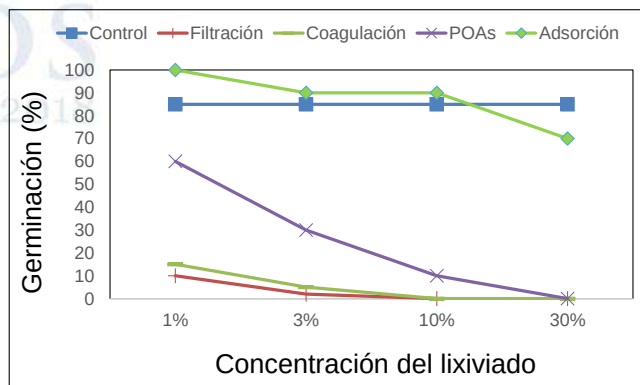


Figura 4. Evolución del porcentaje de germinación en *Lactuca sativa* con el lixiviado a lo largo de distintos tratamientos.

Por otro lado, al utilizarse el lixiviado sometido al procesos fotoFenton/O₃ (POAs) y adsorción en carbón activado los porcentajes de germinación fueron mayores, con un 10, 30 y 60% de germinación para el lixiviado sometido a POAs a una concentración de un 30, 3 y 1% y 70, 90, 90 y 100% de germinación para el lixiviado adsorbido a una concentración de 30, 10, 3 y 1%, indicando una menor toxicidad, lo cual se debe que estos procesos eliminaron de forma suficiente estos contaminantes, permitiendo una mayor germinación de **L. sativa**.

Conclusiones

El lixiviado del relleno sanitario es un agua compleja, con una alta concentración de materia orgánica, sales minerales y metales pesados, que sin un tratamiento adecuado es tóxica.

Luego de un tratamiento de filtración, coagulación y fotoFenton/O₃ la calidad del lixiviado aumenta de forma importante, en términos de eliminación de color y DQO.

La utilización de radiación solar como fuente de UV permite que el proceso fotocatalítico desarrollado sea eficiente y ambientalmente amigable.

El proceso de adsorción en carbón activado permitió una elevada eliminación de metales pesados, tales como cobre y hierro, así mismo se evidenció una reducción en la materia orgánica presente en el lixiviado.

Se observa que la utilización de residuos de las pesquerías, en particular de escamas de machuelo, es útil para la generación de carbón activado.

El sistema de tratamiento global (pretratamiento, POAs y adsorción) reduce significativamente la toxicidad del lixiviado, permitiendo parcialmente su uso en riego.

Referencias Bibliográficas

Bowers, N., Pratt, J.R., Beeson D., 1997. Lewis M., Comparative Evaluation of Soil Toxicity using Lettuce Seeds and Soil Ciliates, *Environmental Toxicology and Chemistry* 16 (2), 207-213.

Busch, J., Ahrens, L., Sturm, R., Ebinghaus, R. 2010. Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates, *Environ. Pollut.* 158, 1467-1471. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.031>

de Lima Perini, J.A., Perez-Moya, M., Nogueira, R.F.P. 2013. Photo-Fenton degradation kinetics of low ciprofloxacin concentration using different iron sources and pH. *J. Photoch. Photobiol.*, 259, 53-58. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2013.03.002>

Gao, J., Oloibiri, V., Chys, M., Audenaert, W., Decostere, B., He, Y., Van Langenhove, H., Demeestere, K., Van Hulle, S.W.H. 2015. The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Rev. Environ. Sci. Bio Technol.* 14, 93-122. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-014-9349-z>.

He, J., Li, Y., Wang, C., Zhang, K., Lin, D., Kong, L., Liu, J. 2017. Rapid adsorption of Pb, Cu and Cd from aqueous solutions by -cyclodextrin polymers. *Applied Surface Science* 426, 29-39. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2017.07.103>

Huang, K., Liu, L., Jiang, B., Zhu, H., 2012. Removal of Pb(II) by modified watermelon peel adsorbent. In: T.T. Chen Honorary Symposium on Hydrometallurgy, Electrometallurgy and Materials Characterization. John Wiley & Sons, Inc., USA, pp. 673-680. DOI: 10.1002/9781118364833.ch62

Hurwitz, G., Pornwongthong, P., Mahendra, S., Hoek, E.M.V. 2014. Degradation of phenol by synergistic chlorine-enhanced photo-assisted electrochemical oxidation, *Chem. Eng. J.* 240, 235-243. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.11.087>

Malato, S., Blanco, J., Vidal, A., Alarcón, D., Maldonado, M.I., Cáceres, J., Gernjak, W. 2003. Applied studies in solar photocatalytic detoxification: an overview. *Sol. Energy* 75, 329-336. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2003.07.017>

Malandrino, M., Abollino, O., Buoso, S., Giacomino, A., La Gioia, C., Mentasti, E. 2011. Accumulation of heavy metals from contaminated soil to plants and evaluation of soil remediation by vermiculite. *Chemosphere* 82, 169-178. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.028>

Oloibiri, V., Chys, M., De Wandel, S., Demeestere, K., Van Hulle, S. 2017. Removal of organic matter and ammonium from landfill leachate through different scenarios: Operational cost evaluation in a full-scale case study of a Flemish landfill. *Journal of environmental management*, 203, 774-781. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.055>

Omidi, M.H., Azad, F.N., Ghaedi, M., Asfaram, A., Azghandi, H.A. 2017. Synthesis and characterization of Au-NPs supported on carbon nanotubes: Application for the ultrasound assisted removal of radioactive UO₂²⁺ ions following complexation with Arsenazo III: Spectrophotometric detection, optimization, isotherm and kinetic study. *J. Colloid Interface Sci.* 504, 68-77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jcis.2017.05.022>.

Poblete, R., Oller, J., Maldonado, M.I., Luna, Y., Cortes, E. 2017. Cost estimation of COD and color removal from landfill leachate using combined coffee-waste based activated carbon with advanced oxidation processes.

Journal of Environmental Chemical Engineering, 5(1), 114-121.

<http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.jece.2016.11.023>.

Turki, N., Belhaj, D., Jaabiri, I., Ayadi, H., Kallel, M., Bouzid, J. 2013. Determination of organic compounds in landfill leachates treated by coagulation-flocculation and fenton-adsorption, *IOSR J. Environ. Sci. Toxicol. Food Technol.* 7, 18–25.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.019>

Valerio, M.E., Garcia, J.F., Peinado, F.M. 2007. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Sci. Total Environ.* 378, 63-66.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.007>

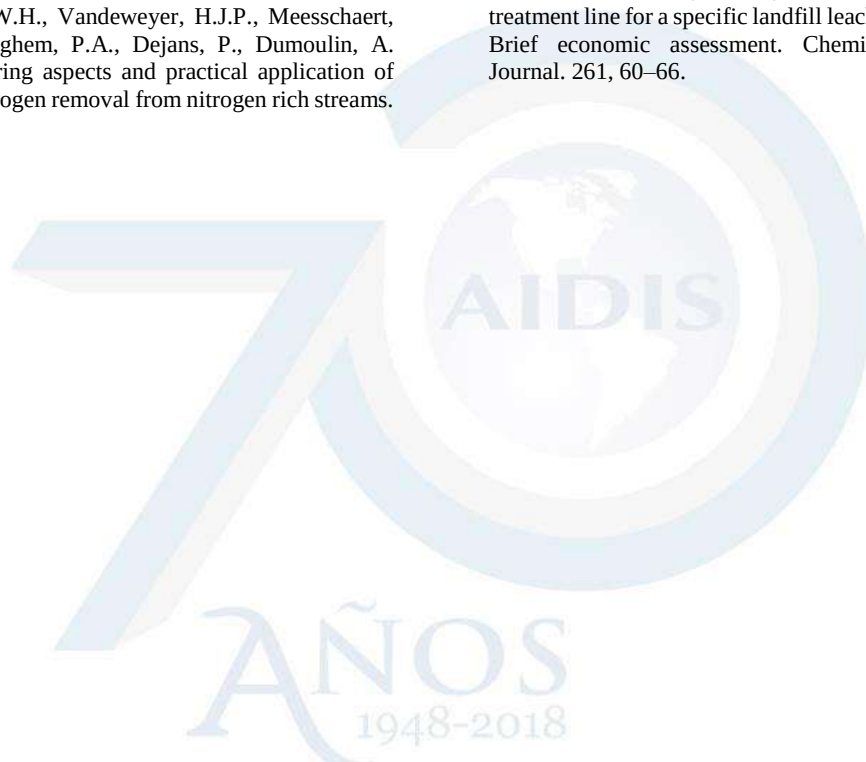
Van Hulle, S.W.H., Vandeweyer, H.J.P., Meesschaert, B.D., Vanrolleghem, P.A., Dejans, P., Dumoulin, A. 2010. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams.

Chem. Eng. J. 162, 1-20.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2010.05.037>.

Vilar, V., Silva, T., Santos, M., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R. 2012. Evaluation of solar photo-Fenton parameters on the preoxidation of leachates from a sanitary landfill, *Sol. Energy*. 86, 3301-3315.
<https://doi.org/10.1016/j.solener.2012.08.014>

Welter, J., Veridiani, E., Rotta, E., Seibert, D. 2018. Bioassays and Zahn-Wellens test assessment on landfill leachate treated by photo-Fenton process. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6, 1390–1395.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.059>

De Torres-Socias, E., L. Prieto-Rodríguez, A. Zapata, I. Fernández-Calderero, I. Oller, S. Malato, 2015. Detailed treatment line for a specific landfill leachate remediation. Brief economic assessment. *Chemical Engineering Journal*. 261, 60–66.



[00017] REATORES ANAERÓBIOS COMPACTOS APLICADOS AO TRATAMENTO DE ESGOTOS GERADOS EM UNIDADE DE ENSINO

LUCIANO MATOS QUEIROZ¹; SABRINA RIBEIRO DO AMARAL²; LUCAS
VIRGENS DOS SANTOS³; LAÍS MACHADO LIMA⁴; TIAGO ROCHA SANTOS⁵;
DANIELE VITAL VICH⁵

Universidade Federal da Bahia^{1,2,3,4,5,6}

lmqueiroz@ufba.br¹; sabrina.amaral92@gmail.com²; lucas.vs@outlook.com³; lailais@yahoo.com.br⁴;
tiagorochasantos6@gmail.com⁵; danielevich@gmail.com⁶

Abstract

The aim of this paper is to present the results of the performance evaluation of compact anaerobic reactors (RAn) designed for the exclusive treatment of wastewater produced in middle and senior high school located in the city of *Salvador, Bahia* state, Brazil. The average daily influent flow (44.2 m³/day) was divided equally between two RAn resulting in a hydraulic retention time equal to 16 hours. Due to the water use habits in the school, the anaerobic process was submitted to great variations of organic load (5.1 a 23.1 kg BOD per day). However, even subject to those conditions, the removal of organic matter in RAn can be considered similar to those achieved by the UASB

reactors. The BOD removal efficiencies varied between 75 and 79%. The effluent concentrations of COD and macronutrients (Nitrogen and Phosphorus) evidenced the imperative need of the adoption of a post-treatment to meet the discharge quality criteria required by the Brazilian Environmental Council (CONAMA). On the other hand, considering the performance, ease construction and installation, these reactors can be considered as a suitable technology to facing up the deficit of sanitation services in Brazilian cities.

Key words: anaerobic treatment, decentralized wastewater, compact reactors

Apesar da implantação crescente da tecnologia anaeróbia em ETE descentralizadas de pequeno porte, ainda há pouca experiência com relação à operação em escala real e pouca informação sobre o desempenho e robustez desse processo quando utilizado nessa escala. Os estudos realizados em estações experimentais demonstram uma boa perspectiva para o tratamento anaeróbio, no que se refere à eficiência de remoção da matéria orgânica e sólidos em suspensão. Entretanto, os dados em escala experimental nem sempre representam as condições e resultados similares aos encontrados com a operação em escala plena, a qual está sujeita a problemas operacionais e de manutenção, além das variações de cargas hidráulicas e orgânicas ocorridas ao longo da operação. A avaliação do desempenho em escala real pode contribuir para a obtenção de valores e parâmetros de projeto que garantam o funcionamento adequado desses reatores. O conhecimento das eficiências de remoção de poluentes nesses reatores pode contribuir para o dimensionamento racional das unidades de pós-tratamento aeróbio o que ajuda na redução dos custos globais do processo de tratamento.

1. Introdução

2. Objetivo

Esta pesquisa avaliou o desempenho de reatores anaeróbios compactos instalados em uma ETE de pequeno porte, em escala real, destinada a realizar o tratamento dos esgotos gerados de uma instituição de ensino fundamental.

3. Metodologia

O estudo foi realizado em uma ETE de pequeno porte, denominada ETE Villa, destinada exclusivamente a realizar o tratamento dos esgotos gerados em uma unidade de ensino fundamental localizada na cidade de Salvador, Bahia, Brasil.

A vazão foi obtida por meio de medidor ultrassônico instalado na calha Parshall com um registrador de dados, permitindo o registro dos dados de vazão em tempo real. O equipamento foi programado para coletar dados de vazão em intervalos de 5 minutos. A partir das medições da vazão da ETE Villa, foram construídos hidrogramas das vazões com o auxílio do software Microsoft EXCEL®. A Tabela 1 mostra um resumo das principais

características dos reatores anaeróbios instalados na ETE Villa.

Tabela 1. Características físicas dos RAn da ETE Villa

Parâmetros	Dimensão
Diâmetro	2.72 m
Altura total	2.57 m
Altura útil	2.35 m
Altura do compartimento de digestão	1.65 m
Altura do compartimento de decantação	0.75 m
Área de influência de cada tubo de distribuição	2.90 m ²
Área	5.83 m ²
Volume útil	14.56 m ³

A Figura 1 mostra uma representação esquemática da configuração externa dos reatores anaeróbios instalados na ETE Villa.

O monitoramento do processo ocorreu durante 158 dias totalizando 20 campanhas de amostragem. O volume do esgoto coletado em cada um dos três pontos de coleta era proporcional às vazões horárias da ETE Villa, obtidos por meio da análise do perfil hidráulico, de modo a se obter, ao final do dia, uma amostra composta.

Para o monitoramento do processo, as análises físico-químicas realizadas foram: DQO total e filtrada, DBO, alcalinidade total (AT), pH, ácidos voláteis totais (AVT), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), nitrogênio total Kjhedal (NTK), fósforo total (PT), óleos e graxas (O&G) sólidos sedimentáveis (Ssed), sólidos em suspensão totais (SST) e voláteis (SSV). As análises foram realizadas seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012).

Para a avaliação da evolução da concentração da biomassa no interior do RAn, foi realizada quinzenalmente a coleta de 1 L de lodo em cada um dos três pontos de amostragem. As análises foram realizadas no LABRE, segundo os procedimentos descritos por (APHA, AWWA, WEF, 2012), determinando para cada ponto a concentração de Sólidos Totais (ST) e Voláteis (SVT).

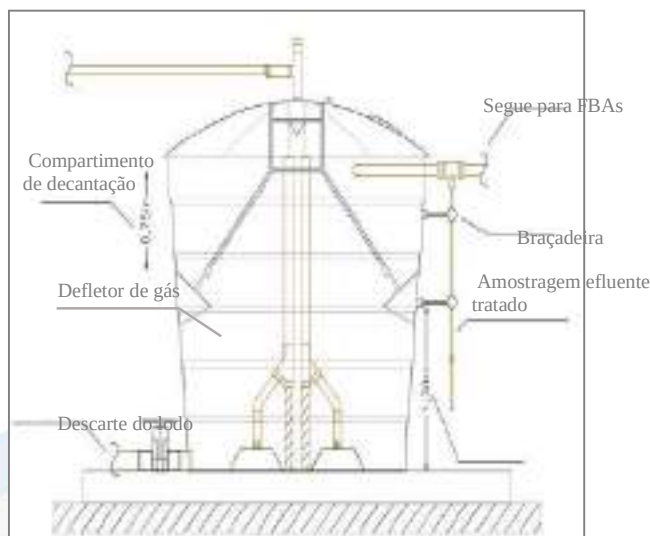


Figura 1. Configuração externa dos RAn e identificação dos elementos componentes

4. Resultados e Discussão

A Figura 2 mostra o hidrograma de vazões da ETE Villa. Considerando apenas os dias úteis, constata-se que a vazão é crescente a partir das 07:00 horas devido ao início do funcionamento da unidade de ensino até às 10:00. Nesse horário, registra-se o primeiro pico, entre o intervalo das 14:00 às 15:00 horas é verificado um declínio da vazão, devido à ausência de atividades extraclasse. A partir das 17:00 horas a vazão é decrescente na ETE Villa, referente ao início do encerramento das atividades escolares da instituição de ensino.

É possível constatar que entre o período das 21:00 às 06:00 h a vazão é praticamente nula na ETE, devido a inexistência de atividades na instituição. Portanto, pode-se afirmar que o processo é submetido à carga orgânica entre segunda e sexta-feira, das 07:00 às 21:00 horas.

Aos finais de semana, observa-se que a vazão é praticamente nula durante todos os períodos do dia. A produção de esgoto aos sábados e domingos é proveniente apenas dos eventos culturais realizados no teatro e atividades de manutenção da unidade de ensino. Diante dos hidrogramas da ETE Villa, é possível concluir que o seu perfil hidráulico é diferente do observado em estações de tratamento de esgotos tipicamente domésticas.

Com relação às condições operacionais da ETE Villa, o valor da vazão média diária foi igual a 44.1 m³/d sendo que cada RAn recebe metade dessa vazão, apresentando assim, Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) de 16 horas, Carga Hidráulica Volumétrica (CHV) igual a 1.5

m³/m³.d e Velocidade Ascensional de Fluxo igual a 0.2 m/h.

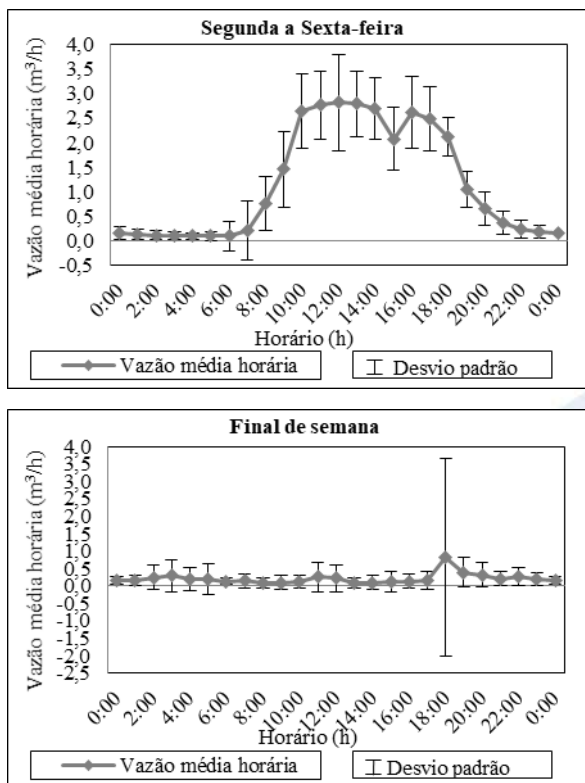


Figura 2. Hidrograma com as vazões médias da ETE Villa

A Tabela 2 mostra os valores das médias e desvios padrão dos parâmetros físicos e químicos para o afluente e efluente dos reatores anaeróbios da ETE Villa, durante o período de monitoramento.

Tabela 2. Média dos valores observados e os desvios padrão dos parâmetros físicos e químicos do afluente e efluente dos reatores anaeróbios durante o experimento

Parâmetro	Afluente	RAn 1	RAn 2
pH	7.7 ± 0.5	7.4 ± 0.2	7.4 ± 0.1
AT (mgCaCO ₃ /L)	367.6 ± 49.6	520.5 ± 59.9	525.0 ± 58.2
AVT (mgHAc/L)	169.0 ± 43.7	50.5 ± 13.4	49.6 ± 10.9
DQOt (mgO ₂ /L)	925.6 ± 268	280.4 ± 36.3	263.9 ± 40.8
DQOf (mgO ₂ /L)	459.4 ± 100	191.0 ± 43.0	173.4 ± 32.2
DBO (mgO ₂ /L)	454.8 ± 156	88.5 ± 35.2	107.2 ± 48.1

SST (mg/L)	334.0 ± 187	66.8 ± 9.0	57.8 ± 9.4
SSV (mg/L)	285.5 ± 142	58.7 ± 7.6	50.6 ± 8.5
Ssed (mg/L)	14.5 ± 15.1	0.6 ± 0.5	0.3 ± 0.3
O&G (mg/L)	20.4 ± 15.0	6.5 ± 3.2	6.2 ± 2.3
N-NH ₃ (mg/L)	108.7 ± 11.0	125.3 ± 10.5	126.8 ± 10.1
NTK (mg/L)	145.8 ± 17.1	141.0 ± 16.6	138.6 ± 14.9
PT (mg/L)	10.5 ± 1.5	10.8 ± 1.6	10.5 ± 1.4

Os valores de alcalinidade total (AT) aumentaram do afluente para o efluente dos reatores anaeróbios, indicando geração de alcalinidade, certamente, causada pela reação de amonificação. Ao analisar as concentrações de nitrogênio amoniacal para o afluente e efluente dos RAn apresentadas na Tabela 2, observa-se um aumento da sua concentração, provavelmente, ocasionado pela conversão de proteínas e aminoácidos e geração de amônia.

A redução das concentrações de AVT observadas no efluente dos RAn indica que o processo se encontra estável. Os ácidos não se acumulam além da capacidade neutralizadora presente no meio e o pH permanece na faixa favorável ao crescimento das Archeas metanogênica.

A Figura 3 mostra o comportamento dos parâmetros de DBO, DQOt, SST e SSV, no qual se observam grandes variações, principalmente, para DBO e DQO no afluente. Por outro lado, esse comportamento não foi observado para a concentração desses parâmetros no efluente, o que atesta a robustez dos RAn para amortizar as variações de carga orgânica aplicada.

Para a eficiência de remoção da DQO total e filtrada, a média dos valores observados foi 67.8% e 57.4% respectivamente para o RAn 1. Já para o RAn 2 os valores foram de 68.5% para DQO total e 61.2% a filtrada. Constatou-se que, apesar das variações de carga orgânica aplicadas aos reatores anaeróbios, as eficiências de remoção não foram comprometidas.

O comportamento dos SST e SSV foi semelhante ao da matéria orgânica. A média dos valores de eficiências de remoção de SSV foram iguais a 76.1% para RAn1 e 79.6% no RAn 2.

Durante o período monitorado não foram observadas elevadas concentrações de Ssed no efluente dos RAn, que em grande parte ocorrem devido ao carreamento de lodo.

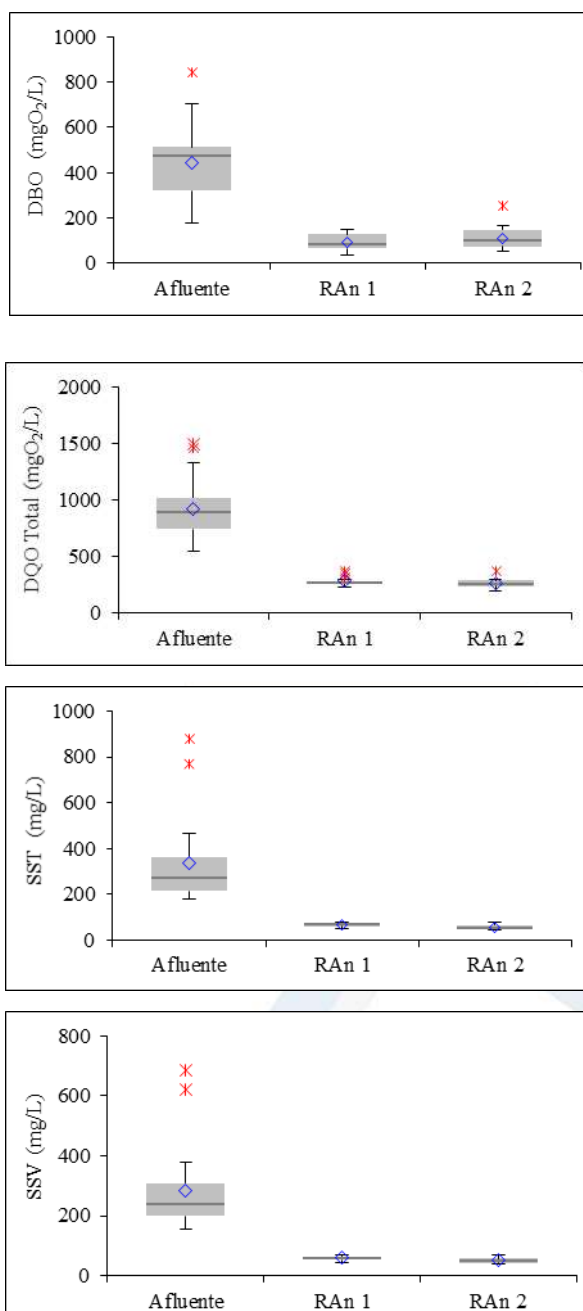


Figura 3. Gráfico de Boxplot para a concentração de DBO, DQOtotal, SST e SSV do afluente e efluente dos reatores anaeróbios durante o período de monitoramento

O efluente dos reatores anaeróbios apresentou média aritmética das concentrações e eficiências de remoção de O&G de 6.5 mg/L e 48.1% no RAn 1 e 6.2 mg/L e 47.9 % para o RAn 2.

Geralmente, nos sistemas que possuem lodo em suspensão, que é o caso dos reatores anaeróbios da ETE SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Villa, a concentração de sólidos geralmente não é uniforme, tornando necessária a amostragem de lodo em vários pontos ao longo da altura do reator. A Figura 4 mostra a concentração de ST e SVT no interior do compartimento de digestão do RAn 2 da ETE Villa para 3 alturas diferentes: 0.44 m (P1), 0.87 m (P2) e 1.30 m (P3).

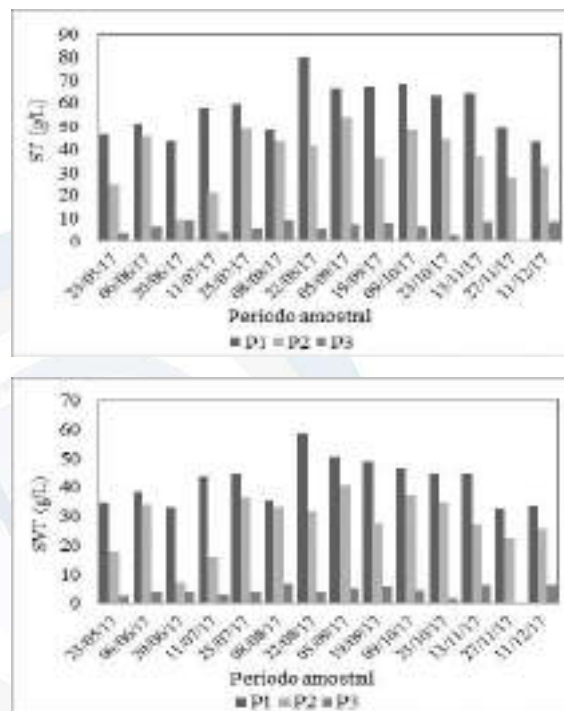


Figura 4. Perfil de ST e SVT ao longo do compartimento de digestão do RAn 2

Ao analisar o perfil de sólidos, observa-se que o P1 apresentou concentração de ST variando de 4% a 8%, com um lodo mais denso, característico ao encontrado na zona do compartimento de digestão denominada leito de lodo, onde a faixa de variação da concentração de ST é da ordem de 40 a 100 gST/L ou seja 4% a 10%.

Para a região do manto de lodo, representada pelos pontos de amostragem P2 e P3, foram observados o crescimento mais disperso e a formação de um lodo menos denso, sendo que, o P2 apresentou concentração ST variando de 1.5% a 3.5%. Já para o P3 as concentrações de ST foram inferiores a 1.0% durante todo o período de monitoramento. Não foram realizados descartes de lodo durante o monitoramento, sendo que o último descarte ocorreu no mês de dezembro de 2016.

5. Conclusões

Os resultados das concentrações efluentes de matéria orgânica e sólidos em suspensão revelaram que os reatores anaeróbios apresentaram bom desempenho e robustez quanto à amortização das variações de carga orgânica aplicada, obtendo remoções de DBO e DQO, respectivamente de 79.1% e 67.8% para o RAn 1, 75.8% e 68.5% para o RAn 2. Em relação a remoção de SST e SSV, respectivamente, as eficiências foram iguais a 75.9% e 76.1 para o RAn 1, 79.4% e 79.6% para o RAn 2. Entretanto, a remoção de nutrientes mostrou-se limitada, conforme já era esperado, por se tratar de um processo de digestão anaeróbia.

6. Referências Bibliográficas

Chernicharo, C.A.L. (2007). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios*. UFMG, Belo Horizonte.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA); Water Environment Federation (WEF). (2012) 22th ed. Washington DC, USA.



**[00030] EFECTIVIDAD DE UBS (UNIDAD BÁSICA DE
SANEAMIENTO) EMPLEANDO HUMEDALES ARTIFICIALES CON
ESPECIES NATIVAS EN LA DEPURACIÓN DE AGUAS
RESIDUALES EN EL CENTRO EXPERIMENTAL TUYU RURI –
MARCARA, PARA REÚSO DE AGUA EN RIEGO AÑO 2016-2017**

**MARTÍN MIGUEL HUAMÁN CARRANZA¹; ROSARIO ADRIANA POLO
SALAZAR²; CARLOS POMA VILLAFUERTE³; CESAR DAVILA PAREDES⁴;
YUDITH ISABEL FLOREZ ALBORNOZ⁵**

Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo^{1,2,3,4,5}

**martinmhc@outlook.com1; rosario_polo@hotmail.com2; cpmav@yahoo.com3;
cemagre@hotmail.com4; ingyifa@gmail.com5**

Palabras Clave:

humedales artificiales, aguas residuales, contaminación,
calidad de aguas

Abstract

the present research work evaluated the efficiency of artificial wetlands with native species of the area, for this an improved septic tank was implemented as a primary treatment unit, followed by wetlands one of horizontal flow with "Cartridge" and another wetland flow vertical with "Horsetail" in which the removal of organic matter is greater; The samplings were taken at the entrance of the residual water in the reception box, at the outlet of the septic tank, at the exit of the wetland with Cartridge and at the exit of the wetland with Horsetail, during the course of 2017.

the wetland with Cartridge that is recovered first in the days after the adaptation that lasted approximately 15 days, showing an efficiency of 77% at the end of the work unlike the Horsetail that shows an efficiency of 75%.

Taking into account the results we can conclude that artificial wetlands work efficiently in the removal of organic matter and improve water quality, the wetland with Cartridge being the most efficient; since the plants show a fast adaptation and easy growth, as well as a great resistance to the radiation; therefore they allow to recover the residual waters and to be able to refuse them in the irrigation of agricultural zones and drink of animals.

Introducción

El presente trabajo de investigación pretende evaluar la efectividad de las unidades básicas de saneamiento empleando humedales artificiales para la depuración de aguas residuales en el Centro Experimental de Tuyu Ruri; aportando de esta manera en la necesidad legal y ambiental de conservar el agua y reusarla sin riesgo alguno, sobre todo en zonas rurales y comunidades pequeñas. En la actualidad existe una gran presión sobre los recursos hídricos a nivel mundial; según la UNESCO (2003) el 69% del agua dulce disponible en el planeta se destina a la agricultura, representa el 23% a la industria y el 8% al consumo doméstico.

En las zonas rurales que tienen una distribución desordenada de lotización y catastro y son muy dispersas; por ende, es imposible cubrir el servicio de alcantarillado sanitario para esas viviendas, por tal razón se proponen alternativas de tratamiento individual de las aguas residuales domesticas denominadas UBS (unidades básicas de saneamiento) que consiste en la implementación de tratamiento sencillos y de fácil acceso a la población rural, con tecnología e innovación.

La aplicación de unidades básicas de saneamiento junto a los humedales artificiales, resultan ser un método económico con menos costosos y son poco sofisticados en cuanto a operación y mantenimiento a diferencia de los tratamiento convencionales para el tratamiento de las aguas residuales. Aunque dichos procesos requieren terreno disponible para su ejecución, suelen ser igualmente eficaces en la eliminación de materia orgánica e incluso más efectivos en la remoción de elementos patógenos y nutrientes. Por otra parte, los humedales requieren un consumo energético mínimo y su costo de mantenimiento muy bajo, requiriendo también personal menos especializado.

El empleo de unidades de tratamiento con los humedales son tecnologías baratas de fácil operatividad y mantenimiento, tienen una efectividad en el tratamiento de aguas residuales domésticas y acidas comprobadas con plantas naturales como los berros, carrizos, bambú, papiros, entre otras plantas tropicales, por esta razón se quiere plantear una investigación teniendo en cuenta plantas nativas de la región Ancash, para evaluar el grado de eficiencia y remediación de estas especies para usarlas como agentes de limpieza natural y que al final del tratamiento su disposición final no traiga consigo ningún efecto nocivo al ambiente, todo bajo una evaluación técnica que demuestre el beneficio de esta tecnología.

Objetivos

Objetivo General

Evaluar la efectividad de las UBS empleando humedales artificiales con especies nativas en la depuración de aguas residuales del centro experimental Tuyu Ruri – Marcara año 2016-2017.

Objetivos Específicos

Evaluar la calidad de agua residuales del centro experimental Tuyu Ruri para tratarlas y para reúso en riego de parcelas agrícolas

Diseñar humedales artificiales de flujo horizontal y vertical para emplear especies nativas de la zona que crecen en el callejón de Huaylas.

Evaluar los parámetros de control establecidos por el estándar de calidad ambiental para categoría de riego, como DBO, SST, Nutrientes, Coliformes fecales y Coliformes Totales.

Determinar la eficiencia de las especies nativas empleadas en la investigación: *Equisetum Bogotense* (cola de caballo) y *Zantedeschia Aethiopica* (cartucho).

Metodología

Tipo y nivel de la Investigación

Según el propósito de la investigación y a la naturaleza de los problemas: Investigación es aplicada, por la aplicación de los conocimientos a la solución de un problema inmediato.

Según su naturaleza: Investigación es descriptivo, porque el objetivo consiste en obtener datos directamente del este tratamiento y se utilizara la observación.

Método de análisis de muestras.

La Selección del Método de análisis: Los parámetros analizados de acuerdo a las normas nacionales e internacionales se analizaron de acuerdo a los “Métodos

Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales” de la APHA, AWWA, WPCF

Una de las razones del uso de ambas especies es la facilidad de adaptación que muestran en ambientes contaminados con materia orgánica biodegradable como lo es el agua residual doméstica, además la presencia de una raíz frondosa permite el desarrollo de la carga microbiana y la retención de la materia orgánica sobre la cual actúan los microorganismos, cumpliendo en estas condiciones la función de filtro biológico.

Además ambas especies tienen un proceso de adaptación corto y de crecimiento rápido como es el caso del cartucho, en caso de la cola de caballo la adaptación en rápida pero su crecimiento

El trabajo de investigación inicio con el diseño de los humedales, seguidamente se dividió en 3 etapas, las cuales fueron, la primera etapa consistió en la construcción a escala piloto del humedal subsuperficial de flujo vertical y horizontal, la segunda etapa consistió en la recolección, la pre-adaptación de la especie *Equisetum bogotense* y *Zantedeschia Aethiopica*, y la etapa final es la de la adaptación y tratamiento, aquí se midió las condiciones del hidráulicas como tiempo de retención y caudal in situ seguidamente se midió, los parámetros físicos del humedal como: pH, turbiedad y temperatura, y los análisis biológicos tanto del afluente como del efluente del tratamiento y determinar la eficiencia de remoción de los parámetros de la DBO, coliformes totales, coliformes fecales y verificar si los

Tipo de material	Tamaño efectivo D10 (mm)	Conductividad hidráulica, ks (m3/m2/d)	Porosidad, n %
Arena gruesa	2	100-1.000	28-32
Arena gravosa	8	500-5.000	30-35
Grava media	32	10.000-50.000	36-40

resultados obtenidos cumplen con el ECAs para reúso en el Centro Ecológico de Investigación Forestal y Agroforestal Tuyu – Ruri, UNASAM. La investigación tuvo una duración de 8 meses, 2 meses de la construcción del humedal (tratamiento secundario), 1 mes de recolección, pre adaptación e implementación y 5 meses de tratamiento.

Diseño del sistema de tratamiento:

Tratamiento primario:

Unidad Básica Sanitaria – Biodigestor o tanque séptico mejorado Este sistema es una variante de los pozos sépticos que considera la construcción de un módulo sanitario, con un biodigestor pre-fabricado y zanja de infiltración para el tratamiento de las aguas residuales producidas. Las aguas residuales generadas son conducidas a un biodigestor con capacidad de 600 litros y posteriormente transferidas a una zanja de infiltración o a un humedal. El biodigestor es un equipo de tratamiento de aguas residuales, autolimpiable, que no necesita instrumentos para la extracción de lodos sino solo abrir una válvula para extraerlos cada 18 a 24 meses.

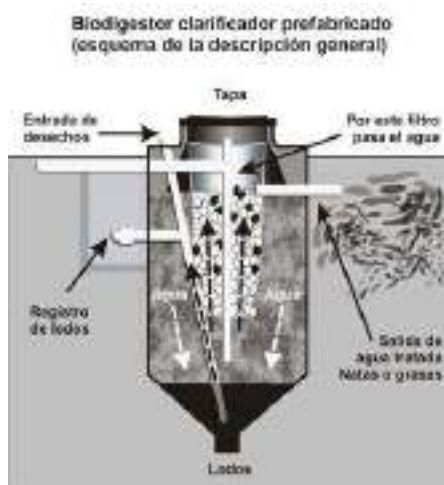


Figura 1. Esquema del tanque primario mejorado.

Especificaciones y Criterios de Diseño de Humedales

En la tabla 1 se muestra los datos y criterio de diseño para el humedal subsuperficial de flujo horizontal y vertical.

Tabla 1. Datos y criterios de diseño

Fuente: propio.

Para los demás datos del diseño del piloto, se empleó la tabla 2 considerando el caudal con el que esta funcionando la UBS desde su caja de rejillas de captación.

Tabla 2. Materiales empleados en el diseño y construcción de humedales.

Fuente: (Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales, 2010)

En un primer modelamiento para calcular las dimensiones del humedal se tuvo que considerar los parámetros de diseño para la construcción del piloto, esto abarca el análisis de aguas residuales para determinar las concentraciones de DBO en dicha agua residual doméstica, los cálculos están basados en concentraciones

de mg/l de la DBO, el cual se obtuvo un resultado de 127 mg/l en la entrada del tratamiento, debido que el tratamiento del humedales es secundario y teniendo un tratamiento primario que es un tanque séptico mejorado, que incluye un filtro interior, se tuvo que calcular la concentración de la DBO en la salida del tanque primario teniendo como antecedente que un tanque mejorado remueve el 70 % de DBO.

Se calculará con la fórmula siguiente:

$$As = \frac{Q * \ln \frac{Co}{Ce}}{k * y * \eta} \dots \dots \dots (1)$$

Donde: Q es Flujo de agua residual, m³/d; η es Porosidad; y es Profundidad, m; Ce y Co: Concentración efluente y afluente, respectivamente mg/l; k es Constante cinética, de primer orden d⁻¹, constante de temperatura (mg/l)-1 d⁻¹.

Así mismo se considera la siguiente formula para poder realizar el calculo del tiempo de retención hidráulico de cada uno de los humedales estudiados:

$$TRH = \frac{As * y * \eta}{Qe} \dots \dots \dots (2)$$

Donde: Qe es Flujo de agua residual, m³/d; η es Porosidad; y es Profundidad, m.

Una vez calculado estas dimensiones se grafico en el plano respectivo y se hizo la instalación hielena de ambos sistemas que son conectados con tuberías de PVC y recubiertas para evitar daños por intemperismo.

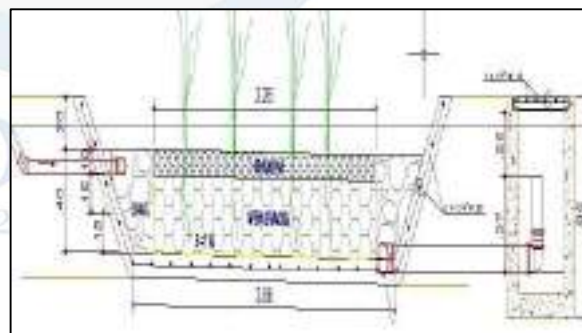


Figura 2. Plano de corte del humedal de flujo horizontal.

Criterios de diseño	Vertical	Horizontal	Unidades
Caudal	0.30	0.30	m ³ /día
Profundidad útil	0.60	0.40	m
Profundidad total	0.80	0.60	m
Pendiente	0.01	0.01	m/m

La recolección de la especie *Equisetum bogotense* y *Zantedeschia Aethiopica* se obtuvo de los contornos de las sequías ubicadas por el Centro Ecológico de Investigación Forestal y Agroforestal Tuyu Ruri - Marcará, UNASAM. Ubicado en el Distrito de Marcará, Provincia de Carhuaz y se adaptaron de acuerdo a los diseños.

La instalación de tubería PVC de 2" se instalaron con agujeros distanciados cada 5 y 10 cm para garantizar una distribución adecuada del flujo cuando ingresa en cada uno de los humedales evaluados en la investigación, así como se muestra en las figuras 2 y 3 de los planos de cada unidad de tratamiento.

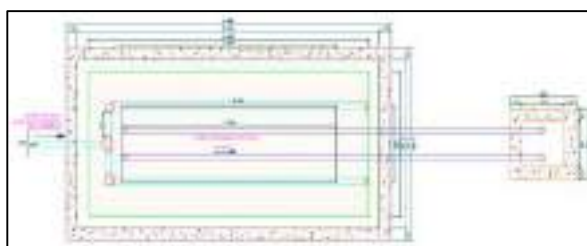


Figura 3. Plano en planta del humedal de flujo vertical.

También una vez ya instalado el tanque se tiene que acondicionar los sustratos o materiales de soporte donde van a ser plantadas las especies vegetales, por tal motivo se considero criterios ya conocidos para elaborar la formación de estas camas de apoyo como se muestra en la tabla 3.

Tabla 3. Características del sustrato para el diseño del humedales

	Tratamiento secundario	Tratamiento secundario
Capa Superficial	h >30 cm grava fina, diámetro efectivo de 2-10 mm	h >30 cm grava fina, diámetro efectivo de 2-10 mm
Intermedia	h de 10 a 15 cm grava fina, diámetro efectivo de 5-20 mm	h de 10 a 20 cm grava fina, diámetro efectivo de 3-10 mm
Drenaje	h de 10 cm grava, de diámetro efectivo de 20-40 mm	h de 10 cm grava, de diámetro efectivo de 20-40 mm

Resultados y discusión

Una vez ya hecha la adaptación con un tiempo mínimo de 15 días para los humedales y también para que en el tanque primario cumpla con su puesta en marcha se evaluó las condiciones de eficiencia del sistema. En la figura 4 se muestra ya el tanque primario operando normalmente.



Figura 4. Tanque séptico mejorado o Biodigestor comercial.

Se realizaron los muestreos mínimos para comprobar su eficiencia como se aprecia en la tabla 4, los puntos de muestreo E-1 es el ingreso del agua residual y el S es la salida del tanque primario, adecuarlo a la legislación peruana para aguas de riego no cumple la carga de DBO y DQO halladas como resultados, por lo tanto nuestra hipótesis de necesitar un tratamiento empleando humedales se hace mas consistente para cumplir con la normatividad.

Tabla 4. Muestreos de la unidad de tratamiento primario.

Punto de muestreo	DBO (mg/l)	DQO (mg/l)	SST (mg/l)	Muestra
E-1	132	263	67	M1
S-1	33	66	4	
E-4	94	102	132	M2
S-4	46	92	7	
E-6	66	179	247	M3
S-6	59	117	10	
E-8	142	355	171	M4
S-8	45	103	7	
E-10	180	342	161	M5
S-10	33	66	47	

Seguidamente se evaluó la eficiencia de los humedales instalados como se muestra en la figura 5, el humedal vertical ya adaptado y tratando las aguas residuales, con la “Cola de caballo”, que presenta un crecimiento corto de la planta pero lo resaltante es la raíz frondosa que desarrolla y permite la retención de la materia orgánica

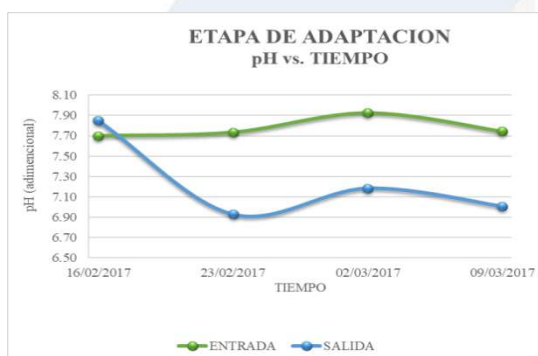
de las aguas residuales domésticas, además siendo una especie de la zona la adaptación en rápida y menos dificultosa.



Figura 5. Humedal subsuperficial de flujo vertical con Cola de Caballo

Durante el tiempo de adaptación de las plantas se hizo el monitoreo del pH del agua para comprobar si se estabiliza y logra un valor constante, como se aprecia en la figura 6, el comportamiento del pH en los humedales.

Figura 6. Variación de pH en la adaptación de las plantas.



Una vez obtenido los análisis de agua de las muestras tomadas como se indica en la tabla 5, se puede apreciar un disminución apreciable de la DBO en la salida de cada uno de los humedales instalados con las especies *Equisetum bogotense* y *Zantedeschia Aethiopica*, se puede definir con esos datos que en promedio se tienen un efluente por debajo de 16 mg/L y 18mg/L próximos la valor mínimo que es 15, pues de esta manera nos indica que existen factores externos al tratamiento como el hecho de que durante algunos meses los humedales recibieron descarga pluvial por estar expuesta a la atmosfera y descarga de aguas de riego del mismo centro experimental, lo cual presento un momento de saturación en el humedal vertical perjudicando la distribución adecuada del fluido en todo el estrato y por consiguiente no logro que las raíces de la planta absorban los nutrientes y componentes orgánicos que no se pudieron remover del tratamiento primario.

Todos los valores que se muestran en las tablas y gráficas son datos tomados en muestras puntuales en diferentes momentos, ya que una vez instalado el humedal se ha ido monitoreando periódicamente, por tanto para la toma de muestra se tomó en cuenta la adaptación de las especies, una vez adaptados se inició con el tratamiento, iniciándose los muestreos en dicho momento y posteriormente cada 15 días.

Tabla 5. Muestreos de la unidad de tratamiento primario.

	DBO (mg/L)		Muestra
	Humedal vertical	Humedal Horizontal	
E-1	33	38	M1
S-1	10	18	
E-4	46	43	M2
S-4	6	17	
E-5	59	52	M3
S-5	23	16	
E-6	45	40	M4
S-6	20	32	
E-8	33	38	M5
S-8	25	17	

Así mismo se presenta el cuadro de comparación de eficiencias del sistema de humedal artificial empleado con respecto a la DBO, como se puede apreciar la máxima remoción alcanzada se logra cuando ya se ha estabilizado las especies *Equisetum bogotense* y *Zantedeschia Aethiopica* logrando remover hasta el 87.91% de materia orgánica en las aguas residuales.

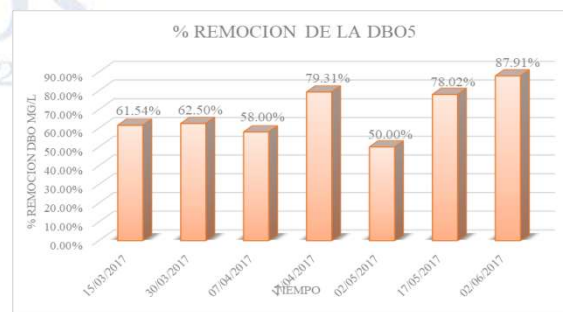


Figura 7. Eficiencias de remoción de DBO.

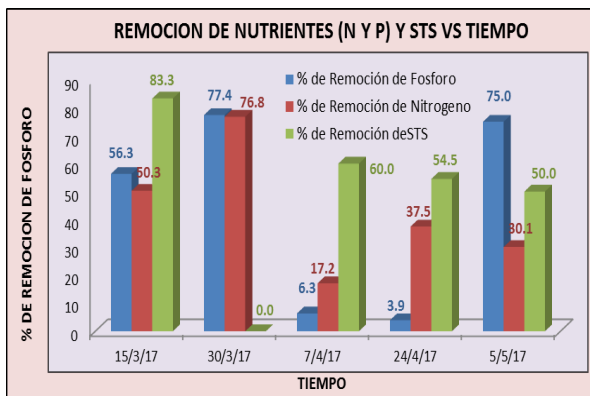


Figura 8. Eficiencias de remoción de Nutrientes y Sólidos Suspendedos totales.

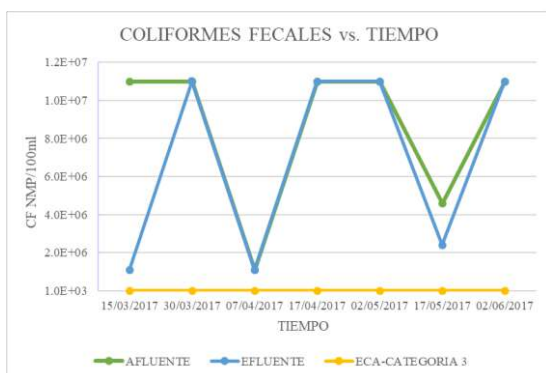


Figura 9. Variación de coliformes en los humedales.

Como se conoce que los humedales artificiales son de un nivel de tratamiento secundario, la capacidad de remoción de coliformes totales y termo tolerantes tienen un nivel bajo por lo que se necesita un tratamiento secundario para la desinfección cuando se va a reusar las aguas tratadas por este sistema.



Figura 10. Humedal artificial con *Zantedeschia Aethiopica*

temperatura que vario en el primer mes de adaptación de las plantas con el agua residual oscilo en el efluente un temperatura de 21.72°C a 23.37°C, durante el primos de adaptación según estos resultados, durante la etapa de adaptación también se midió el pH el cual según (JHOAN PABLO MARÍN MONTOYA, JUAN CARLOS CORREA RAMÍREZ, 2010) el valor de pH adecuado para diferentes procesos de tratamiento y para la existencia de la mayoría de la vida biológica puede ser muy restrictivo y crítico, pero generalmente es de 6,5 a 8,5 y para descarga de efluentes de tratamiento secundario se estipula un pH de 6,0 a 9,0, el resultado del mes de adaptación le pH en el efluente del oscilo entre 6.93 a 7.85.

Conclusiones

En cuanto a la evaluación desde la entrada del agua residual a la salida del tanque primario mejorado, se puede concluir que en esta unidad primaria la remoción de la DBO, DQO es eficiente con algunos cambios debido a la carga orgánica que pueda contener el agua residual. En la evaluación de las salidas de los humedales, se puede concluir que el humedal con Cartucho presenta una eficiencia ascendente a diferencia del humedal con Cola de caballo que presenta eficiencias fluctuantes.

En la evaluación de los sistemas de tratamiento completo, desde el ingreso hasta las salidas de los humedales se puede observar que las eficiencias al inicio son negativas, siendo el humedal con Cartucho el que se recupera primero en los días posteriores, mostrando una eficiencia de 77% al final del trabajo a diferencia de la Cola de caballo que muestra una eficiencia de 75%.

La remoción de la DQO desde el tanque primario mejorado hasta la salida de los humedales en el humedal con Cartucho presenta una eficiencia de 68% mientras que el humedal con Cola de caballo una eficiencia de 58%.

La evaluación de la DQO del sistema completo, desde el ingreso del agua residual hasta la salida de los humedales, las eficiencias con negativas debido a los procesos químicos que se dan de manera lenta.

En cuanto a los SST se puede concluir que tanto en el Biodigestor como en las salidas de los humedales se da la remoción de manera eficiente, siendo mejor en el humedal con Cola de caballo que presenta un 93% d remoción de SST.

En cuanto a los Coliformes Totales y Fecales se puede determinar que el Biodigestor y los humedales no remueven microorganismos, por el contrario dependen de estos para degradar la materia orgánica, mostrando

solo en algunos muestreos la remoción de los microorganismos.

En el PO4 se puede ver que en el humedal con Cartucho la cantidad es mayor a diferencia del humedal con Cola de caballo, debido a la lenta asimilación que muestra el Cartucho.

En cuanto al NH₄, NO₂ y NO₃ se puede concluir que en el humedal con Cola de caballo el proceso de oxidación del NH₄ se da rápida mientras que en el humedal con Cartucho el proceso de oxidación es lenta, por ello la cantidad de NO₃ en el humedal con Cola de caballo es más alta a diferencia del humedal con Cartucho que es baja.

De acuerdo a la Norma Peruana – ECA, el agua que sale del Biodigestor presenta una cantidad de DBO, DQO, Coliformes Totales y Coliformes Fecales que pasan el valor máximo aceptable.

En cuanto al agua tratada que sale del humedal con Cola de caballo, la cantidad de DBO en algunos muestreos pasa el valor máximo aceptable de la norma y en otros muestreos está dentro de la norma, en caso de los Coliformes Totales y Coliformes Fecales pasan el valor máximo aceptable de la norma.

De acuerdo a la Norma Peruana – ECA, la cantidad de DBO pasa el valor máximo aceptable de la norma en algunos muestreos y en otros está por debajo; en cuanto a los SST, PO₄ y NO₃, estos se encuentran por debajo de la norma, en la mayoría de los casos.

De todos los resultados obtenidos, se puede concluir que el humedal con Cartucho es más eficiente en la remoción de la mayoría de los parámetros mostrando una mejor eficiencia, considerando en el sistema completo una unidad primaria como el tanque séptico mejorado.

El uso de UBS con humedales artificiales si son eficientes; siendo el humedal con Cartucho el más eficiente, debido a la rápida adaptación y resistencia que muestran estas plantas.

Referencias Bibliográficas

Aldo Antonio Castañeda Villanueva, Hugo Ernesto Flores López. (2014). Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante plantas macrófitas típicas en Los Altos de Jalisco, México. Tecnología y Sociedad, 12.

Ariel, D. A. (2014). Tratamiento de agua residual a través de humedales. V Congreso Internacional de Ingeniería Civil, Universidad Santo Tomás Seccional Tunja, (pág. 6). Bogotá.

Bedoya, E. B. (2015). Efectos del medio filtrante y la frecuencia de alimentación en humedales construidos de

flujo vertical para tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales. Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira.

Bocardo, J. R. (2010). Influencia del tipo y granulometría del sustrato en la depuración de las aguas residuales por el sistema de humedales artificiales de flujo vertical y horizontal. Cádiz: universidad de Cádiz.

Daniel a. Mendoza ortega , carolina g. Ramos escorza . (2012). Diseño y construcción a escala piloto de un humedal de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales porcícolas. Apaxtla de castrejón, guerrero. Iztapalapa, d.f.: universidad nacional autónoma de México.

Daniel a. Peña Orocaja, Rafael m. Infante flores. (2012). Evaluación de la eficiencia de remoción de un humedal artificial en función de la granulometría de grava en el medio filtrante. Lima: universidad nacional de ingeniería.

Diana n. Hernandez torres, diana m. García forero. (2011). Evaluación de adaptación de cola de caballo (equisetum bogotense) bajo diferentes tipos de sombra en la zona de Bogotá - cundinamarca. Bogotá: universidad de ciencias aplicadas y ambientales u.d.c.a.

E. Bohórquez, D. Paredes. (2014). Humedales de flujo vertical para tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales: efecto de varios parámetros de diseño. Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua (pág. 64). Morelia, Michoacán, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México; Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia.

Gilón, I. P. (2014). Remoción de contaminantes en la estabilización de humedales construidos de flujo vertical, sembrados con heliconia (sp), para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Pereira: universidad tecnológica de pereira.

Giraldo, M. G. (2014). Efecto en la Variación de la Altura Laminar en la Remoción de Patógenos y Nitrógeno en Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial Vertical Tratando Aguas Residuales Domésticas en Condiciones Tropicales. Maestría en Ecotecnología: Universidad Tecnológica de Pereira.

González, J. F. (2009). Humedales artificiales para depuración. En J. F. González, Manual de fitodepuración (págs. 86-87). Madrid.

H.R. Hadad, M.M. Mufarrege, G.A. Di Luca, M.A. Maine. (2014). Influencia del pH y salinidad de un efluente industrial sobre la dominancia de macrófitas flotantes y emergentes en un wetland construido.

Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua (pág. 143). Morelia, Michoacán, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México; Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia.

Jhoan pablo marín montoya, juan carlos correa ramírez. (2010). Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales en humedales artificiales utilizando la guadua angustifolia kunth. Pereira: universidad tecnológica de pereira.

Maira M. Pérez Villar, Elena R. Domínguez, Yaribey M. Gonzalez Roche, Taimy Jimenez Llano. (2014). Diseño de un humedal subsuperficial vertical para la depuración de las aguas residuales de la Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas. AFINIDAD LXXII, 38.

Ministerio de Vivienda, C. y. (2006). Reglamento Nacional de Edificaciones. Lima, Peru.

Ortiz, c. E. (2014). Factibilidad del diseño de un humedal de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales municipales de 30.000 habitantes. Bogotá: escuela colombiana de ingeniería - julio garavito.

Oscar Delgadillo, Alan Camacho, Luis F. Pérez, Mauricio Andrade. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Cochabamba – Bolivia: © Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA) .

Palacio, j. A. (2010). Efecto del uso de plantas y configuración de los sistemas en la remoción de organismos patógenos mediante el uso de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales domesticas en condiciones tropicales. Pereira: universidad tecnológica de pereira.

Rodríguez González María Reyes, Molina Burgos Judith, Jácome Burgos Alfredo y Suárez López Joaquín. (2012). Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del effluente físico-químico de una estación

depuradora de aguas residuales domésticas. Ingeniería Investigación y Tecnología, 225.

T. Rodríguez chaparro, ivonne maritza ospina. (2005). Humedales artificiales de flujo vertical para mejorar la calidad del agua del río bogotá. . Ciencia e ingeniería neogranadina, 83.

V., J. P. (Compilado). HUMEDALES CONSTRUIDOS. Colombia: Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente.

Wilmer Alberto Llagas Chafloque, Enrique Guadalupe Gómez. (2006). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG, 6.

Rotaria del Perú SAC (2016) proyecto de las “Planta Modelo Para el Tratamiento de Aguas Residuales Domesticas por Medio de Humedales Artificiales”. http://www.lamolina.edu.pe/proyectos/proyecto_AQUA_tech/humed_vert/. (Consultado el 8 de Setiembre del 2017)

Daniel Lovera D., Lawrence Quipuzco U., Gaudencio Laureano V., Carolina Becerra M., Nadezhda D., Valencia P. (2017) “Adaptación de un sistema de tratamiento de aguas residuales en la comunidad urbana de Lacabamba, región Ancash – Perú”. <http://www.ateneo.unmsm.edu.pe/ateneo/bitstream/123456789/169/1/a04v9n18.pdf>. (Consultado el 8 de Setiembre del 2017)

La Biblioteca Virtual Desarrollo Sostenible y Salud Ambiental (BVSDE). (2017) “Guía de orientación en Saneamiento Básico – Principales Sistemas Rurales de Saneamiento”. <http://bvspers.paho.org/bvsacg/guialcalde/2sas/2-4sas.htm>. (Consultado el 13 de Agosto del 2017)

[00036] MANEJO Y GESTIÓN ADECUADA DE AGUAS RESIDUALES URBANAS: PROGRAMA PARA LA DESCONTAMINACIÓN DE LOS RÍOS DE QUITO

LUIS ANTONIO GÓMEZ

Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento, EPMAPS

luis.gomez@aguaquito.gob.ec

Abstract

The objective is to introduce the different considerations that sanitation of the upper Esmeraldas river basin (Guayllabamba basin) may have, with direct involvement in the Metropolitan District of Quito, DMQ, and its neighboring cantons (Mejía, Rumiñahui, Pedro Moncayo), in order to recover the environment of streams and rivers of the involved watersheds, improving their biotic and environmental conditions; benefit the population near the rivers with waters that meet the quality levels, for the different intended uses; enable the execution of hydroelectric projects in the Guayllabamba basin; all this through compliance with the Constitution and the underlying laws pertaining

to the prevention and control of environmental pollution. In this sense, the QUITO'S RIVER DECONTAMINATION PROGRAM is exemplified, its components are described, and the challenges involved in the design of each of them are highlighted. Also, with the example of Quito, the possibilities of innovation in designs are analyzed, especially in terms of energy efficiency. Finally, we present the level of investments that a project of this magnitude and nature requires for its implementation, and it is observed that, through its optimal model of financial management through a public-private partnership, the investment of the Ecuadorian state is essential.

Palabras Clave: agua residual urbana (ARU), diseños definitivos, descontaminación, inversión

subyacentes relacionadas con la prevención y el control de la contaminación ambiental.

Objetivos

El objetivo es presentar las diferentes consideraciones que han tenido que ser tomadas en cuenta para el saneamiento de la cuenca superior del río Esmeraldas (cuenca del río Guayllabamba) en el Ecuador, eliminando sus consecuencias socioambientales negativas aguas abajo, con participación directa en el Distrito Metropolitano de Quito y sus cantones vecinos (Mejía, Rumiñahui, Pedro Moncayo), para recuperar el medio ambiente de arroyos y ríos de las cuencas hidrográficas involucradas, mejorando su condición biótica y ambiental; beneficiando a las poblaciones cercanas a los ríos con aguas que cumplan con los niveles de calidad, previstos para los diferentes usos; permitiendo la ejecución de proyectos hidroeléctricos en la cuenca de Guayllabamba; todo esto mediante el cumplimiento de la Constitución y las leyes

Metodología

El diseño de procesos de tratamiento de aguas residuales urbanas debe tener presente varias particularidades cuando se trata de ciudades de altura como Quito, Cerro de Pasco en Perú o El Alto en Bolivia; la geomorfología y topografía quebrada y heterogénea de Quito, ubicada en un valle cuyo terreno irregular tiene altitudes que oscilan entre los 2800 msnm, en los lugares llanos, y los 3100 msnm en los barrios más elevados, con estribaciones desprendidas de la cordillera de los Andes formando un paisaje enclaustrado; el transporte de aguas residuales a través de terrenos accidentados atravesados por varios barrancos profundos y áreas densamente pobladas; la intercepción de los colectores del complejo sistema

de aguas residuales combinadas; la implantación de un sitio con suficiente área y condiciones geotécnicas adecuadas para instalar una importante planta de tratamiento de aguas residuales en los Andes, a elevaciones entre los 2.000 y 3.000 msnm. (6.570 a 9.840 pies); entre otros aspectos han sido los principales desafíos para el Programa para la Descontaminación de los ríos de Quito, PDRQ.

Para la recuperación de los cuerpos receptores de las aguas servidas (quebradas y ríos) y brindar un ambiente sano a la comunidad, la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS) ha desarrollado en los últimos 14 años una serie de estudios que viabilicen el tratamiento de las aguas residuales: captación, conducción, tratamiento y descarga cumpliendo con las Normas Ambientales vigentes, tanto en la ciudad de Quito como en el DMQ.

Como resultado de ello, el PDRQ posee tres componentes, cuya implementación conllevará al saneamiento de los ríos del Distrito Metropolitano de Quito, a través de la ejecución de obras e intervenciones necesarias para un manejo integral y adecuado de los residuos líquidos generados por la población (descargas domésticas) y actividades productivas del DMQ (descargas industriales), mediante la interceptación, conducción y tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Tabla 1. Área Involucrada

ZONA	EXTENSION (km ²)
DMQ	4.230
Cuenca Hidrográfica	8.068

Los componentes son los siguientes: i) Sur de Quito, ii) Parroquias Orientales, y iii) Quito y parroquias anexas, que corresponden a un área política de 4.230 km², no obstante el área de estudio ha correspondido a más de 8.000 km², conforme lo indica la Tabla 1, y lo presenta la Figura



I. SUR DE QUITO

- Interceptores
- Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs)
- Acondicionamiento Ambiental de quebradas

II. PARROQUIAS RURALES ORIENTALES

- Interceptores
- Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs)

III. CIUDAD DE QUITO

- PTAR Vindobona
- Emisarios
- Centrales Hidroeléctricas

Figura 2. Componentes del PDRQ

Resultados y Discusión

La EPMAPS cuenta con un Programa para la Descontaminación de los Ríos de Quito, cuyo objetivo general es efectuar un manejo integral y adecuado de las aguas residuales domésticas e industriales mediante su interceptación, conducción y tratamiento, minimizando los impactos de las

descargas directas a los ríos y quebradas. El Programa tiene tres áreas geográficas de intervención o componentes: Sur de Quito, Parroquias Rurales Orientales y Ciudad de Quito y Parroquias Anexas, ver Figura 2. En las tres áreas se han diseñado y se planifica construir redes de interceptores y plantas de tratamiento de aguas residuales.

Sur de Quito

Actualmente se encuentra en operación la Planta Quitumbe, con una población atendida de 70.000 hab, un caudal medio de diseño de 108 l/s, cuyo proceso biológico de Tratamiento es de Lodos Activados (Aeración Extendida). El costo de Inversión fue de 14,5 millones dentro del área urbana con una superficie de ocupación de 1.5 ha.



Fotografía 1. Planta de Quitumbe (vista aérea)

Las inversiones en colectores e interceptores, previstas a ser finalizadas en el año 2019, alcanzan los USD 60 millones de dólares, con lo cual, para dicho año, se sanearía toda el área de este componente que corresponde al sur de la ciudad de Quito.

Parroquias Rurales Orientales

La EPMAPS cuenta con los estudios a nivel de Ingeniería de Detalle, para el tratamiento de 2.1 m³/s como caudal medio al año 2040, de aguas residuales generadas en 15 Parroquias Orientales¹ del DMQ; en la Tabla N° 1, se detallan los nueve sistemas de intercepción y tratamiento con las parroquias orientales aportantes, el área tributaria, la descarga de las aguas tratadas a río o quebrada y la población servida en la proyección para los años 2020 y 2040. Orientadas de norte a sur se presentan las

siguientes Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR):

Tabla 2. Plantas en Parroquias Orientales

Sistema	Tipo Tratamiento	Parroquias Rurales Orientales servidas	Área Servida	Descarga Agua Tratada	Población servida	
			Hect.		2020	2040
1	Biológico de Lodos Activados. Incluye tratamiento de los componentes nitrogenados. Cumpliendo con la normativa vigente	Quinche-Guayllabamba	2.264,20	Río Coyago	30.023	49.110
2		Checa	539,84	Río Uravía	8.218	13.053
3		Yaruquí	1.314,95	Río Sta. Rosa	12.187	19.987
4		Tababela	771,49	Qda. Aportante al Río Guambi	1.991	3.132
5		La Merced	500,58	Río Melo	5.566	9.491
6		Pintag	333,02	Qda. El Pinar	8.963	15.282
7		Pifo-Puambo	2.898,98	Qda. Alemanes aport. al río Tangafu	35.203	55.012
8		Tumbaco-Cumbaya	4.221,22	Río Guayllabamba	84.359	138.065
9		Alangasi-Amaguaña-Conocoto-Guangopolo	23.734,4	Río Guayllabamba	272.992	470.402

La inversión total prevista para este componente en lo que corresponde a los nueve sistemas de redes de intercepción y tratamiento de las aguas residuales es de USD 200 millones de dólares.

Proyecto Vindobona (Quito y parroquias anexas)

El área total del Proyecto abarca 21 cuencas urbanas de drenaje con sus descargas que integran una superficie cubierta de 28.270 ha. La delimitación de las áreas de aporte tomó en cuenta: la cobertura de alcantarillado, las cuencas de drenaje de los cauces naturales principales; las zonas de desarrollo futuro y el uso del suelo con base en el PUOS (Plan de Uso y Ocupación del Suelo)².

El sistema combinado de recolección de aguas residuales de Quito, constituye una red de alcantarillado de aproximadamente 2.500 Km que recoge las aguas residuales municipales e industriales de 21 cuencas de drenaje y las descargas a través del mismo número de emisarios a los cuatro ríos que atraviesan la ciudad: Machangara, San Pedro, Monjas y Guayllabamba, cuya confluencia forma el río Esmeraldas, que desemboca en el Océano Pacífico, 200 Km aguas abajo.

En este sentido, el área de mayor envergadura es la de la Ciudad de Quito y Parroquias Anexas,

que también se la denomina Proyecto Vindobona y tiene los siguientes elementos:

Emisarios en túnel:

- Tola - Vindobona L= 27,6 km, Diámetro= 3,7 m.
- San Antonio - Vindobona L= 2,4 km, Diámetro= 3,7 m.

PTAR Vindobona:

- $Q = 7,55 \text{ m}^3/\text{s}$ – al año 2045.
- Lodos activados de alimentación escalonada, digestión anaerobia de lodos.

Tres plantas hidroeléctricas, con capacidad total de 43 MW:

- El Batán (P=6 MW) y Nayón (6,9 MW) ubicadas sobre el Interceptor Tola – Vindobona.
- Vindobona (P=30 MW), ubicada luego del efluente de la PTAR.

- Ubicar un sitio con suficiente área y apropiadas condiciones geofísicas para instalar la PTAR, a una altura superior a los 2.000 msnm.

- Enfrentar una diferencia de elevaciones de alrededor de 900 metros entre el inicio del interceptor y el sitio de la planta, lo que implicó la posibilidad de generación hidroeléctrica.



Figura 4. Render de la Planta Vindobona

Los beneficios del Proyecto se los puede resumir de la siguiente forma:

Recuperación de la calidad de los ríos y riberas

Se elimina la contaminación de los ríos San Pedro, Machangara y Monjas, los cuales han recibido históricamente todo el impacto de las aguas crudas municipales e industriales.

- Descontaminación de los ríos de Quito
- Mejoramiento de las zonas ribereñas
- Mejoramiento de las condiciones de la vida acuática y silvestre.
- Generación de oportunidades para nuevos usos del cuerpo de agua.

Sociales

El beneficio es mayor para la población que vive en las proximidades del río al que dan usos recreativos, de pesca y/o irrigación.

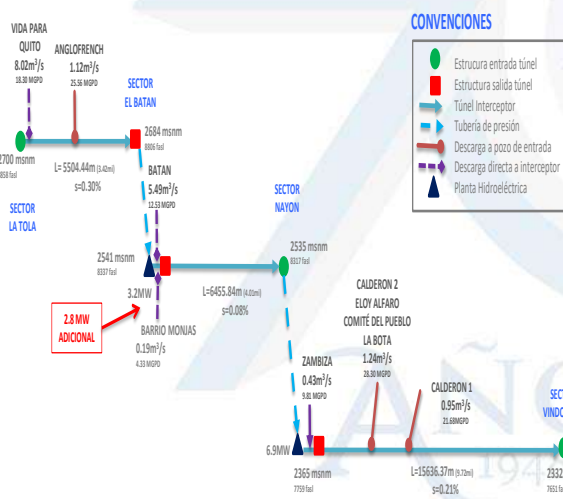


Figura 3. Esquema del Interceptor La Tola-Vindobona

Durante la ejecución de los diseños definitivos del Proyecto Vindobona ³, se presentaron los siguientes desafíos:

- Transportar las aguas por terrenos irregulares, con profundos barrancos y áreas densamente pobladas.
- Interceptar los más grandes sistemas de colectores que descargan en diferentes posiciones y alturas

- Mejoramiento de la salud de la población expuesta al contacto con el agua
- Mejores condiciones socioambientales de las riveras de los ríos.
- Minimización de riesgos de consumir alimentos crudos irrigados con aguas residuales no tratadas ni desinfectadas.
- Generación de empleo durante la construcción y operación del sistema.

Recuperación del recurso de agua y generación de energía limpia

- Recuperación de las aguas residuales, que generan beneficios en los cuerpos receptores y en la irrigación.
- Utilización para la agricultura del contenido orgánico y de nutrientes de los lodos procesados.
- Generación de energía limpia con lo que se logra un proyecto con balance energético neto positivo
- Oportunidades futuras de cogeneración de energía de biogas producido en los reactores anaeróbicos.

Percepción y opinión pública

- Beneficio intangible, referente a la percepción y el sentimiento positivo que genera en la comunidad el hecho de vivir en una ciudad limpia y comprometida con la protección del ambiente.
- Concepto de ciudad moderna y limpia atrae al turismo y es motivo de orgullo para toda la población y las autoridades de la ciudad y del país.

La inversión total prevista para este componente y sus tres elementos, es de USD 850 millones de dólares, detallados en la siguiente tabla:

Tabla 3. Costos del Proyecto Vindobona

CENTRALES HIDROELÉCTRICAS	USD
CH Vindobona	\$ 76.354.491,37
CH El Batán II	\$ 8.606.249,40
CH Nayón	\$ 16.237.572,10
PTAR VINDOBONA	\$ 453.017.098,30
EMISARIOS	\$ 292.614.957,23
TOTAL	\$ 846'830.368,40

Los costos de inversión del Programa para la Descontaminación de los ríos de Quito se los resume a continuación:

Componente	Inversión (USD)
Sur de Quito	64'500.000,00
Parroquias Orientales	200'000.000,00
Vindobona	850'000.000,00
Total	1.114'500.000,00

Conclusiones

El Proyecto Vindobona ha tenido respaldo y trascendencia a nivel gubernamental, tal es así que el Ministerio de Electricidad recomendó su prioridad el 23 de abril de 2012, el Ministerio de Desarrollo Urbano y Vivienda lo hizo el 25 de abril de 2012, mientras que la SENPLADES, declaró la Prioridad del Proyecto en septiembre de 2012 y la actualizó el 4 de noviembre de 2013.

La EPMAPS, considerando los elevados costos de inversión, a través de una licitación pública internacional, inició el Proceso de Preparación de la Transacción del Proyecto como Alianza Público-Privada, PPP (por sus siglas en inglés), con la finalidad de desarrollar un Modelo Financiero robusto, fiable y amigable, que permita determinar el valor económico del Proyecto, a través del establecimiento de la matriz de riesgos, la estimación de las principales variables del proyecto (i.e., plazos de concesión, ingresos, gastos, costos, etc.) con enfoque BOMT (Build, Operate, Maintain, Transfer), de cara a su presentación ante el Comité Interinstitucional de APPs, y su posterior aprobación ⁴.

El pago de la deuda se cubrirá con: i) Flujos futuros generados por el proyecto por la venta de

energía, y ii) Flujos futuros correspondientes a aportes de la aplicación de una tarifa por tratamiento de aguas residuales.

Los Aportes adicionales corresponderán al Gobierno Central, para cubrir por lo menos el 30% del valor de la inversión.

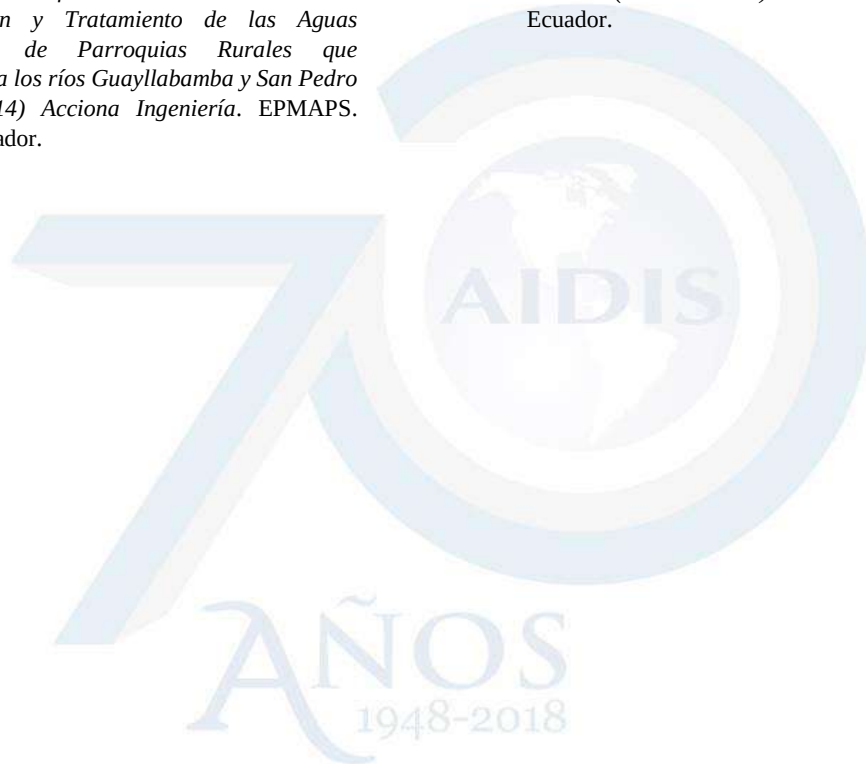
Referencias Bibliográficas

1. *Diseños Definitivos de las Obras de Intercepción y Tratamiento de las Aguas Residuales de Parroquias Rurales que descargan a los ríos Guayllabamba y San Pedro (Abril, 2014) Acciona Ingeniería.* EPMAPS. Quito, Ecuador.

2. *Ordenanza Metropolitana 0192 (Diciembre 2017).* Municipio del Distrito Metropolitano de Quito. Quito, Ecuador

3. *Diseños Definitivos de las Obras de Intercepción y Tratamiento de las aguas residuales para Quito y parroquias anexas (Abril, 2017) Asociación Hazen & Sawyer – Pi Épsilon.* EPMAPS-SENPLADES. Quito, Ecuador.

4. *Informe Inicial Preparación de la Transacción del Proyecto “Obras de Intercepción y Tratamiento de las aguas residuales para Quito y parroquias anexas” como Asociación Público-Privada (Febrero 2018) EY.* EPMAPS. Quito, Ecuador.



[00061] EVALUACIÓN DE UNA ZEOLITA NATURAL COMO CATALIZADOR EN LA PRODUCCIÓN DE BIODIESEL DE GRASA RESIDUAL

SALVADOR CARLOS HERNÁNDEZ¹; LOURDES DIAZ JIMÉNEZ²; OMAR RAMÍREZ PÉREZ³

Cinvestav del IPN, Unidad Saltillo, SRNyE, Laboravaloración de Residuos, México^{1,2,3}

salvador.carlos@cinvestav.mx¹; lourdes.diaz@cinvestav.mx²; gesrrel@gmail.com³

Palabras Clave: Residuos de manejo especial, Transesterificación, Biocombustibles.

ABSTRACT

The efficiency of a heterogeneous catalyst (natural zeolite based) is evaluated as an alternative to homogeneous catalysts (NaOH and KOH) in a transesterification reaction. Wasted vegetable fats from the food industry were used as raw material for biodiesel production. The samples for the study were provided by a biodiesel producer in northwestern Mexico. The transformation process at lab scale was carried out by transesterification of the fats with methanol in a 1: 6 molar ratio, with a reaction time of 2 h and a temperature of 50 ° C. The product was analyzed by gas chromatography. The results show that similar biodiesel yields are obtained with both the homogeneous KOH catalyst and the zeolite. However, the quality of the biofuel obtained with the use of zeolite is higher than that obtained using KOH. In addition, the possibility of recovering the catalyst minimizes the environmental impact of the transesterification process.

INTRODUCCIÓN

Las grasas y aceites son insumos cotidianos para la preparación de alimentos. Puesto que su aprovechamiento no se realiza al 100 %, una fracción de las grasas y aceites usados se descarga junto con el agua residual. El contenido de grasas y aceites en las aguas residuales domésticas es variado, algunos datos reportados indican valores entre 50 y 80 mg/L (Sandoval Yoval y Mantilla Morales, 2015). En el caso de la industria restaurantera, la cantidad de grasas residuales generadas es mucho mayor; en países europeos se ha reportado una producción de hasta 400,000 ton/año (Singh y col., 2010). En Pereira, una ciudad colombiana, se estimó una producción de 18.773 L/mes (Pineda SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Rodriguez y Guerrero Erazo, 2011). En México existen pocos estudios para cuantificar la producción de estos residuos; se estima que en Tuxtla Gutiérrez se generan 0.31 t/año por cada 1000 habitantes (Tacias Pascacio y col., 2016).

Por otro lado, la descarga de grasas y aceites usados al sistema de drenaje genera varios problemas: contaminación del agua, obstrucción de tuberías, generación de malos olores, disminución de la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales, entre otros (Chhetri et al. 2008; Tacias Pascacio et al. 2016, Wallace et al. 2017). Así, es importante establecer mecanismos para la eliminación o reducción de estos residuos del agua residual, así como para su disposición, y en el mejor de los casos para su revaloración.

Entre las alternativas para la revaloración de grasas residuales se encuentra la obtención de biodiésel. Se trata de un proceso basado en la transesterificación de grasas y aceites vegetales con un alcohol de bajo peso molecular que generalmente es metanol. Para que esta reacción se verifique a velocidades de interés comercial, se requiere de la acción de un catalizador. Tradicionalmente, este se encuentra en el mismo estado físico que la mezcla de reacción y por lo general es una base o un ácido fuerte (NaOH, KOH, CH₃ONa, etc) (Jain y col, 2011); Tomasevic y Siler-Marinkovic, 2003). Bajo tales condiciones, la temperatura típica de reacción se da entre 40 y 60 °C; además, se requiere un exceso del alcohol para facilitar la separación de la glicerina obtenida y para alcanzar un mayor rendimiento del éster metílico (biodiésel). Se suelen usar catalizadores homogéneos básicos, debido a que actúan a velocidades mayores y las condiciones de operación son relativamente fáciles de alcanzar. Sin embargo, a pesar de que la transesterificación con catalizadores homogéneos se verifica en periodos de tiempo cortos y a conversiones altas, se han observado algunos inconvenientes: i) el

catalizador debe ser separado del producto final y no puede ser reutilizado, ii) se produce como coproducto un glicerol de bajo grado de pureza y iii) se generan aguas residuales que requieren de un tratamiento previo a su disposición final (Lee y Saka, 2010; Ma y Hanna, 1999). Como alternativa a esta situación, la atención de la comunidad científica se ha dirigido al estudio de la catálisis heterogénea (Borges y Díaz, 2007; Uprety y col, 2016; Haziratul Mardiah y col, 2017), donde destaca la aplicación de las zeolitas como catalizadores para esta reacción (Sun y col, 2015; Nizami y col, 2016). El uso de catalizadores heterogéneos es más amigable con el medio ambiente ya que se generan residuos menos contaminantes; además, la separación de los productos finales es más sencilla y eficiente.

Así, para atender la problemática antes descrita, en el presente trabajo se evalúa la eficiencia de una zeolita natural como alternativa a catalizadores homogéneos en la reacción de transesterificación. Se emplea como material de reacción grasas vegetales residuales de la industria alimenticia, las cuales son actualmente empleadas por una empresa productora de biodiésel: Enremex S. A. de R. L. Se realizan experimentos a nivel laboratorio bajo diferentes condiciones de operación. Se emplea NaOH como catalizador de referencia para la posterior comparación de la eficiencia de un catalizador a base de KOH y de la zeolita natural. La calidad del producto final es analizada por cromatografía de gases. Con esto se busca contribuir con opciones viables para minimizar riesgos ambientales y disminuir costos de producción para la empresa.

OBJETIVOS

El objetivo planteado para el desarrollo del presente trabajo es: Evaluar a nivel laboratorio el desempeño de un catalizador heterogéneo en la obtención de biodiesel a partir de grasas residuales.

METODOLOGÍA

Las grasas residuales vegetales son recolectadas en la región metropolitana de Tijuana, Baja California mediante trampas instaladas en el sistema de alcantarillado. Previo a su uso, la empresa productora de biodiésel solamente realiza una separación mecánica de las grasas y no efectúa tratamientos adicionales. Así, las muestras recibidas son empleadas directamente en los experimentos de laboratorio. El único parámetro evaluado a la materia prima fue el índice de acidez; con éste se determina la cantidad y tipo de catalizador para

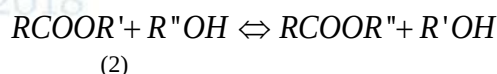
que la reacción se lleve a cabo. La determinación de la acidez se realizó mediante una titulación ácido-base. La metodología es la siguiente: se disolvieron 5 g de aceite en 50 mL de alcohol metílico, se adicionaron 3 gotas de una disolución de fenoltaleína al 1% y se tituló con una solución de NaOH 0.1N agitando constantemente hasta que la coloración rosa persista durante 20 segundos. El cálculo se realizó con la siguiente ecuación:

$$IA = \frac{N \cdot V \cdot PM_{Oleico}}{W \cdot 1000} \cdot 100 \quad (1)$$

donde IA es el índice de acidez, N la normalidad del valorante en mEq mL^{-1} , V el volumen del valorante en mL, PM_{Oleico} el peso molecular equivalente en mg mEq^{-1} de ácido oleico y W el peso de la muestra en g.

Se utilizó como catalizador control hidróxido de sodio (NaOH). También se usó KOH, ya que es el catalizador comercialmente usado en la obtención de biodiésel por Enremex. Como catalizador heterogéneo alternativo se empleó una zeolita natural cálcica de tipo clinoptilolita. La zeolita tiene una relación $\text{Si/Al}=4.4$ y una superficie específica de $30.38 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$ (Díaz Jiménez y Torres Martínez, 2013). La zeolita fue sometida a un intercambio iónico con una solución de plata para mejorar sus propiedades en la reacción de transesterificación y se usó en un tamaño de partícula de 30-35 mesh.

La reacción de transesterificación consiste en la transformación de un éster a otro a través de un intercambio de la fracción alcoxi de un alcohol, de acuerdo con la Ec. 2. Como se trata de un proceso en equilibrio, la transformación ocurre espontáneamente. No obstante, para obtener una velocidad de reacción competitiva y desplazar el equilibrio hacia los ésteres alquílicos, la reacción puede ser acelerada mediante un catalizador (Otera, 1993).



En este trabajo, la reacción de transesterificación se llevó a cabo en un matraz de fondo redondo de tres bocas con capacidad de 500 mL, está equipado con un refrigerante a reflujo en un montaje como el presentado en la Fotografía 1. Se utilizó una relación molar metanol aceite

6:1, considerando una temperatura de 50°C y 2 h como tiempo de reacción.



Fotografía 1. Montaje experimental a nivel laboratorio para la transformación de grasas residuales hacia biodiésel

Los experimentos se realizaron de la siguiente manera: se colocaron 100 mL del aceite en un matraz y se calentó a 50 °C en baño María. Una vez alcanzada la temperatura de reacción en el interior del reactor (la cual fue monitoreada con un termómetro convencional), se encendió el agitador y se adicionó lentamente la mezcla del catalizador (3% en peso respecto a la grasa) con el metanol, estos fueron previamente calentados hasta alcanzar la temperatura de reacción. La mezcla se mantuvo en estas condiciones durante 2 horas con agitación constante. Después, la mezcla de reacción se transfirió a un embudo de separación y se mantuvo en reposo para la separación de productos, la cual se hizo por decantación (Fotografía 2). Se separó el biodiésel, se lavó con agua caliente a 80°C (aproximadamente un 40% respecto a la cantidad de grasas de aceite) hasta alcanzar un pH neutro.



Fotografía 2. Montaje experimental a nivel laboratorio para la transformación de grasas residuales hacia biodiésel.

El contenido de metil-ésteres en el producto de la reacción se analizó por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas. El equipo utilizado fue un espectrómetro de masas Agilent Technologies (Fotografía 3).



Fotografía 3. Cromatógrafo de Gases acoplado a Espectrómetro de Masas usado para el análisis de los productos de la reacción de transesterificación.

Las condiciones del análisis fueron las siguientes: la temperatura del horno inició en 140 °C y se mantuvo durante 1 min, después se calentó a una velocidad de 8°C/min hasta 210°C, posteriormente a 2°C/min hasta 260°C, y luego a una temperatura final de 280°C a una velocidad de 30 °C/min, la cual se mantuvo durante 1 min. La columna usada para la separación de compuestos fue una Agilent HP-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.5 µm). La identificación de compuestos se realizó por comparación de los espectros encontrados en las muestras con los disponibles en la librería NIST.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se determinó la acidez del aceite reciclado que fue usado como materia prima para la obtención de biodiésel. Para lo cual se utilizó la Ec. 1. El resultado obtenido es:

$$IA = 3.94$$

De acuerdo con la bibliografía reportada, este aceite puede considerarse como de alta acidez, lo cual era de esperar ya que los aceites reciclados suelen tener esta propiedad. Sin embargo, esta característica los convierte en una materia prima de difícil manejo para la obtención de biodiésel de alta calidad.

Así, dada la característica ácida del aceite reciclado, es necesario utilizar un catalizador ácido. Esto disminuye la

posibilidad de formación de jabones y es factible una mayor eficiencia de la reacción de transformación. No obstante, los catalizadores ácidos son de naturaleza más corrosiva y su manipulación implica la necesidad de medidas de seguridad más estrictas, lo que incrementa costos en el proceso.

En la Tabla 1 se presentan los rendimientos de transformación de aceite a biodiésel usando los catalizadores empleados: NaOH, KOH, zeolita.

Tabla 1. Rendimiento de producción de biodiésel bajo las condiciones consideradas.

Muestra	Catalizador	Rendimiento
Grasa residual	NaOH	84.45
Grasa residual	KOH	47.95
Grasa residual	Zeolita	46.56

Se observa que el rendimiento de biodiésel es claramente mayor cuando se usa NaOH como catalizador; tal situación es normal dado que este material es empleado generalmente como referencia en este tipo de estudios. Se aprecia también que no hay diferencia significativa al usar KOH o zeolita en la transesterificación de las grasas residuales. No obstante, se prevé que el catalizador heterogéneo tenga ventajas debido a la posibilidad de ser reutilizado, a la facilidad de separación de productos y a la disminución del agua residual generada.

En primera instancia, puede concluirse que es mejor usar NaOH para el proceso de transformación del aceite que KOH o la zeolita. Sin embargo, es necesario evaluar las propiedades del producto para determinar si el alto rendimiento se encuentra en consonancia con la calidad del biodiésel.

En relación con la comparación de los catalizadores, se efectuó el análisis de biodiésel producido por Enremex como referencia. En la Figura 1 se presenta el cromatograma correspondiente. Cabe recordar que en el proceso de producción de la empresa se usa KOH como catalizador.

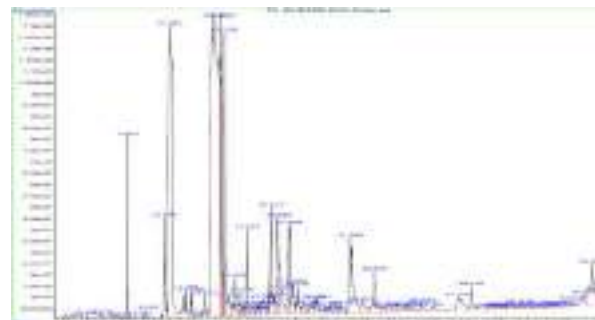


Figura 1. Cromatograma de biodiésel producido por Enremex

El análisis del cromatograma permite deducir que la reacción de transformación del aceite no es completa. Adicional a las señales de ésteres metílicos (en la región de 3-21 min), también aparecen señales de ácidos grasos libres (22-30 min) y glicéridos (>30 min). Lo anterior indica que bajo las condiciones de reacción de la empresa se obtiene un biodiésel que puede ser mejorado al modificar algunos parámetros en el proceso.

En el caso de la reacción de transesterificación realizada en el laboratorio usando NaOH como catalizador, se observó lo siguiente (Figura 2): la reacción tampoco es completa ya que también se observa la presencia de ácidos grasos libres (22-30 min) y una pequeña contribución de mono y di-glicéridos en la zona de los 32-38 min. Esto se puede explicar en términos de la baja selectividad del NaOH cuando se usa para transformar un aceite con alta concentración de ácidos grasos libres.

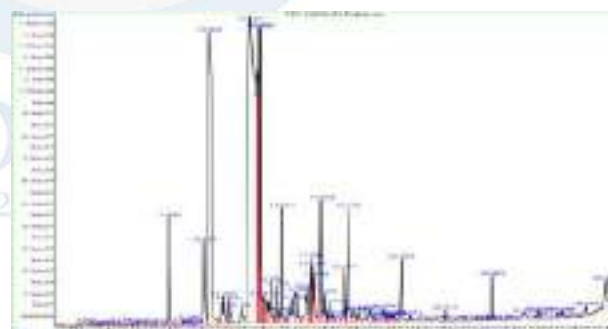


Figura 2. Cromatograma de biodiésel producido en laboratorio empleando NaOH como catalizador

Por su parte, el ensayo de la reacción usando KOH genera un resultado diferente en cuanto a la calidad del biodiésel (Figura 3). El KOH activó los ácidos grasos libres de manera que se consiguió una transformación completa de ellos. Sin embargo quedó una gran cantidad de mono y di-glicéridos sin transformar, lo cual disminuye la calidad del producto final.

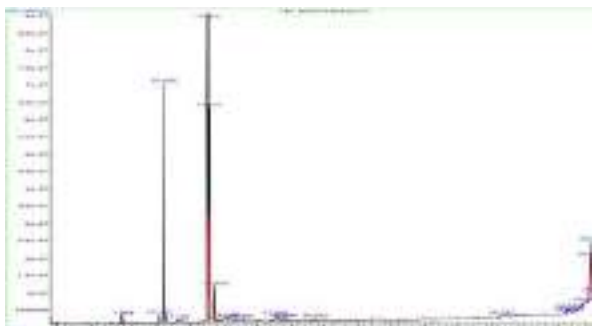


Figura 3. Cromatograma de biodiésel producido en laboratorio empleando KOH como catalizador

Finalmente, en la Figura 4 se presenta el cromatograma del biodiésel obtenido cuando se usó la zeolita natural como catalizador. Puede notarse que la transformación de glicéridos se llevó casi de forma completa como se evidencia por la ausencia de señales en la región entre 32 y 38 minutos. Sin embargo, también se observa la presencia de una pequeña cantidad de ácidos grasos libres que no reaccionaron (entre los 22 y los 32 minutos), lo que concuerda con el menor rendimiento indicado en la Tabla 1.

En la Tabla 2 se presenta un resumen de la calidad del biodiésel obtenido con los tres catalizadores comparando además el Biodiésel obtenido por Enremex.

Es evidente que el uso hidróxido de sodio como catalizador da una mayor cantidad de ésteres metílicos; sin embargo, también se observa una pequeña cantidad de ácidos grasos libres sin reaccionar y mono y di-glicéridos. Por otra parte, el uso de zeolita como catalizador proporciona un biodiésel de buena calidad, casi al mismo nivel que el generado a partir de NaOH. Además, el impacto ambiental es menor; también, la posibilidad de su reúso le da una ventaja adicional.

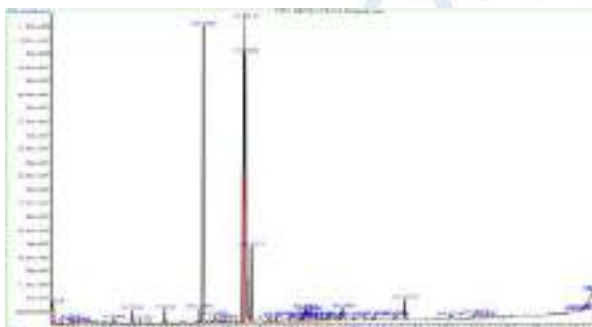


Figura 4. Cromatograma de biodiésel producido en laboratorio empleando zeolita como catalizador

Tabla 2. Comparación de la producción de biodiésel con los catalizadores empleados

Item	Cat	EM	AGL	MG-DG
		%	%	%
BE	KOH	89.66	5.86	4.48
GR	NaOH	92.98	4.75	2.27
GR	KOH	81.41	0	18.59
GR	Zeolita	92.42	4.63	2.95

La notación en la tabla es siguiente. Cat.: Catalizador, EM: Ésteres metílicos, AGL: Ácidos Grasos Libres, MG: Monoglicéridos, DG: Diglicéridos, BE: Biodiésel Enremex, GR: Grasa Residual.

CONCLUSIONES

Los experimentos muestran que el catalizador KOH presenta un alto rendimiento en la producción de ésteres metílicos, pero también se advierte un alto contenido de mono- y di-glicéridos; esta situación implica que la reacción no se lleva a cabo de manera completa repercutiendo en la calidad del biodiésel. En el caso del catalizador NaOH, el porcentaje de ésteres metílicos es superior al obtenido con KOH y el contenido de mono- y di-glicéridos también es mejor, esto significa que el producto obtenido es de mejor calidad. Finalmente, al emplear el catalizador heterogéneo se aprecian condiciones similares a las del biodiésel obtenido con NaOH. En este caso, también es importante señalar que es más fácil efectuar la separación de los productos generados en la reacción. Otra ventaja es que el catalizador sólido puede ser reutilizado en el proceso sin la necesidad de un tratamiento exhaustivo, lo que permite reducir costos.

Respecto al biodiésel proveniente directamente de Enremex, se encontraron resultados similares a los obtenidos con el NaOH y la zeolita. En este sentido, es pertinente considerar que la materia prima puede variar de un lote a otro, lo que incide en la calidad del producto. Así, no es posible asegurar que la materia prima utilizada en el laboratorio tuviera las mismas características que la empleada en el lote de donde se obtuvo el biodiésel en la planta de Enremex; este es un factor que pudo haber influido en los resultados obtenidos con el KOH en el laboratorio.

REFERENCIAS

- Borges M.E. and Díaz L. (2012). Recent developments on heterogeneous catalysts for biodiesel production by oil esterification and transesterification reactions: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **16**, 2839-2849.
- Chhetri A. B., Watts K. C. e Islam M. R. (2008). Waste cooking oil as an alternate feedstock for biodiesel production. *Energies*, **1**, 3-18.
- Díaz Jiménez L. y Torres Martínez C.A. (2013). Efecto de la desaluminación de una zeolita natural en la reacción de transesterificación de aceite vegetal. *XXVIII Congreso Nacional de Termodinámica y Tercer Simposio Nacional de Fisicoquímica*, México, D.F. Septiembre 2-6, 2013.
- Haziratul Mardiah H., Chyuan Ong H., Masjuki H.H., Lim S. and Lee H.V. (2017). A review on latest developments and future prospects of heterogeneous catalyst in biodiesel production from non-edible oils. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **67**, 1225-1236.
- Jain S., Sharma M.P. and Rajvanshi S. (2011). Acid base catalyzed transesterification kinetics of waste cooking oil. *Fuel Processing Technology*, **92**, 32-38.
- Lee J.-S., Saka, S. (2010). Biodiesel production by heterogeneous catalysts and supercritical technologies. *Bioresource Technology*, **101**, 7191-7200.
- Ma F. and Hanna M.A. (1999). Biodiesel production: a review. *Bioresource Technology*, **70**, 1-15.
- Nizami A.S., Ouda O.K.M., Rehan M., El-Maghraby A.M.O., Gardy J., Hassanpour A., Kumar S. and Ismail I.M.I. (2016). The potential of Saudi Arabian natural zeolites in energy recovery technologies. *Energy*, **108**, 162-171.
- Otera J. (1993). Transesterification. *Chemical Reviews*, **93**, 1449-1470.
- Pineda Rodriguez, C.A. y Gerrero Erazo, J. (2011). Aprovechamiento de los residuos grasos generados en los restaurantes y comidas rápidas de Pereira. *Scientia et Technica*, **XVII** (47), 264-269.
- Sandoval Yoval L. y Mantilla Morales G. (2015). Caracterización y tratabilidad de agua residual municipal/industrial por lodos activados. *2º Congreso Nacional AMICA*, Puebla, Mexico, 2015.
- Singh A., Smyth B. M. y Murphy J. D. (2010). A biofuel strategy for Ireland with an emphasis on production of biomethane and minimization of land-take. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **14**, 277-288.
- Sun K., Lub J., Ma L., Han Y. and Fu Z. (2015). A comparative study on the catalytic performance of different types of zeolites for biodiesel production. *Fuel*, **158**, 848-854.
- Tacias Pascasio V.G., Rosales Quintero R. y Torrestiana Sánchez B. (2016). Evaluación y caracterización de grasas y aceites residuales de cocina para la producción de biodiesel: un caso de estudio. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, **32**, 303-313.
- Tomasevic A.V., Siler-Marinkovic S.S. (2003). Methanolysis of used frying oil. *Fuel Processing Technology*, **81**, 1-6.
- Uprety B.K., Chaiwong W., Ewelike C. and Rakshit V. (2016). Biodiesel production using heterogeneous catalysts including wood ash and the importance of enhancing byproduct glycerol purity. *Energy Conversion and Management*. **115**, 191-199.
- Wallace T., Gibbons D., O'Dwyer M. y Curran T.P. (2017). International evolution of fat, oil and grease (FOG) waste management – A review. *Journal of Environmental Management*, **187**, 424-435.

[00069] CO-TRATAMENTO DE RESÍDUO DE TANQUE SÉPTICO E ESGOTO DOMÉSTICO: SIMULAÇÃO COM MODELO ASM1

ANTÔNIO DOMINGUES BENETTI¹; JOSIANE PISTORELLO²

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas¹; Companhia Riograndense de Saneamento – Corsan²

benetti@iph.ufrgs.br¹; josi.pistorello@gmail.com²

Palavras-chave: Resíduo de tanque séptico. Lodos ativados. Co-tratamento. Modelo ASM1.

ABSTRACT

This study investigated the possibility of receiving and treating septic tank residue in a wastewater treatment plant with an activated sludge process. The ASM1 model was used to simulate the removal of carbonaceous organic matter, nitrification and denitrification. Simulations of four groups of scenarios were made and in each group the system operated with a fixed flow and was changed the portion of septic tank residue. The simulations results show that is possible, in a system dimensioned for an average flowrate of 180 m³/h, operating with a domestic sewage flow of 45 m³/h, to receive 4.3 m³/h of septic tank residue without compromising the standards. For systems operating at 90 m³/h, 135 m³/h and 162 m³/h, the possible parcels to be received from septic tank residue without compromising standards defined in the legislation were, respectively, 3.6 m³/h, 3.3 m³/h and 2.9 m³/h. The results allow the conclusion that it is feasible to co-treat septic tank residue with sewage and at the same time respect the standards defined in the legislation, once the limiting flowrates and maximum loads are respected.

1 – INTRODUÇÃO

O crescimento populacional desordenado, cidades com infraestrutura deficiente e a falta de planejamento e de investimentos em saneamento básico tem como consequências a degradação do meio ambiente, o comprometimento da saúde da população e a elevação dos gastos com saúde pública, principalmente para o tratamento de doenças de veiculação hídrica (PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2016).

No Brasil e no estado do Rio Grande do Sul, os índices médios de atendimento por rede de esgotos sanitários são baixos, respectivamente 56.3% e 29.8% (BRASIL, 2014). Os baixos índices de atendimento com relação ao esgotamento sanitário mostram a lacuna existente no saneamento básico, tanto vinculada a implantação dos sistemas como quanto a funcionalidade dos mesmos através da efetivação da ligação das residências às redes de esgoto. Além disso, torna-se evidente a necessidade de haver maciços investimentos em esgotamento sanitário para reverter os índices atuais.

Conforme Strande (2014), aumentar o acesso ao saneamento é uma prioridade global, constatando que a expansão e o desenvolvimento dos sistemas de esgotamento convencionais não têm acompanhado a rápida expansão urbana, típica de países de baixa e média renda. Segundo a mesma autora, as tecnologias locais (*on site*) podem representar uma opção viável e mais acessível para ampliar o atendimento ao esgotamento sanitário, mas apenas se toda a cadeia do serviço for adequadamente gerida. Ela ainda acrescenta que instalações locais têm sido tradicionalmente vistas apenas como soluções temporárias até que os sistemas de esgoto convencionais sejam construídos.

Uma forma de melhorar os índices de esgotamento sanitário de forma mais rápida é através da combinação de sistemas tradicionais centralizados com sistemas de tratamento locais para a coleta e tratamento dos esgotos sanitários. Sistemas descentralizados geralmente são mais sustentáveis, considerando-se o consumo de energia, área para implantação, custos de operação e implantação (TCHOBANOGLIOUS, LEVERENZ, 2013; SIEGRIST, 2017).

A expansão dos sistemas de esgotamento sanitário com o emprego de sistemas *on site*, como tanques sépticos, acaba tendo como maior entrave a não definição de como

gerenciar e principalmente tratar o resíduo de tanque séptico. O material removido de tanques sépticos tem grande concentração de sólidos, matéria orgânica e microrganismos e demanda manejo adequado, prevendo a remoção, transporte, acondicionamento, tratamento e destino final ambientalmente correto.

Constata-se que se torna necessária a proposição de uma nomenclatura específica para este resíduo que o descaracterize como lodo ou esgoto e sim como uma mistura dessas duas frações, como por exemplo, resíduo de tanque séptico, termo que será empregado neste trabalho. Este resíduo apresenta uma grande dispersão de suas características físico-químicas e microbiológicas (LEITE et al., 2006). Ingunza et al. (2009) complementam que esse resíduo é muito mais concentrado que o esgoto sanitário, mas não chega a ter características semelhantes às de lodo de ETE.

Havendo a possibilidade de tratar o resíduo de tanque séptico em estações dimensionadas para esgoto sanitário, torna-se fundamental avaliar o impacto deste co-tratamento para a tomada de decisões e planejamento quanto a gestão deste resíduo. Uma maneira de se avaliar os impactos é através da modelagem matemática, ferramenta que permite simular fenômenos reais por meio de fórmulas matemáticas (MAKINIA, 2010).

2 – OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o co-tratamento de resíduo de tanque séptico em uma estação de tratamento de esgoto doméstico (ETE) com sistema de lodos ativados com o uso do modelo matemático ASM1. Foram simulados os processos de oxidação biológica de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação.

3 – METODOLOGIA

O co-tratamento de resíduo de tanque séptico e esgoto doméstico em sistema de lodos ativados foi realizado com o modelo ASM1. Essa avaliação foi desenvolvida a partir do projeto hidráulico de uma ETE com capacidade para tratar uma vazão média de 50 L/s (180 m³/h). O referido projeto foi fornecido por uma prestadora de serviços de saneamento que atua no Rio Grande do Sul, estado que se localiza na Região Sul do Brasil.

Foi utilizado o software WRcStoat 5.0., que é de distribuição livre e tem incorporado o modelo Activated Sludge Model N° 1 (ASM1). Este modelo foi desenvolvido pela International Water Association (IWA) com o objetivo de promover a sua aplicação em

projetos e operação de sistemas biológicos de tratamento de esgotos por lodos ativados. Posteriormente ao ASM1 foram desenvolvidos uma família de modelos para lodos ativados (EKAMA, TAKÁCS, 2013).

O modelo ASM1 descreve as taxas de remoção de substâncias orgânicas e compostos nitrogenados por micro-organismos, relacionando essas taxas ao consumo de oxigênio e de nitrato e à produção de lodo. Contem as reações biológicas que envolvem a remoção de matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação.

Foram inseridas no modelo a entrada do esgoto bruto, o sistema de lodos ativados composto pela câmara anóxica, tanque de aeração e o decantador secundário, a saída do esgoto tratado e o descarte de lodo a partir do decantador secundário. Na Tabela 1 estão listadas as dimensões das estruturas da ETE que foram inseridos para a estruturação do modelo matemático ASM1 ao sistema de lodos ativados da ETE deste estudo.

Com relação a operação da ETE, considerou-se que a recirculação do lodo ocorria do decantador para a câmara anóxica a uma taxa de 0.5 em relação à vazão de esgoto bruto na entrada da ETE. Com relação a recirculação interna do sistema de lodos ativados, a recirculação ocorreria da câmara aerada para a câmara anóxica a uma taxa de 1.5 em relação a vazão de esgoto bruto na entrada.

Tabela 1. Dimensões das estruturas da ETE.

Estrutura	Dimensão
Tanque de aeração	Volume total: 4 635 m ³
- câmara anóxica	Volume: 2 317.5 m ³
- câmara aerada	Volume: 2 317.5 m ³
	Idade do lodo: 28 dias
	Tempo de detenção hidráulica: 14.7 horas
Decantador secundário	Área superficial: 230 m ²
	Profundidade: 4.10m
	Profundidade da entrada: 2.00m

Arbitrou-se que a concentração de oxigênio dissolvido na câmara aeróbia seria mantida constante a 2 mg/L. A concentração de sólidos suspensos no tanque de aeração (SSTA) seria mantida constante a 3 500mg/L através do controle da vazão de descarte de lodo, fixada em uma taxa fixa de 3m³/h por tempo variável de forma a manter a concentração de SSTA.

Depois da estruturação do modelo foi efetuada a sua calibração. Foram utilizados dados do projeto hidráulico, em virtude de não haver estações de tratamento de esgoto operando com o sistema proposto neste trabalho pela prestadora de serviços de saneamento que forneceu os dados utilizados. A calibração consistiu em sucessivas simulações com a ETE operando com uma vazão de 50

L/s de esgoto doméstico. A cada simulação foram comparados os resultados da saída do efluente tratado com os valores esperados considerando as eficiências do sistema de tratamento escolhido. Foram avaliados os parâmetros DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais, os quais tem padrões de lançamento definidos pela legislação ambiental do estado do Rio Grande do Sul. A partir das diferenças identificadas, foram realizadas alterações nos coeficientes estequiométricos e nos parâmetros cinéticos e da decantação, seguindo-se uma nova simulação. Estas simulações repetiram-se até que o efluente final atingiu as eficiências de tratamento definidas no projeto da ETE.

Posteriormente foi realizada a avaliação do impacto do co-tratamento do resíduo de tanque séptico na eficiência da ETE em estudo. Essa avaliação ocorreu a partir da simulação de quatro grupos de cenários combinando vazões do resíduo e de esgoto doméstico. Em cada grupo, considerou-se que a ETE operaria com uma vazão fixa de esgoto doméstico e foi alterada a parcela de resíduo de tanque séptico a ser recebida e tratada no sistema.

Na Tabela 2 são apresentados cada um dos quatro grupos de cenários. No Grupo A, a vazão de esgoto doméstico era 25% da vazão média de projeto da ETE (45 m³/h). Nos Grupos B, C e D, a modelagem teve vazões de esgotos correspondentes, respectivamente, a 50% (90 m³/h), 75% (135 m³/h) e 90% (162 m³/h) da vazão média de projeto da ETE (180 m³/h).

Em cada um dos cenários foi simulado um período de operação de seis meses de forma a obter um novo estado estacionário do sistema.

Tabela 2. Grupos de cenários simulados.

Grupo de cenários	Cenários	Esgoto doméstico (m ³ /h)	Resíduo de tanque séptico	
			Proporção na vazão	Vazão (m ³ /h)
A	1	45	1%	1.8
	2		5%	9
	3		10%	18
	4		15%	27
B	1	90	1%	1.8
	2		5%	9
	3		10%	18
	4		15%	27
C	1	135	1%	1.8
	2		3%	5.4
	3		5%	9
D	1	162	1%	1.8
	2		3%	5.4
	3		5%	9

Foram registrados dados de saída de cada um dos cenários simulados, sendo elaborado um gráfico resumo para cada grupo. Foi realizada a análise do gráfico de cada um dos grupos de cenários e determinado qual parâmetro ultrapassou primeiramente o padrão de lançamento. Em seguida, foi determinada a relação entre a vazão de resíduo e a concentração obtida para o referido parâmetro.

4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 são listadas as características do esgoto doméstico bruto e as do resíduo de tanque séptico que foram consideradas neste estudo. As características do resíduo de tanque séptico foram determinadas por uma série de análises físico-químicas disponibilizadas pela prestadora de serviços de saneamento.

O modelo ASM1 determina que a entrada dos valores de DQO e de nitrogênio total deve ser em frações pré-determinadas. Nas Tabelas 4 e 5 são apresentadas as relações utilizadas para fracionar a DQO e o nitrogênio total do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico. Para o fracionamento da DQO e do nitrogênio total foram utilizadas as contribuições de Metcalf & Eddy et al. (2016), Parkin e McCarty (1981), Grady et al. (1999), Vanhooren e Nguyen (1996), Rossler e Pretorius (2001), Bento (2000) e Dangol (2013).

Tabela 3. Caracterização do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico.

Parâmetro	Esgoto (1) (mg/L)	Resíduo de Tanque Séptico (2)		
		Mínimo (mg/L)	Médio (mg/L)	Máximo (mg/L)
DBO	200	75	1 755	8663
DQO	400	146	6 523	29 014
N amoniacal	40	12	88	200
Sólidos suspensos totais	200	74	6 746	47840
Sólidos suspensos voláteis	160	40	4 460	27 100
Sólidos suspensos fixos	40	12	3 314	27 420

Fonte: (1) Jordão e Pessoa (2011); (2) Baseado em análises fornecidas pela prestadora de serviços.

Tabela 4. Fracionamento da DQO e do nitrogênio total do esgoto doméstico.

Parâmetro	Esgoto (mg/L)
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	30
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	154
DQO biodegradável particulada (DQObp)	166
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	50
Amônia (NH ₄ ⁺ /NH ₃)	40
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	9.2
Nitrogênio orgânico particulado (NOp)	20.8
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NONbs)	2.1
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NONbp)	6.7
Nitrito/nitrato (NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻)	0.3

Tabela 5. Fracionamento da DQO e do nitrogênio total do resíduo de tanque séptico.

Parâmetro	Resíduo(mg/L)
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	334
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	103
DQO biodegradável particulada (DQObp)	1 961
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	4 124
Amônia (NH ₄ ⁺ /NH ₃)	88
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	258
Nitrogênio orgânico particulado (NOp)	6
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NONbs)	258
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NONbp)	6
Nitrito/nitrato (NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻)	0

Os padrões de lançamento considerados neste estudo foram os estabelecidos na Resolução Conesma nº 355 (RIO GRANDE DO SUL, 2017) a qual estabelece, para a vazão da ETE deste estudo (4.320 m³/dia), os limites máximos para os seguintes parâmetros: DQO ≤ 180 mg/L, DBO ≤ 60 mg/L, sólidos suspensos totais ≤ 60 mg/L e nitrogênio amoniacal ≤ 20 mg/L.

Nas Figuras 1 a 4 são apresentados os resultados das simulações dos quatro grupos de cenários para os parâmetros DQO e sólidos suspensos totais. Nas Figuras 5 e 8 são apresentados os resultados para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal.

Figura 1. Resultado dos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais para o Grupo de cenários A.

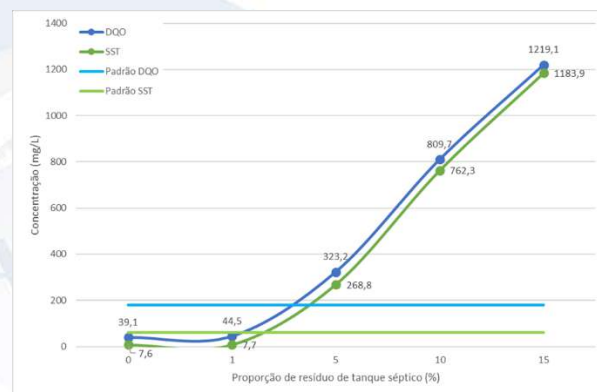
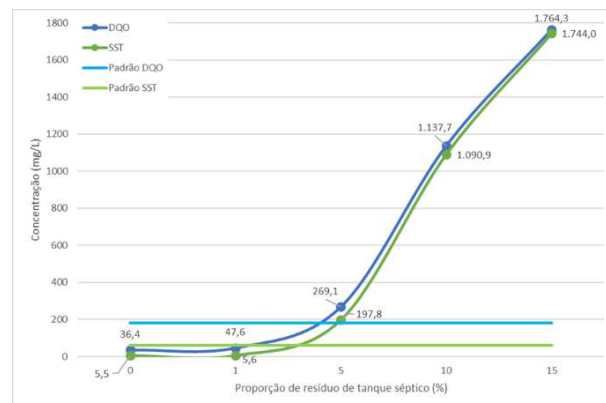


Figura 2. Resultado dos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais para o Grupo de cenários B.

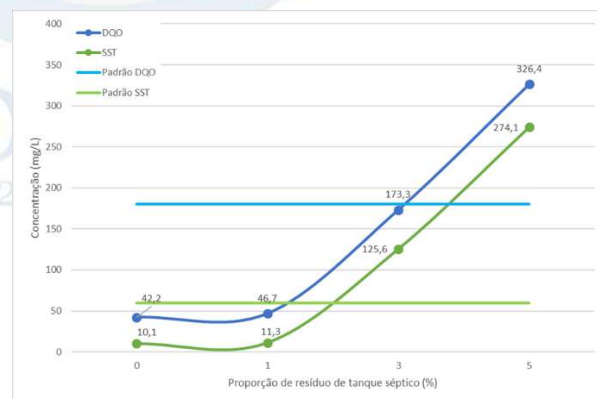


Figura 3. Resultado dos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais para o Grupo de cenários C.

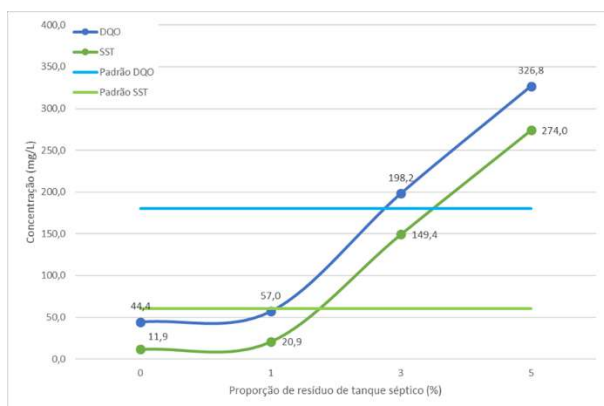


Figura 4. Resultado dos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais para o Grupo de cenários D.

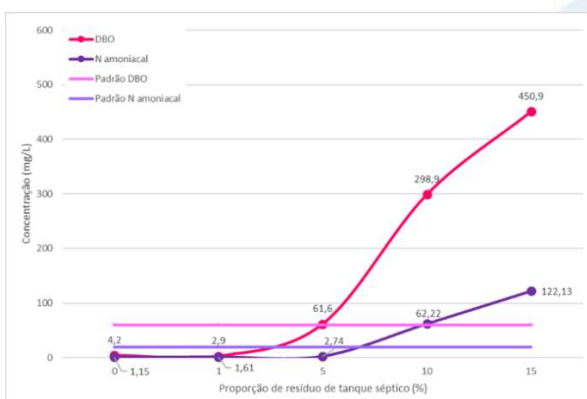


Figura 5. Resultado dos parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal para o Grupo de cenários A.

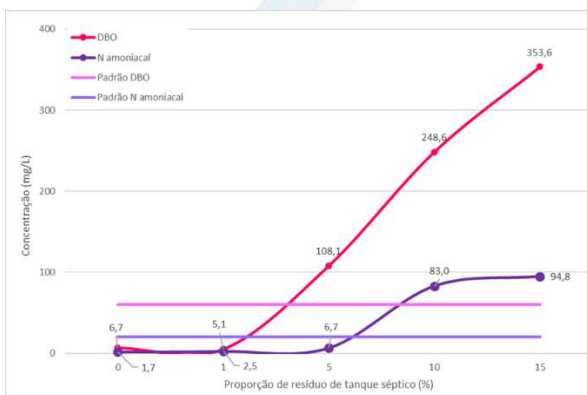


Figura 6. Resultado dos parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal para o Grupo de cenários B.

Figura 7. Resultado dos parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal para o Grupo de cenários C.

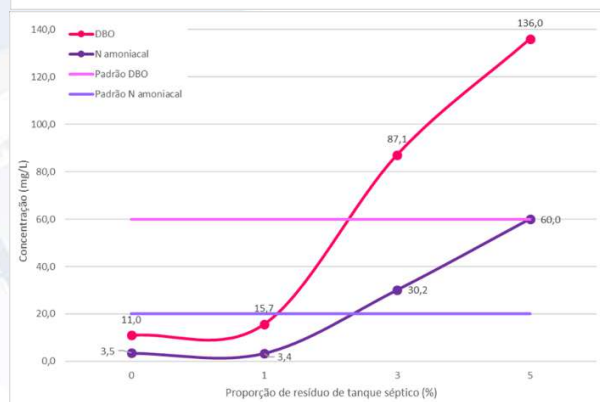
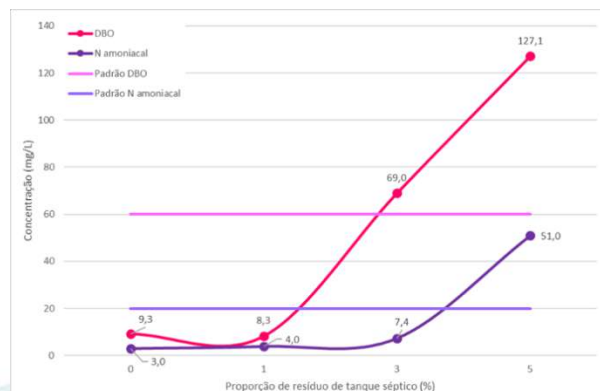


Figura 8. Resultado dos parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal para o Grupo de cenários D.

Em todas as simulações, verificou-se que o parâmetro que primeiro superou o padrão de lançamento estabelecido pela legislação ambiental foi sólidos suspensos totais.

Foi representado em um gráfico para cada grupo de cenários os pontos que relacionam o parâmetro sólidos suspensos totais no efluente final com as parcelas de resíduos de tanque séptico recebidas. Na Tabela 6 são apresentadas as relações entre as concentrações de sólidos suspensos totais e as vazões de resíduos de tanque séptico para cada grupo de cenários, assim como as equações resultantes das interpolações dos pontos e respectivos coeficientes de determinação (R^2). Considera-se que (x) é a vazão de resíduo de tanque séptico em m^3/h e (y) é a concentração de SST (mg/L).

Tabela 6. Relação entre o parâmetro sólidos suspensos totais e as parcelas de resíduos de tanques sépticos.

Grupo de cenários	Relação	R2
A	$y = 72.822 x - 256.28$	0.9694
B	$y = 47.691 x - 109.62$	0.9954
C	$y = 36.5 x - 60.1$	0.9944
D	$y = 35.153 x - 41.725$	0.9999

A partir de cada equação foi determinada a parcela máxima a ser co-tratada em cada grupo de cenários atendendo ao padrão de lançamento para o parâmetro sólidos suspensos totais (SST = 60 mg/L). Para o cenário em que a ETE opera com 25% de sua vazão de projeto, é possível receber até 2.4% (4.3 m³/h) de resíduo de tanque séptico em relação a capacidade da ETE. Neste caso, os parâmetros sólidos suspensos totais, DBO, DQO e amônia atendem aos padrões de lançamento estabelecidos pelo órgão ambiental.

Para o cenário B, com a ETE operando a 50% de sua vazão de projeto, é possível receber 3.6 m³/h de resíduo de tanque séptico. Já para os cenários C e D, torna-se possível receber 3.3 m³/h e 2.9 m³/h sem comprometer o padrão de lançamento para o parâmetro sólidos suspensos totais. Como apontado anteriormente, sólidos suspensos totais foi o parâmetro limitante para todas as simulações.

Observou-se que, à medida que as vazões de esgotos da ETE aproximam-se da vazão de projeto, diminui a proporção de resíduo de tanque séptico que ela poderá receber mantendo a qualidade do efluente final.

É possível aumentar o percentual de resíduos de tanque séptico que pode ser recebido na ETE através de seu pré-tratamento. Por exemplo, simulações demonstraram que o percentual pode ser duplicado se o resíduo tiver pré-tratamento com flotação por ar dissolvido, sem comprometer a qualidade do efluente final.

5-CONCLUSÕES

Pelos resultados deste estudo, o co-tratamento de resíduo de tanque séptico com esgoto doméstico mostra-se uma alternativa tecnicamente viável desde que respeitadas as proporções de resíduo recebidas. Desta forma, o co-tratamento poderia ser incorporado no planejamento dos sistemas, prevendo na concepção e no dimensionamento das ETEs o tratamento combinado de esgoto doméstico e resíduo de tanque séptico. Assim, poderiam ser atendidas áreas de municípios nas quais a implantação do sistema convencional de coleta de esgoto fosse inviável, além de pequenos municípios.

Uma alternativa para expandir o esgotamento sanitário nos pequenos municípios poderia ser o incentivo aos

sistemas compostos por tanques sépticos e unidades complementares, como filtros anaeróbios. Uma etapa fundamental desta alternativa envolveria a coleta do resíduo de tanque séptico e seu tratamento em ETEs maiores localizadas em outros municípios que tivessem folga operacional, inclusive uma folga planejada.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BENTO, A. P. (2000). *Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC*: Um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo. Dissertação, Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL – SNSA. (2014). *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013*. Brasília, SNSA/MCIDADES.

DANGOL, B. (2013). *Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations*. Master of science, Institute for Water Education – IHE, Unesco, Delf.

EKAMA, G.A.; TAKÁCS, I. (2013). Modeling. In: JENKINS, D.; WANNER, J. (Ed.). *Activated sludge – 100 years and counting*. London, IWA, cap.14, pp.271-291.

GRADY, C. P. L. Jr.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. (1999). *Biologic wastewater treatment*. 2. ed. rev. e aum., Nova York, Marcel Dekker Inc.

INGUNZA, M. D. P. D.; ANDRADE NETO, C. O. de; ARAÚJO, A. L. C.; SOUZA, M. A. A. de; MEDEIROS, S. A. de; BORGES, N. B.; HARTMANN, C. M. (2009). Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*. Rio de Janeiro, ABES, Prosab 5. cap. 3, pp. 41-75.

JORDÃO, E. P.; PÊSSOA, C. A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*. 6. ed. Rio de Janeiro, ABES.

LEITE, B. Z.; INGUNZA, M. D. P.; ANDREOLI, C. V. (2006). Lodo de decanto-digestores. In: ANDREOLI, C. V. (Org.). *Biossólidos: alternativas de uso de resíduos do saneamento*. Rio de Janeiro, ABES, Prosab 4. cap. 10, pp. 361-398.

MAKINIA, J. (2010). *Mathematical modelling and computer simulation of activated sludge systems*. London, IWA Publishing.

METCALF & EDDY; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. (2016). *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. Tradução de Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa. 5. ed., Porto Alegre, AMGH.

PARKIN, G. F.; MCCARTY, P. L. (1981). Sources of soluble organic nitrogen in active sludge effluents. *Journal WPCF*, 53(1), 89-98.

PRÜSS-ÜSTÜN, A.; WOLF, J.; CORVALÁN, C.; BOS, R.; NEIRA, M. (2016). *Preventing diseases through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks*. Geneva, World Health Organization.

RIO GRANDE DO SUL. (2017). *Resolução Consema nº 355*, de 13 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

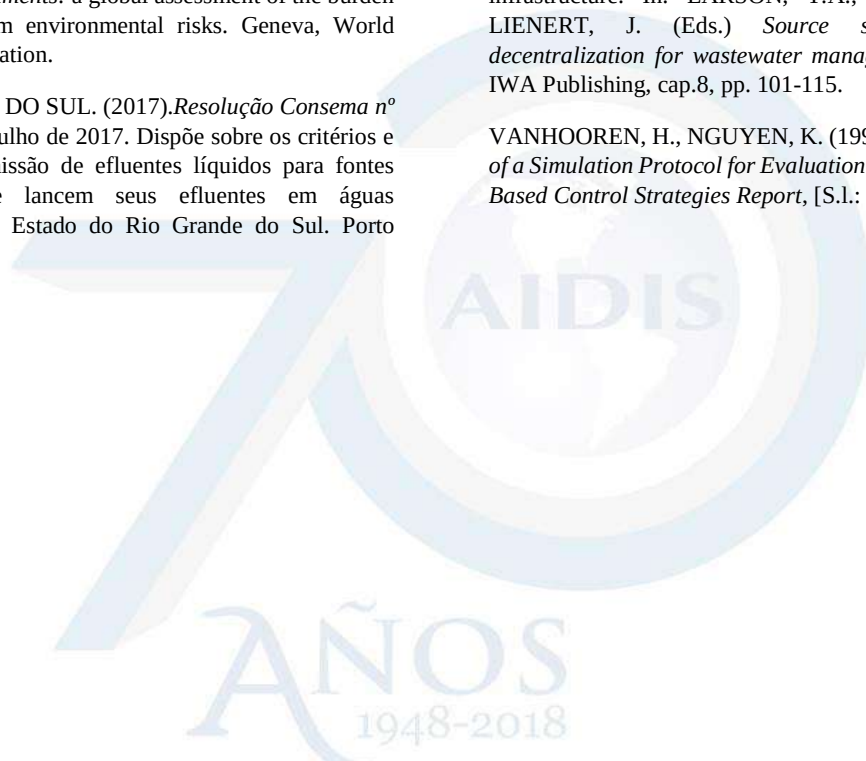
ROSSLER, W. H., PRETORIUS, W. A. (2001). A review of characterisation requirements for in-line prefermenters Paper 1: Wastewater characterisation. *Water SA*, 27(3).

SIEGRIST, R. L. (2017). *Decentralized water reclamation engineering*. Cham, Switzerland, Springer.

STRANDE, L. (2014). The global situation. In: STRANDE, L.; RONTELTAP, M.; BRDJANOVIC, D. *Faecal sludge management: systems approach for implementation and operation*. Londres, IWA Publishing, cap. 1, pp.1-14.

TCHOBANOGLOUS, G.; LEVERENZ, H. (2013). The rationale for decentralization of wastewater infrastructure. In: LARSON, T.A.; UDERT, K.M.; LIENERT, J. (Eds.) *Source separation and decentralization for wastewater management*. London, IWA Publishing, cap.8, pp. 101-115.

VANHOOREN, H., NGUYEN, K. (1996). *Development of a Simulation Protocol for Evaluation of Respirometry-Based Control Strategies Report*, [S.l.: s.n.].



[00091] ESTUDO DE SECAGEM DE LODO DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO EM ESTUFA AGRÍCOLA

TSUNAO MATSUMOTO¹; LETICIA AMADEU FREDDI²

UNESP Universidade Estadual Paulista Faculdade de Engenharia Campus Ilha Solteira^{1,2}

tsunao@dec.feis.unesp.br; leticiaamadeu@gmail.com

Palavras-chave: Lodo. Secagem. Estufa agrícola.

Abstract: In this work, use of agricultural greenhouse was analyzed on stabilization pond sludge drying efficiency. After being collected, the sludge was processed in a continuous separation system equipped with column decanter (CD) and floc-decanter sludge blanket (FDSB), removed by bottom discharge from the devices and placed for drying in an agricultural greenhouse. The sludge was discharged in perforated plastic trays lined with a geotextile blanket, BidimTM, 0.004m of thickness, to facilitate the drainage of water by percolation, in addition to evaporation. The CD sludge when unloaded in the tray had initially 0.10m of thickness in all 12 runs and at the end in 10 days, the drying resulted in average were 0.015m thickness and 46% of humidity. On the other hand, the FDSB sludge was initially discharged into the tray with 0.14m of thickness and at the end in 10 days resulted in 0.005m of thickness and 18% of humidity. From the obtained results, it was possible to conclude that greater sludge thickness it will be necessary longer time to drying. The climatic data collected during the studied period, from May to July, did not suffer great variations. By correlating the collected climatic parameters and the reduction of humidity throughout the days, Pearson correlation coefficients were considered weak or negligible. However, it was possible to confirm that the drying has positive relations with the temperature and evapotranspiration and negative with relative humidity of the air. The agricultural greenhouse showed possible to drying stabilization pond sludge in short time.

Introdução

A reciclagem agrícola como alternativa de disposição final vem sendo considerada muito promissora, pois aplica o lodo de esgoto como fertilizante para o solo (Andreoli, Lara, Ferreira, *et al.*, 2001). Para atingir os padrões de qualidade determinados pela resolução CONAMA 375/06 para aplicação na agricultura, o lodo

precisa se tornar um biossólido. A secagem térmica é um dos processos de tratamento indicado. (David, 2002).

O uso da estufa agrícola na secagem térmica do lodo é uma alternativa vantajosa pois a estufa é capaz de maximizar a energia solar no aquecimento do lodo, retendo calor e, consequentemente, acelerando o processo de secagem. Com a redução de umidade, os microrganismos patogênicos também têm suas concentrações reduzidas (Lima, 2010).

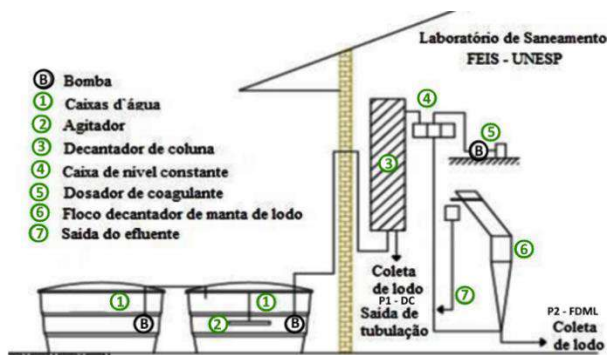
Objetivos

A presente pesquisa teve como objetivo verificar a eficiência da secagem de lodo provenientes de lagoas de estabilização utilizando estufa agrícola. A eficiência foi avaliada por meio da verificação do tempo de secagem em diferentes teores de umidade; e da influência da espessura da camada de lodo durante a secagem e das condições climáticas.

Metodologia

O lodo foi retirado das lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Ilha Solteira e colocado em dois reservatórios no laboratório. Uma bomba submersa instalada no reservatório recalrava o lodo para um sistema de separação contínua, que era constituído pelos 2 reservatórios, pelo Decantador de Coluna (DC), por uma caixa de nível constante e pelo Floco Decantador de Manta de Lodo (FDML). A Figura 1 mostra um esquema deste sistema separador e o sentido do fluxo do lodo, além de indicar os pontos de coleta de lodo para a secagem em estufa.

Figura 1. Sistema de separação contínua



O lodo dos dois pontos de coleta foi descarregado num leito drenante composto por duas bandejas plásticas de dimensões 0.70x0.40x0.15m. A bandeja superior era furada e revestida com manta geotêxtil não tecida de 0,004m de espessura.

Cada ensaio realizado utilizava cerca de 2 000L de lodo bruto, levando em torno de 8h para ser finalizado. Neste trabalho foram realizados 12 ensaios. A distribuição do lodo coletado está descrita no esquema da Figura 2. As descargas de lodo nos dispositivos aconteciam em um intervalo de tempo de aproximadamente 2h.

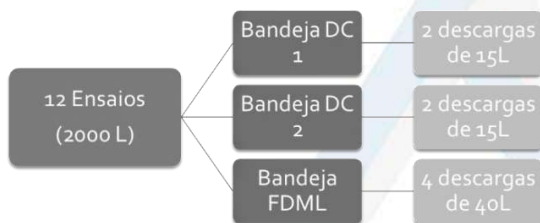


Figura 2. Esquema das descargas de lodo realizadas em cada bandeja e as respectivas quantidades

A estrutura da estufa agrícola, como mostra a Figura 3, foi construída com uma base de 3.0x3.0m de lado e altura de 2.78m na parte mais elevada. A cobertura era de plástico transparente com 150 micras de espessura. Uma abertura na parte superior de 0.15m foi feita para permitir maior ventilação.

Figura 3. Estufa agrícola utilizada na secagem do lodo



Durante o período de ensaio foram coletados diariamente dados climáticos como: temperatura média, umidade relativa do ar média, insolação, velocidade do vento, radiação global e evapotranspiração por Penman Monteith.

Resultados e Discussão

A umidade do lodo desaguado e disposto para secagem em estufa foi coletada diariamente num período de 10 dias. As médias do teor de umidade dos ensaios realizados é apresentada na Tabela 1. A umidade do lodo retirado do DC ao final dos 10 dias de exposição na estufa foi de 50.88% para a primeira bandeja e de 40.44% para a segunda bandeja. Esta diferença pode estar relacionada com a diferença de espessura final da camada de lodo, como pode ser observado na Tabela 2. Apesar das duas bandejas receberem o mesmo número de descargas do DC e o mesmo volume de lodo, a bandeja número 1 recebia a primeira descarga que era, geralmente, mais pastosa do que as demais. Isto porque, o DC não era esvaziado de um ensaio para outro, dando um tempo maior para que o material contido no decantador se depositasse no fundo. O lodo retirado do FDML apresentou 17.92% de umidade ao final dos 10 dias de secagem.

Tabela 1. Valor médio de umidade do lodo para cada dia de secagem.

Tempo (d)	Umidade (%)		
	DC 1	DC 2	FDML
0	95.19	96.32	98.29
1	91.56	92.52	93.33
2	88.39	89.34	90.47
3	85.60	85.96	86.82
4	83.23	82.29	81.61

5	80.87	79.70	73.08
6	78.43	75.94	60.67
7	75.15	70.97	43.21
8	67.84	59.06	33.43
9	59.19	49.17	22.37
10	50.88	40.44	17.92

A espessura da camada de lodo no desaguamento, em todos os ensaios realizados, foi de 10 cm para o lodo retirado do DC e de 14 cm para o lodo retirado do FDML. As espessuras finais variaram conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Espessura final média, máxima e mínima do lodo seco após 10 dias de secagem em estufa.

	Espessura final (m)		
	DC 1	DC 2	FDML
Média	0.017	0.014	0.005
Máxima	0.035	0.030	0.015
Mínima	0.005	0.005	0.001

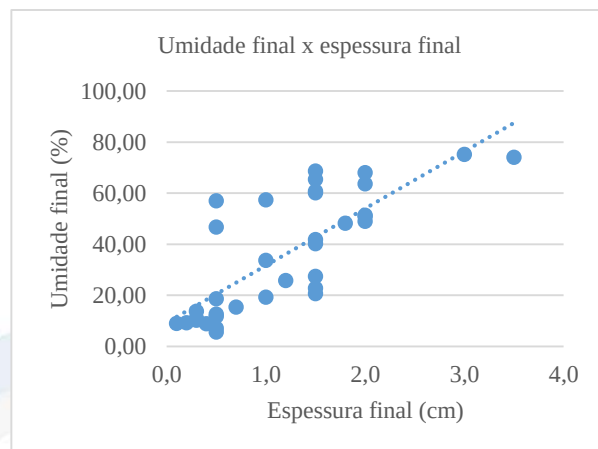
Ao realizar uma análise relacionando a espessura da camada de lodo descarregado com a umidade final depois de 10 dias, pode-se observar que quanto maior a espessura da camada do lodo maior será o valor de umidade. O gráfico da Figura 4 mostra essa relação, a linha de tendência confirma a interferência da espessura da camada na umidade final do lodo e, consequentemente, no tempo de secagem, uma vez que todas as amostras tiveram um tempo igual de exposição no ambiente.

Pelos resultados obtidos na Figura 4, pode-se notar que para uma mesma espessura foram encontrados diferentes teores de umidade final, isso pode se justificar por ter expostas as bandejas a diferentes condições climáticas, uma vez que permaneceram na estufa em dias diferentes. Outro fator que pode ter influenciado nos resultados foi o fato do material sofrer alterações de um ensaio para o outro, como a variação da quantidade de sólidos, seja desde o momento que foi retirado da lagoa de estabilização ou no sistema de separação contínua utilizado neste trabalho.

Com relação ao volume, as bandejas com o lodo retirado do DC obtiveram, em média, uma redução de 85% do volume inicial, enquanto a bandeja com o lodo do FDML teve uma redução de 95%.

Nas bandejas com lodo retirado do DC observou-se que a drenagem da água através dos furos da bandeja ocorreram nos três primeiros dias de exposição, além da perda de água por evaporação. Por outro lado, as bandejas com o lodo retirado do FDML gotejavam apenas primeiro dia. Após este período, a perda de água ocorreu somente por evaporação.

Figura 4. Gráfico da umidade final após 10 dias seco em estufa agrícola pela espessura de lodo obtida no final deste período



A linearidade da curva da umidade pelo tempo de secagem, que ocorre até 70 ou 80% deve-se a perda da água livre que aflora a superfície da camada do lodo. Assim, o aumento da taxa de secagem deve-se principalmente pela ocorrência de fissuramento da superfície exposta por retração provocando, desta forma, uma maior exposição de área para secagem.

Os coeficientes de correlação de Pearson, como mostrado na Tabela 3, indicaram que as relações da redução de umidade com cada parâmetro climático são fracas ou desprezíveis. Apesar disso, é possível observar que os parâmetros que mais interferem na redução da umidade são temperatura, umidade relativa do ar e evapotranspiração.

Tabela 3. Correlação de Pearson entre a redução de umidade para cada bandeja e para cada dado climático.

Correlação de Pearson entre a redução de umidade e cada condição climática				
Local	Temp.	Umidade relativa	Pressão	Radiação Global
DC 1	0.291	-0.290	-0.044	0.183
DC 2	0.293	-0.226	0.031	0.093
FDML	0.234	-0.392	-0.033	0.194

Local	Vel. vento	Chuva	Insolação	ET _o PN-M
DC 1	0.133	0.026	0.142	0.295
DC 2	0.181	0.016	0.068	0.235
FDML	0.203	-0.103	0.202	0.303

ET_o PN-M = Evapotranspiração por Penman_Monteith

Na Figura 5 é apresentada fotos com a aparência típica da bandeja com o lodo retirado do DC ao longo dos dias de secagem e na Figura 6, as fotos mostram a aparência do lodo retirado do FDML. Nestas figuras, ficam nítidas

as diferenças das características dos dois materiais e como a espessura influencia no tempo de secagem.



Figura 5. Evolução da bandeja com lodo retirado do decantador de coluna com 1, 2, 5 e 10 dias de secagem respectivamente



Figura 6. Lodo retirado do floco decantador com 3, 5 e 7 dias de secagem respectivamente

A Figura 7 mostra as bandejas na estufa durante o processo de secagem.

Figura 7. Estufa com as bandejas durante o processo de secagem



Conclusão

A estufa agrícola utilizada para a secagem de lodo de lagoa de estabilização foi eficaz. A estufa permitiu que as amostras secassem sob condições climáticas naturais, utilizando somente energia solar, que é uma fonte inesgotável e limpa.

A principal característica que causa influência no tempo de secagem do lodo é a espessura. Pode-se concluir que quanto maior a espessura da camada maior será o tempo de secagem.

Os coeficientes de correlação de Pearson foram considerados fracos ou desprezíveis, para as relações entre cada parâmetro climático e a redução de umidade. Porém, foi possível confirmar que a secagem tem relações positivas com a temperatura e evapotranspiração, e negativas com umidade relativa do ar.

Referências Bibliográficas

Andreoli C. V.; Lara A. I.; Ferreira A. C.; *et al.* (2001) A gestão dos biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto doméstico. Projeto PROSAB, Curitiba, PR.
http://www.sanepar.com.br/sanepar/gecip/congressos_seminarios/lodo_de_esgoto/gestao_biossolidos_etes.pdf (accessed October 2016)

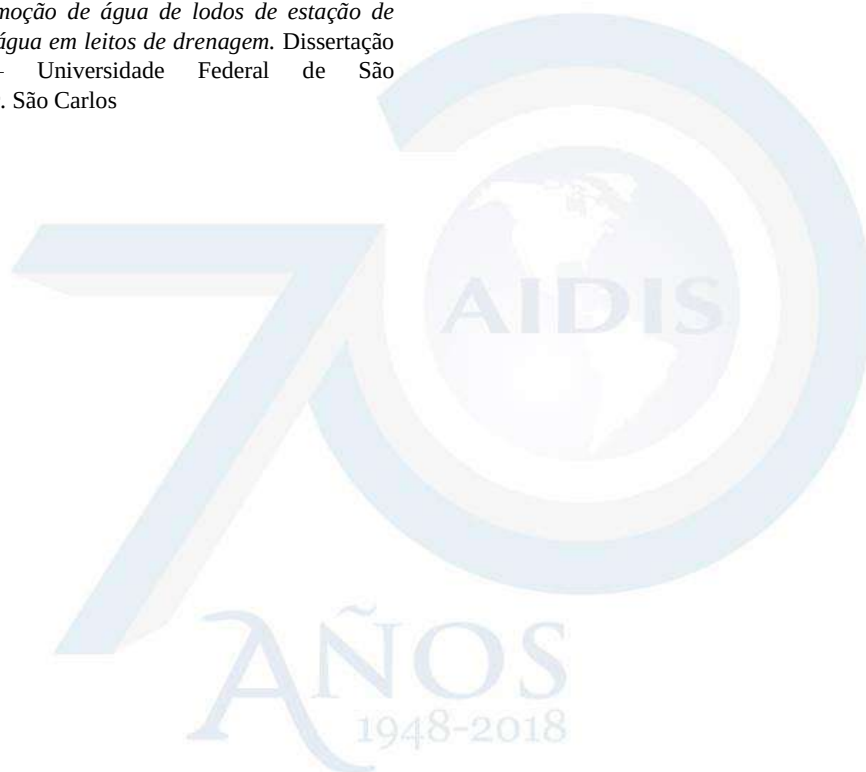
Brasil (2006) Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução CONAMA 357.

David A. C. (2002) *Secagem térmica de lodos de esgoto. Determinação da umidade de equilíbrio*. 163p. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo/USP. São Paulo.

Lima M. R. P. (2010) *Uso de estufa agrícola para secagem e higienização de lodo de esgoto*. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo/USP. São Paulo.

Pezzopane J.E.M, Junior M.J.P., Ortolani A.A. (1995) *Modificações microclimáticas provocadas por estufa com cobertura plástica*. Revista Scielo, Bragantia, Campinas, 54(2):419-425.

Reis R. F. (2011) *Estudo de influência de cobertura plástica na remoção de água de lodos de estação de tratamento de água em leitos de drenagem*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos/UFSCar. São Carlos



[00108] AVALIAÇÃO ECONÔMICA DO USO DO SISTEMA DE MEDIÇÃO ONLINE DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO E SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS, APLICADO EM UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

ORLANDO ANOTNIO DUARTE HERNANDEZ¹; MIGUEL MANSUR AISSE²;
MAURICIO PEREIRA CANTAO³; LUIZ GUSTAVO WAGNER⁴

UFPR^{1,2,3}; SANEPAR⁴

oranduher1@gmail.com¹; miguel.dhs@ufpr.br²; mpcantao@gmail.com³;
gustavo_possetti@yahoo.com.br⁴

RESUMO

As análises de parâmetros físicos e químicos são importantes para a operação de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), isso porque possibilitam a verificação e o controle do desempenho. Recentemente foram desenvolvidos sensores que utilizam a espectrometria UV/VIS para medição de parâmetros como a demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST). Aspectos relativos à calibração e operação dos sensores (sonda) têm sido estudados em ETEs, que empregam reatores anaeróbios tipo UASB. O objetivo do presente trabalho foi a avaliação econômica de um sistema de medição (sonda) que emprega a espectroscopia, para a avaliação dos parâmetros DQO e SST numa ETE, localizada no Estado do Paraná-Brasil. Utilizou-se o valor presente líquido (VPL) como ferramenta econômico-financeira, para comparar diferentes frequências de análises, destacando-se frequências mínimas de 12 análises por mês e máximas de 30 análises por mês, utilizadas na ETE, comparando com 720 análises por mês com o uso da sonda. Demonstrou-se que, através dos cálculos do VPL há a possibilidade da viabilidade econômica do sistema de medição que utiliza a técnica espectrométrica, quando se compara com a máxima frequência de análises empregada na ETE, para um período de 5 anos e uma taxa de 10%. Portanto, considera-se que a aplicação de técnicas espectrométricas constitui um avanço para a monitorização *in situ* e em tempo real de ETEs no Brasil.

Palavras chaves: Reator UASB, Espectrofotometria UV/VIS, Sonda, Sistema de Saneamento

ABSTRACT

Analyzes of physical and chemical parameters are important for the operation of wastewater treatment plants (WWTP), because they enable verification and control of performance. Recently developed sensors that use UV / VIS spectrometry to measure parameters such as chemical oxygen demand (COD), Total Suspended Solids (TSS). Aspects related to calibration and operation of two sensors (Probe) have been studied in WWTP, which employs UASB reactors. The objective of the present work was the economic-financial evaluation of a measurement system (probe) that uses spectroscopy, for the evaluation of the SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

parameters COD and SST in a TEE, located in the State of Paraná-Brazil. The net present value (NPV) was used as an economic-financial tool to compare different frequencies of analyzes, with a minimum frequency of 12 analyzes per month and maximum of 30 analyzes per month, being used in the TEE, compared to 720 analyzes per month, with the use of the probe. It has been shown that through the NPV calculations there is the possibility of the economic feasibility of the measurement system using the spectrometric technique when compared to the maximum analysis frequency employed in the WWTP, for a period of 5 years and a rate of 10%. Therefore, it is considered that the application of spectrometric techniques constitutes an advance for in situ and real time monitoring in WWTP in Brazil.

Keys Word: UASB Reactor, UV/VIS spectrophotometry, Probe, SanitationSystem

1. Introdução

Para Andrade Neto; Campos (1999), os efluentes líquidos urbanos são divididos por características químicas e biológicas, e o sistema de tratamento de efluentes precisa ser capaz de remover os sólidos em suspensão, a matéria orgânica, os nutrientes e alguns tipos de organismos patogênicos. O tratamento pode abranger diferentes níveis, tratamento primário, secundário ou terciário.

Na América Latina a coleta e o tratamento de esgotos sanitários ainda carecem de significativos avanços e o Brasil não escapa dessa realidade, mas novos projetos estão sendo desenvolvidos, nos últimos anos, para ampliar a cobertura dos sistemas. Também novos procedimentos e equipamentos estão sendo testados para melhorar a eficiência operacional das Estações de Tratamento de Esgotos - ETEs.

A tecnologia anaeróbia, notadamente os reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) são amplamente utilizados no Brasil para o tratamento de esgoto doméstico. Durante a operação destes sistemas anaeróbios ocorre a formação de alguns subprodutos, como um dos principais pode-se citar o biogás.

Os métodos de amostragem e análise são cada vez mais importantes, na avaliação da operação de estações de

tratamento, não só pela qualidade dos dados registrados, mas também por permitir a monitorização. A abordagem tradicional é baseada em jornadas pontuais e de curta duração, para coleta de amostras e posterior análise em laboratório. Adicionalmente, muitas das análises em laboratório são demoradas, usam reagentes dispendiosos ou tóxicos e produzem resíduos que requerem tratamento posterior (Brito *et al.*, 2014).

Existem parâmetros usualmente avaliados como temperatura, pH, condutividade, entre outros que podem ser monitorados em contínuo. Nos últimos anos foram publicados trabalhos registrando parâmetros como

carbono orgânico total (COT), sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO), recorrendo a técnicas espectrométricas (Rieger *et al.*, 2006; Van de Broeke *et al.*, 2006; Torres e Bertrand-Krajewski, 2008; Brito *et al.*, 2014). A espectrometria aplicada em reatores UASB, no Brasil, tem que superar desafios adicionais, devido às particularidades da matriz de qualidade do esgoto e o efluente dos reatores, logo do tratamento.

O sistema de medição que utiliza a espectroscopia como técnica de análise é uma abordagem nova e oferece como vantagem novas alternativas de frequência de análises. O monitoramento da estabilidade do reator UASB passa

também pelo controle do DQO, DBO, SST, pH, a alcalinidade e a concentração de ácidos orgânicos. Estes valores devem ser avaliados no afluente e efluente da estação (Oliveira; Von Sperling, 2008, Chernicharo, 2015).

Tendo em conta as características de absorbância da radiação dos compostos que contribuem para os valores de DQO ou SST, podem identificar-se as gamas de comprimentos de onda que, potencialmente, melhor se relacionam com estes. Na Figura 1 apresenta-se um exemplo de um espectro UV-Vis e de parâmetros associados à absorbância em diferentes gamas espectrais

Os aspectos de operação da sonda já foram apresentados por Duarte *et al.* (2017a) e Hernandez *et al.* (2018). Os resultados permitem concluir que a monitorização pode ser efetiva para o afluente do UASB, menciona-se também a adaptação de procedimentos operacionais de limpeza adequados à realidade de uma ETE com tecnologia UASB.

A sonda representa um investimento inicial importante na operação e monitoramento da ETE, o que pode estimular sua aquisição. Torna-se necessário, portanto, avaliar o aspecto econômico e seu impacto em comparação com a abordagem tradicional de coleta e análises.

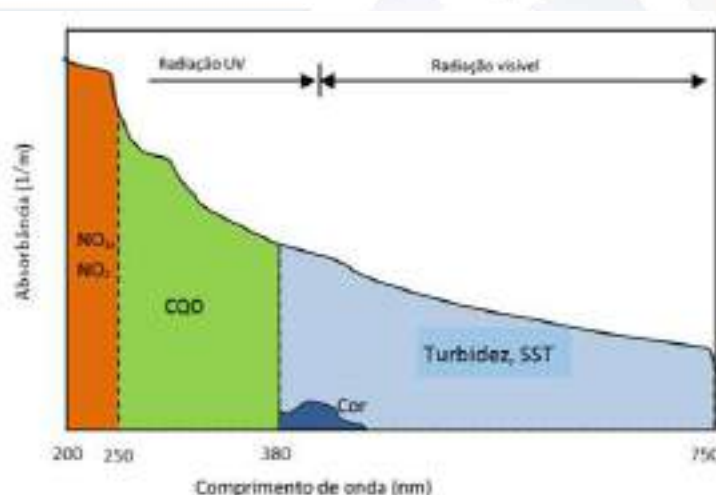


Figura 1: Exemplo de um espectro UV-Vis de uma água residual e parâmetros associados a diferentes gamas espectrais

Fonte: Adaptado de Van der Broeke *et al.* (2006)

Do ponto de vista econômico, a viabilidade de um projeto é determinada por meio de uma análise monetária que comprove que suas receitas esperadas serão benéficas para o projeto. Do ponto de vista da sociedade, no entanto, os benefícios futuros de um projeto têm uma abrangência mais ampla do que apenas a geração de receitas, e podem incluir fatores como o desenvolvimento econômico de um setor, de uma região, melhoria da qualidade de vida, benefícios de redução de tempo de transporte, de acidentes e outros.

Muitos trabalhos têm sido feitos sobre análise econômica de projetos de saneamento, a maioria deles utilizando os principais critérios de avaliação de projetos: Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR),

Razão Benefício/Custo (B/C), Valor Anual Equivalente (VAE) e Custo Médio de Produção (CMP) (Wernke, 2000).

Dessa forma, o presente trabalho tem como escopo a avaliação econômica de um sistema de medição (sonda) que emprega a espectroscopia para a avaliação dos parâmetros DQO e SST numa ETE.

2. Metodologia

2.1. Área de Estudo

Os estudos foram conduzidos em uma ETE de médio porte, localizada no Estado de Paraná, Brasil. O sistema de tratamento da estação é composto por tratamento preliminar, o qual contém gradeamento manual de 20 mm, gradeamento mecanizado de 3 mm, desarenador e calha Parshall; tratamento biológico, em seis reatores do tipo UASB com capacidade de 70 L/s cada; e pós tratamento, com duas lagoas aeradas mecanizadas. A estação conta com uma vazão de projeto de 420 L/s, correspondente a população de aproximadamente 235.000 habitantes. Atualmente, opera com vazão média de esgoto de 320 L/s, atendendo a uma população de 179.048 habitantes.

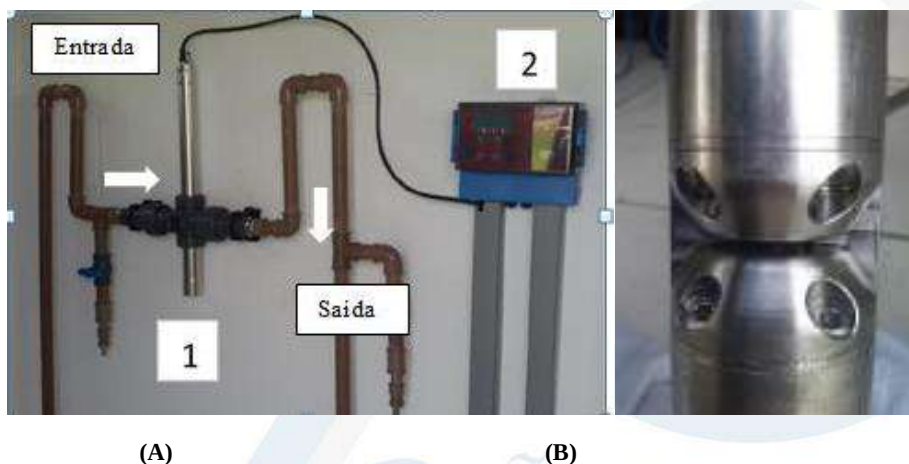


Figura 2: Esquema da instalação da sonda de SST.

Nota: (A) (1) Sonda Carbolysar (espectrofotômetro), (2) Display controlador do Equipamento. (B) Janela de medição de 2 mm de largura.

2.3. Análises de Laboratório

Os procedimentos de análise seguiram o *Standard Methods* (APHA, 2012), para a medição da DQO (código 5520) e dos SST (código 2540), e a amostragem foi do tipo pontual, na entrada e saída do reator UASB.

Para as coletas se tomou como referência o uso do amostrador automático de amostras líquidas, que permite a programação de acordo com a necessidade da amostragem dos parâmetros. Geralmente o equipamento coleta uma alíquota a cada 1 hora, ao final do dia se obtém uma amostra composta proporcional à vazão do afluente, obtida junto à Calha Parshall, descrito por Duarte *et al.* (2017b).

2.2. Medidor da Concentração de DQO e de SST do esgoto (Sonda)

O sistema de medição (sonda), da marca S::can, modelo Carbolysar (Figura 2), é composto por uma sonda e uma unidade controladora. O sistema possibilita determinação de concentrações entre 0 e 3250 mg/l de DQO e entre 0 e 2500 mg/l de sólidos suspensos totais, por meio de espectrometria UV/VIS. A medição corresponde à diferença entre a intensidade ótica emitida por uma lâmpada (que fica dentro da janela de medição) e a intensidade ótica que chega ao detector após passar pelo esgoto. A sonda tem um comprimento de 0,6 m e 44 mm de diâmetro, trabalha com comprimentos de onda entre 200 nm e 750 nm e utiliza uma lâmpada de xenônio.

O instrumento fica instalado dentro da ETE, de forma a possibilitar a avaliação do esgoto afluente e efluente aos reatores UASB. Para tanto, empregou-se um sistema automatizado, que possibilitou o bombeamento de alternado de amostras de esgoto afluente e efluente aos reatores.

A preservação, transporte e armazenamento das amostras para caracterização do esgoto seguiram as especificações detalhadas pelo procedimento *Preservation and Storage* 9060 B, definida pelo *Standard Methods* (APHA, 2012).

Considerando que os equipamentos se encontram localizados numa Estação de Tratamento, em escala plena, foi fundamental respeitar as frequências mínimas e máximas de operação, praticada pela Empresa de Saneamento. Portanto, apresentam-se na Tabela 1 os parâmetros recomendados para o controle de reatores anaeróbios, com a respectiva frequência de avaliação (Coluna A). Na Tabela 1 também se apresentam a frequência mínima atual da estação (Coluna B), a frequência máxima **atual** da estação (Coluna C), utilizada durante avaliações relacionadas às pesquisas específicas. A denominada frequência proposta foi sugerida quando do emprego da sonda, para análise de DQO e SST (Coluna

D). Neste ultimo caso fica dispensado o uso do amostrador automático.

Atualmente uma ETE de médio porte tem um sistema de gestão que obriga a coleta e análise de 12 amostras por mês, como frequência mínima, e 30 amostras por mês, como frequência máxima. As amostras são enviadas para o laboratório, onde são analisados os parâmetros DQO, DBO, alcalinidade, pH, sólidos sedimentáveis e SST, para a entrada e saída da estação. O sistema de medição com sonda permite a obtenção de valores cada 5 minutos, que

podem ser transmitidos e armazenados para, por exemplo, aumentar a frequência de monitoramento da DQO e SST para o afluente e efluente, diminuindo não só a quantidade de análises feitas atualmente, mas acarretando também em uma economia no transporte das amostras, nas horas empregadas na coleta e na redução do total de reagentes e resíduos químicos. Então se propõe uma frequência horária para os parâmetros da DQO e SST, aumentando de 12 ou 30 análises de DQO e SST no afluente e efluente do reator, para 720 análises.

Tabela 1: Parâmetros para o controle de reatores anaeróbios com a respectiva frequência de avaliação

	FREQUÊNCIA DE MONITORAMENTO				
Parâmetro	Unidade	Literatura ⁽¹⁾ (A)	Frequência Mínima ⁽²⁾ (B)	Frequência Máxima ⁽²⁾ (C)	Proposta (D)
Para controle de eficiência de tratamento					
Sólidos sedimentáveis	mL/L	Diária	3 × semana	1 × dia	Diária
Sólidos suspensos totais	mg/L	Semanal	3 × semana	1 × dia	Horária ⁽³⁾
DQO total	mg/L	Semanal	3 × semana	1 × dia	Horária ⁽³⁾
DBO total	mg/L	Quinzenal	3 × semana	1 × dia	Horária ⁽⁴⁾
Produção de biogás	m ³ /d	Diária	3 × semana	-	
Para controle da estabilidade operacional					
Temperatura	°C	Diária	3 × semana	1 × dia	Diária
pH	-	Diária	-	-	3 Diárias
Alcalinidade Total	mg/L	Semanal	3 × semana	1 × dia	Diária
Composição do biogás	% (CH ₄ ; CO ₂ ; H ₂ S, O ₂)	Mensal	3 × semana -	1 × dia -	Horária ⁽⁵⁾
Quantidade e qualidade do lodo					
Sólidos totais	mg/L	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Sólidos voláteis totais	mg/L	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Altura do manto de lodo (m)	m	Mensal	Mensal	Mensal	Semanal
Atividade metanogênica específica	gDQO/gSTV.d	Mensal	-	-	Mensal

FONTE: Adaptado de ROSS (2015)

Obs.: ⁽¹⁾CHERNICHARO *et al.*(1999), CHERNICHARO *et al.* (2015); ⁽²⁾informação fornecida pela prestadora de serviços; ⁽³⁾Uso do sistema de medição espectrométrico UV-Vis; ⁽⁴⁾Uso do medidor de vazão de biogás; ⁽⁵⁾ Uso do equipamento de qualidade de biogás.

2.4. Análise econômica

O valor presente líquido (VPL) de um projeto de investimento pode ser definido como a soma algébrica dos valores descontados do fluxo de caixa a ele associado. Em outras palavras, é a diferença do valor presente das receitas menos o valor presente dos custos. Assim:

$$VPL = \sum_{j=0}^n FC_j (1+i)^{-j} - FC_0 \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

FC_j = valor atual das receitas;

FC_0 = Fluxo de caixa inicial;

i = taxa de juros;

j = período em que as receitas ou os custos ocorrem; e

n = número de períodos ou duração do projeto.

O sistema de medição do analisador de DQO e SST necessita de um conjunto de bombas para coleta do esgoto das caixas de distribuição, da entrada dos UASB, e da caixa de saída dos UASB.

Neste trabalho os custos das análises laboratoriais (DQO e SST), após a coleta das amostras, foram obtidas da média praticada em Laboratórios da Região. Portanto, para facilitar a análise econômica não se recorreram a custos de Mão de Obra, Equipamentos, manutenção (calibração) e

insumos. Este procedimento, no entanto é realizado internamente na Empresa de Saneamento.

O medidor de vazão foi considerado em todas as alternativas, pois integra a rotina das ETEs, além de auxiliar na elaboração da amostra composta.

Também é necessária a instalação de válvulas solenóides ou válvulas operadas pneumaticamente, de modo a isolar as linhas de coleta para análise. Também é importante que a sonda esteja localizada num local que permitam as condições mínimas de funcionamento. Variação da altura de escoamento, velocidade e a eventual estratificação do esgoto devem ser levadas em conta, e também se deve evitar a variabilidade das condições de funcionamento do escoamento, razão pela qual se usou arranjo que permite viabilizar a entrada da vazão de esgoto por bombeamento e posterior retorno para o circuito principal da estação. Os custos de investimento do projeto de engenharia, obras civis e montagem da sonda, foram todos adotados a partir de uma fração do custo de capital investido para compra dos equipamentos.

Foram calculados os fluxos de caixa, por ano, visando prever custos operacionais para todos os arranjos, basicamente os custos com mão de obra e manutenção. Para os custos com mão de obra, se assumiram as horas homem empregadas e calculadas segundo o salário básico de um técnico operacional. A taxa de juros empregada foi a média do ano 2017, segundo o Sistema Especial de Liquidação e de Custódia (Selic), no Brasil. O tempo útil de projeto se adotou 5 anos.

3. Resultados

A Tabela 2 compara o sistema atual de coletas, feito na estação, contra um novo cenário de coletas *online*. Na coluna (A) apresentam-se o nome dos equipamentos envolvidos, a coluna (B) representa os custos associados para a frequência de análises mínima, feitos na situação atual (12 análises por mês), na coluna (C) são os custos envolvidos para a frequência máxima (30 análises por mês). Na Coluna (D) apresenta-se a nova frequência proposta, com o uso do sistema de medição de DQO e SST (sonda) (720 análises ao mês)

Tabela 2: Descrição dos custos associados para o investimento inicial (R\$)⁽³⁾

Equipamento (A)	Atual mínima 12 análises por mês (B)	Atual máxima 30 análises por mês (C)	Proposto com uso da sonda 720 análises por mês (D)
Amostrador Automático ⁽²⁾	30.000,00	30.00,00	-
Frascos de amostragem	20,00	40,00	12,00
	5.400,00	5.400,00	5.400,00
Medidor de Vazão ⁽²⁾	-	-	140.000,00
	-	-	600,00
	-	-	480,00
Sistema de Medição de DQO ⁽¹⁾⁽²⁾			
Calibração Inicial DQO			
Calibração Inicial SST			
Custo Total	35.420,00	35.440,00	146.492,00

OBS: ⁽¹⁾ Sonda Carbolyser (inclui controlador e telemetria) e bombas de alimentação do esgoto; ⁽²⁾ Orçamento fornecido pelos representantes autorizados no Brasil de cada equipamento; ⁽³⁾ 1 USD = R\$ 3,60.

Como se observa na Tabela 2, o custo de aquisição (investimento inicial) da sonda é quase quatro vezes o necessário para o monitoramento tradicional da DQO e SST. Assim, torna-se imperativo a análise dos custos de operação (fluxos de caixa).

Continuando com a análise econômico do valor presente, foram calculados os fluxos de caixa, por ano, visando prever, por exemplo, os pagamentos programados do número de análises a fazer para cada ano por parâmetro, a

compra de materiais de laboratório para as coletas e armazenamentos das amostras e o custo do sistema de telemetria. Também se estimaram os custos de manutenção (checagem, manutenção preventiva, limpeza, etc.).

Apresenta-se na Tabela 3, o custo de operação (fluxo de caixa mensal) da sonda mostrou-se mais atraente, sete vezes inferior, quando se emprega uma frequência de monitoramento mais intensa.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

VPL é o resultado da diferença entre o valor investido e fluxos de caixa anuais, trazidos ao valor presente, descontando-se uma taxa de juros, que corresponde ao custo de capital. Usou-se a Taxa Selic, que representa o

retorno que o investidor poderia obter em uma aplicação no mercado com risco comparável, e assumiu-se valor médio e 1

Tabela 3: Descrição dos Fluxos de caixa mensais (R\$)⁽⁵⁾

Parâmetro	Frequência 12 análises por mês Afluente e Efluente	Frequência 30 análises por mês Afluente e Efluente	Frequência Proposto com Uso da sonda 720 Análises/mês Afluente e Efluente
Análises			
Demanda Química de oxigênio	1.200,00	3.000,00	100,00
50,00 R\$/análise) ⁽¹⁾	960,00	2.400,00	80,00
Sólidos Suspensos Totais (40,00 R\$/análise) ⁽¹⁾			
Equipamentos			
Amostrador Automático	-	-	-
10,00	10,00	30,00	-
Frascos de mostragem	-	-	-
-	-	-	400,00
Medidor de Vazão	-	-	200,00
Sistema de Medição de DQO			
Substituição de componentes ⁽²⁾			
Pessoal (0,5 h/análise) ⁽³⁾	52,80	132,00	-
Manutenção (3 h) ⁽³⁾	-	-	105,96
120,00	120,00	300,00	-
Transporte ⁽⁴⁾			
Custo Total mensal	2342,80	5.862,00	885,96
Custo Total Anual	28.113,60	70.344,00	10.631,52

OBS: ⁽¹⁾Custos calculados com os valores médios fornecidos por os principais Laboratório da Região; ⁽²⁾Trocas de consumíveis, mangueiras, bombas, válvulas; ⁽³⁾Salário de um Técnico Operacional 1.838,00 R\$/mês; ⁽⁴⁾ Assumindo R\$ 10,00 de custo de combustível estimado no transporte das amostras entre a ETE até laboratório; ⁽⁵⁾ 1 USD= R\$ 3,60.

Neste caso têm-se três cálculos de VPL distintos, que foram avaliados para os três valores de investimento inicial, definidos na Tabela 2, e os fluxos de caixa na Tabela 3. O horizonte de cinco anos no cálculo do VPL visou garantir que a vida útil dos equipamentos não seria ultrapassada.

Na literatura adota-se a convenção de que VPL positivo significa que o valor investido retornará com ganho, enquanto VPL negativo significa que o investimento não terá um bom resgate monetário ao final. No contexto deste trabalho, espera-se que os três valores presente líquidos calculados sejam negativos porque o investimento ocorre na área de serviços sociais, como é o saneamento básico, e

não são contempladas receitas associadas. Sendo assim, o valor presente líquido menos negativo será o que apresenta melhor desempenho teórico tenha.

Cálculo de VPL para Frequência Atual de 12 análises por mês

Para o cálculo foi utilizada a equação 1, sendo o investimento inicial de R\$ 35.420,00, com fluxos de caixa anuais de R\$ 28.113,60 a taxa de 10%. O valor presente líquido, para um mínimo de 12 análises por mês para os parâmetros DQO e SST no afluente e efluente do reator UASB, foi igual a R\$ -141.992,60 (FIGURA 3).

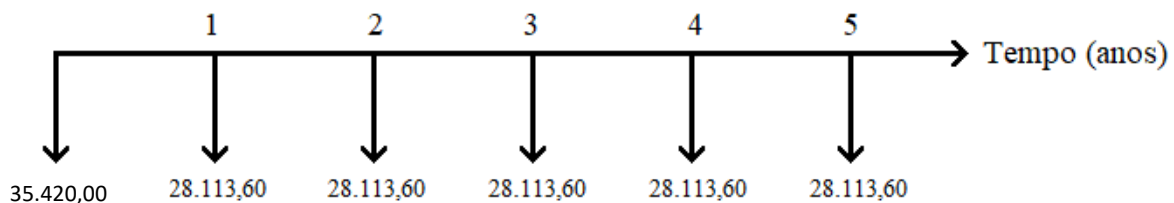


Figura 3: Fluxos de caixa para a frequência 12 análises por mês Afluente e Efluente

Cálculo de VPL para Frequência de 30 análises por mês
Para o cálculo foi utilizada a equação 1, sendo o investimento inicial de R\$ 35.440,00, com fluxos de caixa anuais de R\$ 70.344,00 a taxa de 10%.

O valor presente líquido, para 30 análises por mês para os parâmetros DQO e SST no afluente e efluente do reator UASB, foi igual a -R\$ 302.099,10 (FIGURA 4).

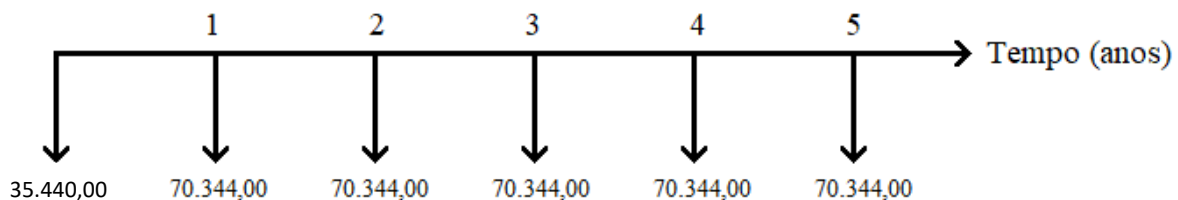


Figura 4: Fluxos de caixa para a frequência 30 análises por mês Afluente e Efluente

Cálculo de VPL para Frequência de 720 análises por mês
Para o cálculo foi utilizada a equação 1, sendo o investimento inicial de R\$ 146.492,00, com fluxos de

caixa anuais de R\$ 106.631,52 a taxa de 10%. O valor presente líquido para 720 análises por mês para os parâmetros DQO e SST no afluente e efluente do reator UASB foi negativo e igual a -R\$ 186.793,83 (FIGURA 5).

maior. A coluna D mostrou finalmente que o custo unitário

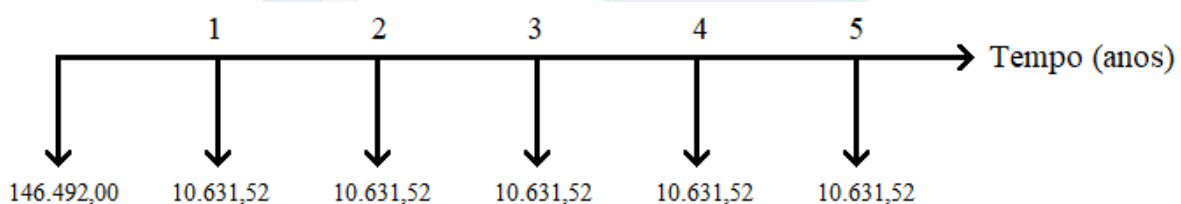


Figura 5: Fluxos de caixa para a frequência 720 análises por mês Afluente e Efluente

A Tabela 4 sumariza os valores dos valores presentes líquidos calculados, onde o sistema de medição (sonda) torna-se interessante, economicamente falando, quando é comparado contra a frequência máxima de 30 análises empregadas na Estação. Destaque-se que a frequência de análise da sonda pode ser aumentada para uma medição por minuto, sem custo adicional e apenas adaptando seu

controlador. Portanto, o número de 720 análises por mês de DQO e SST na entrada e saída do reator pode ser ainda

das análises, quando se emprega a sonda, é muito inferior aos demais. Agregue-se também o fato de permitir maior conhecimento da operação da ETE, além de minimizar impacto ambiental do descarte dos reagentes envolvidos nas análises da DQO

Tabela 4: Valor presente líquido para as frequências de coletas avaliadas e Custo por Análise (R\$)⁽²⁾

Frequência	Número de análises por mês, por parâmetros para afluente e efluente (A)	Taxa	Período de tempo avaliado (B)	Valor Presente Líquido (C)	Custo por Análise ⁽¹⁾ (D)
Mínima Atual	12	10 %	5 anos	R\$ 141.992,60	197,21
Máxima Atual	30		5 anos	R\$ 302.059,10	402,71
Proposta com a Sonda	720		5 anos	R\$ 1.861.793,82	4,32

OBS: ⁽¹⁾ $D = C / (A \times 12 \times B)$; ⁽²⁾ 1 USD = R\$ 3,30

Conclusões e Recomendações

No presente trabalho procurou-se avaliar economicamente um sistema de medição baseado em sonda espectrofotométrica para a determinação da demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST), aplicado em uma Estação de Tratamento de Esgoto, que opera com vazão média de esgoto de 320 L/s, atendendo a uma população de 179.048 habitantes.

Foi avaliado o valor presente líquido (VPL), ou seja, todas as entradas e saídas de caixa foram tratadas no tempo presente. A avaliação econômica foi feita para diferentes frequências de análise dos parâmetros DQO e SST. Demonstrou-se, por meio do cálculo do VPL e por custo unitário de análise que existe a possibilidade da viabilidade econômica do sistema de medição que utiliza a técnica espectrométrica, quando se compara com a máxima frequência de análise empregada na ETE, para um período de 5 anos e uma taxa de 10%. O controle do afluente e efluente com frequências de 720 análises por mês resulta em benefícios que ainda precisam ser avaliados em trabalhos futuros.

Portanto, considera-se que a aplicação de técnicas espectrométricas constitui um avanço para a monitorização *in situ* e em tempo real de ETEs no Brasil.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e ao Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (PROBIOGÁS), pelo financiamento da pesquisa. À Universidade Federal do Paraná (UFPR) e ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT), pelo apoio

demonstrado. À Organização dos Estados Americanos (OEA) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998). 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Andrade Neto, C.O.; Campos, J.R. (1999) J.R. In: Produção. In: Campos, J.R. Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, p. 1 – 28.
- Brito R. S., Pinheiro, F., Lourenço, N. (2014). In situ UV-Vis spectroscopy to estimate COD and TSS in wastewater drainage systems. Urban Water Journal Volume 11.
- Chernicharo, C.; Van Haandel A.; Aisse, M.M.; Cavalcanti, P. (1999) Reatores anaeróbios de manta de lodo. In CAMPOS J (coord). PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, p.55-198.
- Chernicharo, C.A.L. Van Lier J. Noyola, A.R. Bressani T. (2015). Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. Environ Sci. Biotechnol, 14:649–679.
- Duarte, O. A. H., Lisboa, A. M., Cantão M.P., Posseti, G. R. C., Aisse, M. M. (2017a). Medição in situ e em tempo real da demanda química de oxigênio, em uma estação de tratamento de esgoto. 29 ° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Duarte, O. A. H., Lisboa, A. M., Cantão M.P., Posseti, G. R. C., Aisse, M. M. (2017b). Comparação da medição da vazão de esgoto na calha Parshall de uma ETE realizada por meio de medição manual e por medidor ultrassônico, i congresso internacional de engenharia de saúde pública e de saúde ambiental. Belém - PA/Brasil. (Aguardando os Anais do Congresso)
- Gruber, G., Bertrand-Krajewski, J.L., De Bénéditti S., J., Hochedlinger, M., Lettl, W. (2006). Practical aspects, experiences and strategies by using UV/VIS sensors for long-term sewer monitoring. Water Practice & Technology. Vol. 1.
- Gruber, G., Winkler, S., Pressl, A. (2005). Continuous monitoring in sewer networks - an approach for quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies. Water Science & Technology. IWA. Vol. 52 (12). pp. 215-223.
- Hernandez, O. A. D., Lisboa, A. M., Cantão, M. P., Posseti, G. R. C., Aisse, M. M. (2018). Assessment of an in situ Real Time UV/VIS Based Spectrometry System for Chemical Oxygen Demand Measurement in a Wastewater Anaerobic Treatment Reactor. In Water Resources

Management, (Editors) Takako Matsumura-Tundisi, José Galizia Tundisi. São Carlos, 248 p.
ISBN 978-85-5953-031-5

<https://doi.org/10.26626/978-85-5953-031-5.2018B001>

11. Oliveira, S.C. Von Sperling, M. (2008). Reliability analysis of wastewater treatment plants - Water Research., 42, (4-5), 1182-94.
12. Rieger, L., Langergraber, G., Siegrist, H. (2006). Uncertainties of spectral in situ measurements in wastewater using different calibration approaches. Water Science & Technology. Vol. 53 (12).pp. 187-197.
13. Ross, B.Z.L. (2015). Escuma de reatores anaeróbios tratando esgotos domésticos em escala real: produção, caracterização e proposição de parâmetros para seu gerenciamento. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
14. Torres, A., Bertrand-Krajewski, J.L. (2008). Partial Least Squares local calibration of a UV-visible spectrometer used for in situ measurements of COD and TSS concentrations in urban drainage systems. Water Science & Technology. Vol. 57 (4). pp. 581-588.
15. Van Broeke, J., Langergraber, G., Wiengartner, A. (2006). On-line and in-situ UV/vis spectroscopy for multi-parameter measurements: a brief review. Spectroscopy Europe. Vol. 18.
16. Vanrolleghem, P. A., Lee, D. S. (2003). On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes. state of the art. Water Science & Technology. Vol. 47. pp 1-34.
17. Wernke, R. (2000). Aplicações do conceito de valor presente na contabilidade gerencial. Revista Brasileira de Contabilidade. Conselho Federal de Contabilidade, n. 126. Brasília: novembro/dezembro.

[00154] REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE DBO, N Y P CON REACTOR ÚNICO DE LODOS ACTIVADOS A ESCALA REAL, FLUJO CONTINUO Y AIREACIÓN CÍCLICA

SIMULTANEOUS REMOVAL OF BOD, N AND P WITH SINGLE REACTOR OF ACTIVATED SLUDGE AT REAL SCALE, CONTINUOUS FLOW AND CYCLIC AERATION

ALVARO OROZCO JARAMILLO¹; SANTIAGO VELEZ VELASQUEZ²

Aquaproject^{1,2}

aorozcojaramillo@outlook.com¹; svelev@gmail.com²

Abstract: The present study perform the evaluation of a real scale domestic wastewater treatment plan (WWTP), operating in continuous flow with ‘extremely high sludge age’, designed to perform the removal of organic matter and Nitrification-Denitrification with a single reactor under cyclic aeration. Composite samples were characterized for one week and compared satisfactorily with the calculations of the design models. WWTP is operating at stable conditions with a BOD₅ removal of 86%, COD of 87%, TKN of 73% and, unexpectedly, a stable removal of 55% of total phosphorus. The design

of the WWTP is simple and consists of a single aeration tank with kinetic selector and a secondary sedimentation tank, operating with 45 minute aeration cycles on (oxic environment) and 15 minutes off (anoxic environment). The system can be applied to upgrade WWTP from secondary to tertiary treatment with minimum changes.

Keywords: cyclic aeration, sludge age, Nitrification-Denitrification, phosphorus removal.

INTRODUCCIÓN

A continuación se presenta la evaluación de: (i) una planta de lodos activados con flujo continuo a escala real en condiciones de Edad de Lodos Extremadamente Alta (ELEA,) que mejora la eficiencia y minimiza la producción de lodos de exceso; (ii) la nitrificación-desnitrificación con flujo continuo en el mismo reactor con la aplicación de aireación cíclica, creando ambientes óxicos y anóxicos sucesivos en el tiempo, y (iii) la remoción de fósforo (inesperada) debida probablemente a Organismos Desnitrificadores Acumuladores de Fósforo (DNPAO, por sus siglas en inglés). Se obtuvo el tratamiento secundario y terciario esperado. El sistema aquí presentado permite convertir plantas secundarias de lodos activados convencionales en tratamiento terciario con cambios mínimos.

La evaluación fue hecha a una Planta de Tratamiento a escala real para Aguas Residuales Domésticas (PTARD) operando con el efluente del *Movich-Hotel-Las Lomas* en Rionegro, Colombia. Caudal de operación $Q = 2,5 \text{ m}^3/\text{h}$, $\text{DBO}_5 = 430 \text{ mg/L}$, $\text{DQO} = 925 \text{ mg/L}$, $\text{N-Total} = 93,0 \text{ mg/L}$ y $\text{P-Total} = 7,3 \text{ mg/L}$. La Edad de Lodos, $\theta_c \geq 30 \text{ d}$. El ciclo de operación del aireador es 45 minutos prendido (óxico) y 15 minutos apagado *sin mezcla* (anóxico).

La planta fue diseñada por los autores. La evaluación presente se realizó con datos tomados durante la

operación normal de la planta que es realizada por el personal del Hotel.

Para la teoría de los lodos activados en condiciones ELEA, el proceso de nitrificación-desnitrificación con aireación cíclica en un solo tanque y remoción de fósforo ver Orozco-Jaramillo (2014), Metcalf & Eddy (2004) y Qiuyan Yuan & Jan Oleszkiewicz (2009).

RESUMEN TEÓRICO

Edad de Lodos Extremadamente Alta (ELEA)

La operación en condiciones ELEA fue inicialmente presentada por Orozco-Jaramillo (1995) en la conferencia *Tecnologías futuras para el tratamiento de las aguas residuales* del XXXVIII Congreso Nacional de ACODAL.

En la Tabla 1 se presenta las ecuaciones que se usan para el diseño de condiciones ELEA.

Tabla 1. Ecuaciones para condiciones ELEA.

#	ECUACIÓN	#	ECUACIÓN
1	$-\frac{dS}{Xdt} = \frac{kS}{k_s + S}$	9	$\frac{S}{X} = \frac{K_d(1 + k_d\theta_c)}{k_s(Yk - k_d) - 1} = \frac{K_d \left(k_s + \frac{1}{\theta_c} \right)}{Yk - \left(k_s + \frac{1}{\theta_c} \right)}$
2	$\frac{dR}{dt} = Y \frac{dS}{dt} - k_d R$	10	$\theta_c = \frac{S_0}{1 + \left[\frac{kY - \left(\frac{1}{\theta_c} + k_d \right)}{k_s Y} \right] t_d}$
3	$\theta_c = \frac{R}{dR/dt}$	11	$K_d = \frac{kY - \left(\frac{1}{\theta_c} + k_d \right)}{S_0 Y}$
4	$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{dS}{dR} - k_d$	12	$S = \frac{S_0}{1 + K_d t_d}$
5	$k(Y) = k(T_0) \theta^{(T - T_0)}$	13	$S = \frac{S_0}{1 + \left[\frac{kY - k_d}{k_s Y} \right] t_d}$
6	$-\frac{dS}{dt} = \frac{S_0 - S}{t_d}$	14	$X = \frac{Y(S_0 - S)}{t_d k_s} = \frac{YK_d S_0}{k_s(1 + K_d t_d)}$
7	$X = \frac{6, Y(S_0 - S)}{t_d(1 + k_d\theta_c)} = \frac{6(S_0 - S)}{t_d \left(k_s + \frac{1}{\theta_c} \right)}$	15	$\frac{dX}{d\theta} = \frac{1}{\theta_s} = 0$
8	$X_0 = 0,05 k_s \theta_c R + S_0 \theta_c / t_d$		

Desde:
X: Biomasa en el reactor (mg SSV/L)
S: Sustrato en el reactor (mg DBO/L)
k: Constante cinética, máxima tasa de remoción unitaria (d⁻¹)
k_s: Constante de saturación de Cammick (mg DBO/mg SSV)
dX/dt: Tasa neta de crecimiento de biomasa (d⁻¹)
Y: Coeficiente estequiométrico de producción (mg SSV/mg DBO), típico 0,5
k_d: Coeficiente endógeno (d⁻¹), típico 0,05
θ_c: Edad de lodos (d)
t_d: Tiempo de detención hidráulico
X₀: Fracción no biodegradable de los SSM
X_i: SSF influente y 0,05 g SSV/g SSV

Aireación Cíclica para Nitrificación-Desnitrificación

Para la desnitrificación se considera la reacción:



La desnitrificación se diseña con un método ingenieril que permite calcular el Potencial de Desnitrificación (NO_r), cuyas ecuaciones se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Ecuaciones para el Potencial de Desnitrificación.

#	ECUACIÓN
16	$SNDR = K_D A_{n2} / (T_{n2} R_c) = 0,175 (dR_2/dt)$
17	$A_n = \frac{(dR_2/dt)}{(dS/dt)} = 1,5 \left[1 - 1,42Y + \frac{(1,42k_d Y \theta_c)}{(1 + k_d \theta_c)} \right]$
18	$NO_r = \eta (dR_2/dt)$

Con: $K_D = 0,175 = 0,5(1/(2,68 \text{ gO}_2/\text{gN} \cdot \text{NO}_3^-))$, supone que solo el 50% de X puede usar nitratos como aceptor de electrones.
A_n: coeficiente de utilización neta de oxígeno, gO₂/g DBO.
Y_{obs} = Y/(1 + K_dθ_c): coeficiente de producción observado.
η: fracción de tiempo anóxico.
V: volumen del tanque de aireación o reactor, m³
X: SSVLM, mg/L.

Remoción de Fósforo

Qiuyan Yuan & Jan Oleszkiewicz (2009) demuestran la acción de los organismos Desnitrificadores acumuladores de fósforo (DNPAO, por sus siglas en inglés). La Remoción Biológica Mejorada de Fósforo (EBPR, por sus siglas en inglés) se establece rápidamente mediante el proceso anaeróbico/aeróbico y una fase anóxica, pero la extensión del período anóxico y el aumento de la dosis de nitratos, muestra un cambio entre los organismos acumuladores de fósforo aeróbicos (PAO) y los DNPAO, de los que se obtuvo una fracción aproximada del 60%.

Yuan Linjiang *et al* (2007) proponen que la etapa anaeróbica es una premisa vital para DNPAO. La concentración alta de lodos en el fondo del sedimentador propiciaría el ambiente anaerobio necesario para la formación DNPAO. La eliminación de lodos de exceso con DNPAO causa la remoción del fósforo.

EVALUACIÓN DE LA PTARD

La planta de tratamiento se diseñó para cumplir la reglamentación colombiana para el vertimiento de las ARD, como sigue: DBO ≤ 90 mg/L, el DQO ≤ 180 mg/L, los SST ≤ 90 mg/L, las G&A ≤ 20 mg/L, y pH (6 a 9). El diseño introdujo la aireación cíclica para: (i) efectuar desnitrificación, (ii) ahorrar oxígeno y energía, y (iii) efectuar selección metabólica para mejorar la sedimentación, adicional a la selección cinética diseñada.

La aireación cíclica crea zonas óxicas-anóxicas sucesivas, que permiten alcanzar los objetivos mencionados. Además, se encontró una inesperada remoción de fósforo.

El diseño se ejecutó para una caudal mayor al actual, en previsión de ampliaciones. La planta se terminó en junio de 2017, se arrancó y se entregó al hotel para su operación, la cual es satisfactoria y se encuentra estable desde entonces. La Tabla 3 muestra los parámetros de diseño.

Para la evaluación se efectuó un muestreo durante una semana, para medir la remoción de DBO, DQO y la nitrificación-desnitrificación en el mismo tanque manteniendo el flujo continuo, con aireación cíclica.

Los análisis de las muestras compuestas durante cuatro (4) días se midieron en el Laboratorio Ambiental de *Corantioquia*, autoridad ambiental del departamento de Antioquia-Colombia, acreditado bajo la Norma NTC ISO/IEC 17025.

Figura 1: Planta y Corte de la PTARD del Hotel

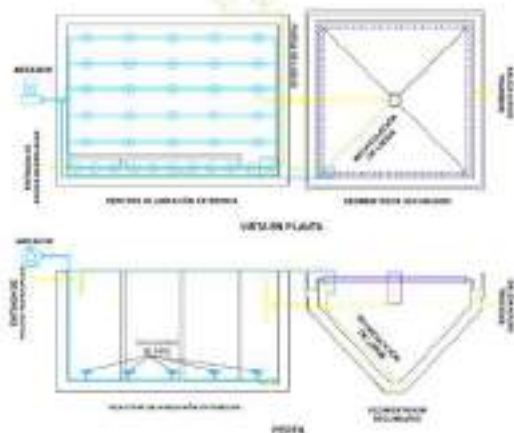


Tabla 3: Tabla Resumen de los Parámetros de Diseño

Parámetros generales utilizados en el diseño	
Caudal máximo	5.30 m ³ /s
Caudal medio	3.51 m ³ /s
Total de lotes (tramos)	40 s
Tempo de retención hidráulica	40 s
DSMO (de diseño) agua cruda	377 mg/l
Concentración deseada	$Y = 4.5 \times 10^{-3} X^2 + 5.0 X + 0.388$ mg/l
3.1855 (m)	110.0 mg/555.5 l
3.1857	469 mg/555.5 l
Intensidad SAVI 30 / SST	0.6
Vol. Induc. Volumétrico de Lechos	300
Factor de reducción	1/3
Alarg. de la PTFO	2000 metros
DSMO (Tramo de biooxidación aerobia)	5.5 mg/l
Qu. Clorado de Sólidos	2.4 mg/l
Qu. Clorado de Sólidos en el efluente	2.0 mg/l

Las Tablas 4 y 5 presentan un resumen de los resultados diarios obtenidos y el promedio, valor que se usará para las comparaciones, así como las eficiencias de remoción de cada parámetro.

Tabla 4: Resumen de los Análisis de la Caracterización

Parameter	SVL g/100g	Solidus FTIR						Thermal analysis	DSC analysis	TGA analysis
		Si(1023)	Si(1029)	Si(1030)	Si(1031)	Si(1032)	Si(1033)			
1100 (mg/L)	480	84.7	48.6	70.3	62.8	90.5	33.6	207		
1020 (mg/L)	292	108	98.1	186	120	118.9	26.6	276		
Si(1023)	162	58	30	30	27	26.75	1.26	375		
SVL (mg/L)	164	27	27	29	36	27.25	1.26	375		
Final (mg/L)	7.3	2.76	2.86	4.84	2.87	3.26	1.14	555		
NH ₄ (mg/L-N)	27.1	5	3.84	21.2	28.7	33.0	8.08	185		
NH ₄ (mg/L-N)	81.6	28	18.8	85.2	38.2	34.81	8.08	799		
NO ₃ (mg/L-N)	820	128	136	820.7	848.6	888	1.21			
NO ₃ (mg/L-N)	64.2	0.3	0.9	0.5	0.5	0.5	0.8			

Las Figuras 2, 3, 4 y 5 muestran la estabilidad de las concentraciones efluentes de DBO₅, DQO, NTK y P Total, indicando que la PTARD está consolidada y no presenta variaciones en la calidad del efluente.

Tabla 5: Concentración de SSLM de la PTARD durante la Caracterización y Caudal Promedio

Parameters	Liver Micro				
	12/05/18	14/05/08	05/06/18	16/03/18	Frankfurt
SS/LM %	2114	2498	3174	2572	2674/2678
SS/ST LM %	1948	2181	3371	2665	2768
Δ%					0.91
Clinical Low	2180	2180	2180	2180	2180

Comprobación de los Modelos

Aplicaremos las ecuaciones del Resumen Teórico para comprobar modelos propuestos.

(i) *Remoción de materia orgánica en condiciones ELEA.*

Con la Ecuación 10 deducida de la Ecuación 1 se puede calcular el sustrato soluble efluente, S . Ahora, sumando la DBO de los SSV efluentes, X_e , el sustrato efluente total, S_e , será:

$$S_e = S + 1,42X_e \quad (19)$$

1,42 convierte en unidades de O_2 los sólidos no removidos por el sedimentador, X_e .

El cálculo de los SSVLM se hace con la Ecuación 7, para un S (soluble) definido (Ecuación 10), la θ_c de operación y el $t_d = V/Q$ de operación real. Recuérdese que $X_T = X + X_F$ que se calcula con las Ecuaciones 7 y 8. Los cálculos anteriores se presentan en la Tabla 6. De la tabla se desprende que, para un θ_c de 32 días, $X = 2385$ y $X_T =$

2640 mg SSLM/L mg. Comparados con los promedios medidos de cuatro días de 2398 mg/L y de 2637 mg/L, se recibe que el modelo puede predecir la operación del sistema.

Figura 2: Remoción de DBO₅ Total

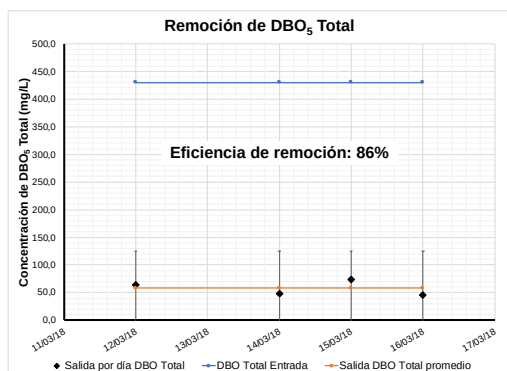


Figura 3: Remoción de DQO Total

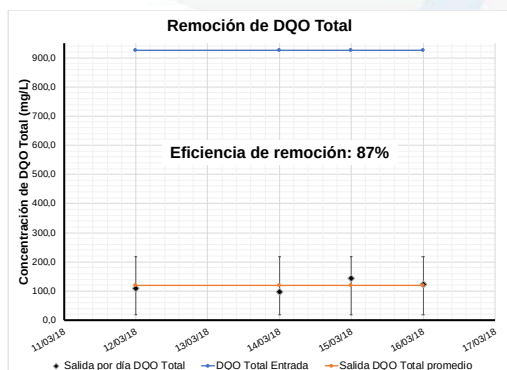


Figura 4: Remoción Total de NTK

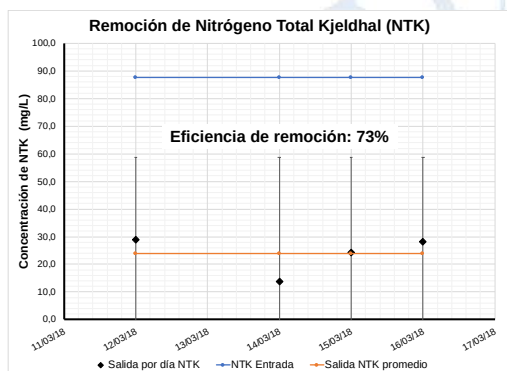
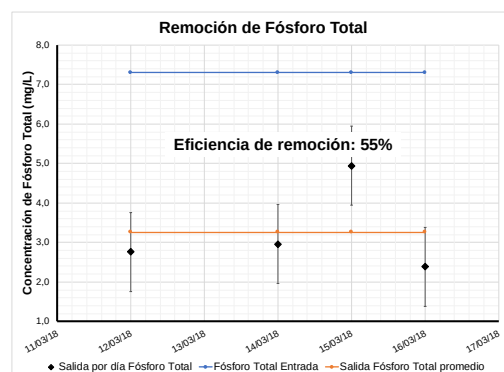


Figura 5: Remoción de P Total



Ahora, la DBO efluente se puede calcular con la Ecuación 19 de la Tabla 7 donde S_e (calculado) = 42,0 mg/L DBO_r. Comparado con el promedio medido real de 58,15 mg/L, se encuentra una aproximación muy buena.

La Tabla 8 resume la comparación entre lo previsto por el modelo y el promedio medido de cuatro muestras compuestas de la caracterización durante la operación real.

Tabla 6: Cálculo de X y X_T para $\theta_c = 32$ días

PARAMETROS CONOCIDOS (ENTRADA)			
Q_{in}	3.38	m ³ /d	TR-73
DBO_{L0}	470	mg/L	
N_{in}	34	mg/L	
P_{in}	7	mg/L	
DBO_{L0}/N_{in}	13.7		ENC
DBO_{L0}/P_{in}	67		CEL
DBO_{L0}	7	mg/L	
DBO_{L0}	18	mg/L	
N_{in}	3	mg/L	1.09 g O ₂ /g N/d
DBO_{L0}	9.7	mg/L	POTENCIAL DE DBO
DQO_{total}	357	mg/L	CEL
DBO_{L0}	14	d	REACTIVO
N_{in}	1.77	mg/L	21.6/32
N_{in}	2	mg/L	21.6/32
N_{in}	3	d	
N_{in}	6.05	d	
N_{in}	6.39	d	
N_{in}	6.5	d	
N_{in}	254.0	mg/L	1.57/1.34
N_{in}	38.1	mg/L	5.81/3.8
N_{in}	1.6	d	

(ii) Nitrificación-Desnitrificación.

La nitrificación-desnitrificación se analiza con las Ecuaciones 16 (cálculo de la SNRD), 17 (cálculo de A_s) y 18 en la Tabla 9, para el cálculo final del Potencial de Desnitrificación, NO_r (g N- NO_3 /d).

En la Tabla 10 se prevé una remoción de nitrógeno del 83% mientras que la real fue del 73 %. La eficiencia menor a la calculada se debe a que no hay mezcla durante la etapa anóxica, cuando se apagan los aireadores. La introducción de la mezcla debe mejorar la eficiencia de la desnitrificación.

Tabla 7: Cálculo de S_e y su comparación con el DBO_5 efluente real para $\theta_c = 32$ días

AFIRMACIÓN REACTOR			
SPN =	25,25		
SPN	42,80	(kg T. DRE)	50,15
1,1000 =	1,34	20	32,12 5
Ciudad Almería =	3,75	% de tiempo por se (hrs)	
Almería (100%)	25,30	10	ALBOS / ALBOS
Valores de Almería =	38,75	10	Albino
% de Almería =	1,68	20	
% Almería =	1	10	
Almería 100%	25,10	10	
Lado =	5,11	10	
Reactor =	30,73	10	
151 =	25,00		
Reactor =	1,65		

Tabla 8: Resumen de la comparación entre lo calculado con el modelo y lo medido

PARÁMETRO	CALCULADO CON EL MODELO TEÓRICO	PROBADO MEDIANTE CUATRO MUESTRAS
β_1 , mg SYL/LUL	2,180	2,198
β_2 , mg SYL/STL	2,040	2,071
σ , mg COB/Cul	4,700	58,78

Tabla 9: SDNR para Aireación Cíclica*

Cálculo de SDNR para Alcantara Cielera, Metcalf & Eddy, pp776-779, Ed 4	
Coefficiente de Producción, Y	0.4
Coefficiente de Producción, Y _{obs}	0.06
Coefficiente endógeno, k _d	0.12
Edad de Lodos, θ _c	32.00
Utilización neta de O ₂ , qO ₂ (gDBO ₅ /g As·d) = (1.42Y/(1+1.42Yθ _c k _d))(1+K _{sc})	1.32
SDNR _{obs} = K _{sc} AsT/(Yθ _c k _d)	0.31
SDNR _{SDNR_{obs}}	0.37
Constante de SDNR, 0.175 = (1/2.86)*[30%desnitrificación]	0.175
Potencial de Desnitrificante	0.65

*Se usan $Y=0,4$ y $k_e=0,08$, con base a los cuales se calcula el SNRD.

Tabla 10: Cálculo del Potencial de Nitrificación-Desnitrificación

Cálculo del potencial de nitrificación			
N-NH ₄ agua (influyente) (mg/l)	NTK	87,00	REAL
N-NH ₄ fango biológico (mg/l)	$NTK \cdot Y \cdot (1 + K_d \cdot Q) / Q$	0,00	
N-NH ₄ agua (tratado) (mg/l)	SNK	13,80	
Potencial de nitrificación (mg/l) (mg/l)	$NTK_{\text{real}} - NTK + (N-NH_4 - SNK) \cdot Q$	67,20	
Rendimiento potencial (%)	$NTK_{\text{real}} / NTK \cdot 100$	72,64	
Peso de sólidos formados (kg/d)	QNTKreal	3,70	
Comparación del potencial de denitrificación			
SDNR (g-NH ₄ -N/mgVSS/d)	$0,07 \cdot (1 + 0,03 \cdot Q)$	0,03	
SDNR (g-NH ₄ -N/mgVSS/d)	SDNR _{real}	0,09	SDNR real 0,09
Potencial de denitrificación (mg/l)	$Q \cdot (SDNR_{\text{real}} - SDNR)$	4,21	
N-NO ₃ eliminado (mg/l)	$(N-NH_4 - Q \cdot (SDNR_{\text{real}} - SDNR)) \cdot Q$	12,34	
N-NO ₃ acumulado (mg/l)	$(N-NH_4 - N-NO_3)$	14,66	REAL
Rendimiento de denitrificación	%	83,00	73

(iii) *Remoción de Fósforo.*

El método de remoción de fósforo consiste en estimar la absorción de P por la DNPAO, y luego calcular la eliminación que se efectúa con los lodos de exceso. En condiciones ELEA los lodos de exceso son pocos, pero aun así una remoción de 55% no es de despreciar. El descubrimiento por Qiuyan Yuan & Jan Oleszkiewicz (2009) de los DNPAO sugiere un mecanismo para la remoción de P.

CONCLUSIONES

La evaluación se hace a una planta de escala real, operada por personal sin experiencia en tratamiento de aguas residuales, con métodos muy simples de control, principalmente la sedimentación de los SSLM en un cono *Imhoff*, y sin otro interés que cumplir la norma exigida por la autoridad ambiental. Esto demuestra el diseño robusto del sistema, que además de cumplir con los objetivos contractuales (cumplir la norma) también obtuvo una remoción de N_2 del 73%, y una remoción de fósforo (55%). Es de anticipar que el mismo diseño de una PTARD operado con estándares técnicos elevados mejoraría los resultados.

Se proponen las siguientes conclusiones:

- La PTARD con un único reactor a flujo continuo, operado cíclicamente y en condiciones ELEA, cumple objetivos significativos de remoción de DBO, Nitrógeno y Fósforo, con una operación simple y sin requerimientos de control sofisticado.
- Lo anterior abre la posibilidad de convertir fácilmente plantas de tratamiento secundario con un solo tanque de aireación para remoción de DBO, en plantas con tratamiento terciario (nitrificación-desnitrificación) y (remoción de fósforo).
- Los modelos empleados para el diseño original de la PTARD predicen con suficiente aproximación los resultados obtenidos en la operación a escala real:

PARAMETRO	CALCULADO CON EL MODELO TEÓRICO	PROMEDIO MEDIDO DE CUATRO MUESTRAS
X, mg SSVLM/L	2385	2398
X _T , mg SSLM/L	2640	2637

S _e , mg DBO ₅ -Total/L	42,00	58,15
Remoción de N, %	83	73

- Las eficiencias obtenidas se pueden mejorar aumentando la edad de lodos, y utilizando mezcla en la fase anóxica.
- La remoción de fósforo obtenida de 55% es excelente para una operación con $\theta_c = 32$ días, pues los lodos de exceso son pocos.
- La variación de los ciclos óxicos/anóxico puede afinar las eficiencias de diseño, y si se quiere tecnificar el sistema se puede usar el potencial de óxido-reducción (POR).

REFERENCIAS

(i) González, M., & Saldarriaga, J. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Revista EIA*, 45-53.

(ii) Libhaber, M. & Orozco-Jaramillo, Á. (2012). *Sustainable treatment and reuse of municipal wastewater*. IWA Publishing, London.

(iii) Metcalf and Eddy. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and reuse-4th Ed.* McGraw Hill, Boston, USA.

(iv) Orozco, A., (1976), "Comparison of Complete Mixing Activated Sludge Models Using a Glycerol Feed", Master Degree Thesis, The Pennsylvania State University, University Park.

(v) Orozco-Jaramillo, Á. (1995). *Tecnologías futuras para el tratamiento de las aguas residuales*. Presentación: XXXVIII Congreso Nacional de ACODAL. Popayán.

(vi) Orozco-Jaramillo, Á. (2014) *Bioingeniería de aguas residuales-Segunda Edición*, Libro de Texto, Editorial ACODAL, Bogotá.

(vii) Qiuyan Yuan & Jan Oleszkiewicz (2009), Selection and enrichment of denitrifying phosphorus accumulating organisms in activated sludge, *Journal Desalination and Water Treatment*, Volume 22, 2010 - Issue 1-3.

(viii) Water Environment Federation and American Society of Civil Engineers/Environmental and Water Resources Institute WEF Pres. (2006). *Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants*. Alejandría-USA: McGraw-Hill.

(ix) Yuan Linjiang Han Wei, Wang Lei, Yang Yongzhe, Wang Zhiying (2007), Simultaneous denitrifying phosphorus accumulation in a sequencing batch reactor, *Front. Environ. Sci. Engin. China* 2007, 1(1): 23-27

[00155] SOLUCIONES MEJORADAS Y SOSTENIBLES DE SANEAMIENTO: DISCUSSION Y COMPARACIÓN DEL CONCEPTO EN AMERICA DEL SUR

RUI CUNHA MARQUES

Universidade de Lisboa

rui.marques@tecnico.ulisboa.pt

Resumen

Este artículo aborda el concepto de saneamiento, cuyo servicio de saneamiento que estaba asociado se mira generalmente como suficiente para alcanzar los objetivos de desarrollo del Milenio (ODM), aunque no es a la luz de la nueva realidad, que corresponde a la consecución de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS). De esta manera, soluciones que, en el pasado, fueron aceptadas y consideradas como adecuadas, hoy, a la luz de estos nuevos requisitos, no se pueden aceptar. El paradigma ha cambiado. Es decir, si en el pasado, el acceso al servicio o a la infraestructura de saneamiento era la meta y considerado como suficiente para aumentar la cobertura del servicio de saneamiento, actualmente el acceso al servicio debe complementarse con una adecuada gestión, que incluye una correcta operación y mantenimiento de las infraestructuras, instalaciones y equipos y un marco institucional adecuado.

Este trabajo analiza y compara el statu-quo de los servicios de saneamiento en seis países de América del Sur, Argentina, Brasil, Colombia, Paraguay, Perú y Uruguay, que muestra las soluciones aceptadas y más adoptadas en estos países, en particular en las áreas las zonas rurales y pequeños pueblos o población aislada. También se hacen algunos comentarios sobre el futuro del saneamiento y señalaron a soluciones que permitan lograr los ODS. Se concluye que, cualquiera que sea la solución a adoptar, la atención debería centrarse no sólo en la construcción y disponibilidad de la infraestructura o equipos, como también principalmente en la forma de la operación y gestión del servicio, recomendándose que sea siempre que sea posible centralizada y lo más profesional posible.

Palabras clave: saneamiento, ODS, América del Sur, soluciones sostenibles

1. - Introducción

El objetivo de desarrollo del milenio N° 7 de la Organización de las Naciones Unidas en su punto 3

pretende reducir a la mitad para 2015 el porcentaje de la población en el mundo sin acceso permanente al agua potable y el saneamiento básico. De acuerdo con la mayoría de las entidades internacionales, se considera

que existe acceso al saneamiento básico cuando la población está dotada con saneamiento mejorado, refiriéndose a este 'a cualquier instalación sanitaria que, de manera higiénica, separa los excrementos humanos del medio ambiente'. Sin embargo, en términos mundiales este objetivo no se ha logrado, se ha denotado que incluso cuando lo fue, con frecuencia, fue temporal o su prestación dejó a lo largo del tiempo de reunir las condiciones mínimas de adecuación. Esta circunstancia se produjo por la ausencia de una operación y mantenimiento adecuados de los equipos o instalaciones y, por el hecho, de no estar vinculados con responsabilidades claras en su gestión. Esta falta de institucionalidad es claramente más evidente en los sistemas rurales y en los de pequeña dimensión o individuales, en particular sistemas dinámicos (por red) no convencionales o en los sistemas estáticos.

Teniendo en cuenta la realidad descrita, tanto en cuanto a la falta de eficacia en el alcance de los ODM, como a la perennidad de ese acceso, fueran definidos los ODS a alcanzar hasta el año 2030, donde su objetivo 6 se refiere a garantizar la disponibilidad y gestión sostenible del agua y saneamiento para todos y para todas. En el caso del saneamiento, su punto 2 dice que para 2030 debe alcanzarse el acceso al saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos, y acabar con la defecación a cielo abierto, con especial atención a las necesidades de las mujeres y las niñas, la situación de vulnerabilidad, así como en su punto 3, señala que debe reducirse a la mitad la proporción de aguas residuales no tratadas y aumentar sustancialmente el reciclado y reutilización segura globalmente y en su punto 6 debe apoyarse y reforzarse la participación de las comunidades locales para mejorar la gestión del agua y el saneamiento. Por consiguiente, este objetivo requiere que, además del acceso al servicio de saneamiento, se garantice su sostenibilidad a lo largo

del tiempo, lo que sólo será posible con una gestión e institucionalidad adecuadas.

Esta materia es de la mayor importancia en todo el mundo y, en particular, en América Latina, donde no todos los países alcanzaron los ODM en cuanto al acceso a los servicios de saneamiento y muy pocos ya alcanzaron los ODS (UN, 2015).

2. - Objetivos

Así, en el presente artículo se comienza por analizar y comparar el alcance de los ODM para 6 países de la América Latina, en particular Argentina, Brasil, Colombia, Paraguay, Perú y Uruguay. Se identifican también cuáles son las soluciones de saneamiento adoptadas (dinámicas y estáticas) y cuáles son aquellas que reúnen las condiciones pasibles de satisfacer los ODS. Por último, también se han efectuado algunos comentarios y recomendaciones para alcanzar los ODS para los diferentes países.

3. - Metodología

Según la información recopilada, los ODM no fueran alcanzados en la América Latina (Ferro, 2017). La siguiente tabla presenta las coberturas del servicio de saneamiento de los países de América Latina en 2015 y las metas de los ODM (OMS y UNICEF, 2016).

Tabla 1. ODM y Cobertura del Servicio de Saneamiento en el América Latina

País	Cobertura		Incremento para lograr ODM	
	1990	2015	Requerido	Realizado
Argentina	87	96	7	9
Bolivia	28	50	36	22
Brasil	67	83	17	16
Chile	85	99	8	14
Colombia	69	81	16	12
Costa Rica	88	95	6	7
Ecuador	57	85	22	28
El Salvador	51	75	25	24
Guatemala	47	64	27	17
Haití	18	28	41	10
Honduras	48	83	26	35
México	66	85	17	19
Nicaragua	44	68	28	24
Panamá	59	75	21	16
Paraguay	52	89	24	37
Perú	53	76	24	23
R.Dominicana	73	84	14	11
Uruguay	92	96	4	4
Venezuela	82	94	9	12

Cuando se analizan con más detalle los países de la América Latina, y en particular los 6 objeto de este estudio, se resulta que las situaciones son diferentes, pero lejos de serán las mejores.

En Argentina, de acuerdo con el Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento, en 2015, se estima que 58% de los 39,8 millones de habitantes que residen en áreas urbanas, tienen acceso al saneamiento por red de alcantarillado. Relativamente a lo saneamiento no convencional, en 2015, cerca de 3,5 millones de personas, que constituyen la población rural, recurrieron a sistemas mejorados (98%) o compartidos (2%). Los sistemas mejorados son en su mayoría fosas con pocillo absorbente.

Los servicios de saneamiento han experimentado una evolución positiva en Brasil pasando del 42,0% al 50,3% entre 2007 y 2015. En este país, predominan las redes de alcantarillado, siguiendo la fosa séptica, la fosa rudimentaria y un porcentaje significativo que todavía está colocado en zanjales o cursos de agua. En Brasil, en 2015, cerca de 31,5 millones de personas residen en áreas rurales y 168 millones en áreas urbanas, siendo que sólo el 5,5% de los hogares, en áreas rurales, están conectados a la red de alcantarillado. Este valor es de 68,1% en áreas urbanas.

Aún en las áreas rurales, los restantes domicilios utilizan fosa séptica conectada a la red (4,5%), fosa séptica no conectada a la red y con infiltración en el terreno (28,8%) o depositan los excretos en fosas.

Chile evidencia uno de los mayores niveles de cobertura del servicio de saneamiento de América del Sur. En las áreas urbanas (más de 14 millones de habitantes), en 2015, la cobertura de red de alcantarillado alcanzó 98%. En las zonas rurales el nivel de cobertura no es tan elevado, siendo de 47%. Así, más de 1,2 millones de habitantes no tienen acceso al servicio de saneamiento convencional. A nivel rural, el 91% de la población con servicio de saneamiento cuenta con soluciones mejoradas, como red de alcantarillado o fosa séptica seguida de pozo filtrante, 8% con otros tipos no mejorados y 1% todavía recurre a la defecación al aire libre.

El desempeño de los servicios de saneamiento en Colombia ha mejorado significativamente durante la última década. El nivel de cobertura del país es del 81,1%. Así, en ambiente urbano el 88,3% de la población tiene un servicio de saneamiento por red mientras que en las áreas rurales sólo el 16,5% de la población está cubierta por red de alcantarillado. En términos globales del país, 71,7% de la población tiene red de alcantarillado, 6,4% pozo séptico y 9,1% pozo ciego el negro siendo que de una parte se infiltra en terreno, 2,3% en letrina, 1% en el río, acequia el canal y el 9,5% sin cualquier disposición.

Los servicios de saneamiento de Paraguay han evolucionado positivamente a lo largo del tiempo. Todavía, solo el 10,2% de la población está conectada a una red de alcantarillado, el 70,9% cuenta con baño con pozo ciego y el resto con letrinas comunes. Los servicios de saneamiento son prestados por diferentes tipos, en particular por red de alcantarillado (10,2%, en que el 16,1% en el área urbana y 1,3 en el área rural), por cámara séptica y pozo ciego (45,6%, en que 55,3% en el área urbana y 30,9 en el área rural), por pozo ciego (25,3%, en que 23,3% en el área urbana y 28,3% en el área rural), por letrina 9,0%, en que 2,4% en el área urbana y 18,9% en el área rural) y lo restante por defecación a cielo abierto.

Los servicios de saneamiento del Perú han también evolucionado positivamente en los últimos años. En el año 2016, en el servicio de saneamiento, 71,7% de la población está conectada a una red de alcantarillado, 9,1% tiene pozo ciego o negro, 6,4% pozo séptico, 2,3% con letrina, 1,0% se llevan para el río, acequia el canal y el 9,5% sin cualquier disposición. El 88,3% de la población peruana del área urbana tiene red de alcantarillado mientras que solo el 16,5% tiene red en área rural.

En Uruguay, de acuerdo con el censo de 2011 del Instituto Nacional de Estadística, en sector de saneamiento se verificó que el 98,2% de las viviendas del país tienen acceso al servicio de saneamiento, pero sólo el 60% de los hogares están conectados por red de alcantarillado. En las localidades en el interior del país, el total de casas conectadas a la red convencional sólo ha aumentado del 45% (en 2011) al 47% (en 2014). En 2015, la población rural de Uruguay contaba mayoritariamente con soluciones de saneamiento mejoradas (93%) y el resto tenía las soluciones compartidas (2%) o no mejoradas (5%). De esta forma en 2015, no existían personas dependientes de defecación al aire libre. En las soluciones mejoradas son mayoritariamente pozos negros con transporte de efluentes por barométricas.

4. - Resultados y discusión

La siguiente tabla 2 resume los principales resultados de la cobertura de los seis países, teniendo en cuenta los ODM, los ODS y la cobertura exclusivamente para la red de alcantarillado. Se observa que todavía hay un largo camino para alcanzar al menos los ODS. Con la excepción de Chile, el resto de países todos tiene margen de progreso significativo.

Tabla 2. ODM, ODS y Cobertura del Servicio de Saneamiento con red en el América Latina

País	Cobertura ODM	Cobertura ODS	Cobertura con red
	2015		
Argentina	96	78	58
Brasil	83	58	50
Chile	99	94	91
Colombia	81	77	72
Paraguay	89	56	10
Perú	76	74	72
Uruguay	97	68	60

En los ODS se contabilizaron sólo las soluciones por red de alcantarillado y por fosa séptica con pocillo absorbente y para este último caso sólo cuando estaba institucionalizada su ejecución (proyecto en la construcción) y gestión (limpieza de los lodos). Para ello, es necesario que existan normas para el diseño de esas instalaciones, así como seguimiento y fiscalización durante su construcción y existiendo entidades licenciadas y profesionalizadas que efectúen la limpieza de fosas convenientemente incluyendo su deposición en local adecuado (Mejía et al., 2016).

5. - Conclusiones

Este artículo analizó y comparó la situación actual de la prestación de los servicios de saneamiento en seis países de América del Sur, teniendo en cuenta los ODM y los ODS. Aunque los progresos han sido significativos en la última década, en estos países existen todavía grandes retos para que los ODS se alcancen en su totalidad (Ferro, 2017). Se constata que las soluciones de saneamiento no convencionales o fuera de la red no son sostenibles en la mayoría de los países, debido sobre todo a problemas de concepción, operación y mantenimiento, habitualmente hay un vacío legal en las responsabilidades de los distintos actores del sector del saneamiento. Se recomienda que, en el futuro, el enfoque más allá de la construcción (y del acceso) a estos servicios sea también en su gestión y que se asegure una adecuada institucionalidad para estos servicios (Ballester et al., 2015).

6. - Referencias

- Ballester, M., Mejía-Betancourt, A., Arroyo, V., y Real C. (2015). El Futuro de los Servicios de Agua y Saneamiento en América Latina. Documento para discusión. CAF y BID.
- Ferro, G. (2017). América Latina y el Caribe hacia los ODS en agua y saneamiento. Reformas recientes de las políticas sectoriales. CEPAL, Santiago de Chile.



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

Mejía, A., Castillo, O., Vera, R., & Arroyo, V. (2016) Agua potable y saneamiento en la nueva ruralidad de América Latina. Agua Rural, CAF.

OMS y UNICEF (2016). Data Resources and Estimates. Programa Conjunto de Vigilancia (JMP) del

abastecimiento de agua y el saneamiento de la OMS y UNICEF, Disponible en <http://www.wssinfo.org>.

UN (2015). Objetivos de Desarrollo del Milenio: Informe de 2015. New York.



[00165] TREATMENT OF THE ANAEROBIC DIGESTATE OF THE WASTEWATER OF A FISH PROCESSOR BY THE CYANOBACTERIA *ARTHROSPIRA* SP.

XAVIER GUILLERMO ÁLVAREZ MONTERO¹; ANA OTERO CASAL²

Universidad de Guayaquil¹; Universidade de Santiago de Compostela²

xavier.alvarezmo@ug.edu.ec; anamaria.otero@usc.es

ABSTRACT

The feasibility of treating the anaerobic digestate of wastewater from a fish processing plant with cultures of the filamentous cyanobacteria *Arthrospira* (*Spirulina*) sp. was evaluated at laboratory scale. Semi-continuous cultures were carried out in aerated tubular cultures units of 250 mL, with a renewal rate of 10-20% of the volume of the cultures every two days. Growth, ammonia and nitrate removal and production of phycobiliprotein and protein by *Arthrospira* sp. was assessed. The removal efficiency of ammonia for *Arthrospira* sp. with a higher ammonium concentration (11,3 mM) was 55.9%, with a high stripping (3.2 ± 0.4 mM). Results indicate that the

1. Introduction

The fish processing industry is an essential economic activity worldwide. The processing of fish results in significant water consumption, with an average of 11 m³ per Ton of processed fish, resulting in an significant environmental impact (Afonso and Bórquez, 2002; Lim et al., 2003). The main components of these effluents are lipids and proteins (González, 1996).

Anaerobic digestion was adapted to process livestock manure and produce new sources of renewable energy by the re-utilization of the resulting biogas and is now being applied to a large number of industrial organic effluents from farming and food industries (Svoboda, 2003). Digestate may separate into solid (10-20% by mass) and liquid (80-90% by mass) fractions (Fuchs and Drosch, 2013). Solid digestate holds in less water and is more stable; it can be merely transport and stored, and it can be used as agricultural biofertiliser (Monlau et al., 2015).

cultures could support much lower residence time since all the ammonium was removed in during the first 24 hours. High concentration of protein (2.5 ± 0.2 mg mL⁻¹), phycobiliprotein (allophycocyanin: 84.3 ± 10.2 mg g⁻¹; phycocyanin: 73.7 ± 7.7 mg g⁻¹) were obtained. The results indicate the possibility of the use of filamentous cyanobacteria for the treatment of industrial effluents rich on ammonium, with different possibilities of valorization of the biomass produced.

Keywords: Anaerobic digestate, cyanobacteria, ammonium removal efficiency

On the other hand, liquid digestate processing is more troublesome. The most simple treatment method is to directly spread the nitrogen-rich digestate on local agricultural land as fertilizer; however, this practice has some disadvantages. First, it leads to NH₃ volatilization and nutrient loss, which may cause eutrophication of nearby water systems (Levine et al., 2011). Second, it may cause chemical (e.g., heavy metal), biological (e.g., pathogens) contamination, which reduces the long-term crop productivity of soil (Nkoa, 2014).

Anaerobic digestion of wastewater from fish processing plants allows the conversion of organic pollutants into a small amount of sludge and a significant amount of biogas (CH₄, CO₂). The main advantages are the low cost of operation, small space required, significant biogas production, and low sludge production (Chowdhury et al., 2010). However, in anaerobic digestion, proteins are hydrolyzed to amino acids by proteases, of which a small amount is used directly for growth, while a significant amount is converted into fatty acids, CO₂, H₂ and NH₄⁺, the latter being able to reach very high concentrations, up to 868 mM (Yenigün and Demirel, 2013). This latter

characteristic makes this type of wastewater a suitable substratum for the cultivation of cyanobacteria because these microorganisms prefer to use the nitrogen source in the following order: $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^- > \text{N}_2$. Moreover, filamentous cyanobacteria present the additional advantage of allowing low-cost and straightforward harvesting, since they can be easily flocculated or sieved (Chen et al., 2014) and producing biomass with a high content of protein (Habib et al., 2008), other important secondary compound such as polysaccharides (Otero and Vincenzini, 2003) and phycobiliprotein can be obtained.

The cyanobacteria, *Arthrospira* (*Spirulina*) sp. has been used to remove nitrogen from ammonium-rich farm effluents (Olguín et al., 2003). Protein production with swine wastewater with *Phormidium* sp. (62%) (Cañizares-Villanueva et al., 1995). However, there are not reports of cyanobacterial culture with the liquid phase of anaerobic digestion of industrial effluents.

The primary objective of this research was to evaluate the feasibility of treating the digestate fraction from anaerobic digestion of wastewater from the fish processing plant with the filamentous cyanobacteria *Arthrospira* sp. (*Spirulina*).

2. Materials and Methods

2.1. Anaerobic digestate characteristics

In this research, the anaerobic digestate utilized proceed of a 1000 m³ anaerobic mesophilic digester. The flow it treats is between 15-30 m³ d⁻¹ with an average of 25 m³ d⁻¹, with a regular average biogas production of 600 m³ d⁻¹. The feed is mainly composed of sewage sludge from the canning industry of fish and dairy industry, there is also cooking water from these canners, and occasionally slaughterhouse sludge. After the anaerobic digestion, the solid/liquid separation was performed. The liquid stream is sent to a sewage treatment plant and the solid is used as fertilizer. Samples of the liquid digestate were taken at the outlet of the solid/liquid separation, and had the following characteristics: NH_4^+ 49.3 – 113.2 mM,

salinity 11-15‰, $\text{PO}_4\text{-P}$ 0.04-0.17 mM, COD 2090 mg L⁻¹, pH 7.7, conductivity 12.7 mS cm⁻¹, Total solids 4450 mg L⁻¹ and Volatile solids 2150 mg L⁻¹.

2.2. Microorganisms and culture conditions

The cyanobacteria *Arthrospira* sp. was obtained from the culture collection of Microbiology and Parasitology Department of the Universidade de Santiago de Compostela. Cultures were acclimated to the high concentrations of ammonium by the gradual addition of higher concentration of anaerobic digestate for several months. Acclimated cultures from log-phase were centrifuged to remove the culture medium and resuspended in seawater diluted in the proportion 1:1 (v:v) with fresh water (final salinity 20‰), supplemented with NaHCO_3 47.6 mM and 10% (v:v) anaerobic digestate. The control cultures were performed with standard Zarrouk media (N:P 10.1) (Zarrouk, 1966) prepared in seawater diluted in the proportion 1:1 (v:v) with fresh water (20‰). Cultures were initiated with a high concentration of chlorophyll *a* (25 ± 0.5 mg L⁻¹), in order to avoid the inhibitory effect of ammonium on growth (Markou et al., 2004).

Cultures were carried out in triplicate in 250 mL photobioreactors with a diameter of 4.6 cm at 30°C in a thermostatic bath under a circadian lighting regime 12 h light/12 h dark with an irradiance of 168 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. The bioreactors were continuously aerated with filtered air with cellulose acetate filters of 0.2 μm pore diameter (Minisart®), supplemented with pulses of CO_2 to maintain the pH 9.9 ± 0.3 . Once the early stationary phase was achieved cultures of *Arthrospira* sp. were treated with a renewal rate of 10% with the digestate (NH_4^+ 113,2 mM) every other day for 8 days until the lack of assimilation of the ammonium, then cultures were treated with a renewal rate of 20% with the 49,3 mM digestate from day 10, reaching 100% replacement with the liquid digestate on the day 14. Evaporation (less than 6% of the culture volume) was corrected daily with sterilized distilled water before proceeding to the harvesting and renewal of the culture medium.

2.3. Analytical methods

Samples (5 mL) were taken daily and centrifuged at 17100 g for 15 min at 4°C. The pellet was resuspended in methanol 95% (v:v) for the measurement of chlorophyll *a* according to the Talling and Driver (1961) method. Ammonium was analyzed in the resulting supernatants. Ammonium was determined with an adaptation of the Nessler method (Krug et al., 1979) with a Hanna Instruments analyzer. Cultures samples (10 mL) were taken on day, centrifuged at 17100 g for 15 min and the pellet was lyophilized for determination of phycobiliprotein and protein. Protein was determined by the Lowry method (Lowry et al., 1951) modified by Herbert et al (1971), phycobiliproteins were measured according to the Bennet and Bogorad method (1973). Dry weight was measured by filtering five mL of biomass and washing with five mL HCO_2NH_4 0.5 mM three times, according to the Zhu and Lee method (1997). All analytics were done in triplicate.

2.4 Statistical analysis

Graphs and statistical analysis were performed with the Prism version 7.0a program from GraphPad Software, Inc®. As a precondition for the use of parametric tests, the normal distribution of the data for each of the evaluated treatments was checked. Normality was verified by applying the Lilliefors variant of the nonparametric Kolmogorov-Smirnov test. This variant standardizes the variables for its verification with the normal distribution of zero mean and standard deviation 1. After checking the normality, the results obtained were analyzed using the parametric test ANOVA of double and one way and post hoc the Tukey test with a significance level of $P \leq 0.05$.

3. Results

3.1. Growth of *Arthrospira* sp. with anaerobic digestate

Cultures were allowed to grow for 1-2 days in the digestate before starting the semi-continuous operation by renewing 10% of the volume every two days. The control culture maintained in Zarrouk medium reached a chlorophyll *a* concentration of $28.3 \pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ at the SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

beginning of the semi-continuous regime. This value was slightly higher than the value obtained in the cultures maintained with 10% anaerobic digestate ($27.6 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$ Figure 1). The application of a renewal rate of 10% every 48 hours did not produce any change in the chlorophyll *a* concentration of the control, that recovered the initial concentration after the first 24 hours of each dilution cycle, with no further increase in chlorophyll content, indicating that the cultures were nutrient limited. The chlorophyll concentration increased in the cultures renewed with anaerobic digestate, stabilizing at $28.1 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$ (Figure 1), with no significant differences with the cultures maintained with the standard media. The increases of the renewal rate to 20% with an anaerobic digestate of lower ammonium concentration did not produce any change in the steady-state chlorophyll concentration (Figure 1). No symptoms of physiological stress were observed, as the cells were intact during the whole culture period.

3.2. Ammonium removal by *Arthrospira* sp.

In the semi-continuous culture of *Arthrospira* sp. with anaerobic digestate during the first eight days the concentration of the ammonium ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$), was reduced from 12.9 mM to values of 2-3 mM after 48 hours, although most of the ammonium was removed during the first 24 hours (Figure 2). A tendency to decrease the assimilation of ammonium was observed in the last two cycles of renewal with 10% (days 8-12) which was not reflected in changes in the concentration of chlorophyll. When an anaerobic digestate of lower ammonium concentration was used and the renewal rate was increased to 20% better ammonium assimilation was observed, with values of $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ of 0.5-1.0 mM at the end of the 48 hours of renewal cycles with anaerobic digestate. The $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ removal (%) of the cultures after 24 hours was $64.7 \pm 11.3\%$. An ammonium removal of $84.9 \pm 8.4\%$ was obtained throughout the culture, discounting stripping, the net ammonium removal was 56.5% (Figure 2).

3.3. Dry weight, protein concentration, and phycobiliprotein by a semi-continuous culture of *Arthrospira* sp.

Although no differences were found in chlorophyll *a* concentration between control cultures and cultures maintained with centrate (Figure 1), the values of dry biomass obtained showed significant differences. The steady-state biomass concentration of the centrate cultures achieved a mean value of $5.0 \pm 0.1 \text{ mg mL}^{-1}$, whereas in the standard media a mean value of $4.1 \pm 0.2 \text{ mg mL}^{-1}$ was obtained in the harvested cultures (Table I). This value corresponds to a 22% increase in productivity measured as dry biomass in the culture supplemented with centrate and using ammonium as a combined nitrogen source in comparison to culture maintained in Zarrouk standard medium, despite the much higher nitrogen availability in the latter.

The protein concentration was also significantly higher in the culture maintained with centrate that achieved a protein concentration of $2.5 \pm 0.2 \text{ mg mL}^{-1}$ corresponding to 49.0% of the dry biomass, and the culture maintained with standard medium $1.7 \pm 0.1 \text{ mg mL}^{-1}$ (Table I).

The proteic phycobiliprotein pigments: allophycocyanin (APC) and phycocyanin (PC) presented lower concentration (mg g^{-1} biomass) in cultures with centrate compared to cultures with the standard medium (Table I), however, this difference is not significant. Control had the following values: $101.1 \pm 9.4 \text{ mg g}^{-1}$ and $87.1 \pm 7.2 \text{ mg g}^{-1}$; for APC and PC respectively. Cultures with centrate presented following mean values: $84.3 \pm 10.2 \text{ mg g}^{-1}$ and $73.7 \pm 7.7 \text{ mg g}^{-1}$; for APC and PC respectively.

4. Discussion

At the end of this investigation was demonstrate the feasibility of the cultivation of *Arthrospira* sp. with the anaerobic digestate of a fish processor as a source of nutrients. The use of cyanobacteria represents an economical alternative to conventional secondary and tertiary wastewater treatment with the additional value of biomass production or obtaining some high added value bioproducts (protein, pigments). Besides, the use of filamentous species is the way to solve the problem of harvest associated with the species of unicellular

microalgae traditionally used in wastewater treatment systems (Gerardo et al., 2015). Bioproducts from microalgae are promising for the future; however, the current microalgal cultivation cost is too high to allow many commercial applications. Since nutrient use may account for half of the cost of microalgal cultivation (Craggs et al., 2013), the recycling of wastewater and other liquid streams rich in nutrients could represent good substrates to sustain algal biomass production with an additional positive environmental impact (Hammed et al., 2016). The results obtained in this work with the anaerobic digestate indicate the viability of the use of *Arthrospira* sp. in the bioremediation of this type of effluents, with the potential of becoming an alternative for the tertiary treatment due to its high capacity for nutrient removal. It was possible to obtain removal efficiencies of $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ in the range 53.7, at an ammonium concentration of 11.9 mM by *Arthrospira* sp.

Although the retention times used in this preliminary experiments are high, with renewals applied every 48 hours, the data indicate that much lower retention times could be applied, since most of the ammonium was retrieved in the first 24 hours. Also the values of chlorophyll *a*, in *Arthrospira* sp. on the second day after renewal were the same as those on the first day, suggesting the presence of light limitation. Therefore, higher levels of irradiance should be evaluated in order to determine if they influence the increase nutrient removal capacity of the cultures. The very high N:P ratio of anaerobic digestate used in this experiment could have caused phosphorus limitation of the cultures, explaining the decreasing trend of ammonium assimilation, which may depend on the P provide at the beginning of the cultures. This limitation was not revealed in *Arthrospira* sp. cultures probably due to the higher P concentration present initially. Therefore, the concentration of P is monitored and corrected in this type of effluents in order to guarantee a high nitrogen removal efficiency. However, under certain conditions the fish processing residues digestate can present high molarities of this nutrient, achieving values as high as 6-10 mM (Guerrero et al., 1999; Veiga et al., 1994), and therefore not requiring nutritional Correction. It would be nevertheless necessary to carry out additional studies to confirm the limiting role of P in these effluents.

5. Conclusion

Our results indicate that filamentous cyanobacteria represent an interesting alternative for the purification and valorization of nutrient-rich anaerobic digestion effluents, although additional experiments are required in order to assess the feasibility of the treatment at large scale.

Acknowledgements

Xavier Álvarez was supported by a scholarship from Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación (SENESCYT) of the National Government of the Republic of Ecuador. A Grant has partially supported this work from the Consellería de Industria, Xunta de Galicia (Programa de Consolidación y estructuración de Unidades de Investigación Competitivas, GPC2014/019). The digestates have been kindly provided by JB Ingenieros, Vigo (Pontevedra) Spain.

References

- Afonso, M.D., Bórquez, R., 2002. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of protein therein by membrane separation processes – prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. *Desalination*. 142, 29-45.
- Bennett, A., Bogorad, L., 1973. Complementary chromatic adaptation in a filamentous blue-green alga. *The Journal of Cell Biology*. 58, 419-435.
- Cañizares-Villanueva, R.O., Domínguez, A.R., Cruz, M.S., Ríos-Leal, E., 1995. Chemical composition of cyanobacteria grown in diluted, aerated swine wastewater. *Bioresource Technology*. 51, 111-116.
- Chen, M., Li, J., Zhang, L., Chang, S., Liu, C., Wang, J., Li, S., 2014. Auto-flotation of heterocyst enables the efficient production of renewable energy in cyanobacteria. *Scientific Reports*. 4, 1-9.
- Chowdhury, P., Viraraghavan, T., Srinivasan, A., 2014. Biological treatment processes for fish processing wastewater - A review. *Bioresource Technology*. 101, 439-449.
- Craggs, R.J., Lundquist, T.J., Benemann, J.R., 2013. Wastewater Treatment and Algal Biofuel Production. In “Algae for Biofuels and Energy”. Ed. M.A. Borowitzka & N.R. Moheimani. Springer Science+Business Media Dordrecht. 153-163.
- Fuchs, W., Drosch, B., 2013. Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. *Water Science and Technology*. 67, 1984-1993.
- Gerardo, M.L., Van Den Henden, S., Vervaeren, H., Coward, T., Skill, S.C., 2015. Harvesting of microalgae within a biorefinery approach: A review of the developments and case studies from pilot-plants. *Algal Research*. 11, 248-262.
- González, J.F., 1996. Wastewater Treatment in the Fishery Industry. FAO Fisheries Technical Paper (FAO), No. 355/FAO, Rome (Italy), Fisheries Dept.
- Guerrero, L., Omil, F., Méndez, R., Lema, J.M., 1999. Anaerobic hydrolysis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. *Water Research*. 33, 3281-3290.
- Habib, M.A.B., Parvin, M., Huntington, T.C., Hasan, M.R., 2008. A review of culture, production and use of *Spirulina* as food for humans and feeds for domestic animal and fish. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular* No. 1034, Rome FAO.
- Hammed, A.M., Prajapati, S.K., Simsek, S., Simsek, H., 2016. Growth regime and environmental remediation of microalgae. *Algae*. 31, 189-204.
- Herbert, D., Phipps, P.J., Strange, R.E., 1971. Chemical Analysis of Microbial Cells. In “Methods in Microbiology”. Ed. J.R. Norris & D.W. Ribbons. Academic Press, London and New York. 58, 209-344.
- Krug, F.J., Ruzicka, J., Hansen, E., 1979. Determination of Ammonia in low concentrations with Nessler's reagent by flow injection analysis. *Analyst*. 104, 47-54.
- Levine, R.B., Costanza-Robinson, M.S., Spatofora, G.A., 2011. Neochloris oleoabundans grown on anaerobically digested dairy manure for concomitant nutrient removal and biodiesel feedstock production. *Biomass and Bioenergy*. 35, 40-49.

Lim, J., Kim, T., Hwang, S., 2003. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture of *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. *Water Research*. 37, 2228-2232.

Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L., Randall, R.J., 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry*. 193, 265-275.

Markou, G., Vandamme, D., Muylaert, K., 2014. Ammonia inhibition on *Arthrospira platensis* in relation to the initial biomass density and pH. *Bioresource Technology*. 166, 259-365.

Monlau, F., Sambusiti, C., Ficara, E., Carrere, H., 2015. New opportunities for agricultural digestate valorization: current situation and perspectives. *Energy and Environmental Science*. 8, 2600-2621.

Nkoa, R., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 34, 473-492.

Olguín, E.J., Galicia, S., Mercado, G., Pérez, T., 2003. Annual productivity of *Spirulina* (*Arthrospira*) and nutrient removal in a pig wastewater recycling process under tropical conditions. *Journal of Applied Phycology*. 15, 249-257. Otero, A., Vincenzini, M., 2003. Extracellular polysaccharide synthesis by *Nostoc* strain as affected by N source and light intensity. *Journal of Biotechnology*. 102, 143-152.

Svoboda, I. F. 2003. Effect on pathogen and faecal indicators. In: Anaerobic digestion, storage, oligolysis, lime, heat and aerobic treatment of livestock manures. Svoboda, I.F., (eds). Kenilworth: IS Water and Wastes, pp. 56-58.

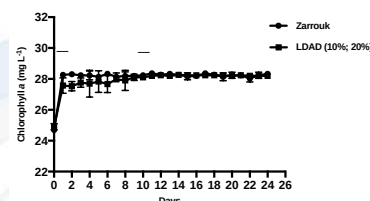
Talling, J. F., and Driver, D., 1961. Some problems in the estimation of Chlorophyll-A in phytoplankton. In "Primary Productivity Measurement, Marine, and Freshwater". Doty, M.S. (eds). U.S. Atomic Energy Commission, Washington, D.C, pp. 142-146.

Veiga, M.C., Méndez, R., Lema, J.M., 1994. Wastewater treatment for fisheries operations. In Fisheries Processing Biotechnological applications. Martin, A.M. (eds). Springer-Science. St John's Canada, pp 344-370.

Yenigün, O., Demirel, B., 2013. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*. 48, 901-911.

Zarrouk, C., 1966. Contribution à l'étude d'une cyanophycée. Influence de divers facteurs physiques et chimiques sur la croissance et photosynthèse de *Spirulina maxima* Geitler. Ph.D. Thesis, University of Paris.

Zhu, C.J., Lee, Y.K., 1997. Determination of biomass dry weight of marine microalgae. *Journal of Applied Phycology*. 9, 189-194.



Figures & Tables:

Figure 1. Growth of *Arthrospira* sp. measures as chlorophyll a, in semi-continuous culture with light:dark cycles, with a renewal rate of 10-20, with Zarrouk medium in sea water and with anaerobic digestate. Arrows indicate the beginning of the semi-continuous operation with renewal rate 10% (day1) or 20% (day 10). Values are average $\pm$ SD (n=3).

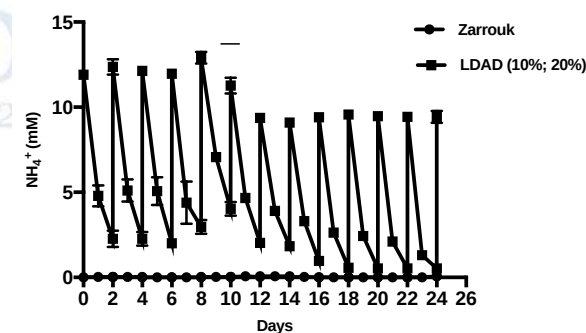
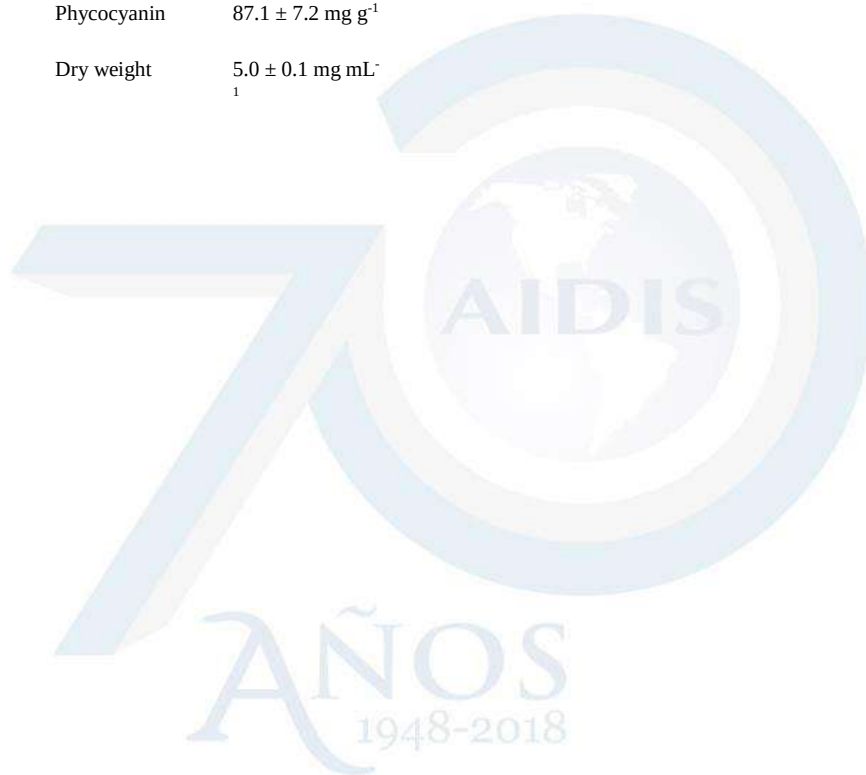


Figure 2. Changes in NH_4^+ concentration in semi-continuous cultures of *Arthrospira* sp. with light:dark cycles, with a renewal rate of 10-20% with Zarrouk medium in sea water and with anaerobic digestate. Arrow indicates the change in the renewal rate from 10 to 20%. Values are average $\pm$ SD (n=3).

Table 1. Dry biomass, protein and phycobiliprotein (Allophycocyanin and Phycocyanin) of *Arthrospira* sp. in semi-continuous cultures with light:dark cycles, with Zarrouk medium in seawater and 20% anaerobic digestate. Values are average $\pm$ SD (n=3).

Nutritional source	Growth parameters	Values
Zarrouk medium	Dry weight	$4.1 \pm 0.2 \text{ mg mL}^{-1}$
	Protein	$1.7 \pm 0.1 \text{ mg mL}^{-1}$
	Phycobiliprotein: Allophycocyanin	$101.1 \pm 9.4 \text{ mg g}^{-1}$
	Phycocyanin	$87.1 \pm 7.2 \text{ mg g}^{-1}$
Anaerobic digestate	Dry weight	$5.0 \pm 0.1 \text{ mg mL}^{-1}$

Protein	$2.5 \pm 0.2 \text{ mg mL}^{-1}$
Phycobiliprotein: Allophycocyanin	$84.3 \pm 10.2 \text{ mg g}^{-1}$
Phycocyanin	$73.7 \pm 7.7 \text{ mg g}^{-1}$



[00166] ELIMINACIÓN DE FÁRMACOS Y DE PRODUCTOS DE CUIDADO PERSONAL DEL AGUA RESIDUAL URBANA CON UN LECHO BIOLÓGICO AIREABLE

JUDITH MOLINA-BURGOS¹; JUAN ALFREDO JÁCOME-BURGOS²; REBECA NOVOA-MALLO³; JOAQUÍN SUÁREZ-LÓPEZ⁴

UNIVERSIDADE DA CORUÑA

jmolinab@cofc.es¹; ajacomeburgos@gmail.com²; rebeca.novoa@gmail.com³; jsuarez@gmail.com⁴

Palabras clave: desnitrificación, lecho aireable sumergido, nitrificación, oxidación orgánica, FPCP.

Resumen

Las eficiencias de eliminación de 10 fármacos y productos de cuidado personal (FPCP), DBO₅, DQO, y nitrógeno total (NT) fueron evaluadas en un proceso biopelícula de lecho aireable sumergido con pre-desnitrificación. La planta piloto produjo un efluente de muy buena calidad durante su funcionamiento en estado estacionario. Las concentraciones promedio de DBO₅, DQO y NT en el efluente final fueron 11, 58 y 15 mg/L, respectivamente, que representan eficiencias promedio de eliminación de 97, 94 y 75%, respectivamente. El proceso fue dimensionado para tratar la carga orgánica de una población de 200 habitantes equivalentes (h-e). Sin embargo, con una carga orgánica correspondiente a 480 h-e, se alcanzaron elevados porcentajes de eliminación de DBO₅, DQO y NT: 98, 97 y 78%, respectivamente. La pre-desnitrificación con un lecho biopelícula anóxico sumergido ha demostrado ser un proceso muy eficaz para la eliminación de NT. El agua residual urbana presentó una concentración débil de FPCP. 3 de los 10 FPCP evaluados (carbamazepina, enrofloxacin y flumequina) presentaron valores de concentración afluente por debajo del límite analítico de detección (0.006 µg/L). La eficiencia de eliminación fue muy buena o buena en el caso de las fragancias (galaxolide y tonalide), ibuprofeno y cafeína (81-90%). La eliminación de paracetamol y amoxiciclina fue regular (68 y 57%, respectivamente). Mientras, el diclofenac presentó un valor negativo de eliminación (-49%).

Keywords: denitrification, nitrification, organic oxidation, PPCPs, submerged aerated filter.

Abstract

The removal efficiencies of 10 pharmaceutical and personal care products (PPCPs), BOD₅, COD, and total nitrogen (TN) were evaluated in a submerged aerated

biofilter process with pre-denitrification. The pilot plant reached a high quality effluent during steady state operation. Average concentrations effluent of BOD₅, COD and TN were 11, 58 and 15 mg/L, respectively, which represent average removal efficiencies of 97, 94 and 75%, respectively. The process was sized to treat the organic load of a population of 200 equivalent inhabitants (e-h). However, with an organic load corresponding to 480 e-h, high removal percentages of BOD₅, COD and TN were reached: 98, 97 and 78%, respectively. Pre-denitrification with a submerged unaerated biofilm filter has proven to be a very efficient process for TN removal. The urban wastewater had a weak concentration of PPCPs. 3 of the 10 PPCPs evaluated (carbamazepine, enrofloxacin and flumequine) had values of influent concentration below the analytical limit of detection (0.006 µg/L). The removal efficiency was very good or good in the case of fragrances (galaxolide and tonalide), ibuprofen and caffeine (81-90%). The removal of paracetamol and amoxicillin was regular (68 and 57%, respectively). Meanwhile, diclofenac showed a negative value of removal (-49%).

Introducción

En los países de la Unión Europea (UE) la eliminación de nitrógeno total de las aguas residuales es una obligación cuando su vertido se realiza a zonas acuáticas sensibles a la contaminación por nutrientes (N y/o P), por ejemplo: embalses o lagos (Directiva 91/271). Para la eliminación biológica simultánea de materia orgánica y NT, los procesos biopelícula constituyen una alternativa a la tecnología de fangos activos. Algunas de las ventajas que ofrece un proceso biopelícula son: ausencia de “bulking” (mejor sedimentabilidad del fango), elevada edad de lodo (que permite degradar compuestos complejos) y mejor resistencia frente a la presencia de tóxicos. La tecnología de lecho aireado sumergido (LAS) se introdujo en Europa a mediados de los 80 (Schlegel &

Koeser, 2007), y consiste en un reactor biopelícula donde el material soporte está sumergido en el agua residual ofreciendo una gran superficie de contacto para la biooxidación aerobia (Hamoda & Al-Ghusain, 1998). A diferencia de los biofiltros aireados, como Biofor o Biostyr, el proceso LAS no requiere de retrolavados para asegurar la purga diaria de lodo en exceso, pues, no se atasca durante su funcionamiento (Canziani *et al.*, 1999). El proceso LAS también puede funcionar en modo no aireado, dando lugar al lecho anóxico sumergido (LAnS) que puede emplearse para la desnitrificación. Por lo tanto, este proceso se puede diseñar y aplicar para la eliminación simultánea de materia orgánica y nitrógeno total (Ryhiner *et al.*, 1994). El proceso puede aplicarse a todo tamaño de población, habiendo un auge de fabricantes de plantas compactas y prefabricadas basadas en el proceso LAnS/LAS destinadas a la depuración de las aguas residuales de núcleos pequeños.

Las modernas estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) eliminan eficientemente materia orgánica y nitrógeno. Sin embargo, las EDAR también reciben un gran número de contaminantes orgánicos emergentes, entre ellos FPCP, para lo cual no están diseñadas. En consecuencia, se detectan concentraciones variables de FPCP (desde ng/L a pocos µg/L) en las aguas superficiales, subterráneas y costeras que reciben efluentes domésticos tratados (Ebele *et al.*, 2017). Los fármacos pueden llegar al agua residual en su forma original y/o metabolizada. Lienert *et al.* (2007) estudiaron las rutas de excreción de 212 fármacos llegando a la conclusión de que un 64% de cada fármaco se excreta vía orina y un 35% vía heces. A su vez, en la orina, un 42% se excreta en forma metabolizada. La contaminación por fármacos en cada país está íntimamente relacionada con los índices de venta y consumo. En el estudio realizado por Gros *et al.* (2010) en los afluentes de siete EDAR españolas de la cuenca del río Ebro, los grupos detectados en mayores concentraciones fueron: anti-inflamatorios no esteroideos, reguladores de lípidos, β-bloqueantes y antihistamínicos, en un intervalo de 1 a 5 g/d/1000 habitantes. Algunos fármacos, como el ibuprofeno, se eliminan con elevada eficiencia en las EDAR convencionales, pero otros, como la carbamazepina, no se eliminan de manera eficiente (Daughon & Ternes, 1999). Los productos de cuidado personal (fragancias, protectores solares, etc.) también se incorporan a las aguas residuales domésticas. Entre los compuestos bases de las fragancias destacan los almizcles policíclicos que se producen en grandes cantidades industriales y que tienen un elevado carácter lipófilo. La cafeína es un contaminante emergente presente en efluentes de EDAR debido a su elevada solubilidad y persistencia, por lo que se usa como indicador de contaminación antropogénica (Zarrelli *et al.*, 2014).

Los objetivos generales de este trabajo sobre depuración de aguas residuales con un proceso biopelícula de lecho aireable sumergido fueron: 1) la evaluación de la eficiencia del proceso con la configuración LAnS/LAS

para la eliminación simultánea de materia orgánica y NT y 2) la evaluación de la eficiencia del proceso en eliminación de diez FPCP.

Materiales y métodos

Reactor. La planta piloto fue instalada en los terrenos de una EDAR municipal en Galicia, España, con una población aproximada de 6000 habitantes y con red unitaria de saneamiento. La planta se diseñó para una población de 200 h-e (1 h-e = 60 g DBO₅/día) y fue construida en hormigón pre-fabricado, comprendiendo cuatro etapas en serie: pre-desnitrificación (LAnS), oxidación orgánica aerobia (LAS-1), nitrificación (LAS-2) y decantación secundaria lamelar (Fig. 1). Las tres etapas del reactor se rellenaron con módulos BIONET[®] fabricados de polietileno con una superficie específica de 150 m²/m³. La superficie de contacto disponible para el crecimiento de biopelícula en las etapas LAnS, LAS-1 y LAS-2 fue de 1012.5, 1080 y 1080 m², respectivamente. El volumen líquido efectivo de cada etapa fue de 11.7, 10.42 y 10.62 m³, respectivamente. El volumen total de relleno fue de 21.15 m³. Cada una de las tres etapas fue dotada de difusores de aire de burbuja gruesa. Las parrillas de difusores fueron situadas 50 cm por debajo de los módulos BIONET[®].

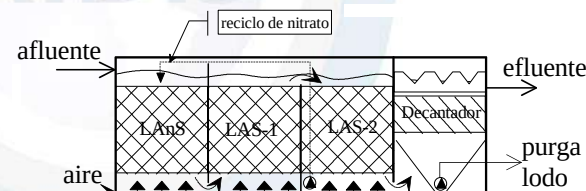


Figura 1. Esquema del proceso LAnS/LAS

Operación. La planta se alimentó con agua residual urbana pre-tratada (desbaste + desarenado). La etapa LAnS funcionó con un ciclo horario de aireación intermitente, on+off = 5+55 min. La aireación intermitente de la etapa anóxica mejora el transporte de nitrato y DBO hacia la biopelícula, y también purga la acumulación de gas nitrógeno (Ryhiner *et al.*, 1994; Habermeyer & Sánchez, 2005). El caudal de tratamiento, Q, se varió de 0.24 a 1.28 L/s (Q diseño = 0.46 L/s). Para la desnitrificación, el nitrato se recicló desde la etapa LAS-2 hacia la etapa LAnS. El caudal de reciclaje, Q_R, fue proporcional a Q y se lo hizo variar entre 2Q y 4Q. La puesta en marcha de la planta se realizó con Q = 0.5 L/s y Q_R = 5 L/s, así el valor inicial de la razón de reciclaje, R, fue 10 (R = Q_R/Q). Este valor elevado de Q_R sirvió para minimizar el crecimiento inicial de biomasa en suspensión. Durante el arranque, también la carga orgánica aplicada, L₀, fue elevada (>1 kg DBO₅/m³/d), es decir, el doble del valor de diseño (0.5 kg/m³/d), con el fin de conseguir una buena colonización del relleno, tal como demostró LaMotta (1976). Para estimar la

producción de lodos se midió la concentración y el volumen de lodo purgado.

Control analítico. La composición afluente y efluente del sistema piloto fue analizada en muestras compuestas de 24 horas. En cada muestra se determinó sólidos en suspensión (SS), pH y alcalinidad conforme a los *Standard Methods* (1998). Las determinaciones de DQO, amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y NT fueron realizadas con los métodos “cuvette test” Dr. Lange empleando un colorímetro Lasa 50 (Lange, Alemania). La DBO_5 se determinó mediante un respirómetro OxiTop® (WTW, Alemania). En la etapa LANs se controló y registró en continuo la concentración de oxígeno disuelto (OD) y la temperatura con un electrodo LDO™ y un registrador de datos SC1000 (Lange, Alemania). Ocasionalmente, también se midió en el seno líquido de cada etapa del reactor la concentración de varios parámetros (DQO, especies de nitrógeno, pH, OD y SS).

FPCP. En nueve muestras compuestas de 24-h del afluente y efluente del proceso LANs/LAS se analizaron los siguientes FPCP: galaxolide y tonalide (almizcles sintéticos policíclicos), paracetamol (analgésico), ibuprofeno y diclofenaco (antiinflamatorios no-esteroides), amoxiciclina (antibiótico de uso humano), cafeína (psicoactivo), carbamazepina (anticonvulsivo), y enrofloxacin y flumequina (antibióticos de uso animal). Los antibacterianos de uso animal fueron seleccionados atendiendo al carácter urbano-rural del municipio. Previa filtración de las muestras de agua a través de filtros de fibra vidrio, la determinación de FPCP se realizó tanto en la fase líquida (mediante extracción en fase sólida) como en la fase sólida (mediante baño de ultrasonidos) y posterior análisis cromatográfico mediante HPLC/MS (Applied Biosystem API 3200, USA/ Thermo LTQ Orbitrap, Reino Unido). El límite de detección para todos los FPCP analizados fue de 0.006 $\mu\text{g/L}$. Los FPCP seleccionados presentan propiedades físico-químicas (peso molecular, coeficiente de partición, $\log P$, y solubilidad en agua) muy dispares (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de FPCP seleccionados^(a)

Compuesto	Fórmula	$\log P$	Solubilidad (mg/L)
Galaxolide	$\text{C}_{18}\text{H}_{26}\text{O}$	5.9	1.75
Tonalide	$\text{C}_{18}\text{H}_{26}\text{O}$	5.7	1.25
Ibuprofeno	$\text{C}_{13}\text{H}_{18}\text{O}_2$	3.97	21
Diclofenaco	$\text{C}_{14}\text{H}_{11}\text{Cl}_2\text{NO}_2$	4.51	2.37
Paracetamol	$\text{C}_8\text{H}_9\text{NO}_2$	0.46	1.4×10^4
Cafeína	$\text{C}_8\text{H}_{10}\text{N}_4\text{O}_2$	-0.07	2.16×10^4
Carbamazepina	$\text{C}_{15}\text{H}_{12}\text{N}_2\text{O}$	2.45	17.7
Enrofloxacin	$\text{C}_{19}\text{H}_{22}\text{FN}_3\text{O}_3$	0.70	3400
Flumequina	$\text{C}_{14}\text{H}_{12}\text{FNO}_3$	1.6	2190
Amoxiciclina	$\text{C}_{16}\text{H}_{19}\text{N}_3\text{O}_5\text{S}$	0.87	3430

^(a) Fuente: Base de datos ChemIDplus Advanced (2018).

Resultados y discusión

Eliminación de materia orgánica y nitrógeno total

Tras el periodo de puesta en marcha (15 días), la biopelícula aparentemente colonizó de forma homogénea y distribuida la superficie del soporte (Fig. 2). Esto es un buen síntoma de la bondad tanto de la calidad del relleno como de la metodología de puesta en marcha del reactor.



Figura 2. Izquierda: módulos BIONET antes de empezar la explotación del reactor. Derecha: aspecto de la biopelícula desarrollada tras la fase de puesta en marcha del reactor.

El reactor funcionó bajo condiciones climáticas variables durante más de un año. La temperatura promedio del agua en la etapa LANs varió de 12 a 22 °C y se observó grandes variaciones de la concentración afluente (Tabla 2).

Tabla 2. Concentración promedio ($\pm$ desviación estándar) del afluente y efluente del proceso LANs/LAS en estado estacionario (26 muestras compuestas de 24-h)

Parámetro	Unidad	Afluente	Efluente
DBO_5	mg/L	370 (250)	11 (7)
DQO	mg/L	1015 (686)	58 (28)
NTK	mg/L	59 (40)	10 (7)
NT	mg/L	60 (39)	15 (6)
$\text{N-NO}_x^{-(a)}$	mg/L	1.3 (1.2)	5.0 (3.0)
Alcalinidad	mg/L CaCO_3	162 (156)	75 (44)
pH		7.10 (0.21)	7.26 (0.21)

^(a) $\text{N-NO}_x^- = \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$

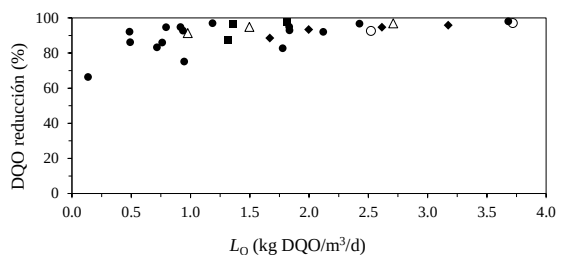
El valor de la DQO varió entre 87 y 2650 mg/L, mientras que la DBO_5 varió de 60 a 1116 mg/L. Los valores bajos de concentración se observaron durante periodos de lluvias intensas. La cuenca de estudio tiene una pluviosidad anual aproximada de 1200 mm. De forma global, el proceso cumplió con los límites establecidos para el efluente de un tratamiento secundario más riguroso en cuanto a $\text{DBO}_5/\text{DQO}/\text{NT}$: 25/125/15 mg/L (Directiva 91/271/CE). La concentración efluente de DQO varió de 27 a 137 mg/L, mientras que la DBO_5 varió entre 4 y 32 mg/L. La concentración efluente de DQO y DBO_5 incumplió los límites solo en una de las muestras. La concentración efluente de NT varió entre 8 y 31 mg/L (promedio = 15 ± 6 mg/L). En el efluente, el nitrógeno oxidado se presentó, principalmente, en forma de nitrato. La concentración efluente de NO_3^- varió de 0.01 a 8.7 mg-N/L (promedio = 4.5 mg/L), mientras que

la correspondiente a nitrito tuvo un intervalo de 0.02 a 1.7 mg-N/L (promedio = 0.5 mg/L).

Eliminación orgánica

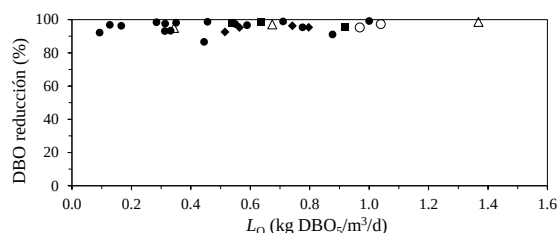
El rendimiento del proceso se evaluó en términos de la carga orgánica eliminada (r_o) expresada como kg DQO (o DBO₅)/m³ lecho/d. La carga orgánica aplicada varió entre 0.2 y 3.7 kg DQO/m³/d (L_o diseño = 1 kg DQO/m³/d). La eficiencia media de eliminación de DQO fue 91±8% (66 - 98%) (Fig. 3). En el intervalo estudiado de carga aplicada se observó una relación lineal entre L_o y r_o (datos no presentados), y r_o alcanzó un máximo de 3.6 kg DQO/m³/d.

El intervalo de eficiencia en eliminación de DBO fue de 87 a 99% (promedio = 96±3%) (Fig. 4). Una fuerte correlación lineal también se observó entre L_o y r_o en términos de DBO (datos no presentados). L_o varió entre 0.1 y 1.4 kg DBO₅/m³/d (L_o diseño = 0.5 kg DBO₅/m³/d) y r_o alcanzó un máximo de 1.3 kg DBO₅/m³/d. En el rango estudiado no se determinó el valor máximo de L_o que satura el proceso. El rendimiento en eliminación de materia orgánica fue independiente de la tasa de reciclo de nitrato en el intervalo de valores de R estudiado (Figs. 3-4).



◆ Q=0.3 L/s; R=10 ■ Q=0.3 L/s; R=4 △ Q=0.3 L/s; R=2 ○ Q=0.6 L/s; R=4 ● Qm = 0.6 L/s; R = 2.7

Figura 3. Efecto de la carga orgánica aplicada (como DQO) sobre el rendimiento en eliminación de DQO



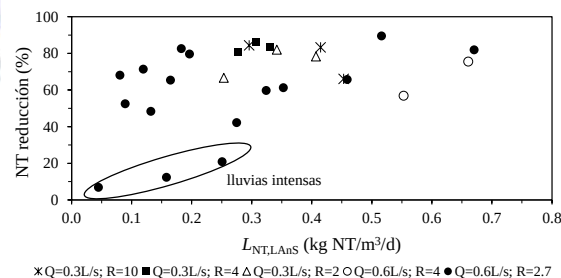
◆ Q=0.3 L/s; R=10 ■ Q=0.3 L/s; R=4 △ Q=0.3 L/s; R=2 ○ Q=0.6 L/s; R=4 ● Qm = 0.6 L/s; R = 2.7

Figura 4. Efecto de la carga orgánica aplicada (como DBO) sobre el rendimiento en eliminación de DBO

Eliminación de nitrógeno

La eliminación de NT se realizó mediante nitrificación-desnitrificación. El control ocasional con muestras simples ($n = 17$) de la concentración de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- sugiere que la nitrificación predominó en la etapa LAS-2 donde la concentración de materia orgánica fue muy baja. En la etapa LAS-2 el pH varió de 6.3 a 7.5, intervalo aceptable de pH para la nitrificación. A su vez,

la alcalinidad (Alk) en la etapa LAS-2 varió de 20 a 192 mg/L como CaCO_3 (promedio = 61 mg/L) y la ratio Alk/NTK-disuelto fue 19 ± 14 mg/mg. Estos datos sugieren que la concentración de alcalinidad fue suficiente para satisfacer su demanda para nitrificación. Para la desnitrificación se recicló nitrato desde la etapa LAS-2 hacia la etapa LAnS. La carga aplicada de NT a la etapa LAnS ($L_{\text{NT,LAnS}}$) varió entre 0.04 y 0.67 kg NT/m³/d (valor de diseño = 0.2 kg NT/m³/d). La máxima carga eliminada de NT ($r_{\text{NT,LAnS}}$) alcanzó un valor de 0.55 kg NT/m³/d. Se observó una relación lineal entre $L_{\text{NT,LAnS}}$ y $r_{\text{NT,LAnS}}$ (datos no presentados). Para el intervalo global de $L_{\text{NT,LAnS}}$, el porcentaje medio de eliminación de NT fue de $65 \pm 23\%$ (Fig. 5). La eficiencia de la desnitrificación disminuyó drásticamente durante los periodos de lluvias intensas, pues, en el afluente decreció abruptamente la ratio DBO₅/NTK, lo cual afectó significativamente a la eliminación de NT. Mientras que en tiempo seco y/o con lluvias de baja intensidad, el porcentaje promedio de eliminación de NT fue 71.6 %. En la etapa anóxica del reactor se empleó aireación intermitente (on+off = 5+55 min). Durante la fase aireada (5 min), la velocidad del aire a través del lecho fue de 6 m/h (flujo de aire = 29.2 m³/h) y el OD alcanzó una concentración máxima de 6 mg/L, sin que se observara inhibición de la desnitrificación. Canziani *et al.* (1999) también han observado que en lechos sumergidos la desnitrificación es viable con niveles de OD relativamente elevados, a diferencia de lo que sucede en un proceso de lodos activos donde se recomienda que en la zona anóxica la concentración de OD no supere 2 mg/L para evitar la inhibición de la desnitrificación (Metcalf & Eddy, 2003). La etapa LAnS alcanzó elevadas cargas de desnitrificación porque se alcanzó una buena transferencia de materia de nitrato y DBO₅ desde el seno líquido hacia la biopelícula gracias a la aireación intermitente practicada. Los resultados sugieren que un factor importante es el perfil de concentración de OD en la biopelícula.



× Q=0.3L/s; R=10 ■ Q=0.3L/s; R=4 △ Q=0.3L/s; R=2 ○ Q=0.6L/s; R=4 ● Q=0.6L/s; R=2.7

Figura 5. Efecto de la carga aplicada de NT a la etapa LAnS sobre la eficiencia de eliminación de NT

Características del lodo

La producción de lodos fue de entre 0.1 y 0.5 kg SS/kg DQO (promedio = 0.3 kg/kg). Valores similares han sido informados por Fouad & Bhargava (2005). La producción de lodos fue proporcional a la carga orgánica y la concentración del lodo varió entre 2.5 y 5.6%, con

una fracción volátil promedio de 0.62 (datos no presentados). El índice volumétrico de lodo en la etapa LAS-2 (el afluente al clarificador final) alcanzó un valor medio de 31 ± 13 mL/g ($n=11$). Por lo tanto, la sedimentabilidad del lodo fue buena conforme a los criterios de Akca *et al.* (1993), obteniéndose un efluente final con muy baja concentración de SS. El proceso no necesitó de retrolavados porque la acumulación de biomasa se controló mediante el desprendimiento de biopelícula debido al esfuerzo cortante realizado por la aireación del proceso. La ausencia de retrolavados reduce el coste de construcción y explotación de estos sistemas, y permite el diseño de reactores sencillos con menos partes mecánicas móviles. Esta es una ventaja respecto de los biofiltros aireados que tienen carreras de filtración de entre 12 y 24 horas, y que para los lavados demandan un elevado consumo de energía así como sofisticados equipamiento y automatismo, y además la gestión de las aguas de lavado.

Eliminación de FPCP

Los FPCP estudiados solo fueron detectados en la fase líquida de las muestras. El límite de detección de la técnica analítica fue de $0.006 \mu\text{g/L}$. Cuando la concentración efluente de algún FPCP fue inferior al límite de detección, este límite se usó para calcular la eficiencia de eliminación. Se analizaron 9 muestras compuestas, afluente y efluente, del proceso. Se observó que 3 FPCP: carbamazepina, enrofloxacin y flumequina, estuvieron por debajo del límite de detección tanto en el afluente como en el efluente del proceso LAnS/LAS (Tabla 3). Los antibióticos de uso animal (enrofloxacin y flumequina) se incluyeron para detectar la presencia de vertidos de origen pecuario. Los restantes FPCP analizados estuvieron presentes por encima del límite de detección en el 100% de las muestras, con un intervalo de valores promedio de 0.014 a $1.92 \mu\text{g/L}$.

FPCP en el afluente al proceso LAnS/LAS

Los FPCP de mayor concentración promedio en el afluente fueron galaxolide ($1.92 \mu\text{g/L}$) y cafeína ($1.90 \mu\text{g/L}$). La amoxiciclina fue detectada en el afluente (promedio = $0.014 \mu\text{g/L}$) pero estuvo por debajo del límite de detección en el efluente (rendimiento medio >57%).

Tabla 3. Concentración promedio de FPCP (en $\mu\text{g/L}$) en afluente y efluente del proceso LAnS/LAS en estado estacionario (9 muestras compuestas de 24-h)

Compuesto	Afluente	Efluente
Galaxolide	1.918 ± 3.311	0.186 ± 0.124
Tonalide	0.595 ± 1.190	0.067 ± 0.085
Ibuprofeno	0.720 ± 0.508	0.071 ± 0.091
Diclofenaco	0.060 ± 0.066	0.090 ± 0.060
Paracetamol	0.556 ± 0.342	0.224 ± 0.223
Cafeína	1.900 ± 2.109	0.355 ± 0.344
Carbamazepina	< $0.006^{(a)}$	< $0.006^{(b)}$
Enrofloxacin	< $0.006^{(b)}$	< $0.006^{(a)}$

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Flumequina	< $0.006^{(a)}$	< $0.006^{(a)}$
Amoxiciclina	0.014 ± 0.006	< $0.006^{(a)}$

^(a) Por debajo del límite de detección en todas las muestras.

^(b) Solo una de las muestras superó el límite de detección.

Las fragancias, galaxolide y tonalide, fueron detectadas en el afluente en un intervalo de 0.07-10.4 y 0.03-3.72 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Los intervalos de concentración afluente de estas fragancias son similares a los observados por Del Río *et al.* (2013) en la subcuenca urbana del Ensanche de Santiago de Compostela, España (13 000 habitantes, 20 ha). Solo en el caso de estos compuestos se notó el efecto de la estacionalidad en nuestra cuenca de estudio, ya que sus valores máximos corresponden al verano (28-julio-2010) y los mínimos al invierno (10-enero-2011). Sin embargo, esto contradice lo observado por Del Río *et al.* (2013) que detectó estas fragancias en mayores concentraciones durante el tiempo húmedo (galaxolide: 0.07-9.76 $\mu\text{g/L}$; tonalide: <0.006-2.58 $\mu\text{g/L}$) que en tiempo seco (galaxolide: 0.01-2.57 $\mu\text{g/L}$; tonalide: <0.006-1.26 $\mu\text{g/L}$). Los intervalos de concentración de galaxolide y tonalide tienen mayor amplitud que la informada por Carballa *et al.* (2005) para una ciudad de 100 000 habitantes de Galicia (2.1-3.4 y 0.9-1.7 $\mu\text{g/L}$, respectivamente). Ibuprofeno, diclofenaco y cafeína fueron detectados en el afluente en intervalos de 0.08-1.56, 0.02-0.23 y 0.22-6.59 $\mu\text{g/L}$, respectivamente, que son menores que los intervalos detectados por Matamoros *et al.* (2007) en el agua residual decantada de una ciudad en Dinamarca de 30 000 habitantes (8.3-17.2, 0.48-1.28 y 35.2-64.0 $\mu\text{g/L}$, respectivamente). El paracetamol se detectó en el afluente en un intervalo de 0.20-1.09 $\mu\text{g/L}$ que está en el mismo orden de magnitud que el informado por Robledo *et al.* (2017) (0.1-4.3 $\mu\text{g/L}$) para el agua residual en tiempo seco de la ciudad de Morelia, México, de 590 000 habitantes, con alcantarillado unitario. En general, la concentración de los FPCP detectados en nuestro afluente se puede considerar baja. El carácter urbano-rural del municipio piloto puede ser una causa de este nivel de concentración.

Eliminación de FPCP por el proceso LAnS/LAS

Los principales mecanismos de eliminación orgánica del proceso biológico son la biodegradación (biótico), adsorción (abiótico) y biotransformación. En este estudio, no se ha distinguido entre vía biótica y abiótica. Por lo tanto, la eliminación informada es el resultado integrado de todos los mecanismos. El reactor presentó eficiencias de eliminación variadas de los FPCP detectados (Fig. 6). Las diferentes propiedades físico-químicas de los FPCP analizados es una de las razones para que el grado de eliminación varíe notablemente de un compuesto a otro, ya que en cierta medida determinan la vía o mecanismo de eliminación.

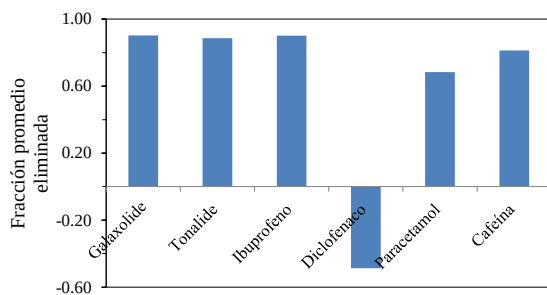


Figura 6. Porcentajes promedio de eliminación de varios FPCP observados en el proceso LAnS/LAS.

La eficiencia promedio del proceso LAnS/LAS fue muy buena ($\geq 90\%$) en el caso de las fragancias y del ibuprofeno, buena en el caso de la cafeína (81%), regular la del paracetamol (68%) y negativa para el diclofenaco (-49%). La eliminación de ibuprofeno está en el orden del valor promedio observado por Gros *et al.* (2010) ($91 \pm 13\%$) en 7 EDAR (6 de las EDAR con proceso de fangos activos y 1 con filtro biológico) de ciudades españolas con un rango de población de 50 000 – 800 000 habitantes. El porcentaje de eliminación de fragancias está en el orden de los valores reportados por Matamoros *et al.* (2007) con humedales de flujo vertical (75-92%) y es significativamente mayor que los valores informados por Carballa *et al.* (2005) (37-48%). Matamoros *et al.* (2007), Archer *et al.* (2017) (en una EDAR con cloración final) y Wang *et al.* (2018) (con un reactor biomembrana) han observado una mayor eliminación de cafeína (82-99%, 95% y 88%, respectivamente). La amoxiciclina se eliminó en un porcentaje promedio de 57%, que es muy similar a lo observado por Wang *et al.* (2018) ($\sim 60\%$). El diclofenaco presentó un porcentaje negativo de eliminación (promedio = -49%), mientras que otros autores han observado valores positivos en un intervalo de 50-73% (Matamoros *et al.*, 2007; Gros *et al.*, 2010; Archer *et al.*, 2017). Se han propuesto dos posibles explicaciones: i) los compuestos recalcitrantes se acumulan en los agregados, y posteriormente se disuelven mediante procesos bióticos o abióticos, y ii) metabolitos y/o formas conjugadas de los compuestos no son detectadas en el afluente y posteriormente son biotransformados o de-conjugados hacia su correspondiente familia de compuestos mediante procesos bióticos o abióticos en las EDAR. Así, se ha observado que formas conjugadas de carbamazepina y diclofenaco han sido de-conjugadas por cultivos bacterianos (Archer *et al.*, 2017). También, se ha observado que el diclofenaco es un compuesto recalcitrante al tratamiento con un reactor biomembrana (Quintana *et al.*, 2005).

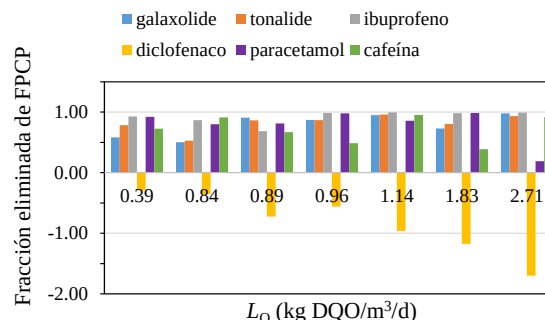


Figura 7. Efecto de la carga orgánica aplicada sobre la eficiencia de eliminación de varios FPCP.

Muchos factores afectarían la eliminación de FPCP, entre otros, grado de hidrofobia, biodegradabilidad, forma química (metabolitos y/o conjugados), etc. También, la carga orgánica global sería un factor de impacto sobre la eficiencia de eliminación de FPCP. En nuestro estudio, el compuesto con una tendencia clara de afectación fue el diclofenaco que, tal como muestra la Fig. 7, a mayor carga orgánica aplicada más negativo fue su balance de materia. Para la mayoría de los restantes FPCP la tendencia no es concluyente, pero es destacable que el porcentaje de eliminación de ibuprofeno fue estable para el intervalo de carga orgánica ensayado (0.4-2.7 kg DQO/m³/d), y que su máximo valor de eliminación se observó con la mayor carga aplicada. Los mecanismos de eliminación no han sido objeto de este estudio, pero Matamoros *et al.* (2007) postularon que la biodegradación (ibuprofeno, paracetamol y cafeína) y la absorción sobre el sustrato (galaxolide y tonalide debido a su elevada hidrofobia) serían las principales vías de eliminación de FPCP en un humedal de flujo vertical con sustrato de arena ($d_{10} = 0.55$ mm) sembrado de *Phragmites australis*.

Conclusiones

El proceso LAnS/LAS resultó simple de operar y muy eficiente para la eliminación simultánea de materia orgánica y de NT del agua residual urbana. Los resultados sugieren la validez de los criterios de diseño, basados en carga orgánica y de NT, y que por lo tanto pueden aplicarse para el dimensionamiento a escala real. El sistema pudo afrontar sobrecargas hidráulicas y de contaminación manteniendo un rendimiento estable. La aireación intermitente y controlada de la etapa anóxica resultó adecuada para obtener una elevada eficiencia en la eliminación de NT, sin que se produzca inhibición de la desnitrificación debido a la concentración de OD en el seno líquido. La mayoría de los FPCP evaluados fueron eliminados significativamente por el proceso LAnS/LAS. Sin embargo, el diclofenaco fue detectado en mayor concentración en el efluente, lo cual sugiere la necesidad ocasional de determinar la forma metabólica y/o conjugada de algún FPCP para explicar un balance de masa negativo en una EDAR.

Agradecimientos. La investigación fue co-financiada por la Xunta de Galicia y la empresa INNDES Ltd. (Proyecto Incite 09MDS035E). Se contó con la colaboración de la empresa Espina&Delfín que gestiona la EDAR municipal.

Referencias

- Acica, L., Kinaci, C., Karpuzcu, M. (1993). A model for optimum design of activated sludge plants. *Water Res*, **27**(9), 1461 – 1468.
- Archer, E., Petrie, B., Kasprzyk-Hordern, B., Wolfaardt, G.M. (2017). The fate of pharmaceuticals and personal care products, endocrine disrupting contaminants, metabolites and illicit drugs in a WWTW and environmental waters. *Chemosphere*, **174**, 437-446.
- Canziani, R., Vismara, R., Basilico, D., Zinni, L. (1999). Nitrogen removal in fixed-bed submerged biofilters without backwashing. *Wat Sci Tech*, **40**(4-5), 145-152.
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M., et al. (2005). Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in a sewage treatment plant of northwest Spain. *Wat Sci Tech*, **52** (8): 29-35.
- ChemIDplus Advanced (2018). A TOXNET® Database. <https://chem.nlm.nih.gov/chemidplus/> (último acceso: 30/04/2018).
- Daughton, C. G. and Ternes, T. A. (1999). Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agent of subtable change. *Environ Health Perspect*, **107**, 907-938.
- Del Río, H., Suárez, J., Puertas, J., Ures, P. (2013). PPCPs wet weather mobilization in a combined sewer in NW Spain. *Sci Total Environ*, **449**, 189-198.
- Directiva del Consejo de 21 de mayo de 1991, sobre tratamiento de aguas residuales urbanas (91/271/CEE).
- Ebele, A.E., Abdallah, M.A-E., Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, **3**, 1-16.
- Fouad, M. and Bhargava, R. (2005). Sludge production and settleability in biofilm – activated sludge process. *J. Envir Engrg*, ASCE, **131**(3), 417 – 424.
- Gros, M. Petrovic, M., Ginebreda, A., Barceló, D. (2010). Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes. *Environ Int*, **36**, 15-26.
- Habermeyer, P. and Sanchez, A. (2005). Optimization of the intermittent aeration in a full-scale wastewater treatment plant biological reactor for nitrogen removal. *Water Environ Res*, **77**(3), 229-233.
- Hamoda, M. F. and Al-Ghusain, I. A. (1998). Analysis of organic removal rates in the aerated submerged fixed film process. *Wat Sci Tech*, **38**(8-9), 213-221.
- LaMotta E. (1976). Kinetics of growth and substrate uptake in a biological film system. *Appl Envir Microb*, **31**(2), 286 - 293.
- Lienert, J., Bürki, T., Escher, B.I. (2007). Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine. *Wat Sci Technol*, **56**(5), 87-96.
- Metcalf & Eddy (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. McGraw-Hill Higher Education, New York.
- Matamoras, V., Arias, C., Brix, H., Bayona, J.M. (2007) Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) from Urban Wastewater in a Pilot Vertical Flow Constructed Wetland and a Sand Filter. *Environ Sci Technol*, **41**, 8171-8177.
- Quintana, J.B., Weiss, S., Reemtsma, T. (2005). Pathways and metabolites of microbial degradation of selected acidic pharmaceutical and their occurrence in municipal wastewater treated by membrane bioreactor. *Wat Res*, **39**, 2654-2664.
- Robledo, V.H., Velázquez, M.A., Montañez, J.L., et al. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano industriales de Morelia, Michoacán, México. *Rev Int Contam Ambie*, **33** (2), 221-235. DOI: 10.20937/RICA.2017.33.02.04.
- Ryhiner, G., Sorensen, K., Birou, B., Gros, H. (1994). Biofilm reactors configuration for advanced nutrient removal. *Wat Sci Tech*, **29**(10-11), 111-117.
- Schlegel, S. and Koeser, H. (2007) Wastewater treatment with submerged fixed bed biofilm reactor systems – design rules, operating experiences and ongoing developments. *Wat Sci Tech*, **55**(8-9), 83-89.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (1998). 20th edn, American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Wang, Y., Wang, X., Li, M., et al. (2018). Removal of Pharmaceutical and Personal Care Products from municipal wastewater with integrated membrane systems, MBR-RO/NF. *Int. J. Environ Res Public Health*, **15**, 269.
- Zarrelli, A., DellaGreca, M., Iesce, M.R., et al. (2014). Ecotoxicological evaluation of caffeine and its derivatives from a simulated chlorination step. *Sci Total Environ*, **470**, 453-458.

[00169] USO DE NOVOS ADITIVOS PARA AGREGAÇÃO DE FLOCOS DE LODO ATIVADO

DAYANE GONZAGA DOMINGOS¹; ROSANA OLIVEIRA HENRIQUES²;
REJANE HELENA RIBEIRO DA COSTA³

Universidade Federal de Santa Catarina

day_domingos@hotmail.com¹; rosanahrq@gmail.com²; rejanehcosta@gmail.com³

Abstract: In this work, it was studied the effects of four different additives: sodium alginate, calcium alginate, alginate beads and NP-magnetite (magnetite nanoparticles) in jar-test using mixed samples (activated sludge and wastewater), with objective of evaluating sludge aggregation and to improve its sedimentation. The concentrations of 400 and 500 mg.L⁻¹ (Na alginate), 300 mg.L⁻¹ (Ca alginate), 500 mg.L⁻¹ (beads) and 100 mg.L⁻¹

1 (NP- magnetite), were the most favorables for the process, evidenced by the improvement on the sludge volume index (SVI).

key words: Alginate. Magnetic Nanoparticles. Jar Test. Sequential Batch Reactors.

1. INTRODUÇÃO

O processo de tratamento de esgotos com lodo granular em reatores em bateladas sequenciais (RBS) vem ganhando destaque mundialmente, apresentando inúmeras vantagens em relação ao processo convencional de lodos ativados (de KREUK; van LOOSDRECHT, 2006). Um dos desafios atuais é encontrar condições adequadas para diminuição do tempo de formação do grânulo e da sua estabilidade estrutural para funcionamento do reator em longo prazo. A literatura reporta a adição de agentes químicos como aceleradores da granulação e manutenção da estabilidade dos grânulos. Citam-se como exemplos os trabalhos de Sun et al., (2017), onde a adição de esferas de alginato diminuiu significativamente o tempo de granulação, obtendo grânulos com 14 dias de operação; e Liang et al. (2017), no qual a adição de nanopartículas magnéticas (NPM) incrementou a granulação, conseguindo grânulos com 0,5 mm em apenas uma semana de operação.

2. OBJETIVOS

O objetivo desta pesquisa foi investigar os efeitos do uso de nanopartículas de magnetita (NP-magnetita), alginato de cálcio e de sódio e esferas de alginato, como agentes de agregação de flocos de lodo ativado, por meio de teste de jarros, visando seu uso futuro em reatores em bateladas sequenciais com lodo granular.

3. METODOLOGIA

Síntese das NP-magnetita

As NP-magnetita foram sintetizadas seguindo a metodologia descrita por Lee et al. (2009), por meio da co-precipitação dos íons Fe²⁺ e Fe³⁺, adicionando sulfato de ferro II e oxalato de amônio em meio aquoso, posteriormente com a adição de sulfato de ferro III e ajuste do pH utilizando hidróxido de amônio. Ao término do processo, o conteúdo foi seco em um liofilizador.

O processo de caracterização foi realizado por meio de microscopia eletrônica de varredura (MEV); espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier de refletância total atenuada (FTIR-ATR) e magnetômetro de amostra vibrante (VSM).

Síntese das esferas de alginato

As esferas de alginato foram sintetizadas a partir da metodologia descrita por Chen et al. (1997). Primeiramente preparou-se solução de 1% (p/v) de alginato de sódio, que foi então gotejada sobre uma solução de cálcio 2,5% (p/v) mantida em agitação suave à temperatura ambiente. Ao término do processo, as esferas foram lavadas e transferidas para um recipiente com água deionizada.

O processo de caracterização foi realizado por meio de análises de umidade (APHA, 2005); viscosidade; FTIR-ATR e MEV. As amostras passaram pelo processo de liofilização, conforme recomendado por Shao et al. (2018).

Ensaio em teste de jarros

Foram realizados ensaios em teste de jarros, utilizando 20% do lodo ativado e 80% de esgoto sanitário, nomeado como “amostra mista”, cujas características estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Características da amostra mista

Parâmetros	Média ± Desvio Padrão
Sólidos suspensos totais	1±0,09 g.L ⁻¹
Sólidos suspensos fixos	0,97±0,08 g.L ⁻¹
Sólidos suspensos voláteis	0,165±0,06 g.L ⁻¹
pH	7,05 ± 0,31
IVL	234± 16 mL.g ⁻¹

Os ensaios seguiram a metodologia de Devrimci et al. (2012), adaptada para as condições: agitação intensa a 120 rpm, durante 5 minutos; agitação lenta a 40 rpm, durante 15 minutos; e sedimentação durante 30 minutos. Os parâmetros de controle e seus métodos (APHA, 2005) estão dispostos na Tabela 2. O processo de sedimentação foi avaliado pelo índice volumétrico de lodo (IVL) para o tempo de 30 minutos.

Tabela 2: Parâmetros e métodos usados para os ensaios

Parâmetros de controle	Métodos
pH	Potenciométrico - Sonda multiparâmetros Hanna HI-98191
Temperatura	
Turbidez	Turbidimétrico - Hach 2100N
IVL	Método Schwarzenbeck et al. (2004)

Utilizou-se 4 diferentes aditivos: alginato de cálcio, alginato de sódio, esferas de alginato e NP-magnetita, cujas concentrações estão dispostas na Tabela 3. Para o alginato de sódio e o de cálcio adicionou-se 545 mg.L⁻¹ de cálcio.

Tabela 3. Concentrações de aditivos

Alginato (Ca e Na)	Esferas de alginato	NP-magnetita
100 mg.L ⁻¹	100 mg.L ⁻¹	24 mg.L ⁻¹
200 mg.L ⁻¹	200 mg.L ⁻¹	50 mg.L ⁻¹
300 mg.L ⁻¹	300 mg.L ⁻¹	75 mg.L ⁻¹
400 mg.L ⁻¹	400 mg.L ⁻¹	100 mg.L ⁻¹
500 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	150 mg.L ⁻¹

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização das NP-Magnetita

Na Figura 1 visualizam-se as imagens obtidas em MEV das NP-magnetita, onde se observam vários aglomerados das partículas, formados devido ao processo de secagem.

Figura 1. Imagens de MEV das NP-magnetita.

A investigação da estrutura química realizada por FTIR-ATR resultou no espectrograma apresentado na Figura 2.

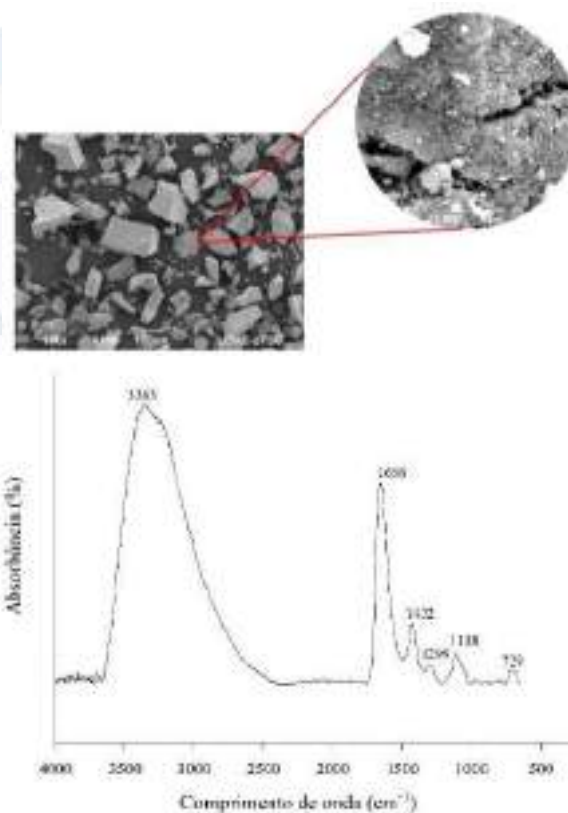


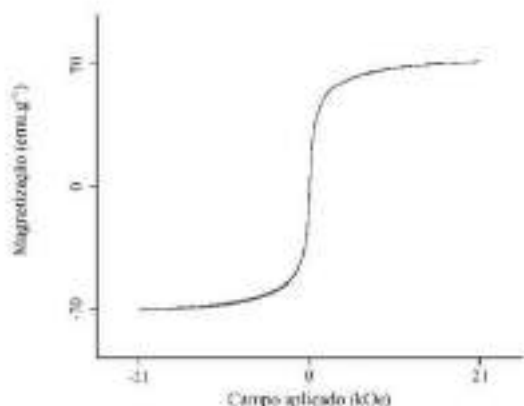
Figura 2. Espectrograma das NP-magnetita.

No espectrograma, a vibração entre os estiramentos assimétricos e simétricos dos ânions dicarboxílicos (-CO₂⁻) presentes no oxalato podem ser vistos nos comprimentos de onda de 1656 e 1432 cm⁻¹. Nos comprimentos de onda de 1299 e 1118 cm⁻¹ têm-se os picos referentes ao estiramento das ligações entre C-O do oxalato. O pico 729 se refere a uma ligação dupla entre carbonos (-C=C-). A banda em 3364 cm⁻¹ refere-se à presença de hidroxilas, sendo atribuída a umidade

adsorvida nas amostras (SILVERSTEIN; WEBSTER, 1998).

O gráfico da magnetização das nanopartículas em função do campo magnético externo está apresentado na Figura 3.

Figura 3. Curva de magnetização da NP- magnetita.



A amostra apresentou valor de aproximadamente $50,33 \text{ emu.g}^{-1}$ para M_s (magnetização de saturação). Os valores encontrados para H_c (coercividade) e M_r (magnetização remanente) foram nulos para ambos os índices, comprovando que as partículas apresentam comportamento superparamagnético.

Caracterização das esferas de alginato

Na Figura 4-A observam-se irregularidades na superfície da esfera de alginato, sendo resultante do processo de liofilização. A Figura 4-B apresenta a parede externa da esfera, constatando que esta não apresenta natureza porosa, o mesmo ocorrendo no interior da esfera (Figura 4-C).

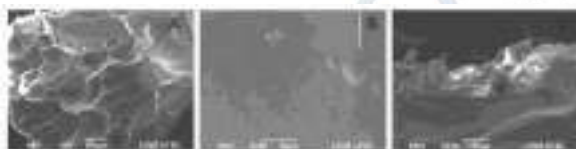
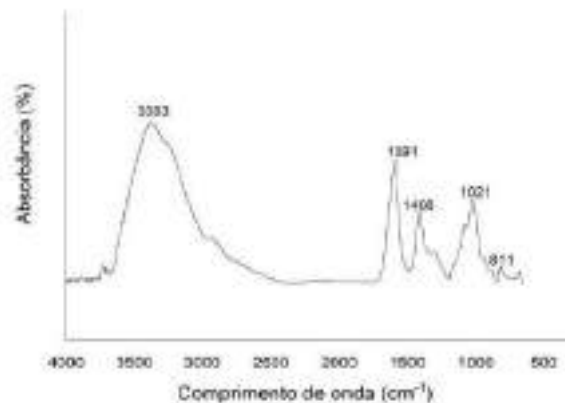


Figura 4. Imagens de MEV das esferas de alginato: (A) Exterior da esfera; (B) parede externa; (C) interior da esfera.

O comprimento de onda 3383 cm^{-1} observado na Figura 5, corresponde a grupos OH, podendo estar associado a ligações de hidrogênio. A vibração entre os estiramentos de comprimento de onda entre 1591 a 1408 cm^{-1} são associados a deformações assimétricas e simétricas de grupos carboxilato (LIMA et al., 2007). O comprimento de onda 1021 cm^{-1} é característico de estruturas C-O. Já

o comprimento de onda 811 cm^{-1} pode estar associado a algum anel aromático (SILVERSTEIN; WEBSTER, 1998).

Figura 5. Espectrograma das esferas de alginato.



A umidade das esferas foi de aproximadamente 98%. Já a viscosidade da solução foi de 450 cP a 200 rpm .

Ensaio em teste de jarros

Os resultados obtidos com os ensaios em teste de jarros estão dispostos nas Tabelas 4 a 7.

Tabela 4: Ensaio com alginato de Na

Concentração de alginato (mg.L^{-1})	pH	Turbidez (NTU)	IVL (mL.g^{-1})	Efic. IVL (%)
Controle	7,33	23,3	225	
100	7,12	20,2	178	20
200	7,15	20,0	178	20
300	7,16	22,1	157	30
400	7,16	21,4	146	35
500	7,15	19,9	146	35

Tabela 5: Ensaio com alginato de Ca

Concentração de alginato (mg.L^{-1})	pH	Turbidez (NTU)	IVL (mL.g^{-1})	Efic. IVL (%)
Controle	7,33	24,3	225	
100	7,10	21,8	213	5
200	7,12	21,1	191	15
300	7,11	21,2	168	25
400	7,08	23,4	179	20
500	7,10	23,7	179	20

Tabela 6: Ensaio com esferas de alginato

Concentração de esferas (mg.L ⁻¹)	pH	Turbidez (NTU)	IVL (mL.g ⁻¹)	Efic. IVL (%)
Controle	6,81	13,5	299	
100	6,98	11,0	317	0
200	6,99	12,5	224	25
300	6,97	11,5	224	25
400	6,98	11,8	242	19
500	6,99	12,6	186	37

Tabela 7: Ensaio com NP-Magnetita

Concentração de NP-magnetita (mg.L ⁻¹)	pH	Turbidez (NTU)	IVL (mL.g ⁻¹)	Efic. IVL (%)
Controle	7,51	15,6	242	
25	7,39	13,0	235	2
50	7,38	13,4	224	7
75	7,39	13,1	214	11
100	7,19	13,7	177	26
150	7,29	14,7	203	16

Em relação à eficiência de redução do IVL, comparando-se com a amostra controle, observa-se que, as concentrações de 400 e 500 mg.L⁻¹ apresentaram melhores resultados, para o alginato de sódio, com eficiência de 35%. Para o alginato de cálcio, a melhor concentração foi de 300 mg.L⁻¹, apresentando redução de 25%. Com as esferas de alginato, o melhor resultado foi para 500 mg.L⁻¹, com 37% de remoção. No ensaio com as NP-magnetita, a melhor concentração foi de 100 mg.L⁻¹, com remoção de 26%.

Nota-se nas Tabelas 3 e 4 que o uso do alginato de sódio e de cálcio apresentou influência no pH e na turbidez das amostras. Houve queda do pH, característica do grupo alginato, devido à sua origem ácida. Para a turbidez, nota-se uma pequena redução com o uso dos aditivos, sendo de 15% (500 mg.L⁻¹) com alginato de sódio e de 13% (200 mg.L⁻¹) com alginato de cálcio. O mesmo fenômeno de redução de turbidez usando alginato foi visto por Devrimci et al. (2012).

Pelos resultados apresentados nas Tabelas 5 e 6, vê-se que o uso das esferas de alginato e das NP-magnetita também contribuíram para remoção de turbidez, com remoção de 19% (100mg.L⁻¹) para as esferas e de 17% (25 mg.L⁻¹) para as NP-magnetita. Entretanto, não houve alteração significativa no pH das amostras para ambos os aditivos.

Aplicação em Reator em Bateladas Sequenciais Granular

A aplicação dos aditivos vem como opção para melhorar o processo de formação de biomassa granular, para isto a aplicação se dará em uma única etapa na partida do reator, acontecendo na fase inicial da aeração a fim de obter homogeneização do aditivo com a biomassa. Como o sistema de biomassa granular trabalha em reatores em bateladas sequenciais, não havendo recirculação de lodo, deverá ser controlada a idade do lodo em torno de 20 dias. Como os aditivos serão adicionados uma única vez, não será necessário a implantação de novas estruturas.

5. CONCLUSÃO

Os resultados, obtidos nos ensaios, evidenciaram que os aditivos estudados promoveram a agregação da biomassa e a formação de agregados, aumentando sua capacidade em reter partículas, favorecendo a sedimentação, avaliada por IVL. Esses aditivos podem atuar como aceleradores da granulação em amostras de lodo ativado, indicando potencial aplicação na partida de reatores em bateladas sequenciais com lodo granular.

6. REFERÊNCIAS

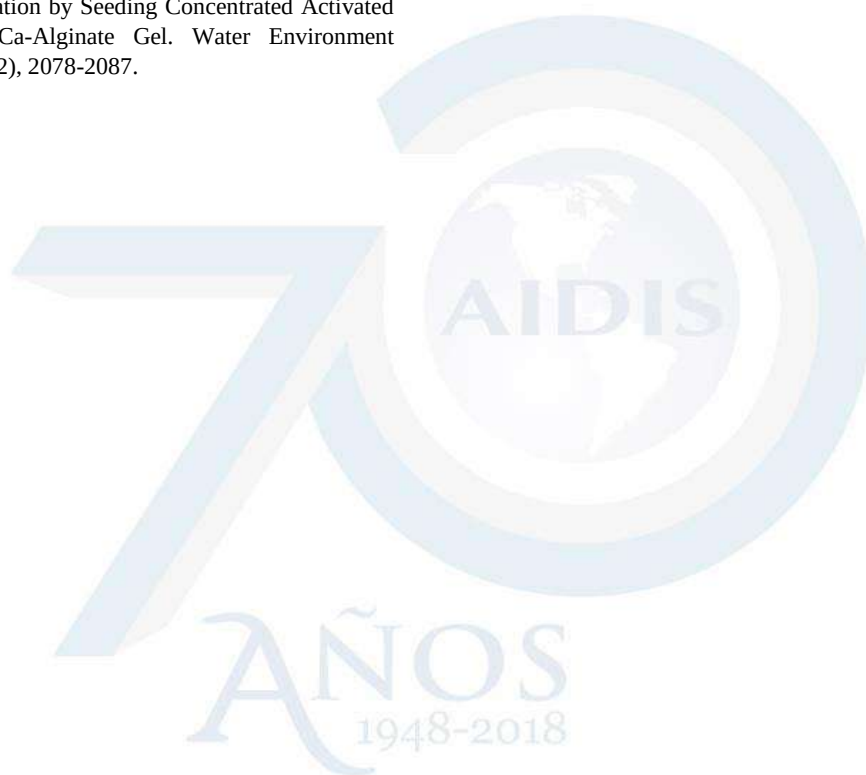
- APHA (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Chen, J., Tendeyong, F., & Yiacoumi, S. (1997). Equilibrium and kinetic studies of copper ion uptake by calcium alginate. Environmental science & technology, 31(5), 1433-1439.
- De Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. (2006). Formation of aerobic granules with domestic sewage. Journal of Environmental Engineering, 132(6), 694-697.
- Devrimci, H. A., Yuksel, A. M., & Sanin, F. D. (2012). Algal alginate: A potential coagulant for drinking water treatment. Desalination, 299, 16-21.
- Lee, D. G., Ponvel, K. M., Kim, M., Hwang, S., Ahn, I. S., & Lee, C. H. (2009). Immobilization of lipase on hydrophobic nano-sized magnetite particles. Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic, 57(1-4), 62-66.
- Liang, X. Y., Gao, B. Y., & Ni, S. Q. (2017). Effects of magnetic nanoparticles on aerobic granulation process. Bioresource technology, 227, 44-49.
- Lima, A. M. F., Andreani, L., Soldi, V., & Borsali, R. (2007). Influência da adição de plastificante e do processo de reticulação na morfologia, absorção de água e propriedades mecânicas de filmes de alginato de sódio. Quim. Nova, 30(4), 832-837.

Schwarzenbeck, N., Erley, R., & Wilderer, P. A. (2004). Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. *Water Science and Technology*, 49(11-12), 41-46.

Shao, Z. J., Huang, X. L., Yang, F., Zhao, W. F., Zhou, X. Z., & Zhao, C. S. (2018). Engineering sodium alginate-based cross-linked beads with high removal ability of toxic metal ions and cationic dyes. *Carbohydrate polymers*, 187, 85-93.

Silverstein, R. M., Webster, F. X., Kiemle, D. J., & Bryce, D. L. (1998). *Spectrometric identification of organic compounds*. John Wiley & sons.

Sun, C., Zhan, H., & Wang, L. (2017). Enhanced Aerobic Sludge Granulation by Seeding Concentrated Activated Sludge with Ca-Alginate Gel. *Water Environment Research*, 89(12), 2078-2087.



[00173] EVALUACIÓN DE LA DISPERSIÓN DE FOSFATOS, APORTADOS POR AGUAS CON TENSOACTIVOS VERTIDAS EN EL RÍO PITA

EVALUATION OF THE DISPERSION OF PHOSPHATES, CONTRIBUTED BY WATERS WITH SURFACTANTS DISCHARGED IN THE PITA RIVER

CÉSAR ALVAREZ¹; LENIN RAMIREZ²; KARLA LÓPEZ³; ALEXANDER
MEDINA⁴; CAROLINA SALAMEA⁵

Universidad Politécnica Salesiana^{1,2,3,4,5}

calvarezm@ups.edu.ec¹; lr Ramirez@ups.edu.ec²; klopezc@est.ups.edu.ec³;
amedinag1@est.ups.edu.ec⁴; csalamea@est.ups.edu.ec⁵

Palabras Clave: Fosfatos, tensoactivos, dispersión, modelamiento, Agisoft Photoscan.

Resumen

El objetivo del presente trabajo será evaluar el grado de dispersión de fosfatos en el cauce del Río Pita, a partir de la contaminación con aguas residuales en presencia de tensoactivos de origen urbano, que se descargan directamente sin presentar un tratamiento previo. Para el caso de estudio se utilizó un modelo de integración numérica de fórmulas empíricas o Ecuación de Horton. Mediante el uso del programa Agisoft Photoscan, se modeló de forma gráfica el diseño de una red de monitoreo, a partir del comportamiento del índice de dispersión del contaminante. El modelo aplicado es de utilidad para conocer la posible dinámica y concentración que tendrán los fosfatos, permitiendo establecer un reconocimiento de la calidad del agua sabiendo que los vertimientos son constantes.

Keywords: Phosphates, surfactants, dispersion, modeling, Agisoft Photoscan.

Abstract

The objective of this work is to evaluate the degree of dispersion of phosphates in the Pita river bed, from the contamination with waste water in the presence of urban

surfactants, which are directly discharged without previous treatment. For the case study, a numerical integration model of empirical formulas or Horton's equation is used. Using the ArcGIS software, the design of a monitoring network, a test of the behavior of the pollutant dispersion index, was graphically modeled. The applied model is useful to know the possible dynamics and the concentration that tends to the phosphates, allows to establish a recognition of the quality of the water.

Introducción

Los procesos hidrológicos son factores decisivos que afectan el destino de contaminantes en los sistemas acuáticos. Ellos proveen los principales caminos de transporte y el medio para la mayoría de los procesos de transformación química y biológica.

El destino de los contaminantes en sistemas acuáticos está determinado por:

- El tipo y clase de fuentes externas.
- El transporte de las sustancias.
- La transformación química, biológica o bioquímica de estas sustancias de una a otra forma.

El control hídrico puede sobrellevarse con mayor facilidad cuando se incorporan equipos tecnológicos como drones. En este aspecto, se puede usar tanto para

SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

identificar posibles vertidos ilegales, el diseño de redes de monitoreo, el reconocimiento de la calidad del agua y para estudiar la evolución de las distintas cuencas hidrográficas, incluyendo por su puesto toda la infraestructura que llevan aparejadas.

La integración de la tecnología SIG con modelos espaciales se convierten en una herramienta para la descripción, explicación, planificación o predicción, para aquellos procesos de naturaleza espacial, lo cual favorece la toma de decisiones. (Gómez & Barredo, 2006).

El desarrollo e implementación de esta herramienta facilita el diagnóstico del Río Pita, en los sectores “Playa Chica” y “Santa Teresa” (Sangolquí), delimitando la sección de estudio a una extensión de 200 metros, visualizando los puntos focales de conflictos, mediante la utilización de una serie de programas, diseñados para medir y observar solo algunos detalles del medio, basado en las descargas puntuales provenientes de urbanizaciones y centros comerciales aledaños.

De forma ideal, el diseño planteado debe ser capaz de responder de manera íntegra las interrogantes como qué, dónde, cuándo y cuánto monitorear, y cómo evaluar la efectividad de la red, para considerar futuras necesidades de información (Steele, 1987).

Se realiza un análisis de datos con información obtenida de la caracterización del efluente de la microcuenca, en base a una caracterización cualitativa y cuantitativa de los focos de descarga identificados.

El equipo es ajustado a las condiciones propias de la zona de estudio en aspectos como; tiempo propicio para realizar el vuelo, identificación de obstáculos, altura del vuelo, número de fotos por punto y delimitación del área en el software respectivo.

Para establecer un reconocimiento de calidad del Río Pita, se toma como fundamento la cantidad de fosfatos que forman parte de la composición química del cuerpo hídrico, misma que son aportadas por los vertidos de aguas con tensoactivos.

El estudio presenta un modelo de dispersión de fosfatos unidimensional, basado en la aproximación numérica de las ecuaciones que rigen la dinámica de un cuerpo hídrico y la dispersión de contaminantes. El cual se resuelve a través de una técnica de separación de término difusivo,

considerándolo como un fenómeno sucesivo durante cortos intervalos de tiempo y distancia.

Objetivo

Evaluar el grado de dispersión de fosfatos en el cauce del Río Pita, debido a la contaminación de tensoactivos de origen urbano por medio del uso del drone.

Metodología

Descripción del lugar

El Río Pita nace de la unión de dos quebradas – Hualpaloma y Carcelén– provenientes del Sincholagua. La microcuenca del río Pita tiene una superficie de $586,25\text{km}^2$, determinando la posibilidad de dividirla para su estudio en las denominadas cuenca alta, media y baja; por lo que, durante su recorrido manifiesta un rango altitudinal entre 2480 y 5880 msnm, existiendo un desnivel de 3400 m, permitiendo observar las pendientes en la microcuenca oscilan entre 5 % y 15%, mientras que en la zona montañosa oscilan entre 25% y 60% alcanzando valores superiores a 100% (De Bievre & Coello, 2008).



Figura 1. Zona de estudio

En el cauce aguas abajo en el cantón Rumiñahui, en el sector de Santa Teresa, se puede apreciar asentamientos humanos y en el sector Playa Chica se evidencian centros comerciales e industrias, presentando un grado de impacto considerable al entorno del río, sumado a ello se evidencia la descarga de agua residual directa al mismo.

El tramo que se consideró para el efectuar la investigación, se delimita a 200 m a partir de los sectores identificados.

Materiales en campo

Equipos utilizados para la obtención de datos:

- Dron DJI Phantom 3 Profesional
- Celular precargado con la aplicación Dji Go

Herramientas para el procesamiento de datos

- Software de procesamiento fotográfico Agisoft Photoscan
- Software de procesamiento de mapas ArcGIS
- Software de simulación y programación Rstudio
- Software de procesamiento de datos Excel
- Software de control de dron Dji Go

Los criterios de calidad evaluados en un recurso de agua, se basan en la observación de los datos reales y comprobados de los efectos de los diferentes contaminantes sobre la composición químico-biológica del agua, de acuerdo a las condiciones de la zona de estudio.

Pueden definirse tres niveles en el proceso de selección de las estaciones de monitoreo y puntos de toma, una primera aproximación mediante la macrolocalización o tramos del río que son representativos del nivel de calidad, la microlocalización que implica la ubicación dentro del tramo precedente, de la estación de muestreo y la selección final del o de los puntos de toma de muestra, que van a dar un valor representativo del área de monitoreo.

En base al flujo másico del contaminante estudiado se establecen los tramos de monitoreo y los puntos de muestreo, teniendo como parámetro de estudio la cantidad de fosfatos y su capacidad de dilución en un tramo de 200 metros desde el punto de descarga.

Se calcula el flujo másico que llega a cada tramo, proveniente de las aportaciones de los establecimientos residenciales e industriales acorde al listado que se enuncia a continuación:

- Residencial
- Hipermarket
- Textilera

Una vez establecido las aportaciones de fosfato en flujo másico hacia el tramo del río, se jerarquiza por

concentración. Brindando de esta manera una esquematización de puntos de muestreo.

La Adquisición de datos: Se realizan dos vuelos siguiendo el cauce del río, con una altitud de vuelo aproximado de 100 m.s.n.m. La velocidad de subida del vehículo aéreo es de 10 m/s y con un tiempo de vuelo de 15 minutos aproximadamente.

- Para obtener la máxima estereoscopia y evitar huecos, el plan de vuelo está planeado para tener gran superposición de imágenes. Son obtenidas 225 imágenes con un gran número de puntos homólogos, identificados en varias imágenes, Para obtener una mejor precisión son introducidos puntos de apoyo (Ground Control Points o GCPs) distribuidos por toda el área de estudio. (Núñez, 2016)

Procesamiento de imágenes: Las imágenes tomadas mediante el dron pueden ser procesadas mediante el uso del método fotogramétrico tradicionales o mediante programa pertenecientes al campo de la visión por computador. (Núñez, 2016)

Todos los softwares siguen los mismos pasos de trabajo para el procesamiento de imágenes obtenidas por drones es este caso de estudio se utiliza, el Agisoft Photoscan, es un programa que permite la realización del procesamiento de imágenes digitales y la generación de información en 3D si fuera el caso, entre otras funciones, en múltiples aplicaciones GIS.

Se siguen los siguientes pasos:

1. Selección de imágenes a utilizar.
2. Asignar un modelo de cámara para cada una de ellas. Determinar características como la distancia focal y la distorsión radial de la lente.
3. Orientar fotos con precisión alta y se progresa emparejamiento de imágenes con puntos de apoyo tipo genérico
4. Para la georreferenciación de imágenes son identificados todos los puntos de apoyo (GCP) en cada una de las imágenes en las que aparezcan.

Tabla 1. Puntos de apoyo

Id	X/Longitud	Y/Latitud	Altura
1	787 435.4263	9 962 594.522	2 617.738
2	787 447.8401	9 962 733.746	2 639.838
3	787 528.9591	9 962 926.123	2 641.138

5. Generar la nube de puntos densa con calidad media, y el modelo de mapa del terreno con profundidad tipo agresivo.
6. Insertar una malla de tipo superficie arbitraria bajo terreno; con número de caras a la medida con prioridad alta.
7. Para la construcción del orto mosaico, se ha utiliza la herramienta Workflow, seleccionar, Build orthomosaic.
8. Para poder visualizar el modelo digital del terreno y la ortofoto, pueden ser exportados mediante las herramientas Export DEM y Export Orthomosaic respectivamente, en múltiples formatos.
9. En base a la información recopilada sea por imágenes captadas por el dron y puntos seleccionados con el GPS, se realiza un diseño de reconocimiento de calidad del Río Pita, mediante un mapeo en SIG, identificando los puntos de vertidos de aguas con tensoactivos y propiciando la ejemplificación de una red de monitoreo de fosfatos.

Modelo matemático unidimensional

Menéndez (2010) afirma que cuando la escala espacial de análisis de la hidrodinámica de un río es mucho mayor que su ancho y su profundidad, es suficiente y conveniente plantear las versiones de las ecuaciones de movimiento integradas en toda la sección transversal. Esto conduce a un modelo matemático unidimensional, en el cual los efectos de las escalas transversales de movimiento aparecen integrados y sólo se resuelven las escalas longitudinales largas.

El cálculo de la dispersión se puede efectuar mediante la integración numérica de fórmulas empíricas como la ecuación de Horton considerándose los vertidos constantes, estableciéndose como:

$$\theta_i = f_c + (f_o - f_c)e^{-kd}$$

Donde:

θ_i = Dispersión

f_o = concentración inicial

f_c = concentración final

k = constante

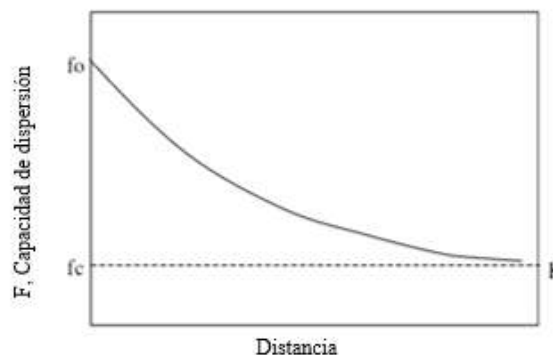


Gráfico 1. Cantidad de dispersión vs. Distancia

El presente modelo pretende estimar una disminución exponencial de la concentración de fosfatos desde una concentración f_o hasta alcanzar una tasa constante de f_c .

La Ecuación de Horton se utiliza para establecer el grado de infiltración del suelo, sin embargo, se prevé probar el acoplamiento del presente modelo a casos como la dispersión de fosfatos, evaluando la dispersión del contaminante.

Resultados y Discusión

Utilizando las herramientas computacionales Agisoft Photoscan, se obtiene el siguiente levantamiento fotográfico:

1. Punto Santa Teresa

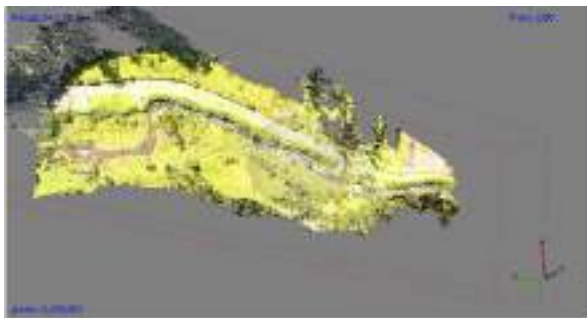
Puntos Iniciales,



Figura 2. Se establecen los puntos iniciales, en base al registro fotográfico obtenido con el dron. Delimitando el área de estudio en el sector Santa Teresa.

Densidad de nube de puntos,

Figura 3. Obtención de la cuenca del Río Pita, en vista



tridimensional.

Mallado,



Figura 4. Distribución espacial de los registros fotográficos.

Ortofoto,



Figura 5. Obtención gráfica de la cuenca, vinculación secuencial del registro fotográfico.

2. Punto Hipermarket

Puntos Iniciales,



Figura 6. Se establecen los puntos iniciales, en base al registro fotográfico obtenido con el dron. Delimitando el área de estudio en el Hipermarket.

Densidad de nube de puntos,

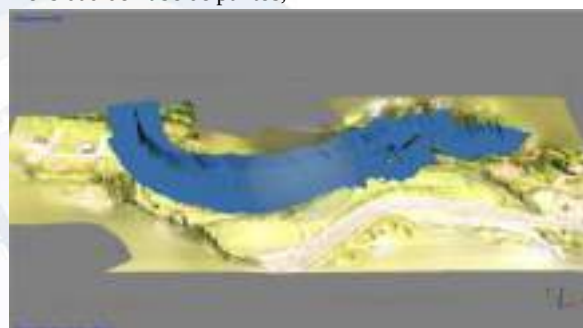


Figura 7. Obtención de la cuenca del Río Pita, en vista tridimensional

Mallado,



Figura 8. Distribución espacial de los registros fotográficos.

Ortofoto



Figura 9. Obtención gráfica de la cuenca, vinculación secuencial del registro fotográfico.

- Establecimiento de puntos de monitoreo

Tabla 2. Establecimiento puntos de monitoreo y determinación de concentración

Monitoreo	Distancia	Concentración Inicial (PO ₄)	Concentración Final (PO ₄)	Porcentaje de dispersión
1	50	3.6	2.7	25
2	100	2.7	2.16	40
3	150	2.16	1.44	80
4	200	1.44	0.79	78.06

Concentración inicial y final de fosfatos en tramos de 50 metros, a partir del punto de descarga.

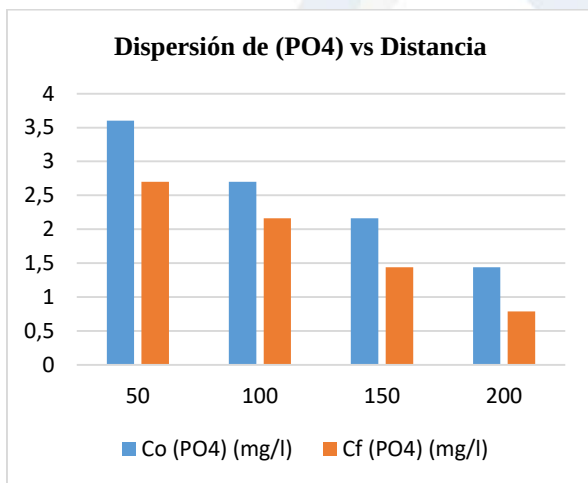
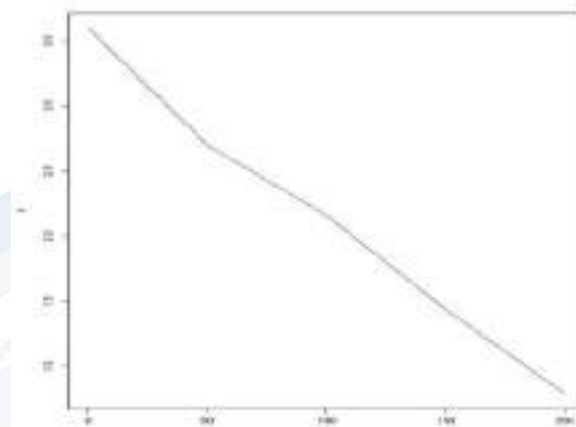


Figura 10. Relación entre la dispersión de concentración de fosfatos en relación a la distancia, a partir del punto de descarga.

Figura 11. Establecimiento de la curva resultante de los valores iniciales y finales medidos en los diversos puntos de monitoreo, mediante la utilización del programa informático Rstudio.

Putz (2008), afirma que para la eliminación de fosfato se establece como factor de degradación un valor de 0.03



para aguas residuales, el mismo que representará a la constante de dispersión de la ecuación (θ_i).

De acuerdo con los datos de concentración obtenidos se establecerá el grado de dispersión de los fosfatos en relación a la distancia recorrida a partir del punto de descargas, estableciéndose intervalos de 50 m, para evaluar el índice de dispersión.

Tabla 3. Grado de dispersión de fosfatos

Monitoreo	Distancia	Concentración Inicial (PO ₄)	Concentración Final (PO ₄)	Porcentaje de dispersión	Grado de Dispersión
1	50	3.6	2.7	25	8.4×10^{-9}
2	100	2.7	2.16	40	3.9×10^{-10}
3	150	2.16	1.44	80	1.3×10^{-10}
4	200	1.44	0.79	78.06	1.6×10^{-10}

Determinación del grado de dispersión de los fosfatos en relación a la distancia recorrida, mediante la aplicación de la Ecuación de Horton.

Figura 12. Relación del grado de dispersión con el porcentaje degradado a partir del punto de descarga.

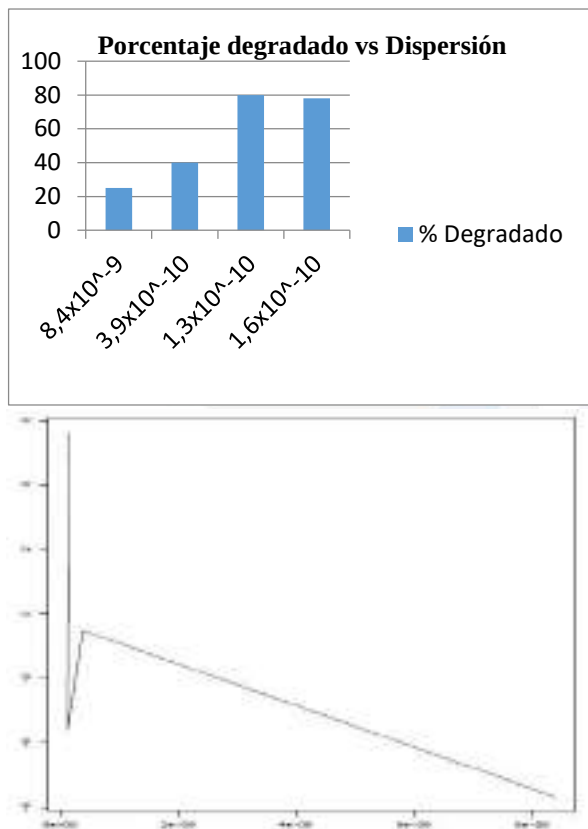


Figura 13. Representación gráfica del grado de dispersión de los fosfatos. Mediante la utilización del programa informático Rstudio.

En cuanto al programa Agisoft Photoscan los pasos del procesamiento de imágenes, se realizan en pasos separados. La introducción de puntos de apoyo se muestra de manera automática en todas las imágenes, no solo por la georreferenciación de los productos generados, sino para evitar errores cometidos habitualmente, como la inversión de mosaicos. De igual manera con el programa Agisoft Photoscan; la precisión de la zona central de la imagen es muy elevada, siendo

menor en los bordes de la misma, manifestándose en distorsiones, sombras y huecos debido a la falta de información esa zona.

La disminución de fosfatos está relacionada con la dispersión del contaminante en función de la distancia, atribuyéndose este resultado a la infiltración y acoplamiento en los sedimentos del cauce, donde disminuyó de 4 mg/l a 0.70 mg/l la concentración de fosfatos.

El factor de degradación de fosfato teóricamente está establecido de 0,03, para cuerpos hídricos naturales. En el presente caso de estudio, se utiliza como fundamento de cálculo, dicho factor, entregando valores de grado de dispersión menores a 1. Sin embargo, la concentración baja un 80% a partir del punto de descarga, estableciendo una relación inversamente proporcional entre la distancia y la concentración.

Conclusiones

Las imágenes tomadas con cámara compacta digital, la misma que está integrada en el drone y utilizando el programa fotogramétrico de bajo coste, pueden ser utilizada para producir ortofotos precisas y modelos digitales del terreno, para la mayor parte de proyectos de ingeniería y geomorfología.

El levantamiento fotográfico facilita la delimitación e identificación de puntos de descarga, permitiendo determinar lugares de muestreo representativos, para la valoración de calidad del Río Pita.

La concentración de fosfatos presentes en la cuenca del río proviene del vertido de tensoactivos, identificándose los detergentes como el mayor contaminante. Esto se atribuye a los asentamientos humanos circundantes.

El comportamiento Hidrodinámico del río, permite la dispersión de contaminantes líquidos, disminuyendo su concentración en relación con el aumento de la distancia del punto de descarga.

Para el fosfato se establece una dispersión del 25 al 80% en un tramo de 200 metros, disminuyéndose de concentraciones iniciales de 4 mg/l a concentraciones de 0.70 mg/l. El grado de dispersión está dado por la acumulación en sedimentos disminuyendo su concentración en cuanto aumenta la distancia río abajo.

El límite máximo permisible establecido por el Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN), establece que el valor a respetar para tensoactivos (fosfatos) debe ser menor a 0.5 mg/l. En el Río Pita, se sobrepasa el límite, sin embargo, esta dispersión del contaminante está propiciada únicamente por el comportamiento natural del cauce, dado que no existe ningún tratamiento previo a la descarga.

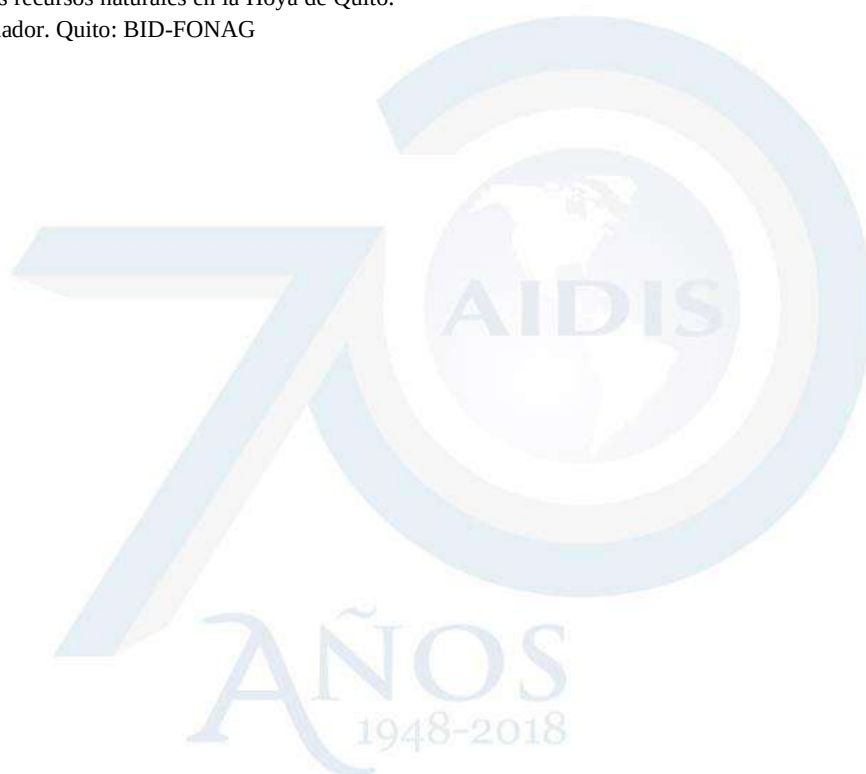
Referencias Bibliográficas

De Bievre, B., &Coello.X (2008). Diagnóstico del balance entre oferta y demanda hídrica, Proyecto Manejo Integrado de los recursos naturales en la Hoya de Quito. UINC-Sur, Ecuador. Quito: BID-FONAG

Gómez & Barredo, (2006). La sublime y trágica historia del valle del Pita. Recuperado de: http://www.terraecuador.net/revista_58/58_pita.html

Núñez, P (2016). Comparativa de software para la realización de ortofotos a partir de imágenes obtenidas por drones. Recuperado de: http://digibuo.uniovi.es/dspace/bitstream/10651/37635/1/TFM_PaulaNunezCalleja.pdf

Steele, (1987). Transporte de contaminantes en el medio acuático”. Universidad Tecnológica Nacional. Recuperado de: [Apunte_contamAguas.pdf](#)



[00183] ESTUDO DE FATORES RELEVANTES PARA A ESTABILIDADE DE GRÂNULOS AERÓBIOS USANDO ANÁLISE MULTIVARIADA

**REJANE HELENA RIBEIRO DA COSTA¹; JÉSSICA ANTUNES XAVIER²;
LORENA BITTENCOURT GUIMARÃES³; WANDERLI ROGÉRIO LEITE⁴**

Universidade Federal de Santa Catarina^{1,2,3,4}

**rejanehcosta@gmail.com¹; jes_antunes@hotmail.com²; lobguimaraes@gmail.com³;
wanderlirogerio.leite@gmail.com⁴**

Abstract: The aerobic granular sludge (AGS) is a compact and promising technology in wastewater treatment. However, its use for sanitary sewage is still a challenge due to the instability and disintegration of the aggregates. In this regards, we studied the main variables related to the granule formation. The study was divided into three operational strategies. Principal component analysis (PCA) was the basic multivariate tool used to compare them. The characteristics of the AGS improved with the extension of anoxic phase. The most relevant

variables for the process were SVI_{30}/SVI_{10} and $COD_{Output}/COD_{after\ anoxic\ phase}$ ratios, polysaccharides and temperature, indicating the importance of these parameters for the maintenance of the operational stability of SBR with granular sludge.

Key words: aerobic granular sludge; domestic wastewater; principal component analysis

INTRODUÇÃO

O lodo granular aeróbico (LGA) tem se revelado uma técnica promissora no tratamento de efluentes, com ampla diversidade microbiana na biomassa, capaz de remover simultaneamente matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e fosfatada (Pronk et al., 2015). Os grânulos aeróbios são caracterizados por uma estrutura de biofilme compacta, auto agregada e com altas velocidades de sedimentação. A aplicação do LGA para tratamento de esgoto em escala real ainda é um desafio. A instabilidade e a desintegração dos grânulos têm sido relatadas, devido à grande variabilidade da composição das águas residuárias e de condições locais e operacionais aplicadas ao LGA.

A análise de componentes principais (ACP) é uma técnica estatística multivariada que consiste em realizar uma combinação linear de um conjunto de dados composto por diferentes variáveis numéricas. A ACP, portanto, reduz o número de variáveis ao eliminar informações não correlatas entre os dados, mantém a máxima variabilidade dos dados originais no intuito de observar com mais clareza tendências, padrões e/ou

outliers do conjunto de dados (Schmitt, 2005). Essa abordagem tem sido utilizada por um longo tempo em processos químicos, no entanto, foi introduzida nas estações de tratamento de efluentes apenas nos anos noventa (Rosen e Olson, 1998).

OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi identificar os principais fatores e características físico-químicas da biomassa que influenciam a estabilidade do sistema LGA. Para tal, um reator em bateladas sequenciais com grânulos aeróbios, operado para o tratamento de esgoto sanitário, foi submetido a três diferentes condições operacionais e aplicou-se análise de componentes principais para detectar padrões e correlações existente entre as variáveis do sistema de tratamento.

METODOLOGIA

O estudo foi conduzido em reator cilíndrico, construído em acrílico transparente, com volume útil de 98 L (0,25 m de diâmetro interno e 2,18 m de altura). O processo ocorreu em bateladas sequenciais, com troca volumétrica de 56% e alimentação com efluente sanitário. O experimento foi conduzido sob três diferentes estratégias

operacionais descritas na Figura 1: Estratégia I (143 dias), Estratégia II (115 dias) e Estratégia III (108 dias), nas quais foram modificados os tempos de fase anóxica visando melhorar a remoção de matéria orgânica e a desnitrificação, e os tempos de fase aerada para favorecer a nitrificação (de Kreuk e van Loosdrecht 2004; Zhang et al., 2015).

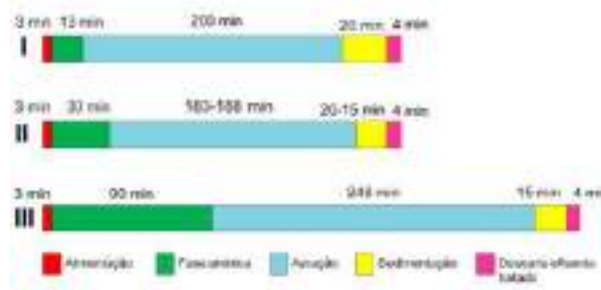


Figura 1: Condições operacionais durante as estratégias I, II e III aplicadas no RBS em escala piloto.

A partida do sistema ocorreu sem a necessidade de inoculação. O monitoramento foi iniciado quando a concentração de biomassa foi suficiente para caracterizar o reator como um sistema granular, ou seja, diâmetro maior que 0,2 mm para o mínimo de 50% das partículas (de Kreuk et al., 2007). As amostras foram coletadas semanalmente, na entrada do reator (esgoto bruto), no licor misto (no fim da fase anóxica e no fim do período de aeração) e na saída (fim do ciclo operacional).

O índice volumétrico de lodo foi determinado medindo o volume de biomassa após 10 e 30 min de sedimentação, IVL_{10} e IVL_{30} , respectivamente. As proteínas (PN) e polissacarídeos (PS) foram determinados de acordo com Lowry et al. (1951) e Dubois et al. (1956), respectivamente. As análises de sólidos suspensos voláteis (SSV) e demanda química de oxigênio solúvel (DQOs) foram conduzidas de acordo com o *Standard Methods* (APHA-AWWA-WEF, 2005). Com o objetivo de avaliar a proporção da remoção de DQO durante a fase anóxica, foi calculada a relação entre a DQOs da saída do sistema e a DQOs após a fase anóxica ($DQO_{Saída}/DQO_{AFA}$).

A ACP foi utilizada para correlacionar as características do LGA ao longo das três estratégias operacionais. O número de observações foi igual para todas as variáveis ($n = 10$), e a verificação da distribuição normal dos dados foi realizada a partir do teste de Shapiro-Wilk,

considerando um intervalo de confiança de 95% (Shapiro, Wilk, 1965).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise de componentes principais (ACP) foi aplicada no presente estudo para reduzir o espaço multidimensional favorecendo a interpretação da correlação existente entre as variáveis, considerando o espaço modelado formado pelas componentes principais, preservando a máxima variabilidade dos dados possível. Os valores médios e respectivos desvios-padrão (DP) e Shapiro-Wilks das variáveis utilizadas na análise são apresentados na Tabela 1.

Na Figura 2 estão apresentados o *score plot* (a) e o *loading plot* (b), formados pela primeira e segunda componentes principais (CP1 e CP2, respectivamente). A CP1 representou 37% da variação dos dados, enquanto que a CP2 representou 32%. Dessa forma, o modelo formado pelas duas componentes principais apresentou boa representatividade dos dados (cerca de 70%).

Nota-se que, no *score plot* (Figura 2A), três diferentes *clusters* foram organizados, caracterizando as três estratégias operacionais desenvolvidas neste estudo. É importante observar que os *scores* foram descritivos na tendência da condição de estabilidade do sistema, isto é, o modo de arranjo de cada resultado individual (*score*) obtido retrata uma característica do funcionamento do sistema LGA ao longo do período experimental. Quando os dados da estratégia I foram aplicados ao modelo, os *scores* foram espaçadamente projetados, ocupando uma grande área (linha azul), o que denota menor semelhança entre si, consequentemente maior variabilidade durante esse período. Tais evidências são típicas de um sistema em estado transiente, comumente encontrado em reatores durante sua partida. Já na estratégia II, observa-se que os dados foram projetados no espaço modelado com maior proximidade entre si, caracterizando um sistema com maior estabilidade e menor variabilidade dos resultados obtidos (linha vermelha). De fato, essa evidência se associa com o melhoramento do IVL e da concentração de SSV (0,77 e 1212 mg L⁻¹, respectivamente).

Verifica-se, portanto que o agrupamento dos *scores*, nesse período, reflete melhor o comportamento univariado dos dados de input da ACP. Um maior agrupamento dos dados foi observado para os *scores* do período da estratégia III. Estes foram projetados na menor área obtida durante o estudo (linha verde), o que denota reduzida variabilidade dos dados em relação aos

fatores (variáveis) estudados. O comportamento observado durante a estratégia III pode ser interpretado como regime de estado estacionário obtido no sistema, condição estável de funcionamento do processo biológico.

obtida durante essa estratégia apresentou maior média (1212 mg SSV L⁻¹) e a concentração de proteínas foi menor nesse período (222 mg PN g⁻¹ SSV). Os dados projetados no espaço modelado da estratégia III foram fortemente influenciados pelo conjunto das variáveis: razão IVL₃₀/IVL₁₀, polissacarídeos, temperatura e

Tabela 1: Estatística descritiva do sistema LGA para as três estratégias operacionais.

	Estratégia I			Estratégia II			Estratégia III		
	Média ± DP	W ^b	P ^c	Média ± DP	W	P	Média ± DP	W	P
SSV	937 ± 419	0,947	0,63	1212 ± 239	0,948	0,65	1077 ± 153	0,856	0,07
IVL ₃₀ /IVL ₁₀	0,74 ± 0,16	0,848	0,06	0,77 ± 0,02	0,948	0,98	0,88 ± 0,04	0,957	0,75
Polissacarídeos	118 ± 24	0,950	0,68	90 ± 15	0,923	0,38	141 ± 12	0,961	0,80
Temperatura	22 ± 2	0,882	0,14	23 ± 2	0,899	0,21	26 ± 1	0,847	0,06
DQO _{saída} /DQO _{AFA}	0,39 ± 0,14	0,874	0,11	0,47 ± 0,10	0,962	0,81	0,86 ± 0,16	0,927	0,41
DQO _{após enchimento}	166 ± 23	0,902	0,23	132 ± 15	0,973	0,92	120 ± 22	0,927	0,41
Proteínas	300 ± 49	0,848	0,06	222 ± 35	0,887	0,16	277 ± 37	0,874	0,11

^a Unidades: SSV (mg L⁻¹), Polissacarídeos (mg PS g SSV⁻¹), Temperatura (°C), DQO_{após enchimento} (mg O₂ L⁻¹), Proteínas (mg PN g SSV⁻¹).

^b Estimador de variância

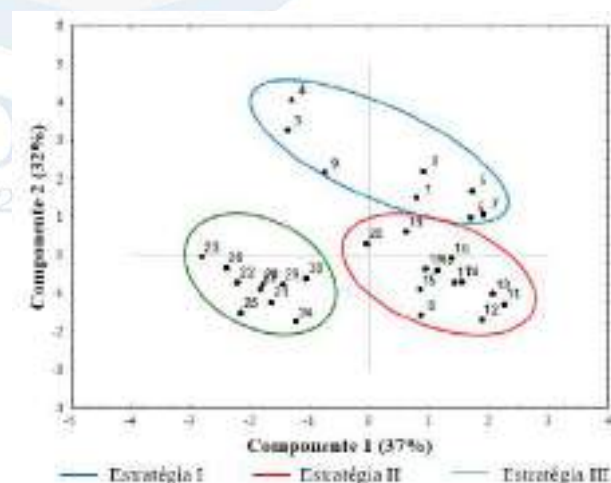
^c Shapiro P-value

DP: Desvio padrão

Analisando-se a dispersão dos scores obtidos durante a operação do sistema LGA ao longo de todas as estratégias, verifica-se uma mudança de comportamento no padrão da variabilidade dos dados, especificamente de uma condição de maior instabilidade operacional (estratégia I, linha azul) para maior estabilidade do processo (estratégia III, linha verde). A dispersão dos dados da estratégia II (linha vermelha) representa a condição de transição.

Através da análise conjunta *score* e *loading plots*, Figuras 2A e 2B, observa-se que, durante a estratégia I as variáveis que mais influenciaram o desempenho do reator foram a concentração de DQOs após o enchimento do reator e a concentração de proteínas do licor misto. Ambos os parâmetros tiveram os maiores valores comparado com as outras estratégias, 166 mg L⁻¹ e 300 mg PN g⁻¹ SSV, respectivamente. No entanto, a concentração de biomassa do sistema influenciou de forma inversa os dados no espaço modelado, uma vez que nos primeiros 40 dias de operação ocorreu o fenômeno de *wash out* da biomassa (perda de biomassa pela má sedimentabilidade do lodo). Já na estratégia II, a variável que influenciou o comportamento dos dados foi o SSV, e nessa condição a proteína foi a variável que interferiu de forma oposta. A concentração de biomassa

também a razão DQO_{saída}/DQO_{AFA}, que é a proporção de remoção da DQOs da fase anóxica em relação à remoção na fase aerada do ciclo.



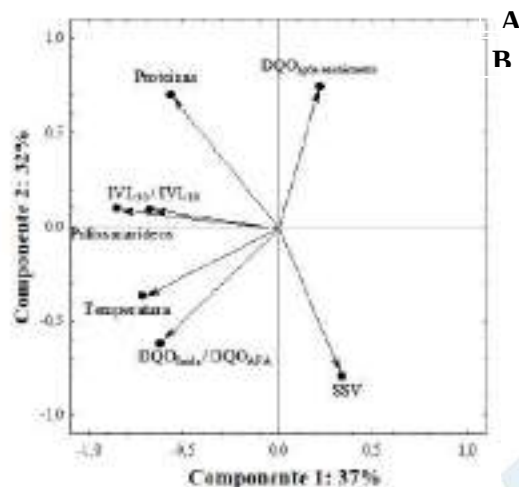


Figura 2: Score plot (A) e loading plot (B) para o modelo da ACP.

A remoção de DQOs na fase anóxica foi total em praticamente todo o período da estratégia III ($DQO_{Saída}/DQO_{AFA} = 0,86$). Uma vez que a DQO foi mínima na fase aeróbia durante esta estratégia, ocorreu melhoria na sedimentabilidade dos grânulos dado ao controle da proliferação das bactérias de crescimento rápido, que, de acordo com Zhang et al. (2015) e de Kreuk e van Loosdrecht (2004), interferem negativamente na estabilidade dos grânulos aeróbios. Essa evidência é corroborada pela análise dos *scores* durante a Estratégia III (Figura 2A), os quais demonstram elevada correlação entre si, e cujas projeções estão agrupadas na região de influência das variáveis IVL_{30}/IVL_{10} (média de 0,88), concentração de polissacarídeos (média de 141 mg PS g⁻¹ SSV) e temperatura, que se manteve acima de 26 °C (Tabela 1).

Em termos práticos, é possível obter o controle do consumo da DQO (sob condição anaeróbia/anóxica) por meio da gestão do ciclo operacional. Desta forma, os organismos favorecidos (heterotróficos de crescimento lento como PAO/GAO) formam grânulos mais estáveis e densos, em função dos polissacarídeos e da matriz de EPS que estes produzem. Consequentemente, a sedimentabilidade do lodo (IVL) é melhorada, além do desempenho do sistema RBSG, uma vez que estes organismos também podem promover a remoção de fósforo.

CONCLUSÃO

A ACP evidenciou que as variáveis de maior relevância no processo foram a razão IVL_{30}/IVL_{10} e $DQO_{Saída}/DQO_{AFA}$, polissacarídeos e temperatura, indicando a importância destes parâmetros para a manutenção da estabilidade operacional de um sistema de lodo granular aeróbio.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WEF. (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21ed., Washington, D.C..

de Kreuk, M.K., Kishida, N., van Loosdrecht, M.C.M. (2007). Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Science and Technology*, **55** (8–9), 75-81.

de Kreuk, M., van Loosdrecht, M.C.M. (2004), Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, **49**, (11-12), 9-17.

Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F. (1956), Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, **28**, (3), 350-356.

Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L., Randall, R.J. (1951), Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, **193**, (1), 265-75.

Pronk, M., de Kreuk, M.K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M. (2015), Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, **84**, 207-217.

Rosen, C., Olsson, G. (1998), Disturbance detection in wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, **37**, 197–205.

Shapiro, S.S., Wilk M.B. (1965). An analysis of Variance test for Normality (Complete Samples). *BioMetrika*, **52**, 591 – 611.

Zhang, C., Zhang, H., Yang, F. (2015). Diameter control and stability maintenance of aerobic granular sludge in an A/O/A SBR. *Separation and Purification Technology*, **149**, 362-369.

[00188] INTEGRACIÓN DE PROCESO DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL EN UN ESQUEMA DE BIOREFINERÍA

SALVADOR CARLOS HERNÁNDEZ¹; LOURDES DÍAZ JIMÉNEZ²; MAYRA
RUVALCABA DELGADO³

Cinvestav Saltillo^{1,2,3}

salvador.carlos@cinvestav.mx¹; lourdes.diaz@cinvestav.mx²; drdm_mdrd@hotmail.com³

Palabras Clave: Digestión anaeróbica, Demanda química de oxígeno, Biogás.

ABSTRACT

En este trabajo se presenta un análisis para determinar la factibilidad de integrar un sistema de producción de biogás en una biorrefinería. El biogás se obtiene de los residuos de dos subprocesos: producción de biohidrógeno y producción de bioetanol. Estos residuos se mezclaron con aguas residuales urbanas y lodos de una planta tratadora de aguas residuales. Los datos obtenidos de la caracterización del sustrato resultante indicaron que éste posee características adecuadas para producir biogás y además no se requiere de tratamientos previos a la digestión anaeróbica. En las pruebas de producción se obtuvo un biogás con 60 – 65% de metano (alto poder calorífico), pero con una bajo volumen de producción. Después, se realizó un estudio de escalamiento mediante simulación numérica; los resultados mostraron, igualmente, una baja producción de biogás. El análisis costo-beneficio indica que la operación del sistema de biogás por personal exclusivo para tal efecto lo hace no rentable. Por lo tanto, se plantea una alternativa para alcanzar un escenario favorable.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, alrededor del 80 % de la energía primaria a nivel mundial se obtiene de combustibles fósiles: 32.8 % del petróleo, 27.2 % del carbón mineral y 20.9 % del gas natural. La biomasa (10.2 %), la energía nuclear (5.8 %) y las presas hidroeléctricas (2.3 %) son la mayor contribución a los sistemas globales de energía después de los combustibles fósiles, sin embargo, representan una pequeña porción en el suministro de energía (Höök y Tang, 2013). Por estas razones se busca diversificar las fuentes de generación incrementando la

participación de tecnologías renovables. Una alternativa es la transformación integral de la biomasa residual. Considerando la gran cantidad de residuos orgánicos que se generan como subproductos (residuos industriales, agropecuarios, municipales), la producción de energía a partir de biomasa puede contribuir en la reducción del uso de combustibles fósiles (Krishna y Hun, 2013).

Hoy en día existen procesos funcionales que tienen por objetivo el aprovechamiento de algún recurso o subproducto para la generación de energía. Por ejemplo, la obtención de biogás mediante la digestión anaeróbica de residuos sólidos urbanos, la producción de biohidrógeno a partir de bacterias fotosintéticas marinas utilizando aguas residuales y la obtención de biodiesel por la transesterificación de grasas residuales, entre otros (Papurello et al., 2014; Gharat y Rathod, 2013; Anam et al., 2012). Sin embargo muchos de estos procesos no contemplan los usos potenciales de los residuos generados en los mismos. En este sentido, el concepto de biorrefinería se ha desarrollado como una alternativa para atender esta oportunidad. En una biorrefinería, se busca llevar a cabo el aprovechamiento completo de la biomasa a través de diferentes procesos de transformación para la producción de energía, biocombustibles y otros productos químicos (Octave y Thomas, 2009).

Así, en este trabajo se analiza la integración de un sistema de obtención de biogás en una biorrefinería. En el proceso integrado se planea la producción simultánea de bioetanol, biohidrógeno y biogás. La materia prima para la producción de bioetanol es paja de trigo, la cual recibe un pretratamiento de hidrólisis ácida, para luego pasar por la etapa de fermentación. Para la producción de biohidrógeno, la materia prima consiste en una mezcla de lactosueros con las aguas residuales del pretratamiento de la paja de trigo. Los residuos líquidos de estos procesos se mezclan con agua residual municipal y se

tratan mediante digestión anaeróbica para producir biogás. Se obtuvo la cinética de producción y con base en ello se efectuó una simulación numérica para el escalamiento del proceso. Con base en esto, se realizó un análisis costo-beneficio. En la Figura 1 se muestra un esquema de la biorrefinería bajo estudio.

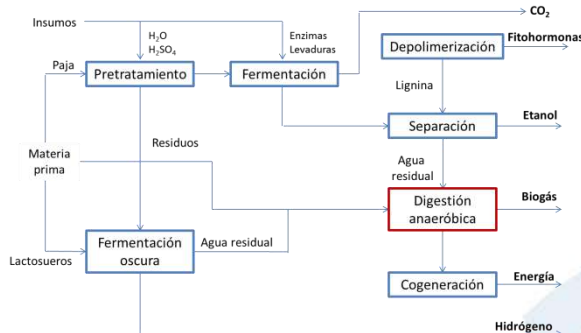


Figura 1. Biorrefinería de bioetanol-biohidrógeno-biogás.

OBJETIVOS

El objetivo del trabajo es: determinar la factibilidad de integración de un sistema de producción de biogás a una biorrefinería utilizando los residuos de dos de sus procesos: producción de biohidrógeno y producción de bioetanol.

METODOLOGÍA

El sustrato consistió en una mezcla de dos efluentes. El primero consta de residuos de la fermentación oscura para la producción de biohidrógeno. El sustrato para este proceso es una mezcla de lactosueros y residuos de la producción de bioetanol. A su vez, la materia prima para obtener bioetanol fue paja de trigo, que recibió un pretratamiento de hidrólisis ácida. Entonces, el primer efluente es un material residual de dos procesos subsecuentes y es denominado como R. El segundo efluente es una mezcla de aguas residuales municipales (A) y lodos activados provenientes de la planta tratadora municipal de Ramos Arizpe, Coahuila (S).

Para cada componente de la mezcla se determinó pH, Sólidos Totales (ST), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO). El pH se midió con un pH-metro Thermo Scientific Orion Star A211. El procedimiento se llevó a cabo de acuerdo con la NMX-AA-008-SCFI-2011 (Secretaría de Economía, 2011). La DQO se obtuvo por método colorimétrico con un kit HACH®; de determinó en las muestras previo al tratamiento y se tomó una muestra cada 24 h para su medición. La DBO se determinó mediante el método

respirométrico con un kit BODTrak® II. El contenido ST se obtuvo con el método de evaporación según la NMX-AA-034-SCFI-2001 (Secretaría de Economía, 2001). La composición del biogás se midió cromatografía de gases, utilizando un cromatógrafo marca Agilent Technologies® 58960 con sensor de conductividad térmica y una columna capilar Supel-QTM Plot.

Las pruebas de producción de biogás se realizaron en un sistema Applikon® ZC8130HB07 con control de agitación interno y capacidad de 7 L. Los resultados presentados en este trabajo corresponden a las siguientes condiciones de operación: volumen de reacción 3.5 L, con 10% (0.350 L) de S, 67.5 % (2.362 L) de R y 22.5% (2.15 L) de A, temperatura de 37 °C y agitación constante a 70 rpm. El pH se controló con una solución 1 M de NaOH para el caso de pH ácido y una solución al 5% de ácido acético para un pH básico. La duración de los experimentos se determinó con base en la estabilización de la DQO tomando una muestra cada 24 h.

Para el estudio de integración del sistema de producción de biogás al esquema de biorrefinería, se determinó la cinética de reacción y con base en ello se planteó el escalamiento del bioreactor. Se consideró que las reacciones en el reactor son irreversibles y que tiene un mezclado perfecto de manera que no se presentan problemas de transferencia de masa y de calor en el sistema. Además, se consideró que ambos digestores tienen la misma geometría y que se operaron en modo por lotes. La simulación para el escalado se realizó con el software Aspen Plus® considerando el esquema de la Figura 2.

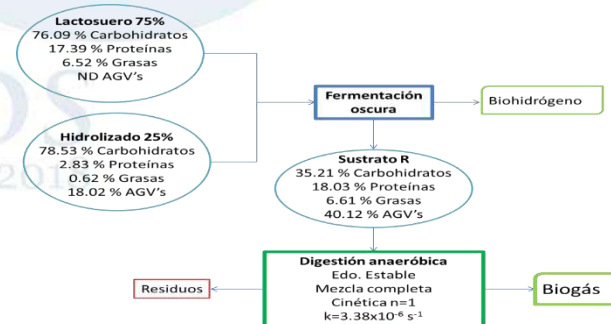


Figura 2. Esquema base para la simulación numérica.

Para el estudio de integración y factibilidad se consideró que el biogás producido se utilizaría en un sistema de micro-cogeneración para obtener energía eléctrica y térmica. Se llevó a cabo la simulación de los procesos, tomando en cuenta las limitaciones y suposiciones para los procesos considerando los insumos, la materia prima y los balances de materia. Por último, para evaluar la

factibilidad económica, se realizó un análisis costo-beneficio a un plazo de 10 años, tomando en cuenta los costos de operación y la inversión requerida para el sistema de producción de biogás.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados promedio de la caracterización de R (lodos residuales de la producción de biohidrógeno), A (aguas residuales) y S (lodos de la PTAR) se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Caracterización de la materia prima.

Muestra	pH	ST (g·L ⁻¹)	DQO (mg·L ⁻¹)	DBO (mg·L ⁻¹)
R	7.04	46.5	31290	14060
A	7.10	1	603.33	172
S	7.00	5	7220	1826

El pH se encuentra muy cerca de 7, lo cual presenta una ventaja ya que es necesario ajustar el pH de la mezcla de reacción. Cabe mencionar que el pH ideal para la digestión anaeróbica es el neutro (Yenigün y Demirel, 2013). En cuanto a la DQO, se observa que la muestra R posee una alta carga orgánica, lo cual representa una producción potencial de biogás alta. Por su parte, la muestra de agua residual municipal presenta una carga baja en comparación con R, por lo que no contribuye significativamente en el contenido de materia orgánica. Por otro lado, los lodos residuales (S) presentaron una carga alta de materia orgánica. En el caso de estos últimos, se planteó la hipótesis de que tales residuos aportarán las bacterias anaeróbicas necesarias para la transformación de la materia orgánica a biogás. El porcentaje de ST para todas las muestras se encontró debajo del 10% por lo que se despreciaron problemas de transferencia de masa en el digestor (Abbassi-Guendouz et al., 2012).

En cuanto a la producción de biogás, en la Figura 3 se muestra una gráfica representativa de los experimentos realizados. Se obtiene una producción aproximada de 1057 mL de biogás acumulados. El pH se mantuvo en el rango de 6.85 a 7.69 mediante la adición de las soluciones de NaOH y ácido acético. El descenso del pH está relacionado con la etapa de acidogénesis que posteriormente da lugar a la metanogénesis; el incremento en el pH se debe posiblemente a la producción de amoníaco dado que la materia prima podría contener residuos de proteínas de lactosueros. Si bien el amoníaco es un nutriente esencial para el crecimiento bacteriano, en concentraciones altas podría inhibir la metanogénesis. Por lo que es necesario regular

el pH en el bioreactor para disminuir la disponibilidad de amoníaco (Yenigün y Demirel, 2013).

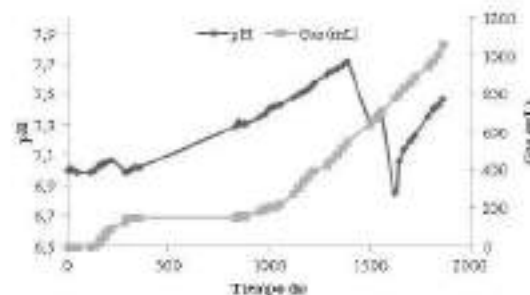


Figura 3. Variación del pH y acumulación de gas.

En la remoción de DQO se alcanzó un valor de 13820 mg·L⁻¹, lo que equivale al 68.5% de conversión de la materia orgánica en el sustrato (Figura 4).

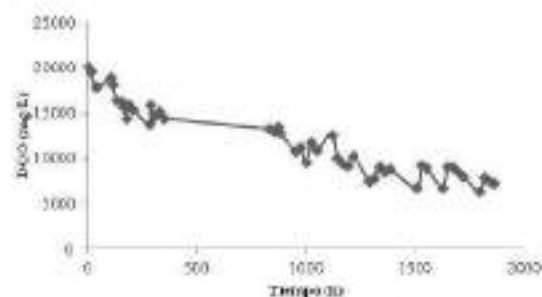


Figura 4. Remoción de la DQO.

El biogás se analizó con cromatografía de gases. En la Figura 5 se presenta el cromatograma de una de las muestras de biogás. Las señales observadas indican la presencia de CH₄ (1.44 min) y CO₂ (1.60 min); además es posible distinguir una señal correspondiente a nitrógeno (1.41 min) y una a mayor tiempo de retención que puede deberse a la presencia de H₂S, el cual podría haberse generado a partir del sustrato R.

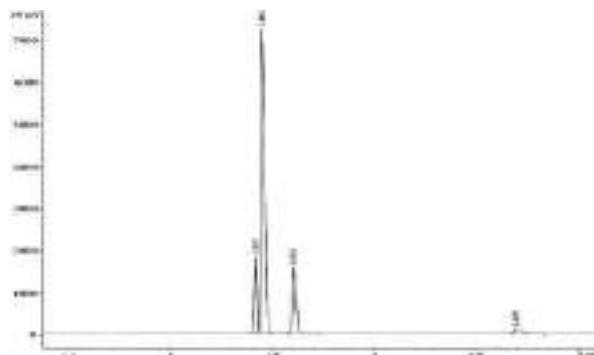


Figura 5. Cromatograma de una muestra de biogás.

El contenido de metano se encuentra entre 60 y 67%. En condiciones normales se ha determinado que el biogás tiene un contenido de metano entre el 40 y el 80% (Weiland, 2010). El biogás generado durante los experimentos se encuentra dentro del rango típico en cuanto al contenido de metano, incluso, por encima de los valores comúnmente reportados.

A temperatura y presión estándar, el poder calorífico del metano es de 34300 kJ m^{-3} . Por lo tanto el poder calorífico del biogás se encuentra entre 13720 y 27440 kJ m^{-3} . El biogás obtenido en este trabajo es de aproximadamente 23152 kJ m^{-3} , lo que le confiere un alto potencial para la generación de energía. No obstante, es importante considerar el efecto del CO_2 que no posee poder calorífico o la presencia de H_2S que puede provocar corrosión en tuberías, calderas y cámaras de combustión convencionales (Hosseini y Wahid, 2013).

Para el análisis de la integración del sistema de producción de biogás en la biorrefinería, se obtiene primero la cinética de reacción y posteriormente se plantea el escalamiento. Para la obtención de la cinética se aplicó el método diferencial por ajuste de polinomio. Para determinar el orden de reacción (n) y la constante de velocidad (k), se procesaron los datos de remoción de DQO. En la Figura 6 se muestra la regresión de los datos; el polinomio con el mejor ajuste a la tendencia es de orden 3.

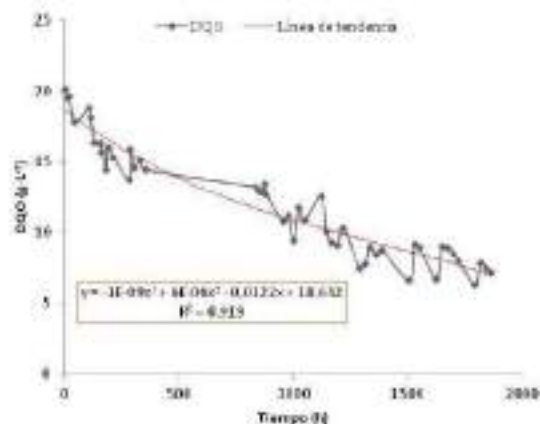


Figura 6. Variación de DQO con regresión de datos.

Dada la ecuación de velocidad para un digestor en modalidad por lotes (Ecuación 1), el polinomio obtenido mediante la regresión de los datos (Ecuación 2) se deriva para obtener el término $-ra$ (Ecuación 3).

$$-r \cdot a = \frac{d \cdot (C)}{dt} = \frac{d(DQO)}{dt} \quad (1)$$

$$DQO = -1 \cdot 10^{-9} \cdot t^3 + 6 \cdot 10^{-6} \cdot t^2 - 0.00122 \cdot t + 18.632 \quad (2)$$

$$-\frac{d(DQO)}{dt} = 3 \cdot 10^{-9} \cdot t^2 + 12 \cdot 10^{-6} - 0.00122 \quad (3)$$

El resultado se linealiza aplicando logaritmos naturales. La pendiente de la gráfica de logaritmos (Figura 7) indica que se lleva a cabo un reacción de primer orden ($n=1$), lo que implica que la velocidad de reacción depende de la concentración de los reactivos. La constante de velocidad es $k=0.01218 \text{ h}^{-1}$, por lo que la reacción se lleva a cabo lentamente.

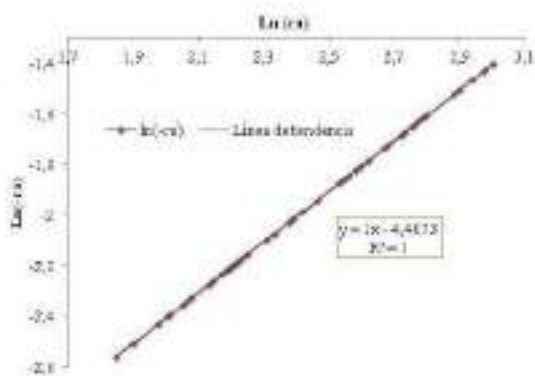


Figura 7. Linealización de los datos.

El escalamiento del reactor se planteó utilizando el software Aspen Plus®. Con base en los resultados de la caracterización de la materia prima y de la producción de biogás se tomaron algunas consideraciones adicionales. Mediante un balance de DQO en el digestor, se determinó que los lodos R tienen la mayor aportación de materia orgánica al sustrato (65%, DQO 30 g L⁻¹). Así, para la simulación del proceso no se tomaron en cuenta la aportación de DQO de las aguas residuales (A) ni de los lodos (S); la función de estos últimos es aportar nutrientes y microorganismos para la producción de biogás. También es importante mencionar que no se consideró la etapa de hidrólisis, debido a las dificultades que se presentan para su modelado. De esta manera, también es posible simplificar la selección de las sustancias de entrada en la simulación. Finalmente, se considera que una vez alcanzado el estado estacionario, cada día se agregan los residuos de la biorefinería y se retira la misma cantidad del medio de reacción. Lo anterior para mantener constante tanto el tratamiento de residuos como la producción de biogás. Las condiciones de operación para el reactor seleccionado fueron las indicadas en la Tabla 2.

Tabla 2: Condiciones de operación para los digestores.

Condiciones de operación	RBATCH
Temperatura	35 °C
Presión	1 atm
Materia prima	350 kg
Tiempo de reacción	1200 h

Para las reacciones, la constante de velocidad utilizada fue la calculada a partir de los datos experimentales: $3.38 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ (0.01218 h^{-1}). En la Tabla 3 se incluyen las reacciones que se consideraron en el esquema de simulación.

Tabla 3: Reacciones consideradas para la simulación.

Componente	Fórmula	Reacción
Glucosa	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow 3\text{CH}_4 + 3\text{CO}_2$
Ácido aspártico	$\text{C}_4\text{H}_7\text{O}_4\text{N}$	$2\text{C}_4\text{H}_7\text{O}_4\text{N} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + 5\text{CO}_2 + 2\text{NH}_3$
Ácido glutámico	$\text{C}_5\text{H}_9\text{O}_4\text{N}$	$4\text{C}_5\text{H}_9\text{O}_4\text{N} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 9\text{CH}_4 + 11\text{CO}_2 + 4\text{NH}_3$
Leucina	$\text{C}_6\text{H}_{13}\text{O}_2\text{N}$	$4\text{C}_6\text{H}_{13}\text{O}_2\text{N} + 10\text{H}_2\text{O} \rightarrow 15\text{CH}_4 + 9\text{CO}_2 + 4\text{NH}_3$
Lisina	$\text{C}_6\text{H}_{14}\text{O}_2\text{N}_2$	$2\text{C}_6\text{H}_{14}\text{O}_2\text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 7\text{CH}_4 + 5\text{CO}_2 + 4\text{NH}_3$
Ácido mirístico	$\text{C}_{14}\text{H}_{28}\text{O}_2$	$\text{C}_{14}\text{H}_{28}\text{O}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 10\text{CH}_4 + 4\text{CO}_2$
Ácido palmítico	$\text{C}_{16}\text{H}_{32}\text{O}_2$	$2\text{C}_{16}\text{H}_{32}\text{O}_2 + 14\text{H}_2\text{O} \rightarrow 23\text{CH}_4 + 9\text{CO}_2$
Ácido oleico	$\text{C}_{18}\text{H}_{34}\text{O}_2$	$4\text{C}_{18}\text{H}_{34}\text{O}_2 + 34\text{H}_2\text{O} \rightarrow 51\text{CH}_4 + 21\text{CO}_2$
Ácido esteárico	$\text{C}_{18}\text{H}_{36}\text{O}_2$	$\text{C}_{18}\text{H}_{36}\text{O}_2 + 8\text{H}_2\text{O} \rightarrow 7\text{CH}_4 + 5\text{CO}_2$
Ácido acético	$\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$	$\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$
Ácido propanoico	$\text{C}_3\text{H}_6\text{O}_2$	$4\text{C}_3\text{H}_6\text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 7\text{CH}_4 + 5\text{CO}_2$
Ácido butírico	$\text{C}_4\text{H}_8\text{O}_2$	$2\text{C}_4\text{H}_8\text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 5\text{CH}_4 + 3\text{CO}_2$

En la Tabla 4 se presentan los resultados obtenidos de la simulación del proceso. La última columna corresponde a la salida del reactor en modo por lotes.

Como puede observarse, el sistema de reacción anaeróbica antes descrito presenta una baja producción de metano. Cabe mencionar que estos valores son una estimación del proceso real. En la práctica, la producción de metano podría disminuir debido a la presencia de amoníaco; o bien, podría aumentar si se consigue mejorar la eficiencia de degradación de DQO. Por otro lado, considerando condiciones de presión y de temperatura de 1 atm y 35 °C, respectivamente, y con base en los resultados del análisis por cromatografía, la composición porcentual de metano en la mezcla gaseosa sería del 60%. Lo cual coincide con los datos obtenidos por cromatografía de gases de la muestra real de biogás.

Tabla 4: Resultados de la simulación en modo por lotes

Componente	Entrada	Lotes

	kg/d	kg/d
Agua	315	312,22
Glucosa	12,33	12,32
Lisina	1,58	0,46
Leucina	1,58	0,17
Ácido aspártico	1,58	0,51
Ácido glutámico	1,58	0,13
Ácido palmítico	0,58	0,00
Ácido oleico	0,58	0,17
Ácido esteárico	0,58	0,00
Ácido mirístico	0,58	0,22
Ácido acético	4,68	4,68
Ácido propanoico	4,68	2,22
Ácido butírico	4,68	4,68
Metano	0,00	4,13
Dióxido de carbono	0,00	7,34
Amoniaco	0	0,75

Finalmente, se realizó un estudio preliminar de factibilidad económica a 10 años. Se consideraron como costos el equipo y la mano de obra, y como beneficios el ahorro de energía eléctrica y calorífica tomando como referencia las tarifas de la energía en México.

Se ha considerado un costo de equipo de \$42,714.36 MXN (\$1935 USD con una razón de cambio de \$19.5 MXN por cada dolar); se propone que la supervisión y operación del equipo quede a cargo de una persona con nivel técnico superior con un sueldo de 4 salarios mínimos diarios.

En cuanto a los beneficios, se considera el ahorro en energía eléctrica y térmica. Con los resultados de flujo másico de la simulación se determinó que el poder calorífico inferior (LHV) del biogás producido es 20868.85 kJ m⁻³; por lo que su potencia teórica es de 0.1769 kW. Para el aprovechamiento del biogás en una planta de micro-cogeneración (CHP), se consideraron eficiencias eléctrica y térmica de 29.5 % y 54.5 %, respectivamente. Ambas formas de energía pueden ser

suministradas a otros procesos en la biorrefinería, con lo cual es posible reemplazar total o parcialmente el uso del gas natural dependiendo de los requerimientos de calor en los diferentes procesos y disminuir el uso de energía eléctrica.

Así, considerando la operación durante un año, la producción de energía eléctrica y térmica estimada es 6,664 kWh/año y 44.31 GJ/año, respectivamente. De

acuerdo con las tarifas de la Comisión Federal de Electricidad y de la Comisión Reguladora de Energía, los precios de la energía en México son 1.7 \$/kWh y 80 \$/GJ, respectivamente. Por otro lado, se han considerado incrementos anuales que afectan el balance de costos y beneficios a largo plazo, como el aumento en el salario mínimo y el incremento o decremento del costo de la energía. Los incrementos promedio por año fueron calculados a partir de estadísticas de los últimos 10 años (Sistema de Administración Tributaria y de la Secretaría de Energía).

En la Tabla 5 se muestran los resultados del análisis costo-beneficio a un plazo de 10 años.

Tabla 5: Costos y beneficios en 10 años

Año	Costos (MXN)	Beneficios (MXN)
2018	160,040	12,836
2019	122,019	15,455
2020	126,899	16,076
2021	131,975	16,526
2022	137,254	16,316
2023	142,745	16,886
2024	148,454	17,355
2025	154,392	17,840
2026	160,568	17,859
2027	166,991	18,170
2028	173,671	14,003
Total	1,625,009	179,322

El proyecto se considera rentable si se satisface:

$$\frac{B}{C} > 1 \quad (3)$$

donde B se refiere a beneficios y C a costos. Así, con los datos de la Tabla 5 se tiene la siguiente relación:

$$\frac{B}{C} = \frac{179,322}{1,625,009} = 0.11 < 1 \quad (4)$$

Por lo tanto, la integración de la producción y aprovechamiento de biogás en el esquema de biorrefinería no es rentable para este escenario.

El mayor costo proviene de la mano de obra en la etapa de operación. Así, para que el proyecto sea rentable es necesario aumentar los beneficios y/o disminuir los costos.

Suponiendo que se busca una relación $B/C=1.5$, los beneficios deberían ser:

$$B = 1.5 * C = 1.5 * 1,625,009 = 2,437,514$$

(5)

Los beneficios requeridos son más de 10 veces mayores a los obtenidos en el escenario evaluado. Esto implica que sería necesario incrementar la producción de biogás en esa misma proporción. Esta medida involucraría la adquisición de un digestor de mayor magnitud, lo que implica una mayor inversión. Además, la cantidad de materia prima disponible podría no ser suficiente para la generación de biogás a tal escala. Una posible solución es mantener el equipo original y conseguir mejores rendimientos en la obtención de biogás.

Otra alternativa consiste en disminuir los costos de inversión:

$$C = \frac{B}{1.5} = \frac{179,322}{1.5} = 119,548 \quad (5)$$

Para conseguirlo es posible considerar la construcción de un bioreactor, lo cual podría atenuar el costo global de la infraestructura. No obstante, la eventual reducción de la inversión por esta medida no se aprecia como representativa. Otra opción es minimizar el costo de operación, es decir, el correspondiente a la mano de obra. Para ello es necesario destinar al mismo personal de operación de la biorrefinería para supervisar el funcionamiento del proceso de producción y aprovechamiento de biogás. Esto es factible dado que una vez que el reactor es puesto en marcha y se garantiza la alimentación de materia prima, el proceso anaeróbico completo requiere poca o nula supervisión. Además la temática de digestión anaeróbica es cercana a la fermentación, por lo que el personal contaría con los elementos técnicos para la operación del digestor anaeróbico. Suponiendo que el personal percibiera 2 salarios mínimos por la operación del sistema de producción de biogás, la reducción del costo alcanzaría lo estipulado en la ecuación 5.

Así, el escenario para conseguir la rentabilidad de la integración del sistema de producción de biogás en el esquema de biorrefinería se resume en la Tabla 6.

Tabla 6: Escenario para alcanzar rentabilidad.

Concepto	Cantidad
EE kWh/año	5,750.83
ET GJ/año	38.24
Costos	\$120,745

Beneficios \$179,322

B/C 1.48

CONCLUSIONES

El tratamiento anaeróbico es una opción para la obtención de biogás a partir de los sustratos en cuestión. Sin embargo, dado el origen del sustrato, es necesario añadir lodos de la PTAR que proporcionen las bacterias necesarias producir biogás.

La carga orgánica en el digestor disminuyó hasta el 68.5%, lo cual puede deberse a que los consorcios bacterianos podrían no estar completamente aclimatados dada la complejidad del sustrato. Esto implica un área de oportunidad para mejorar la reducción de DQO.

Mediante cromatografía de gases se determinó que el contenido de metano del biogás obtenido fue del 67 %. Esta proporción está acorde con lo comúnmente reportado.

El análisis de factibilidad indica que la integración del sistema de producción y aprovechamiento de biogás no es rentable bajo las condiciones evaluadas. Se requiere aumentar la producción de biogás o disminuir costos de operación. Un análisis de resultados permite concluir que es posible disminuir los costos por mano de obra en la etapa de operación. Con esto se planteó un escenario rentable. No obstante, es conveniente evaluar alternativas para mejorar el rendimiento en la producción de biogás.

REFERENCIAS

- Abbassi-Guendouz A., Brockmann D., Trably E., Dumas C., Delgenès J.-P., Steyer J.-P., Escudé R. (2012). Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. *Bioresource Technol*, **111**, 55–61.
- Anam K., Habibi M.S., Harwati T.U., Susilaningih D. (2012). Photofermentative hydrogen production using *Rhodobium marinum* from bagasse and soy sauce wastewater, *Int J Hydrogen Energ*, **37**, 15436–15442.
- Gharat N., Rathod V.K. (2013). Enzyme catalyzed transesterification of waste cooking oil with dimethyl carbonate, *J Mol Catal B-Enzym*, **88**, 36–40.
- Höök M., Tang X. (2013). Depletion of fossil fuels and anthropogenic climate change-A review. *Energ Policy*, **52**, 797–809.
- Hosseini S.E., Wahid M.A. (2013). Biogas utilization: Experimental investigation on biogas flameless combustion in lab-scale furnace. *Energ Convers Manage*, **74**, 426–432.
- Krishna G., Hun S. (2013). Effects

of chemical compositions and ensiling on the biogas productivity and degradation rates of agricultural and food processing by-products, *Bioresource Technology*, **142**, 553–561.

Octave S., Thomas D. (2009). Biorefinery: Toward an industrial metabolism. *Biochimie*, **91**, 659–64.

Papurello D., Lanzini A., Leone P., Santarelli M., Silvestri S. (2014). Biogas from the organic fraction of municipal solid waste: Dealing with contaminants for a solid oxide fuel cell energy generator, *Waste Manage*, **34**, 2047–2056.

Secretaría de Economía (2001). NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua - Determinación de sólidos y sales

disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. México, D.F. Diario Oficial de la Federación, 01 de agosto de 2001.

Secretaría de Economía (2011). NMX-AA-008-SCFI-2011. Análisis de agua - Determinación del pH - Método de prueba. México, D.F. Diario Oficial de la Federación, 05 de octubre de 2011.

Weiland P. (2010). Biogas production: current state and perspectives, *Appl Microbiol Biot*, **85**, 849–60.

Yenigün O., Demirel B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochem*, **48**, 901–911.



[00194] APLICACIÓN DE UN CAMPO MAGNETICO DE BAJA INTENSIDAD A UN PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

LUCIANO SANDOVAL YOVAL

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

lucsand@tlaloc.imta.mx

RESUMEN

The application of magnetic fields in the wastewater biological treatment is gaining interest, since recent studies have shown that they can be an effective stimulant to remove organic matter. However, there is not a global view regarding the mechanisms and biological effects. The available information in the literature about this systems is very heterogenous in terms of the magnetic field intensity applied and the types of fields, whether static or variable over time. Therefore, this research aims to obtain a better understanding of the phenomenon, as well as the limitation of the use of the variables.

The research focused in municipal wastewater treatment in an activated sludge reactor, in a Ludzack-Ettinger modality to remove organic matter and nitrogen, at pilot level, with a hydraulic residence time of 4h, exposed to a static magnetic field, with inductions of 100 and 1150 G.

The results showed that an intensity of 100 G improves the nitrogen and total phosphorus removal, ammonia nitrogen and the chemical oxygen demand, plus more water can be treated by increasing the flow to 200 ml/min. This allows increasing the plant capacity up to 33%, without affecting the treated water quality.

Palabras clave: Campo magnético estático, Lodos activados, Materia orgánica, Nitrógeno

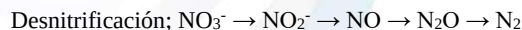
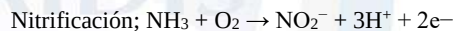
1. INTRODUCCIÓN

El sistema de tratamiento biológico de lodos activados se desarrolla en un ambiente rico en oxígeno (aerobio), con microorganismos y materia orgánica. Es similar al proceso biológico natural y que contiene gran variedad de microorganismos; la diferencia consiste en que en el proceso de lodos activados los microorganismos son completamente mezclados con la materia orgánica del agua residual, la que sirve de alimento para su propio crecimiento y reproducción. El mecanismo básico del sistema se representa de una manera simple con la siguiente reacción biológica:



Los primeros microorganismos digieren una parte de la materia orgánica absorbiéndola a través de su pared celular, produciendo ciertos desechos, que son utilizados como alimento por otros microorganismos. Este proceso de degradación acumulativa continúa hasta que la materia orgánica compleja original ha sido degradada y asimilada por la población biológica.

En relación a la eliminación de nitrógeno por medio de un proceso biológico es necesario tomar en cuenta las siguientes reacciones:



Esto es, el nitrógeno amoniacal en la parte aerobia del proceso es oxidado a nitratos (nitrificación) y en la parte anóxica estos son reducidos a nitrógeno gas, ocurriendo así la desnitrificación.

De los trabajos que han relacionado los campos magnéticos con el proceso de lodos activados se tiene lo siguiente.

Łebkowska en 1991 publicó un estudio sobre el efecto de un campo magnético estático en la biodegradación de materia orgánica en aguas residuales sintéticas con lodos activados y demostró que una inducción de 7-8 mT aumenta la eficiencia del tratamiento de aguas residuales hasta en un 25% en comparación con la muestra de control (sin campo magnético).

La máxima remoción de materia orgánica (hasta 44%) de glucosa basada en agua residual sintética se logró bajo la influencia de un campo magnético estático de 17,8 mT (Yavuz y Celebi, 2000), en contraste un campo magnético estático > 100 mT tuvo un impacto negativo sobre los procesos bioquímicos durante el tratamiento de aguas residuales (Łebkowska et al, 2011).

Tomska y Wolny en 2008 observaron que las transformaciones de los compuestos de nitrógeno en el

sistema de lodos activados expuesto al campo magnético, fueron más eficaces que el sistema sin el campo magnético, y la tasa de absorción de oxígeno de la segunda fase de nitrificación fue superior 1,6 a 2,1 veces.

En 2010 Ji et al., publicaron un artículo que demuestra que la inducción de un campo magnético de 20 mT tiene un efecto positivo en el crecimiento bacteriano en el lodo activado y en la biodegradación de la materia orgánica presente en aguas residuales.

Jasmina Filipič et al en 2015 probaron que la eliminación de amonio del agua residual puede ser estimulada por CME de 17 mT, al aplicarlo sobre la *Nitrosomonas europaea*, una bacteria clave que oxida el amoníaco. Además, evaluó el efecto de CME en cultivos mixtos de oxidantes de amoníaco en lodos activados, incubados en biorreactores discontinuos secuenciados. Los CME de 30 y 50 mT, aumentaron la tasa de oxidación de amonio en las aguas residuales municipales hasta en un 77% y estimularon el crecimiento de las bacterias.

Marcin Zieliński et al en 2017 investigaron el tratamiento de aguas residuales en un reactor aeróbico con lodo activado expuesto al campo magnético estático (CME) con una inducción media de 8.1 mT. La eficiencia de la eliminación de la demanda química de oxígeno fue aproximadamente del 90% en un reactor de control y un reactor expuesto a MF. Aunque la eficiencia de nitrificación fue superior al 95% en ambos reactores, la actividad de las bacterias oxidantes de amoníaco fue mayor en el reactor expuesto CME. Esto dio como resultado un acortamiento del tiempo de nitrificación a 4 h en comparación con 8 h en el reactor de control.

2. OBJETIVO

Investigar si un campo magnético puede mejorar la eficiencia de remoción de materia orgánica y nutrientes.

3. METODOLOGÍA

Para desarrollar la investigación se utilizó un modelo (planta piloto (PP)) que simula un proceso de lodos activados en su modalidad de Ludzack-Ettinger para remover materia orgánica y nitrógeno (Figura 1), que opera a 150 ml/min, lo que proporciona un tiempo de residencia hidráulico en la parte anóxica de 1.5 h y en la aerobia de 2.5 h, en total 4 h.

El proceso de lodos activados inicialmente se estabilizó y se operó por un lapso de 70 días sin imanes, esto con el fin de tener un punto de referencia.

Para poder evaluar el efecto del campo magnético en este sistema se diseñó un experimento de 2², dos factores, dos niveles. Los factores son la intensidad y el flujo de agua residual a tratar con niveles de 100 y 1150 Gauss (G), y de 150 y 200 ml/min, respectivamente. Adicionalmente se establecieron dos pruebas como centros con intensidad de 550 G y flujo de 175 ml/min. Se colocó un imán el la tubería de alimentación de agua residual y otro en la recirculación de lodos. Las variables de respuesta son los porcentajes de

remoción de la; Demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y nitratos. En la Tabla 1 se muestra los parámetros y sus puntos de muestreo en el modelo. El tiempo que duró cada prueba fue de 15 días.

Tabla 1. Parámetros y puntos de muestreo

Parámetro	Influyente	Anóxico	Aerobio	Efluente
OD		X	X	
pH	X	X	X	X
Temperatura	X	X	X	X
DBO	X			X
DQO	X			X
NT	X			X
N-NH ₄ ⁺	X			X
N-NO ₃ ⁻	X			X

Es necesario aclarar que el agua de estudio proviene de las instalaciones del IMTA, y que por sus características es considerada como un agua residual débil.



Fotografía 1. Modelo de prueba de lodos activados

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la estabilización y prueba sin imanes muestran que con un tiempo de residencia hidráulico de 4 h (150 ml/L) se obtuvieron remociones del 90.47% para DBO, del 76.35% para DQO y del 20.76% de nitrógeno total.

Los resultados que se obtuvieron de las pruebas efectuadas con la aplicación de con campo magnético estático se muestran en las Tablas 2 y 3, y presentan las concentraciones promedio.

Tabla 2 Resultados de materia orgánica

Flujo (ml/L)	CME (G)	DBO		%R
		I	E	
150	100	38.00	.57	90.61
150	1150	47.40	.48	84.22
200	100	71.11	.73	89.12
200	1150	78.17	.55	92.90
175	550	25.67	.60	89.87
175	550	30.75	.20	76.59
	CME	DQO		

Flujo (ml/L)	(G)	I	E	%R
150	100	107.70	29.49	72.62
150	1150	64.54	15.91	75.35
200	100	103.45	20.47	80.21
200	1150	100.98	17.03	83.14
175	550	83.35	24.71	70.35
175	550	82.84	30.12	63.64

Tabla 3 Resultados de nutrientes

Flujo (ml/L)	CME (G)	N-NH ₄ ⁺		
		I	E	%R
150	100	18.79	13.22	29.67
150	1150	13.63	4.37	67.96
200	100	20.54	1.48	92.79
200	1150	17.88	7.13	60.14
175	550	19.71	0.45	97.74
175	550	21.94	0.58	97.38
Flujo (ml/L)	CME (G)	N-NO ₃ ⁻		
		I	E	%R
150	100	1.93	8.10	
150	1150	0.85	5.20	
200	100	2.93	9.67	
200	1150	2.25	8.95	
175	550	5.50	12.45	
175	550	3.35	9.30	
Flujo (ml/L)	CME (G)	NT		
		I	E	%R
150	100	32.67	21.00	35.71
150	1150	16.50	11.50	30.30
200	100	30.67	11.33	63.04
200	1150	22.00	16.50	25.00
175	550	26.50	16.50	37.74
175	550	28.50	19.50	31.58

Para el análisis estadístico de las variables de respuesta se empleó el software STATGRAPHICS Centurion XVI, y tomando como base un intervalo de confianza del 95 %, por lo que el valor de probabilidad (P) es equivalente a 0.05.

Los resultados del análisis de varianza (ANOVA) que proporciona el software fueron que la intensidad magnética es significativa para el parámetro NT y el caudal no es significativo para ninguna de las variables de respuesta en estudio.

También proporciona las condiciones para obtener el valor óptimo de la variable de respuesta, así en la Tabla 4 se muestran éstas.

Tabla 4 Condiciones óptimas de remoción

Factor	DBO	DQO	N-NH ₄ ⁺	NT
Intensidad magnética	1150.0	1150.0	100.0	100.0
Caudal	200.0	200.0	200.0	200.0
Valor óptimo	91.0	79.5	104.4	61.8

Adicionalmente, se muestran las gráficas de respuesta de cada una de las variables en estudio.

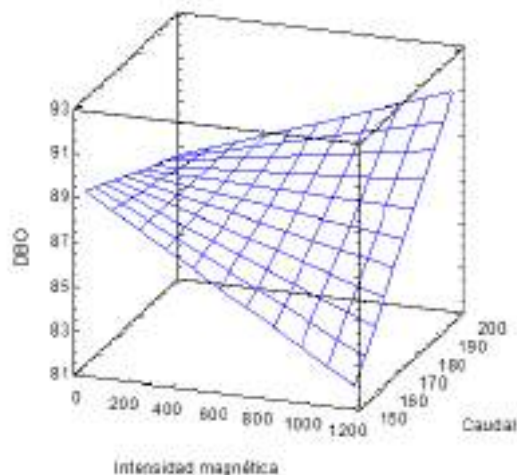


Figura 1 Superficie de respuesta de % de remoción de DBO

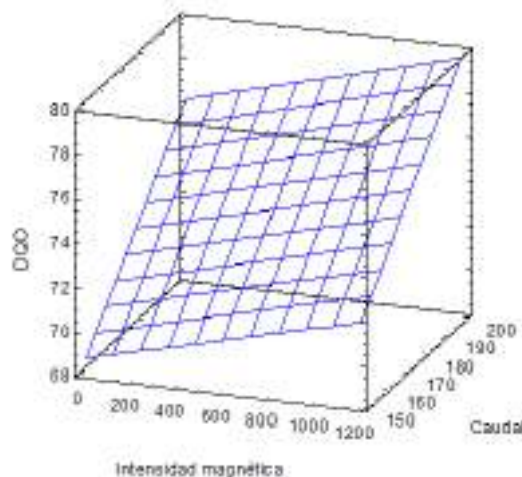


Figura 2 Superficie de respuesta de % de remoción de DQO

Figura 3 Superficie de respuesta de % de remoción de N-NH_4^+ .

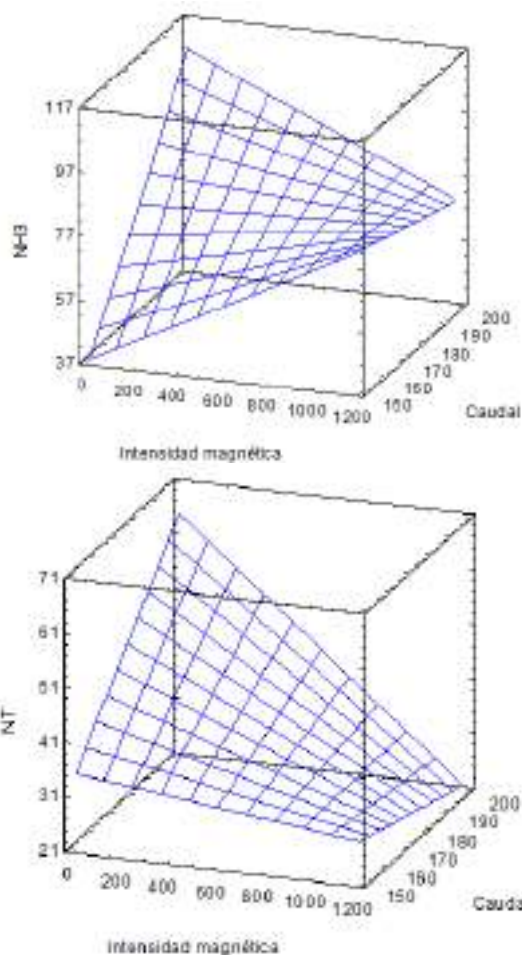


Figura 4 Superficie de respuesta de % de remoción de NT.

En la Tabla 2 se puede observar que a una mayor intensidad de campo magnético (1150 G) y flujo (200 ml/min) se pueden obtener las mayores remociones de materia orgánica. Sin embargo, con una intensidad menor (100 G) y manteniendo el mismo caudal se pueden obtener remociones con una diferencia mínima.

Lo anterior permite aumentar la capacidad de la planta piloto en un 30% sin afectar su eficiencia de remoción de materia orgánica.

En relación a la eliminación de nitrógeno, lo que se pretende en un proceso biológico que desnitrifica es que la concentración de nitrógeno amoniacal sea menor a 1 mg/L y los nitratos menores a 10 mg/L en el efluente, por lo que el nitrógeno total será menor en el efluente en relación al presente en el influente.

Bajo esta premisa, los resultados de la Tabla 3 muestran que con un campo magnético de 100 G se pueden obtener remociones de nitrógeno total del 63% con un caudal de 200 ml/min. Pero el proceso de nitrificación se ve favorecido con un caudal de 175 ml/min y una intensidad magnética de 555 G, en donde la concentración de nitrógeno amoniacal es menor a 1 mg/L.

Para el proceso de desnitrificación los resultados muestran que la concentración de nitratos está por debajo de los 10 mg/L, sin importar el valor de la intensidad magnética o de caudal de agua residual, sin embargo, al parecer se ve favorecido con un campo magnético de 1150 G, pero sin aumentar del caudal.

Tomando como referencia los mejores resultados del diseño de experimentos y comparándolos con de la prueba sin CME se obtiene la Tabla 4.

Tabla 5 Comparación de resultados con y sin CME

TRH (h)	4	3	
		100 G	1150 G
DBO	90.47	89.12	92.90
DQO	76.35	80.21	83.14
NT	20.76	63.04	25.00

En resumen, se aprecia que un CME de 1150 G logra mejorar la remoción de materia orgánica en un porcentaje mínimo (2 al 6%), sin embargo, a 100 G se tienen porcentajes bastante similares a los iniciales, pero mejora ampliamente la remoción de nitrógeno.

Además, como ya se comentó la aplicación de un CME reduce el tiempo de tratamiento a tres horas, lo que posibilita que se aumente la cantidad de agua residual municipal a tratar hasta en un 33% más.

Otro aspecto importante a considerar, es que para obtener un CME de 100 G solo se requieren imanes permanentes de hierro y para uno de 1150 G son de neodimio, que son mucho más caros.

Tomando como referencia la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, las concentraciones obtenidas de DBO (límite permisible de 30 mg/L) y de NT (límite permisible 14 mg/L) pueden ser cumplidos con un campo magnético de 100 G y un tiempo de residencia hidráulico de 3 h, permitiendo así un incremento del 33% de agua residual tratada.

5. CONCLUSIONES

1. La intensidad magnética es significativa en la remoción de nitrógeno total.
2. El tiempo de residencia hidráulico no fue un factor significativo en las variables de respuesta estudiadas.

3. El empleo de un campo magnético estático de 1150 G permite mejorar la remoción de materia orgánica en un rango de 2 a un 6%.
4. Las bacterias desnitrificantes son influenciadas positivamente por un campo magnético estático de 100 G.
5. El empleo de un campo magnético estático en un rango de 100 a 1150 G reduce el tiempo de residencia hidráulico de 4 a 3 h.
6. El empleo de un campo magnético estático en un rango de 100 a 1150 G permite aumentar el caudal de tratamiento hasta en un 33% sin afectar la calidad del agua residual tratada.
7. En términos de calidad del agua y de costos de implementación es más factible el empleo de un campo magnético estático de 100 G.
8. La calidad del agua residual tratada por un sistema de lodos activados, en su modalidad de Ludzack-Ettinger, sometido a un campo magnético estático de 100 G cumple con la Norma Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997 “que establece límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público”.

6. RECOMENDACIONES

Para poder llevar a una escala mayor el diseño de experimentos, y comprobar la certeza de los resultados, será necesario emplear un agua residual municipal que sea más característica de las condiciones que tiene el agua residual de una ciudad típica de México, esto es una DBO que este dentro de un rango de 300 a 400 mg/L y un nitrógeno total entre 60 y 40 mg/L.

7. REFERENCIAS

1. Aarathi, Leelapriya, T., Kalaichelvan, P.T., Dhilip, K.S., Sanker Narayan, P.V., (2004). Application of weak sinusoidal magnetic field on flavobacterium species in the treatment of paper mill effluent. *Electromagnetic Biol. Med+*. 23, 215–227.
2. Filipić, Kraigher, B. Tepuš, V. Kokol, I. Mandić-Mulec. (2012). Effects of low-density static magnetic fields on the growth and activities of wastewater bacteria *Escherichia coli* and *Pseudomonas putida*. (2012). *Bioresource Technology* 120, 225–232.
3. Jasmina Filipič, Barbara Kraigher, Brigita Tepuš, Vanja Kokol and Ines Mandić-Mulec, Effect of Low-Density Static Magnetic Field on the Oxidation of Ammonium by *Nitrosomonas europaea* and by Activated Sludge in Municipal Wastewater, *Food Technol. Biotechnol.* 53 (2) 201–206 (2015)
4. Ji, Y., Wang, Y., Sun, J., Yan, T., Li, J., Zhao, T., Yin, X., Sun, C., (2010). Enhancement of biological treatment of wastewater by magnetic field. *Bioresour. Technol.* 101, 8535–8540.
5. Łebkowska, Effect of a static magnetic field on formaldehyde biodegradation in wastewater by activated sludge. (2011). *Bioresource Technology* 102, 8777–8782.
6. Marcin Zieliński, Agnieszka Cydzik-Kwiatkowska, Magdalena Zielińska, Marcin Dębowski, Paulina Rusanowska and Joanna Kopańska, Nitrification in Activated Sludge Exposed to Static Magnetic Field, *Water Air Soil Pollut* (2017) 228: 126
7. Nakamura, K. Okuno, T. Ano, M. Shoda. (1997) Effect of high magnetic field on the growth of *Bacillus subtilis* measured in a newly developed superconducting magnet biosystem, *Bioelectrochem.* 43 Ž1997. 123–128.
8. NOM-003-SEMARNAT-1997, Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.
9. Tomska and Wolny. (2008) Enhancement of biological wastewater treatment by magnetic field exposure. (2008). *Desalination* 222, 368–373
10. Yavuz, H., Celebi, S.S., (2000). Effects of magnetic field on activity of activated sludge in wastewater treatment. *Enzyme Microb. Technol.* 26, 22–27.
11. Zhang, Shufen, Wei, Wanzhi, Zhang, Jinzhong, Mao, Youan, Liu, Shujuan, (2002). Effect of static magnetic field on growth of *Escherichia coli* and relative response model of series piezoelectric quartz crystal. *Analyst* 127, 373–377.

[00195] DEGRADACIÓN DE LA DBO, DQO Y COMPUESTOS NITROGENADOS DE UN AGUA MUNICIPAL POR UN HUMEDAL SUB-SUPERFICIAL DE FLUJO HORIZONTAL

ICELA DAGMAR BARCELÓ-QUINTAL¹; JESÚS T. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ²; LUIS J. OSORNIO-BERTHET³; HUGO E. SOLÍS-CORREA⁴, JULISA GARCÍA-ALBORTANTE⁵, MAGDALENA GARCÍA-MARTÍNEZ⁶

Universidad Autónoma Metropolitana Campus Azcapotzalco^{1,2,3,4,5,6}

ibarceloq@gmail.com¹

Resumen

Se determinaron las constantes cinéticas para la DBO, DQO, nitratos, nitritos y amonio en tres secciones de un humedal sub-superficial de flujo horizontal modificado con curvas peraltadas entre canales, sembrados con *Pragmites australis* y *Typha latifolia*. El sistema consta de lechos de piedra volcánica porosa de diferente granulometría. La cinética predominante fue de primer orden, utilizándose los valores de las constantes para la optimización del tratamiento de agua residual municipal, donde las curvas evitaron cortos circuitos y dando altos rendimientos de tratamiento tanto para la DBO como para la DQO, asimismo para los compuestos nitrogenados no fue tan eficiente, por lo que se requiere un tratamiento complementario.

Palabras clave: humedal sub-superficial, DBO, DQO, nitratos.

Introducción

La contaminación de los diferentes cuerpos de agua es el principal agente promotor del desequilibrio ecológico, donde la calidad del agua es un factor determinante para la humanidad, ya que la insalubridad y la contaminación por fuentes naturales o antropogénicas ha avanzado en el planeta en forma acelerada. Una alternativa son los humedales artificiales, ya que estos sistemas no requieren de energía externa para funcionar y presentan buena eficiencia en el tratamiento, por ejemplo de aguas municipales. Los humedales artificiales pueden ser de flujo superficial (HFS) o sub-superficial, a su vez estos se construyen de flujo horizontal y de flujo vertical. En los humedales de flujo superficial o flujo libre, el agua está en contacto directo con la atmósfera y circula a través de los tallos y hojas de las plantas (Rivas, 2011), son modificaciones de los sistemas naturales con una profundidad de la lámina de agua entre 0.3 y 0.4 m con plantas. En los humedales de flujo sub-superficial (HFSSH), la circulación del agua es de tipo subterránea a través de un medio granular y en contacto con las raíces

y rizomas de las plantas. La profundidad de la lámina de agua normalmente es de 0.3 a 0.9 m. La biopelícula que crece adherida al medio granular, a las raíces y rizomas de la plantas juega un papel fundamental en los procesos de descontaminación del agua. Si hay suficiente espacio disponible cerca de la instalación, puede ser una alternativa de bajo costo y reducida operación. Los humedales proporcionan el hábitat para la vida silvestre, y son, estéticamente, agradables a la vista.

El humedal sub-superficial de flujo horizontal (HFSSH), objeto de este trabajo, se encuentra construido dentro de la Universidad Autónoma Metropolitana Campus Azcapotzalco (UAM-A), el agua residual con la que actualmente se está alimentando el sistema proviene de la misma institución (UAM-A) que al ser recolectada en el sistema de drenaje de la institución llega a un cárcamo, en el cual se bombea a un tanque de regulación, que se encuentra a una altura de 2.20 m con respecto del suelo, con la finalidad de mantener el flujo permanente, y con caudal (Q) constante por medio de gravedad y sin utilizar energía eléctrica. Después de este primer tanque pasa a un tanque séptico (que también funciona como sedimentador), y a través de una tubería se conecta a un segundo tanque séptico (conectado en serie). Posterior a los dos tanques, llega a una canaleta de distribución, la cual hace que el agua sea distribuida de manera uniforme a lo ancho del humedal y posteriormente pasar a todo lo largo del mismo.

Objetivo

El objetivo de este trabajo consistió principalmente en el desarrollo de las cinéticas de degradación y la obtención de la(s) constante(s) cinética(s) de la DBO, de la DQO y de los compuestos nitrogenados (NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+) del humedal del UAM-A, construido y remodelado, donde este sistema funciona como un humedal sub-superficial de flujo horizontal (HFSSH), en el que se hace circular agua municipal para la degradación de materia orgánica (MO) y otros compuestos.

Metodología

El humedal, Figura 1a, tiene 12.15m de largo y 8m de ancho, con tres canales que finalizan en curvas con peraltes (Figura 1b y 1c), cuenta con conexiones hidráulicas, un sedimentador previo y un desarenador. Además contiene una canaleta con 12 vertederos triangulares para la entrada del agua pre-tratada al humedal, con un gasto de diseño Q de 9.0 m³/día.



Figura 1: a) Humedal de Flujo sub-superficial b) Detalle de la curvatura en cambio de canal c) Vista real de la curva (Osornio, 2017 y Osornio et. al., 2017)

El sustrato consta de tres lechos de diferente granulometría de piedra volcánica (tezontle) (5-10, 10-15 y 15-20 cm), sembrado con *Phragmites australis* (carrizo) y *Typha latifolia* (tule), Figura 1a. Se diseñó en el año 2009, donde se ensayó el tratamiento de agua residual municipal, encontrándose errores de construcción (Galeana, 2010), por lo que se rediseñó, corrigiendo errores hidráulicos en la entrada de cada canal, mediante formas curvas peraltadas (Figura 1b y 1c) para evitar cortos circuitos y zonas muertas (Osornio, 2017, Osornio et. al., 2017). La velocidad mínima del flujo fue de 4.23 m/día. Los resultados de este trabajo corresponden a los años 2016 durante los meses septiembre a diciembre (posterior a lluvias) realizando un muestreo por mes y 2017 durante los meses enero a marzo (estiaje) con dos muestreos en febrero y marzo y un en enero y mayo, no pudiéndose muestrear en abril por problemas técnicos. Se colectaron muestras de agua en el humedal mediante un muestreador tipo Bailer en pozos construidos con PVC. Para la DBO se utilizó un equipo VELD SCIENTIFICA Modelo FOC225E y la norma NMX-AA-028-SCFI-2001, en cuanto a la DQO se determinó de acuerdo con el método Hach 8000 (reflujo cerrado) y aplicando la norma APHA 5220 C, donde cada muestra fue previamente digerida en un digestor Hanna modelo CR-2200 y la lectura de la DQO fue con un espectrofotómetro DR/2400 Hach. Con los resultados de cada parámetro se calculó con la cinética de primer orden cada constante, en función de cada temperatura en el momento de los muestreos. Para los estudios cinéticos se probaron ecuaciones cinéticas de orden cero y orden uno, ecuaciones 1 y 2 respectivamente, (Barceló y Solís, 2015, Laider, 1979), que se indican a continuación, con el fin de obtener la constante cinética de la reacción de degradación de la DBO, DQO, nitratos, nitritos y amonio. Se utilizó para los cálculos el tiempo de retención hidráulico (TRH).

Orden cero

$$Co - Ci = -kt$$

$$\text{Ecuación 1}$$

Orden uno

$$Ci/Co = e^{(-kt)}$$

$$\text{Ecuación 2}$$

Que al linealizar, se obtiene:

$$\ln(Co/Ci) = -kt$$

Donde:

Co= concentración inicial

Ci= Concentración en el tiempo t

k= constante cinética

t= tiempo de reacción

Discusión de resultados

Es importante considerar la relación del oxígeno disuelto (OD) con el comportamiento tanto de la DBO como el de la DQO donde se observó en las curvas obtenidas en las temporadas de muestreo de la DBO y de la DQO, el requerimiento de OD y su relación con las curvas con peralte en cada cambio de canal. En la Figura 2 se presenta la variación del OD. Considerando el análisis de las tendencias de los valores de la DBO y DQO, se obtuvo un comportamiento cinético en tres secciones de los canales originado por las curvas entre cada canal y el tipo de plantas hidrófitas, para ello se realizó el cálculo del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) por cada una de las secciones, con el fin de realizar adecuadamente el estudio del orden de reacción de las cinéticas.

En la tabla1 y Figura 3 se muestra el TRH partiendo del tiempo cero del inicio hasta cada sitio de muestreo (pozo). Para el cálculo de las cinéticas se hizo un corrimiento de la escala de forma tal, que al inicio de cada sección.

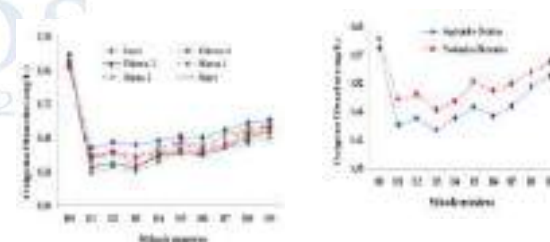


Figura 2. Variación del OD en los sitios seleccionados. (a). En el año 2016. (b). En el año 2017

El TRH fuera cero, por lo cual la primera sección de H0 a H2 quedó sin alteración en ambos periodos, para la segunda sección el sitio H3 se convirtió en cero y se le sumó el TRH que transcurrió del sitio inicial a los sitios subsecuentes, para la tercera sección en el periodo posterior a lluvias en el año 2016 se tomó de H7 hasta H9, ver la Figura 2a y para el periodo de estiaje en el año 2017, de H6 hasta H9 como se muestra figura 2b. El TRH

por sección se muestra en la parte inferior de la tabla después de las llaves. En el periodo posterior a lluvias, fue descartado el sitio H6 debido a que en todos los muestreos los valores no permitían establecer una tendencia en la concentración de los diferentes parámetros, esto posiblemente se debió a la adaptación de la vegetación en esa zona del humedal SSFH.

Tabla 1: Escala del TRH con respecto a los sitios de muestreo y de cada sección

Sitio	H0	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
TRH	0.00	0.30	1.10	2.21	2.31	2.31	2.31	1.80	0.13	1.01

Sitio	H0	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
TRH	0.00	0.30	1.10	2.21	2.31	2.31	2.31	1.80	0.13	1.01

(a) Secciones utilizadas para el desarrollo de las cinéticas en el año 2016. (b) Secciones utilizadas para el desarrollo de las cinéticas en el año 2017

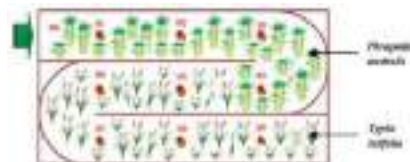
Figura 3: a) Secciones utilizadas para el desarrollo de las cinéticas en el año 2016. b) Secciones utilizadas para el desarrollo de las cinéticas en el año 2017

Uno de los parámetros de importancia en el trabajo son la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) ya que está relacionada la primera con la degradación bioquímica de la materia orgánica mediante procesos biológicos y mide la cantidad de oxígeno consumido en la degradación de la materia orgánica biodegradable; en las aguas residuales domésticas se encuentra entre 100 y 350 mg/L. El segundo caso es la DQO, que es un parámetro relacionado con la cantidad de oxígeno consumido por las materias existentes en el agua oxidables en unas condiciones determinadas, esta medida es una estimación de las materias oxidables presentes en el agua, cualquiera que sea su origen, orgánico o mineral. A continuación se presentan los resultados de la cinética de degradación de cada parámetro.

Resultados cinéticos de la DBO y obtención de constantes cinéticas

Se pueden observar en la figura 4 tres secciones, la primera consta de *Pragmites australis*, la segunda con la mitad de esta planta y la tercera con *Typha latifolia*. Figura 4.

Figura 4. Distribución del *P. australis* y de la *T. latifolia* en el humedal



En la figura 5 se presentan los resultados de la DBO en los dos años del desarrollo de este trabajo. En la figura 5a se indican los valores y la gráfica cinética obtenida durante el muestreo 2016 de la DBO del agua en tratamiento por el humedal SSFH y en la figura 5b la cinética durante el muestreo de 2017. En el periodo posterior a lluvias se realizaron dos campañas de muestreo y durante el estiaje cinco. Se presentaron tres secciones, observándose que al llegar al punto donde inicia cada curva hay un aumento en la concentración de la materia orgánica (MO) biodegradable medida como DBO, esto es debido a que hay una disminución en la velocidad del flujo y al salir de la curva, debido al peralte de la misma, aumenta la velocidad de dicho flujo y por el impulso hidráulico permite la salida homogénea del flujo, evitando zonas muertas y generando una disminución en el valor de la DBO, por la dilución, este comportamiento se notó en los demás parámetros químicos.

En ambos casos Figura 5a y Figura 5b, el perfil del comportamiento en cada sección fue parecida, las temperaturas promedio oscilaron en el periodo posterior a lluvias en 2016, de H0-H2: 19.48 ± 0.544 , de H3-H5: 17.55 ± 0.462 y de H7-H9: 17.52 ± 0.501 . Durante el estiaje de H0-H2: 20.03 ± 0.377 , de H3-H5: 17.78 ± 0.222 y de H7-H9: 17.94 ± 0.380 . Se observó un 88.91 ± 2.085 % de la degradación de la MO en promedio de las dos temporadas de muestreo.

En los muestreos de 2016, prácticamente la DBO fue casi semejante, observándose una buena degradación. En los muestreos de 2017, aunque los perfiles fueron semejantes, si hubieron diferencias en función de la cantidad de la DBO de entrada e inicio de cada degradación. Todas las cinéticas fueron de primer orden como se esperaba. En el caso del año 2016 el punto H6, las cinéticas no fue claro, es importante mencionar que es la zona de cambio de *Pragmites australis* a *Typha latifolia*, en periodo de crecimiento.

Para el estudio cinético por la incertidumbre que en el valor del sitio H6 se presentó se decidió eliminar los valores obtenidos. Se obtuvo una constante cinética en cada sección, en función de la temperatura. En la tabla de cada cinética de la figura 5 se presenta cada k estandarizada a 20°C.

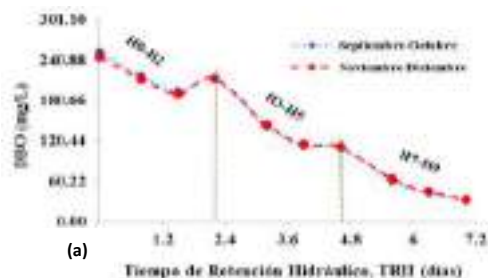
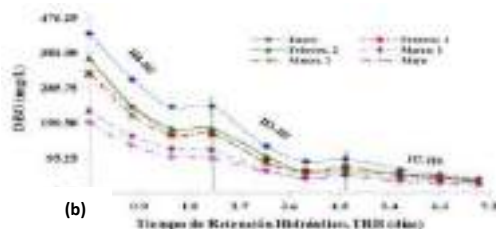


Figura 5. Cinéticas de la DBO. a). Periodo posterior a lluvias. b). Periodo de estiaje

Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.1730	19.48	0.1847
H3-H5	0.3710	17.55	0.5060
H7-H9	0.4845	17.52	0.6634

Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.4263	20.03	0.4247
H3-H5	0.4270	17.78	0.5655
H6-H9	0.4143	17.94	0.5379

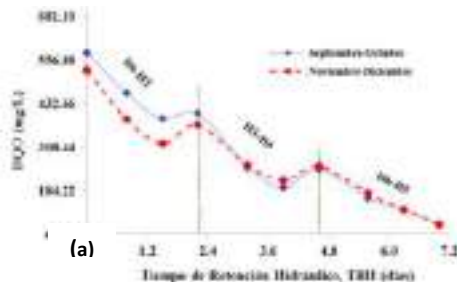
$H0-H2: NO_3^- = C_0 e^{-0.1847(t)}$
 $H3-H5: NO_3^- = C_0 e^{-0.500(t)}$
 $H7-H9: NO_3^- = C_0 e^{-0.6634(t)}$



$H0-H2: NO_3^- = C_0 e^{-0.4524(t)}$
 $H3-H5: NO_3^- = C_0 e^{-0.8019(t)}$
 $H6-H9: NO_3^- = C_0 e^{-0.2546(t)}$

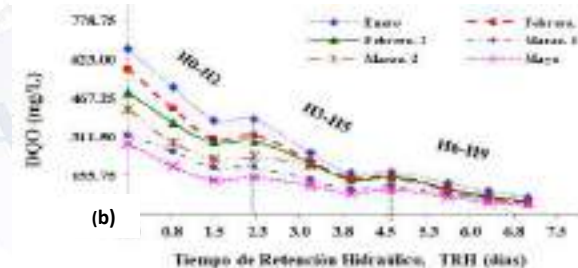
Resultados cinéticos de la DQO y obtención de Constantes Cinéticas

En la figura 6 se indican los resultados de las dos temporadas de trabajo respecto a la DQO.



Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.2995	19.48	0.3198
H3-H5	0.3840	17.55	0.5237
H7-H9	0.4695	17.52	0.6429

$H0-H2: NO_3^- = C_0 e^{-0.3198(t)}$
 $H3-H5: NO_3^- = C_0 e^{-0.5237(t)}$
 $H6-H9: NO_3^- = C_0 e^{-0.6429(t)}$



$H0-H2: NO_3^- = C_0 e^{-0.4247(t)}$
 $H3-H5: NO_3^- = C_0 e^{-0.5655(t)}$
 $H6-H9: NO_3^- = C_0 e^{-0.5379(t)}$

Figura 6: Cinéticas de la DQO. a). Periodo posterior a lluvias. b). Periodo de estiaje

Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.4542	20.03	0.4524
H3-H5	0.6065	17.78	0.8019
H6-H9	0.1962	17.94	0.2546

Se presenta en la figura 6a, de la misma manera que en la DBO, los valores y la gráfica cinética obtenida durante el muestreo 2016 de la DQO del tratamiento por el Humedal SSFH y en la figura 6b la cinética durante el muestreo de 2017. La DQO en ambos periodos disminuyó en todo el humedal semejante al de la DBO. La concentración se elevó un poco en los sitios de muestreo previos a la curva de cada canal (H3 y H6) y disminuyó en los sitios de muestreo posteriores a las

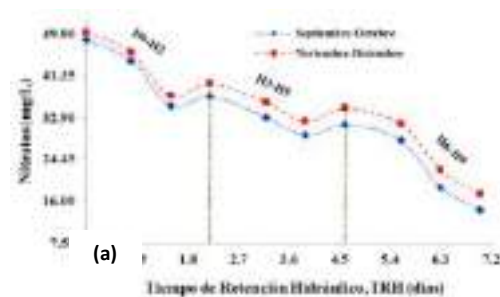
curvas. Se presentan también los valores de cada k respecto a su temperatura en cada sección y la estandarizada a 20°C. Se observó un 86.13 ± 3.046 % de la degradación de la MO en promedio de las dos temporadas de muestreo.

Resultados cinéticos de los derivados nitrogenados y obtención de sus Constantes Cinéticas

En el caso de los derivados nitrogenados también se presentaron tres secciones como en la DBO y la DQO, se obtuvieron las cinéticas de degradación para los nitratos, nitritos y amonio, a continuación se presentan los resultados de estos compuestos.

Resultados cinéticos de nitratos (NO_3^-) y obtención de constantes cinéticas.

En la figura 7 se presentan los resultados de los muestreos para 2016 (Figura 7a) y para 2017 (Figura 7b). Como en los casos anteriores en el punto donde el flujo llega a la curva de cada canal hay un aumento en la concentración de los nitratos. En el muestreo de noviembre-diciembre las concentraciones fueron ligeramente mayores, ya no llovió en lo absoluto y posiblemente hubo ligeramente una mayor concentración. En la figura 7b, se observa que las concentraciones de los nitratos fueron mayores que el periodo posterior a lluvias (Figura 7a). El humedal como reactor biológico no trabaja en régimen estacionario, es imposible controlar las variables de operación debido a que funciona en la intemperie, con los consecuentes cambios de temperatura, iluminación, que afecta el ciclo de generación de O_2/CO_2 de las plantas, como las precipitaciones pluviales, el estiaje y la descomposición, por ejemplo, de hojas, flores y frutos y otros que participan de la MO (Barceló et al., 2017), la tendencia que se presentó en esta sección se puede atribuir a una etapa de transición, ya que la actividad de los organismos depende de la cantidad de oxígeno disuelto y de la población bacteriana que se encuentran en las raíces del *P. australis* y *T. latifolia* en periodo de crecimiento (Es necesario indicar que en esta sección, la población vegetal cambió de *P. australis* a *T. latifolia*) y en el material poroso (sustrato de tezontle y paredes de block del humedal).

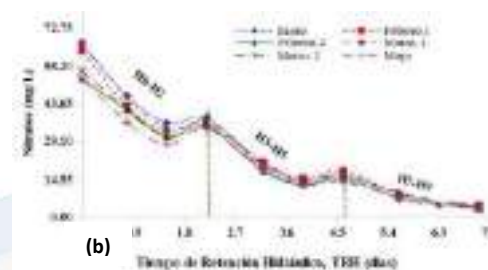


Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.2060	19.48	0.2199
H3-H5	0.1315	17.55	0.1793
H7-H9	0.4580	17.52	0.6271

$$\text{H0-H2: NO}_3^- = C_0 e^{-0.2199(t)}$$

$$\text{H3-H5: NO}_3^- = C_0 e^{-0.1793(t)}$$

$$\text{H7-H9: NO}_3^- = C_0 e^{-0.6271(t)}$$



Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.4137	20.03	0.4121
H3-H5	0.5753	17.78	0.7619
H7-H9	0.5808	17.94	0.7540

$$\text{H0-H2: NO}_3^- = C_0 e^{-0.4121(t)}$$

$$\text{H3-H5: NO}_3^- = C_0 e^{-0.7619(t)}$$

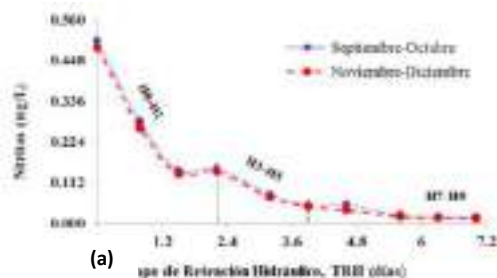
$$\text{H6-H9: NO}_3^- = C_0 e^{-0.7540(t)}$$

Figura 7: Cinéticas de los nitratos (NO_3^-). a). Periodo posterior a lluvias. b). Periodo de estiaje

Se observó que en el sitio H0 se tuvieron los valores más altos de los nitratos antes de la entrada al humedal, en el estiaje de 2017, figura 7b. Hubo una degradación mejor hasta el sitio H2, respecto a esta sección, que en 2016; en la temporada de estiaje del 2017 las plantas ya estaban más grandes, lo que pudo contribuir mejor en el tratamiento. Es importante tener en cuenta que el sitio H0 es un agua previamente tratada en los tanques sépticos y al salir de estos, para entrar al humedal se airea, luego dentro del humedal el proceso se torna facultativo.

Resultados cinéticos de nitritos (NO_2^-) y obtención de constantes cinéticas.

En la figura 8 se presentan las cinéticas para las dos temporadas de muestreo, posterior a lluvias 2016, Figura 8a, y estiaje 2017, figura 8b. Se observó en 2016 que hubo una degradación rápida. El comportamiento que presentó este parámetro en las dos temporadas seleccionadas fue diferente. Para la temporada posterior a lluvias en el año 2016, se observó que la primera sección (H0-H2) hubo una degradación fuerte. Para la temporada de estiaje, en el año 2017, se observó una disminución de la concentración de los nitritos homogénea entre sitio y sitio.

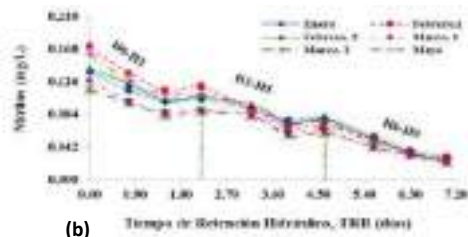


Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.8229	19.48	0.8785
H3-H5	0.6185	17.55	0.8435
H7-H9	0.2050	17.52	0.2807

$$\text{H0-H2: NO}_3^- = C_0 e^{-0.8785(t)}$$

$$\text{H3-H5: NO}_3^- = C_0 e^{-0.8435(t)}$$

$$\text{H7-H9: NO}_3^- = C_0 e^{-0.2807(t)}$$



Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.2403	20.03	0.2394
H3-H5	0.2400	17.78	0.3178
H7-H9	0.2390	17.94	0.3103

$$\text{H0-H2: NO}_3^- = C_0 e^{-0.2394(t)}$$

$$\text{H3-H5: NO}_3^- = C_0 e^{-0.3178(t)}$$

$$\text{H7-H9: NO}_3^- = C_0 e^{-0.3103(t)}$$

Figura 7: Cinéticas de nitratos (NO₃⁻). a). Periodo posterior a lluvias. b). Periodo de estiaje

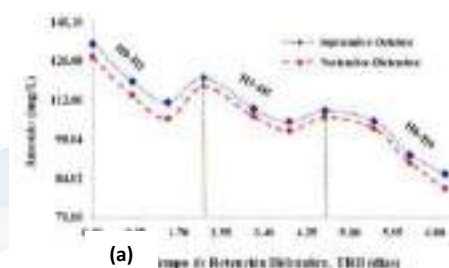
En las dos temporadas con excepción de sitio H6, para el caso de 2016, las cinéticas siempre se comportaron de primer orden en cada una de las secciones.

Resultados cinéticos del amonio (NH₄⁺) y obtención de constantes cinéticas.

En la figura 8 se presentan las cinéticas del amonio en el año 2016 del periodo posterior a las lluvias (figura 8a) y en 2017 del periodo de estiaje (figura 8b), en ambas el perfil de comportamiento fue semejante.

Al efectuar un balance de NO₃⁻, NO₂⁻ y NH₄⁺ hubo un residual elevado de amonio, puede deberse al agua residual que llega de los baños de la biblioteca, del

edificio T, de la cocina y del edificio G, principalmente. En cuanto a los nitratos (NO₃⁻), pueden provenir de productos químicos de jardinería, que pueden ser reducidos principalmente por los procesos microbianos (Manahan, 1994), en ausencia de oxígeno, el ion puede ser utilizado por algunas bacterias como receptoras de electrones (ya que actúan como agentes reductores) según el ambiente reductor del medio, es decir según la magnitud del ORP del medio y la cantidad de OD presente pueden pasar a NO₂⁻ e incluso a NH₄⁺.

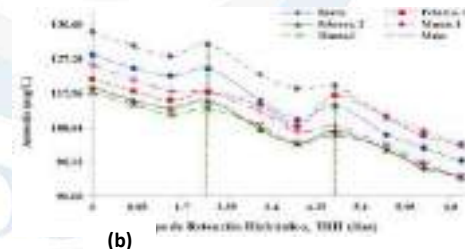


Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.1210	19.48	0.1292
H3-H5	0.0860	17.55	0.1173
H7-H9	0.1555	17.52	0.2129

$$\text{H0-H2: NO}_3^- = C_0 e^{-0.1292(t)}$$

$$\text{H3-H5: NO}_3^- = C_0 e^{-0.1173(t)}$$

$$\text{H7-H9: NO}_3^- = C_0 e^{-0.2129(t)}$$



Sección	K_t (días ⁻¹)	T (°C)	K_{20} (días ⁻¹)
H0-H2	0.0340	20.03	0.0339
H3-H5	0.1278	17.78	0.1693
H7-H9	0.0552	17.94	0.0716

$$\text{H0-H2: NO}_3^- = C_0 e^{-0.0339(t)}$$

$$\text{H3-H5: NO}_3^- = C_0 e^{-0.1693(t)}$$

$$\text{H7-H9: NO}_3^- = C_0 e^{-0.0716(t)}$$

Figura 8: Cinéticas de nitratos (NH₄⁺). a). Periodo posterior a lluvias. b). Periodo de estiaje

En el caso del humedal si se considera el diagrama de Pourbaix de la figura 9, donde la región de pH osciló de 7.4 a 8.4, la región de los nitritos es pequeña, además de los valores negativos de los ORP's obtenidos en las diferentes épocas de muestreo, se justifica la presencia de más amonio en el sistema humedal.

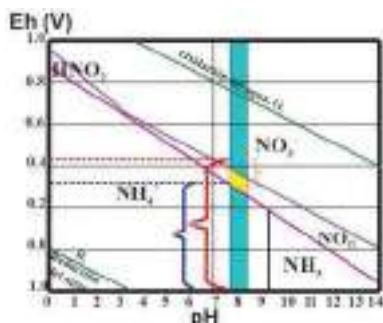


Figura 9. Diagrama de Pourbaix de especies nitrogenadas en medio acuoso

Conclusiones

A continuación se presentan las conclusiones derivadas de los resultados experimentales de este proyecto: Respecto a los estudios cinéticos de los parámetros DBO, DQO, nitratos, nitritos y amonio, se observó un comportamiento peculiar en el humedal SSFH, pues se obtuvieron tres secciones en la degradación de dichos parámetros, originados por la curvas con peralte al final de cada canal y la siembra de *P. australis* que abarcó canal y medio y la *T. latifolia* que se sembró en el resto del humedal, así cada sección fue: una al inicio, que corresponde al conjunto de sitios H0-H1-H2, otra intermedia con los sitios H3-H4-H5 y una tercera al final, con los sitios H7-H8-H9, en la temporada posterior a las lluvias en 2016; en el caso del estiaje (2017) en la tercera sección, se consideraron los sitios H6-H7-H8-H9. La DBO y la DQO en las tres secciones las cinéticas de primer orden fueron las predominantes, al igual que en nitritos y amonio en el periodo posterior a las lluvias en el año 2016, en el caso de los nitratos, la primera región originó el perfil de una curva convexa que no corresponde a una cinética típica, sin embargo en la segunda sección de la misma temporada se presentaron líneas casi rectas, lo que sugiere la existencia de una etapa de transición aparentemente con cinéticas de orden cero y en la tercera región los perfiles de las curvas fueron claramente cóncavas en los periodos de estudio, típicas de cinéticas de orden uno. En la primera región, como se indicó en la interpretación de resultados, puede ser el periodo de inducción microbiológico, donde el carrizo (*P. australis*) aprovecha la presencia del nitrato como nutriente, además que fue un periodo de crecimiento de la planta. La tendencia lineal de la segunda región, es interesante, ya que marca una etapa de transición que puede estar asociada al cambio de la

población vegetal, ya que en esta temporada se concluyó la siembra del carrizo (*P. australis*) e inicia la del tule (*T. latifolia*). Dado que con excepción del caso de los nitratos en el 2016, se consideró en general una cinética de primer orden, por lo tanto, la constante *k* se utilizó y se estandarizó a 20°C mediante la ecuación de Van't Hoff-Arrhenius. Para la DBO la NOM-001-SEMARNAT-1996, indica el valor máximo que es de 150 mg/L, concentración que también la acepta la Ley Federal de Derechos, Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales. En el caso del agua tratada mediante el humedal se logró valores entre 20.52 y 39.96, en las dos temporadas de trabajo, por lo tanto con este sistema la calidad de salida del agua cumplió incluso con valores menores al límite para uso público urbano que es el valor de los más estrictos. Para la DQO no señala el parámetro la NOM-001-SEMARNAT-1996, sin embargo para poder evaluar la DQO, se utilizó el valor a través de la Ley Federal de Derechos, Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales para descargas en ríos agua costera y suelo (Comisión Nacional del Agua, 2009) que es de 320 mg/L y para el servicio público urbano es de 500mg/L. En el caso del agua tratada mediante el humedal se logró valores entre 71.00 y 39.96, en las dos temporadas de trabajo, por lo tanto con este sistema la calidad de salida del agua cumplió, incluso, con valores menores a los límites estipulados por la Ley Federal de Derechos, Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales. En el caso del nitrógeno amoniacal, según la Ley Federal de Derechos, Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales, para el uso en la protección a la vida acuática, agua dulce, incluyendo humedales, indica un límite de 0.06 mg/L y para la protección a la vida acuática, aguas costeras y estuarios de 0.01 mg/L, éste parámetro no se cumplió por lo que se requiere un post- tratamiento. Los mejores rendimientos fueron para la DBO y la DQO, concluyendo que este humedal SSFH funciona con éxito en el tratamiento de la materia orgánica y para los demás parámetros químicos se recomienda como se ha indicado un tratamiento complementario, como una laguna de maduración.

Referencias

- Barceló I., Rivas A., García J., Salazar M., Giacomán G., Zetina C. (2014). Comportamiento de un sistema humedal-laguna de maduración-humedal de pulimento a nivel piloto para el tratamiento de aguas municipales en la Universidad Autónoma Metropolitana de la unidad Azcapotzalco en la Cd. de México, México. Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistema de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mantenimiento de la Calidad del Agua. Editado por la Universidad de Pereira, ISBN: 978-958-72231190-9, pp 55-60
- Barceló-Quintal I.D., J. Osornio-Berthet L.J., Rivas-Hernández A., García-Martínez M., García-Albortante

J., Hernández-Moreno A., Solís-Correa H.E. (2015). Modificación para mejorar la eficiencia de remoción de contaminantes en un humedal sub-superficial de flujo horizontal. Memorias del Segundo Congreso Nacional AMICA. Puebla, Puebla, pp 1-5

Galeana J. (2011). Evaluación de la eficiencia de un sistema humedal-laguna de maduración-humedal de pulimento. Tesis de Ingeniería Ambiental. UAM-Azcapotzalco, Ciudad de México, México.

González, G.J.T. (2017). Determinación de la eficiencia del tratamiento de un agua residual municipal mediante un humedal modificado a través de las constantes cinéticas de parámetros fisicoquímicos. Tesis de maestría. Maestría en Ciencias e Ingeniería. División de CBI, UAM-Azcapotzalco.

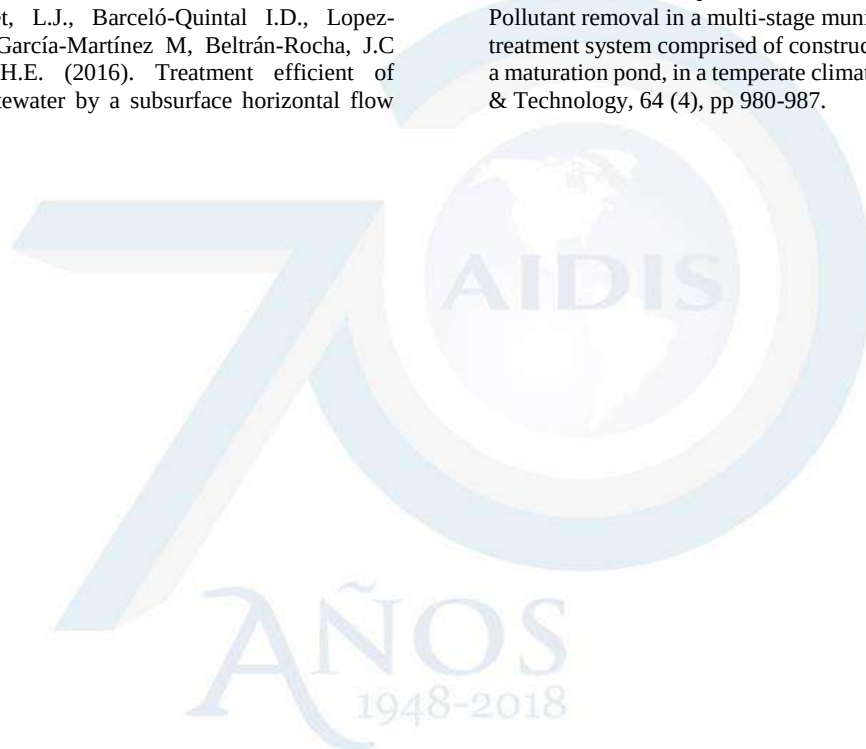
Osornio-Berthet, L.J., Barceló-Quintal I.D., Lopez-Chuken U.J., García-Martínez M, Beltrán-Rocha, J.C Solís-Correa, H.E. (2016). Treatment efficient of municipal wastewater by a subsurface horizontal flow

wetland modified to rural communities in Mexico. Proceeding of IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control-ICW, Gdańsk, Polonia.

Luis. J. Osornio-Berthet, Icela D. Barceló-Quintal, Magdalena García-Martínez, Hugo E Solís-Correa, José T. González-González, (2017). Treatment wastewater municipal by subsurface flow wetland modified to rural communities in Mexico. British Journal of Applied Science & Technology. Vol-9, No. 2, 1-13. ISSN impreso: 2231-0843 (NLM ID: 101664541). DOI: 10.9734/BJAST/2017/31425

Pearson R. G. (1972). Hard and soft acids and bases. Inorg. Chem., 11: 3146-3154.

Rivas A. I. Barceló-Quintal I. and Moeller G.E. (2011). Pollutant removal in a multi-stage municipal wastewater treatment system comprised of constructed wetlands and a maturation pond, in a temperate climate. Water Science & Technology, 64 (4), pp 980-987.



[00196] DETERMINACIÓN DEL TRANSPORTE DE MATERIA ORGÁNICA Y SÓLIDOS TOTALES EN UN HUMEDAL SUB-SUPERFICIAL DE FLUJO HORIZONTAL

ICELA DAGMAR BARCELÓ QUINTAL¹; LUIS J. OSORNIO-BERTHET², HUGO E. SOLÍS-CORREA³, MAGDALENA GARCÍA-MARTÍNEZ⁴, JULIO C. BELTRÁN-ROCHA⁵

Universidad Autónoma Metropolitana Campus Azcapotzalco^{1,2,3,4}; Universidad Autónoma de Nuevo León⁵

ibarceloq@gmail.com

Resumen

Se determinó el comportamiento hidrodinámico de un humedal sub-superficial de flujo horizontal modificado con curvas con peralte entre canales, sembrado con *Phragmites australis* y *Typha latifolia*, también se analizaron los parámetros fisicoquímicos: Oxígeno Disuelto (OD), Potencial Redox (ORP), conductividad eléctrica, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Totales (ST), posteriormente se realizó una modelación con el software IBER el cual es un software bidimensional útil para láminas de agua y/o lechos porosos y de poca profundidad. El análisis de ST, velocidad y turbulencia, mostraron la homogeneización del flujo en aquellas zonas muertas (secciones de cambio de canal) donde los procesos de remoción no se realizaban de forma óptima.

Palabras clave: Humedal sub-superficial, software IBER, DBO, DQO y ST

Introducción

Basándose en el comportamiento de los humedales naturales y en su capacidad depuradora, se ha desarrollado a partir de los años setentas y ochentas los sistemas denominados “humedales artificiales” o “construidos” (constructed wetlands, CW) para el tratamiento de aguas residuales, los cuales no requieren de energía externa para funcionar (Crites, Ron y Tchobanoglous, 2001, Crites, *et al.*, 1988). En los años noventa, se vio un mayor incremento en el número de éstos sistemas, seguido de la extensión en el campo de aplicación (Llagas *et al.*, 2006). Estos humedales (wetlands) están constituidos por canales o lagunas poco profundas de menos de un metro plantados con vegetales de naturaleza hidrófila y en los que los procesos de

descontaminación tienen lugar mediante las interacciones entre el agua, el sustrato sólido, los microorganismos, la vegetación y la fauna que pueda estar presente. Se dividen según el tipo de circulación del agua, en humedales de flujo superficial o de flujo sub-superficial, este último a su vez puede ser de flujo horizontal o de flujo vertical. En los humedales de flujo superficial el agua está en contacto directo con la atmósfera y circula a través de los tallos y hojas de las plantas (Rivas, 2012, Barceló *et al.*, 2014), son modificaciones de lagunaje natural con una profundidad de la lámina de agua entre 0.3 y 0.4 m con plantas (Kadlec y Wallace, 2009). En los humedales de flujo sub-superficial, la circulación del agua es de tipo subterránea a través de un medio granular y en contacto con las raíces y rizomas de las plantas. La profundidad de la lámina de agua normalmente es de 0.3 a 0.9 m. La biopelícula que crece adherida al medio granular, a las raíces y rizomas de la plantas juega un papel fundamental en los procesos de descontaminación del agua, (Kadlec y Wallace, 2009). Si hay suficiente espacio disponible cerca de la instalación, puede ser una alternativa de bajo costo y reducida operación. Los humedales proporcionan el hábitat para la vida silvestre, y son, estéticamente, agradables a la vista. Dos procesos críticos dominan el rendimiento en el tratamiento de los humedales: la dinámica microbiana y la hidrodinámica. Los procesos microbianos son cruciales en la remoción de nutrientes de tal manera que esta capacidad es el mecanismo fundamental de tratamiento de las aguas residuales. En cuanto a la hidrodinámica, los humedales operan casi a velocidades de flujo y caudal constante dependiendo de la operación. Parámetros como velocidad, distribución del flujo y tiempo de retención dependerán de las características constructivas del humedal así como las del medio rocoso o sustrato, en particular la conductividad hidráulica.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Objetivo

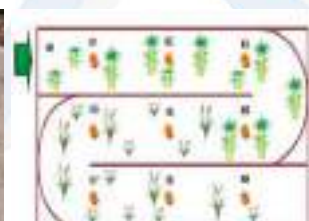
El objetivo de este trabajo fue el determinar el transporte de la materia orgánica (MO) medida a través de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y de los sólidos totales (ST) en un sistema humedal sub-superficial de flujo horizontal (HSFH), analizando su concentración en cada sitio de muestreo, para encontrar su relación con la hidrodinámica que se produce en las secciones curvas con peralte que se encuentran en los cambios de canal.

Metodología

Se presenta el estudio del tratamiento de aguas a través de un humedal piloto sub-superficial de flujo horizontal (HSFH) que se encuentra ubicado en la Universidad Autónoma Metropolitana, Campus Azcapotzalco en la Ciudad de México, México, (Barceló *et al.*, 2015) cuyas dimensiones son 12.15m de largo y 8 m de ancho con tres canales, el sustrato consta de tres camas de diferente granulometría de piedra volcánica denominada tezontle (5-10, 10-15 y 15-20 cm), sembrado con *Phragmites australis* y *Typha latifolia* distribuida como se muestra en la Figura 1a. Se diseñaron para la entrada a cada canal, formas curvas con peralte y radios de 2.67m (Figura 1b), para evitar cortos circuitos y zonas muertas, considerando un peralte mínimo de 6%, con una pendiente de 1% una velocidad mínima de 0.5m/min, cuenta además con las conexiones hidráulicas necesarias y un tren de tratamiento que incluye: un sedimentador previo, un tanque de regulación, 2 fosas sépticas, y un dispositivo con 12 vertederos triangulares para el influente y un gasto de diseño Q de 0.1 L/s.



(a)



(b)

Figura 1: a) Humedal de Flujo sub-superficial b) Curva con peralte en el humedal (Osornio, 2017 y Osornio *et. al.*, 2017)

Se analizaron los siguientes parámetros fisicoquímicos por triplicado: OD, OPR, Conductividad, también se monitoreo el sistema a través de la materia orgánica, como DBO y DQO, considerando también los sólidos totales (ST) en 4 campañas de muestreo, 2 en primavera y 2 en invierno del 2017. El proceso para cuantificar dichos parámetros, incluyó el uso del monitoreo como principal herramienta para definir la condición del recurso con el fin de proveer datos que puedan ser usados para recabar información y definir las condiciones

actualizadas del sistema por un período de tiempo. El muestreo se realizó mediante un bastón tipo Bayler en 10 sitios dentro del sistema HSFH que se distribuyeron según se indica en la Figura 2

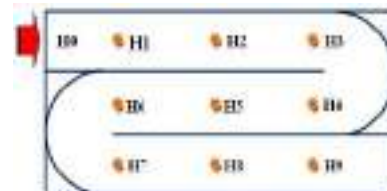


Figura 2: Sitios de muestreo en el sistema HSFH

También se obtuvo la porosidad del sustrato, se determinó el tamaño de grano con un vernier para los tres diferentes estratos, posteriormente se tomó una muestra significativa de material seco y limpio, que fue pesado en una balanza digital, asimismo fue necesario diseñar un recipiente para sumergir la muestra, dicho recipiente fue construido en vidrio de 6mm de grosor con dimensiones de 15 x 20 x 16 cm con un volumen de 4800 cm³; las tres diferentes muestras de suelo fueron sumergidas en el recipiente siendo cubiertas totalmente por el agua por un periodo de una semana, como se observa en la figura 3.

Posteriormente se obtuvo la porosidad aparente (Pa) mediante la ecuación 1

$$Pa = \frac{s-w}{s-i} \times 100 \quad (1)$$

Donde:

w= Peso de la muestra embebida en agua con una balanza hidrostática

s= Peso húmedo

i= Peso sumergido en agua

Para conocer el valor real de la porosidad media a lo largo del lecho (Pl) en el HSFH, se aplicó la ecuación 2.

$$Pl = \frac{\sum(Pa1 \cdot b1)}{B} \quad (2)$$

Donde:

Pl = Porosidad a lo largo del lecho

Pa1 = Porosidad en cada estrato

b1=Ancho de cada estrato.

B = Ancho total del lecho

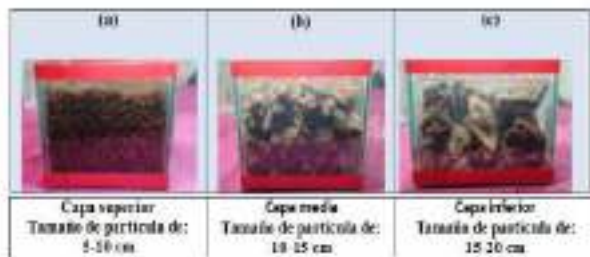


Figura 3: Porosidades del sustrato tezontle en los 3 estratos del sistema HSFH

Al contar con la información concerniente se procedió a utilizar el software IBER (Bladé, *et al.*, 2014), que es una herramienta de simulación numérica del flujo en ríos, que se utilizó con el objeto de conocer la velocidad real en el sistema HSFH, se realizó una modelación matemática del flujo del agua que consistió en predecir los valores que toman las variables hidráulicas a partir de la resolución mediante métodos numéricos para el estudio de velocidad y comportamiento hidrodinámico. Partiendo de los datos obtenidos, se consideró una pendiente de 1%, con un caudal de 0.1 L/s, para 3 corridas, variando los valores en función del número de Manning, con la geometría correspondiente que tienen las curvas peraltadas, con la rugosidad del firme y los muros de block ligero. Se obtuvieron 3 diferentes comportamientos de la velocidad, los cuales se evaluaron, considerando que el lecho medio, dadas las características del tamaño de grano y la influencia de las raíces, sería el que se analizaría para obtener una velocidad media, y un tiempo de retención hidráulico (TRH) por cada sitio, esto fue vital para relacionar los TRH con la concentración de MO medida a través de DBO, DQO y ST.

Discusión de resultados

Resultados de los parámetros fisicoquímicos

En las Figuras 4a y 4b se presentan los valores de la concentración de la DBO y DQO respectivamente. El sistema HSFH presenta una eficiencia de remoción de MO medida a través de la concentración de estos parámetros que es superior al 85%, se destaca un incremento en los sitios H3 y H6 que corresponden al sitio donde inicia la curva, se intuye que la hidrodinámica se modifica debido al cambio de sección y de pendiente en estos sitios y a su vez se tiene una acumulación de MO en estas secciones, fenómeno que se analizó también mediante el software IBER

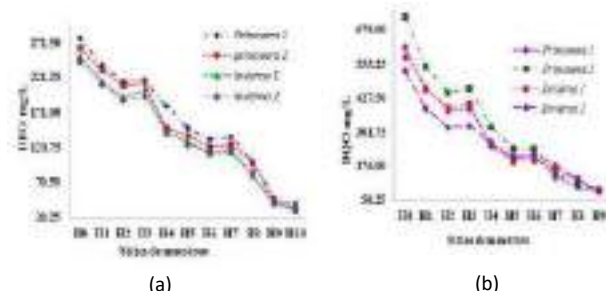


Figura 4: a) variación de DBO en el sistema HSFH. b) variación de DQO en el sistema HSFH.

En la figura 5a se muestran los resultados de la concentración de OD en la diferente sección del sistema HSFH, la concentración se va incrementando a medida que el flujo avanza por los diferentes sitios, esto se debe a que las raíces de las plantas, principalmente la *T. latifolia*, transportan oxígeno de la superficie a los lechos.

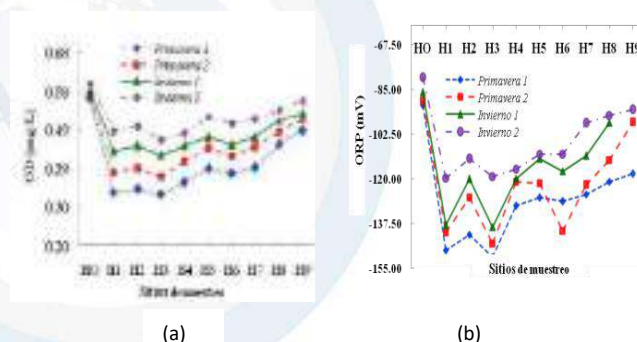


Figura 5: a) variación de OD en el sistema HSFH. b) variación de ORP en el sistema HSFH

En los sitios H3 y H6 se observa una ligera reducción en la concentración, esto puede deberse a que se acumula MO en esta sección y para su biodegradación es requerido más oxígeno, por lo tanto disminuye su concentración, el OD al estar íntimamente ligado con el ORP (Figura 5b) ocasiona que la tendencia sea similar, se tienen valores en el intervalo de los negativos y ligeramente va ascendiendo, con excepción de los sitios H3 y H6. Este fenómeno se repitió en todos los periodos de muestreo.

En la figura 6a se muestran los valores de las sales disueltas en el agua medidas a través de la conductividad, se obtuvo una muy buena eficiencia de remoción, disminuyendo valores desde 450 μcm hasta 150 μcm aproximadamente. Para el caso de los ST (Figura 6b), se obtuvo una tendencia similar a la de la DBO y DQO, donde se ve una gran reducción de los ST, a excepción de los sitios H3 y H6, que se le acreditó a factores

hidráulicos provocados por el cambio de sección y de pendiente al inicio de las curvas con peralte.

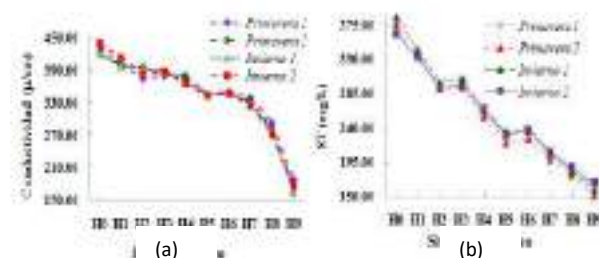


Figura 6: a) variación de la conductividad en el sistema HSFH. b) variación de ST en el sistema HSFH.

Resultados de la Porosidad Aparente

En la Tabla 1 se muestran los resultados de la aplicación de la fórmula de la Porosidad Aparente a los diferentes estratos, con los datos obtenidos del material correspondiente.

Tabla 1. Valores de porosidad aparente

Estrato	Espesor (m)	Tamaño de partícula (m)	Porosidad aparente (%)
Superior	0.20	<0.015	30.96
Media	0.30	De 0.015 a 0.06	26.81
Inferior	0.30	De 0.06 a 0.16	22.13

Una vez obtenida la porosidad aparente en cada sustrato, se procedió a analizar los tres lechos como si fueran homogéneos, con la finalidad de tener una perspectiva general del recorrido del flujo, dicha Porosidad total (PI) fue de 26.09%.

Resultados de los parámetros hidrodinámicos

A continuación se muestran los resultados obtenidos con el software IBER, realizada una modelación hidrodinámica de los 3 lechos del humedal, realizando las consideraciones mencionadas en la metodología (Figura 7a, 7b y 7c).

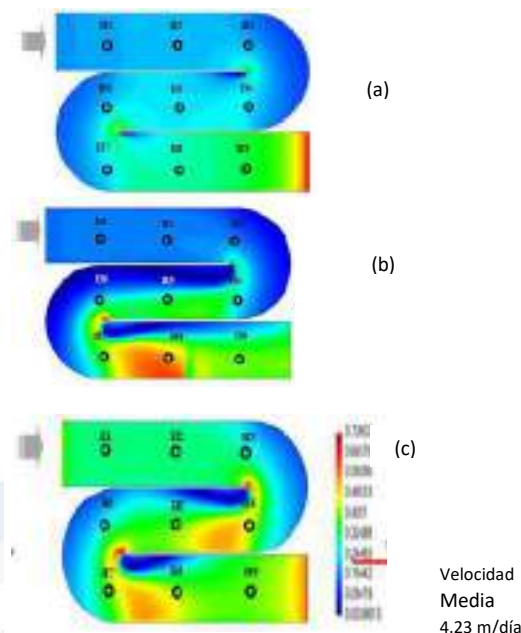


Figura 7: a) Velocidad en IBER para granulometría de 5-10cm en el HSFH. b) Velocidades en IBER para granulometría de 10-15cm en el HSFH. c) Velocidades en IBER para granulometría de 15-20cm en el HSFH.

Para el cálculo de la velocidad media se observa una variación en el sistema en las diferentes secciones ilustrado por un mapa de colores los cambios de velocidad, para los colores azul fuerte y azul cian indica velocidades de flujo bajas, para los colores rojo intenso y naranja velocidades altas.

Se tiene un incremento de la velocidad a la salida de ambas curvas para las granulometrías de 10-15 y 5-10, (sitios H4 y H7) indicado por el color amarillo y rojo, lo que está relacionado también al tamaño de partícula, ya que a medida que este aumenta, también los intersticios, permitiendo mayor flujo de agua. Este incremento de la velocidad se debe, como se ha observado, al tamaño de grano del sustrato y principalmente a los peraltes, los cuales impulsan el flujo a la salida de la curva. La velocidad media de flujo en el humedal fue de 4.23 m/día, como se indica en la escala. (Osornio, *et. al*, 2017)

A continuación en la Figuras 8a, 8b y 8c se observan los resultados de la modelación en el software IBER para el transporte de sólidos totales, donde se muestra en color rojo los sitios donde se concentran los ST. Se observó una concentración alta en los sitios previos a la curva (H3 y H6) para la granulometría de 10-15cm y de 15-20 cm, (Figuras 8a y 8b). Esta concentración en los ST va ligada a la velocidad del flujo, cambio de pendiente y cambio de sección del canal, lo cual muestra que en los sitios H3 y H6 se acumula MO, que tiene relación con

los parámetros fisicoquímicos determinados (DBO, DQO y ST).

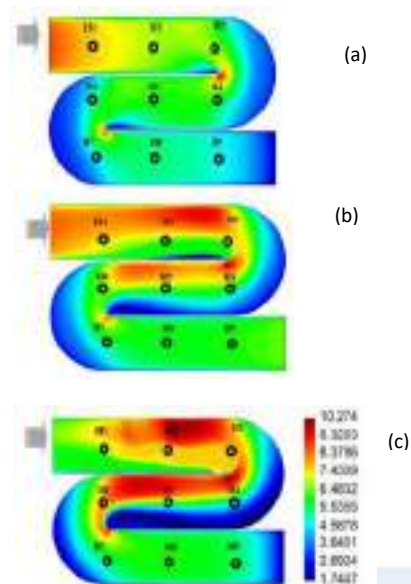


Figura 8: a) Sólidos totales en IBER para granulometría de 5-10cm en el HSFH b) Velocidades en IBER para granulometría de 10-15cm c) Velocidades en IBER para granulometría de 15-20cm en el HSFH

A medida que el flujo recorre cada curva, se homogeniza, con el cambio de endiente a positiva incrementa la velocidad y la concentración se ST disminuye considerablemente, como se muestra en las Figura 8b y 8c.

Determinación del TRH

Para el cálculo del TRH se consideró la velocidad obtenida de la modelación con el software IBER, con un resultado de 4.23 m/día, así como la distancia total (considerando todo el largo del humedal) que recorre el agua desde sitio H0 hasta el sitio H9. La distancia que existe entre cada uno de los sitios es en promedio de 3 m, con excepción de la entrada (H0) al primer sitio de muestro (H1) que es de 3.34m. Para determinar la distancia en las curvas correspondientes a los puntos H3-H4 y H6-H7, se tomó en cuenta la parte media de un semicírculo, obteniendo una distancia de 4.18 m (Figura 9).

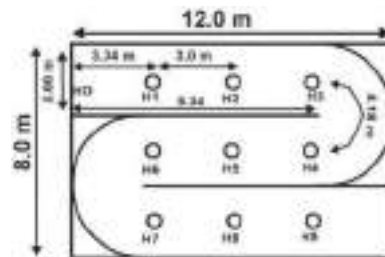


Figura 9: Longitudes de sitio a sitio en humedal en el SHSSFH

Para el cálculo del TRH se utilizó una ecuación en la que interviene la velocidad y las distancias establecidas entre sitio y sitio, presentándose en la Tabla 2 las distancias entre cada uno de los sitios de muestro y la distancia acumulada, así como el TRH desde H0 hasta H9. Para el caudal del influente al humedal se estableció un valor de 9.01 m³/día (0.104 L/s) (Osornio, 2017).

Tabla 2: Valores de los diferentes sitios de muestro, de las distancias acumuladas y de los TRH

Sitios	Distancia sitio a sitio (m)	Distancia. Acumulada (m)	TRH (días)
H0	0.00	0.00	0.00
H1	3.34	3.34	0.79
H2	3.00	6.34	1.50
H3	3.00	9.34	2.21
H4	4.18	13.52	3.19
H5	3.00	16.52	3.90
H6	3.00	19.52	4.61
H7	4.18	23.70	5.60
H8	3.00	26.70	6.31
H9	3.00	29.70	7.01

Finalmente para confirmar la eficiencia de remoción en porcentaje de la MO del sistema HSFH se realizó un balance de sitio a sitio, considerando que un sistema de esta naturaleza remueve más del 80% de la concentración de la DBO y de la DQO. En las figuras 10 y 11 se muestra la reducción de las diferentes concentraciones tanto de la DBO, como de la DQO.

En la Tabla 3 se presentan los porcentajes de remoción sitio a sitio de la DBO, se observa un valor negativo en la relación H2-H3 y H5-H6 debido al aumento de concentración en los sitios de inicio de cada curva, fenómeno que se explicó anteriormente, al comparar el sitio H0 con el H9, se tiene un porcentaje promedio de 52.01±1.93 cifra que revela un relativo buen funcionamiento del sistema HSFH.

En cuanto a la DQO, los resultados de los porcentajes de remoción se presentan en la Tabla 4, donde se observa el mismo comportamiento en cuanto a las relaciones de los sitios

H2-H3 y H5-H6, por las mismas razones. En el caso de este parámetro hubo una remoción en promedio del 85.58 ± 2.019 .

Tabla 3: Porcentajes de remoción de la DBO sitio a sitio en el sistema HSFH

Valores de sitio a sitio	Primavera 1	Primavera 2	Invierno 1	Invierno 2
H0-H1	94.38 ± 0.694	12.23 ± 0.6686	14.75 ± 0.885	13.51 ± 0.695
H1-H2	9.82 ± 0.501	9.15 ± 0.456	10.09 ± 0.531	10.19 ± 0.526
H2-H3	-1.04 ± 0.057	-0.92 ± 0.0501	-4.80 ± 0.264	-2.58 ± 0.1324
H3-H4	17.19 ± 0.837	29.79 ± 1.438	30.41 ± 1.487	26.04 ± 0.851
H4-H5	16.97 ± 0.808	7.45 ± 0.374	8.56 ± 0.458	13.81 ± 0.653
H5-H6	11.81 ± 0.613	12.31 ± 0.630	13.15 ± 0.674	8.04 ± 0.418
H7-H8	-3.18 ± 0.169	-3.04 ± 0.162	-1.98 ± 0.105	-2.76 ± 0.146
H8-H9	25.83 ± 1.424	20.60 ± 0.933	29.85 ± 1.555	29.05 ± 1.449
H9-H10	51.85 ± 1.566	54.79 ± 1.514	50.73 ± 1.588	50.66 ± 1.583

Tabla 4: Porcentajes de remoción de la DQO sitio a sitio en el sistema HSFH

Valores de sitio a sitio	Primavera 1	Primavera 2	Invierno 1	Invierno 2
H0-H1	24.57 ± 1.253	25.28 ± 1.188	20.08 ± 1.258	26.13 ± 1.246
H1-H2	18.00 ± 0.846	17.37 ± 0.590	15.51 ± 0.651	18.01 ± 0.943
H2-H3	-1.92 ± 0.092	-3.63 ± 0.163	-3.79 ± 0.189	-2.15 ± 0.116
H3-H4	32.10 ± 1.444	30.56 ± 1.436	38.15 ± 1.449	21.09 ± 1.105
H4-H5	21.20 ± 1.060	25.96 ± 1.329	23.32 ± 1.119	16.72 ± 0.697
H5-H6	-3.33 ± 0.126	-0.20 ± 0.009	-2.06 ± 0.101	-2.48 ± 0.122
H7-H8	36.29 ± 1.161	36.47 ± 1.368	16.00 ± 0.076	19.01 ± 0.971
H8-H9	26.56 ± 1.090	27.02 ± 1.430	21.23 ± 0.889	26.81 ± 1.042
H9-H10	86.88 ± 3.385	87.57 ± 4.290	84.89 ± 3.440	83.07 ± 3.979

Conclusiones

Las secciones peraltadas y los cambios de pendiente, ocasionan que la velocidad del flujo disminuya en las secciones previas a las curvas, cuestión que se comprueba mediante la modelación con software IBER. Dicha reducción de la velocidad ocasiona una concentración de MO, que puede ser medida a través de la DBO, DQO y ST, mostrando tendencias similares en las diferentes campañas de muestreo.

Al modelar los tres estratos del humedal en el software IBER, fue posible tener una aproximación de las características del flujo en cada estrato, con esto se sabe que el flujo es más lento en el lecho superior, y en el inferior es más rápido, debido al tamaño de grano, dicha modelación también permitió tener localizadas las secciones del SHSSFH susceptibles a saturarse de MO.

La medición de parámetros como OD, y ORP establecieron la condición que el SHSSFH no opera como anaerobio y que las especies proporcionan oxígeno de la superficie, propiciando un ambiente favorable para el tratamiento de agua.

Referencias

Barceló D., A. Rivas, H. E. Solís, J. García, M. Salazar, G. Giacomán, C. Zetina. (2014). Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. Comportamiento de un sistema humedal-laguna de maduración-humedal de pulimento a nivel piloto para el tratamiento de aguas municipales en la Universidad Autónoma Metropolitana de la unidad Azcapotzalco en la Cd. de México. Morelia, Michoacán, México. pp 55-58.

Barceló-Quintal I.D., J. Osornio-Berthet L.J., Rivas-Hernández A., García-Martínez M., García-Albortante J., Hernández-Moreno A., Solís-Correa H.E. (2015). Modificación para mejorar la eficiencia de remoción de contaminantes en un humedal sub-superficial de flujo horizontal. Memorias del Segundo Congreso Nacional AMICA. Puebla, Puebla, pp 1-5.

Bladé, E., Cea, L., Corestein, G., Escolano, E., Puertas, J., Vázquez Cendón, M.E., Dolz, J., Coll, A. (2014). "IBER: herramienta de simulación numérica del flujo en ríos". Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería, Vol. 30(1) pp.1-10

Crites, R., Gunther, D., Kruzic, A., Pelz, J., & Tchobanoglous, G. (1988). Design manual: Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. EPA 625/1.88/022. Office of Research and Development. Washington D.C.

Crites R., & Tchobanoglous, G. (2001). Small and decentralized wastewater management systems. McGraw-Hill

Kadlec, R.H., y Wallace, S. (2009). Treatment wetlands. 2nd Edition. CRC Press; E.U.A.

Llagas C., W. A. y Gómez, E. G. (2006). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG; 15,17, pp. 85-96.

Osornio-Berthet, L.J., Barceló-Quintal I.D., Lopez-Chuken U.J., García-Martínez M, Beltrán-Rocha, J.C Solís-Correa, H.E. (2016). Treatment efficient of municipal wastewater by a subsurface horizontal flow wetland modified to rural communities in Mexico. Proceeding of IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control-ICW, Gdańsk, Polonia.

Osornio-Berthet, Icela D. Barceló-Quintal, Magdalena García-Martínez, Hugo E. Solís-Correa and José T. González-González (2017). Treatment of Municipal Wastewater by Subsurface Flow Wetlands Modified to Rural Communities in Mexico. British Journal of Applied Science & Technology 2017, 19(2) ISSN: 2231-0843

DOI:10.9734/BJAST/2017/31425

Rivas-Hernández, A. (2012). Determinación de constantes cinéticas para el diseño y optimización de un sistema combinado humedal-laguna de maduración bajo una condición climática en México. Tesis de doctorado. Posgrado en Ciencias e Ingeniería en la línea ambiental, UAM Unidad Azcapotzalco.



[00198] INFLUÊNCIA DE CONDIÇÕES OPERACIONAIS PARA OCORRÊNCIA DA NITRITAÇÃO DURANTE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

VIVIANA MARIA ZANTA¹; LUCIANO MATOS QUEIROZ²; LUIZ FELIPE TAVARES DE SANTANA³

Universidade Federal da Bahia^{1,2,3}

zanta@ufba.br¹; lmqueiroz@ufba.br²; luiz.ssa@gmail.com³

Abstract

This research aimed to evaluate the operational conditions for the sustained accumulation of nitrite during the landfill leachate treatment conducted in a pilot-scale sequencing batch activated sludge reactor. The experiment was conducted for 165 days without interruption. The operational parameters volumetric exchange rate (VER) and aeration time (AT) were manipulated maintaining the process at room temperature, with no pH correction and dissolved oxygen (DO) concentration always below 1.0 mg O₂.L⁻¹. VER values equal to 10 and 20% and AT equal to 18 and 24 hours respectively, resulted in NH₃-N removal efficiencies between 56 and 100%. The values of the nitrite/oxidized nitrogen ratio at the end of the AT. Diferentes alternativas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário têm sido aplicadas e estudadas com o objetivo de superar as limitações existentes, tanto em termos de processo, quanto de operação. Dentre essas alternativas, está o emprego de processos físico-químicos e biológicos, associados ou não, ou ainda a combinação entre correntes de lixiviado e esgoto sanitário, com o tratamento ocorrendo nas estações de tratamento de esgotos (ETE).

A utilização do processo de nitrificação/desnitrificação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário maduro, com baixa relação DQO/N, pode ser uma opção atrativa. Porém, para o sucesso do processo, se faz necessário a adoção de estratégias de operação cujo principal objetivo é alcançar o acúmulo sustentado de nitrito, por meio da manipulação de parâmetros de controle como: pH do meio, concentração de oxigênio dissolvido, idade do lodo, concentração e carga de substrato, padrão de aeração, presença ou ausência de inibidores, entre outros (Kulikowska & Bernat, 2013; Li *et al.*, 2014).

O processo de nitrificação/desnitrificação pode ser aplicado em reatores de fluxo contínuo ou bateladas. Porém, o uso de reatores operados em bateladas sequenciais (RBS) tem se mostrado atrativo, uma vez que é possível ajustar com mais precisão os valores dos parâmetros que precisam ser controlados.

showed that the nitrite accumulation was sustained and stable throughout the experiment. Results of the Multiple Linear Regression showed that the inhibition of nitrite oxidizing bacteria occurred due to a number of factors. Concentrations of DO and unionized ammonia, initial pH value, its variation in each aerobic cycle and presence of toxic compounds were the main environmental and operational conditions that allowed the nitrite accumulation during the leachate treatment.

Key words: Ammonia, Landfill, Leachate, Nitrification

7. Introdução

Segundo pesquisas, o tempo de aeração constitui-se em um parâmetro favorável para o alcance do acúmulo de nitrito, devendo ser interrompido antes ou imediatamente após a completa oxidação do nitrogênio amoniacal, sendo algo simples de alcançar por meio da condução do processo em reatores em batelada automatizados. Outro parâmetro operacional importante é a Razão de Troca Volumétrica (RTV), que representa a razão entre o volume de lixiviado adicionado ao reator e o seu volume útil. A definição dos valores ótimos de RTV dependerá, dentre outros fatores, da massa de nitrogênio contida no afluente.

Nos reatores em bateladas, ao final de cada ciclo aeróbio de tratamento, o nitrogênio oxidado ($N-NO_x^- = N-NO_2^- + N-NO_3^-$) terá dois destinos: parte será removida do reator por meio do descarte do efluente e a outra parte acumulará no reator, como ilustrado na Figura 1, a qual, a título de exemplificação, considera uma RTV igual a 0.2 (20%) e 100% de conversão de nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$), cuja massa (X) é hipoteticamente constante no lixiviado bruto e igual a 100 g.

A observação da Figura 1 mostra que a manipulação da RTV possibilita a obtenção de um efluente final, que necessitará de tratamento adicional, com aumento gradativo da massa de $N-NO_x^-$. Portanto, aplicando-se a estratégia operacional proposta, é possível obter

efluentes com menores concentrações de nitrogênio, em comparação com o lixiviado bruto, sendo plausível dimensionar reatores de menores dimensões, que, por sua vez, ocuparão menores áreas, algo de relevante interesse nos aterros sanitários.

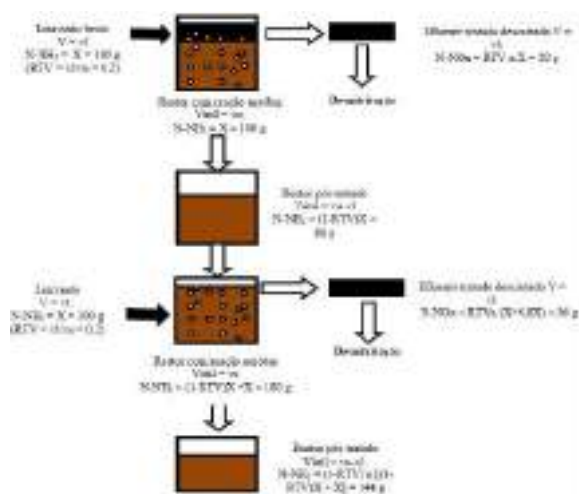


Figura 1. Razão de troca volumétrica na sequência dos ciclos de tratamento aeróbio

8. Objetivos

Esta pesquisa investigou valores ótimos de RTV e da duração do tempo de aeração (TA) de modo a promover a remoção biológica de nitrogênio pela via curta de lixiviado gerado no aterro sanitário integrado das cidades de Camaçari e Dias d'Ávila, estado da Bahia, Brasil operando um reator em bateladas sequenciais em escala piloto. Adicionalmente, verificou-se a influência de outros parâmetros e condições operacionais para o alcance do acúmulo sustentado de nitrito no reator.

9. Metodologia

A operação da unidade piloto foi realizada em um aterro sanitário, localizado na Estrada Velha de Monte Gordo, km 04, no bairro Alfa, cidade de Camaçari, Bahia Brasil. A área total do aterro é de 46 hectares e tem sido operado desde o ano de 1995. Diariamente, são dispostas, aproximadamente, 700 toneladas de resíduos predominantemente urbanos. Para condução da pesquisa, foi utilizado lixiviado constituído pela mistura dos efluentes oriundos das células 1 (encerrada há onze anos), 2 (encerrada há cinco anos) e 3 (ainda recebendo resíduos) cujas características estão apresentadas na Tabela 1. Todas as análises seguiram as recomendações e técnicas descritas no *Standard Methods* (APHA, AWWA, WEF, 2005).

Tabela 1. Características do lixiviado coletado

Parâmetros	Faixa de Variação	Média	Mediana	N
pH	7.8 – 8.8	8.2	8.2	44
Cloreto (mg Cl/L)	66.7 – 1133.1	328.8	233.3	15
Fósforo Total (mg P/L)	0.9 – 22.1	12.6	14.9	9
Fósforo Solúvel (mg PO ₄ ³⁻ /L)	ND – 20.7	7.7	6.2	19
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	140 – 14900	6937.5	7500	44
Nitrogênio amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	252 – 2030	1168.2	1155.0	44
NKT (mg N/L)	1241.3 – 3752	2617.3	2380	7
DQO (mg O ₂ /L)	800 – 6600	3190.1	3400	17
DBO (mg O ₂ /L)	67 – 505	247.6	230.5	19
COT (mg COT/L)	627.9 – 3615	1940	1605	6
SST (mg/L)	185 – 2235	595.6	497.5	22
SSV (mg/L)	110 – 740	272.8	235	21

Legenda: N – número de amostragens

A sequência operacional do processo de tratamento consistiu das seguintes etapas: enchimento respeitando RTV definida, reação aeróbia, sedimentação e descarte do efluente tratado (sobrenadante). Os valores de RTV e TA foram definidos aleatoriamente (Tabela 2), porém, com base no conceito de tempo de detenção hidráulica e sua influência nas dimensões dos reatores, estipulou-se um TA máximo igual à 24 horas.

Tabela 2. Condições adotadas durante os ciclos de tratamento

Etapas	RTV (%)	TA	Volume*	N
1	10	40	18	7
2	20	95	18	5
3	20	95	24	7

Legenda: * volume de lixiviado aplicado por ciclo de tratamento; N – número de ciclos realizados

A eficiência do processo de tratamento foi avaliada por meio da coleta e análise de alíquotas do lixiviado bruto e do sobrenadante do reator (efluente tratado) no início e ao final de cada ciclo. Analisaram-se os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, N-NH₃, DBO, COT, N

NO_2^- , N-NO_3^- . A Figura 2 mostra o aparato experimental utilizado durante a execução de um dos ciclos de tratamento.



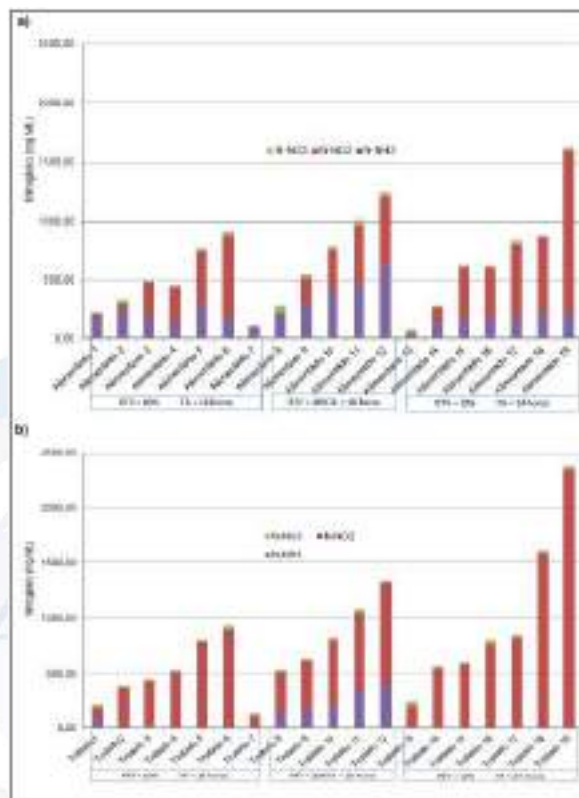
Figura 2. Experimento piloto instalado no aterro sanitário de Camaçari, Bahia, Brasil.

10. Resultados e Discussão

Para análise do desempenho do sistema observou-se, principalmente, a conversão de N-NH_3 e a predominância de N-NO_2^- como forma oxidada. Alcançaram-se resultados satisfatórios a partir do segundo ciclo de tratamento, uma vez que se obteve 87.9% de conversão de N-NH_3 e uma relação $\text{N-NO}_2^-/\text{N-NO}_3^-$ igual a 100%. A Figura 3 mostra os resultados obtidos. O índice “alimentado” refere-se aos valores dos parâmetros analisados em alíquotas coletadas do conteúdo do reator ao final da alimentação e imediatamente antes do acionamento da aeração. O índice “tratado” refere-se aos valores obtidos ao final do período de aeração.

Os resultados mostram que a estratégia operacional resultou em bons resultados globais de remoção de N-NH_3 com predominância de N-NO_2^- para as condições 1 e 3 (ver Tabela 2). Para a condição 1, as concentrações de N-NH_3 efluentes variaram entre 0 e 28.6 mg/L e a relação $\text{N-NO}_2^-/\text{N-NO}_3^-$ entre 74 e 100%. Porém, os melhores resultados foram obtidos para a condição 3, pois as remoções de N-NH_3 atingiram 100% em todos os ciclos e a relação $\text{N-NO}_2^-/\text{N-NO}_3^-$ foram sempre superiores a 95%

Figura 3. Concentração de N-NH_3 , N-NO_2^- e N-NO_3^- em alíquotas coletadas do conteúdo do reator. a) no início da aeração; b) após aeração (tratado).



Como a estratégia do controle do tempo de aeração foi desligar o soprador ao final da oxidação de nitrogênio amoniacal, que por sua vez está relacionada com a taxa de aplicação volumétrica, conclui-se que o acúmulo de nitrito depende da combinação entre a taxa de aplicação volumétrica e o tempo de aeração. Para elucidar a influência desses parâmetros, foi realizada análise estatística por meio da ferramenta “Análise de Dados” do software Microsoft Excel 2007®, utilizando-se a regressão linear múltipla, com nível de confiança igual a 95%.

Os resultados confirmaram que a conversão de N-NH_3 está relacionada com a taxa de aplicação volumétrica, de forma inversa, porém, não é possível afirmar que essa sofre influência do tempo de aeração. As variáveis analisadas explicam 79% das variações dos resultados de remoção de N-NH_3 e o “F” de significação, inferior ao intervalo de confiança ($\alpha = 0,05$) indica que o modelo de regressão proposto é adequado.

Por outro lado, os resultados mostraram que o acúmulo de nitrito não pode ser explicado apenas pelo comportamento das variáveis: taxa de aplicação

volumétrica e tempo de aeração, ao contrário do que afirmam algumas pesquisas (Picioreanu *et al.*, 1997; Police *et al.*, 2002; Peng *et al.*, 2004). Portanto, a diferença entre os resultados de acúmulo de nitrito para as condições operacionais adotadas dependerão de outros fatores ou combinações de fatores, por exemplo: idade do lodo, concentração de amônia livre e concentração de oxigênio dissolvido. Assim, realizou-se uma análise estatística por meio da regressão linear múltipla, com o intuito de incluir os efeitos conjuntos de outros parâmetros. Os resultados estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Principais resultados da Regressão Linear Múltipla aplicada ao acúmulo de nitrito

Variáveis	Coefficientes	valor-p
Taxa de aplicação volumétrica	- 41.040	0.120
Tempo de aeração	0.894	0.216
Temperatura	- 4.887	0.060
Alcalinidade	0.001	0.337
pH	- 50.455	0.039
Concentração de NH ₃	0.60	0.031
Concentração de HNO ₂	63.735	0.599

R múltiplo = 0.87; R² = 0.75; F de significação = 0.026

A análise estatística confirmou que o acúmulo de nitrito está relacionado com a concentração inicial de amônia não ionizada de forma positiva, além de estar relacionada com o valor do pH inicial e com a variação desse parâmetro durante a aeração. As variáveis analisadas explicam 75% das variações dos resultados de acúmulo de nitrito e o “F” de significação, inferior ao intervalo de confiança ($\alpha = 0,05$) indica que o modelo de regressão proposto é adequado. O “R” múltiplo indica uma forte associação entre o acúmulo de nitrito e o conjunto dos demais parâmetros. A partir dos resultados apresentados, realizou-se a regressão linear múltipla restrita aos parâmetros com p-valor inferior ao intervalo de confiança, a fim de verificar mais detalhadamente a relação com o acúmulo de nitrito. O resultado está apresentado na Tabela 4.

Tabela 4. Principais resultados da Regressão Linear Múltipla aplicada às variáveis significativas

Variáveis	Coefficiente	valor-p
pH	-11.59	0.156
Δ pH (variação do pH durante a aeração)	-12.24	0.014

Concentração de amônia livre 0.11 0.133

R múltiplo = 0.65; R² = 0.42; F de significação = 0.034

Os dados obtidos mostram que a remoção dos parâmetros com valor-p acima do intervalo de confiança, da análise de regressão linear múltipla, ocasiona a perda de significância de outras variáveis. Portanto, o acúmulo de nitrito não pode ser atribuído a um fator isolado, mas sim a um conjunto de fatores.

Entretanto, pode-se notar que, dentre os parâmetros avaliados quantitativamente durante toda a pesquisa, o principal fator é a variação do pH. O valor do pH tem grande influência na solubilização e concentração de metais pesados, sais e outras substâncias e compostos tóxicos às bactérias oxidantes de nitrito (BON), inclusive ácido nitroso, amônia não ionizada e hidroxilamina, favorecendo o estabelecimento de condições inibitórias a esses micro-organismos.

Outros fatores podem influenciar o acúmulo de N-NO₂⁻ em sistemas de tratamento biológico de lixiviado, como por exemplo: idade do lodo, concentração de oxigênio dissolvido. No caso dessa pesquisa, a operação dos ciclos de tratamento não adotou remoção de biomassa, ou seja, com idade do lodo considerada infinita, durante os 165 dias, sem perda de eficiência global do acúmulo de nitrito.

Sistemas de tratamento baseados na nitrificação parcial podem alcançar a predominância de N-NO₂⁻ manipulando-se a concentração de OD no reator. Devido às configurações do aparato experimental utilizados nessa pesquisa, as concentrações de OD no conteúdo do reator estiveram sempre abaixo de 1.0 mg O₂/L. Portanto, as baixas concentrações de OD contribuíram para a inibição de BON e, conseqüentemente, a predominância de nitrito como forma oxidada.

11. Conclusões

O tratamento biológico empregado alcançou resultados satisfatórios de remoção de nitrogênio amoniacal, com acúmulo sustentado de nitrogênio na forma de nitrito, pois na maioria dos resultados (treze dos dezoito ciclos), foi possível produzir um efluente contendo concentrações menores que o limite estipulado pela legislação brasileira (< 20 mg/L) e em 15 dos 19 ciclos de tratamento, as relações N-NO₂⁻/N-NO_x⁻ foram superiores a 95%, sendo todos os demais resultados superiores a 73%.

O processo de nitrificação permaneceu estável ao longo de toda a pesquisa. O alcance do acúmulo sustentado de nitrito foi possível devido a um conjunto de fatores, não sendo influenciado por parâmetros inibitórios de forma isolada. Entretanto, os parâmetros mais importantes foram: as baixas concentrações de oxigênio dissolvido, o pH e sua variação em cada ciclo, as concentrações de

amônia não ionizada e a presença de compostos de efeitos tóxicos às BON.

12. Referências Bibliográficas

Kilikowska, D.; Bernat, K. (2013) Nitritation–denitritation in landfill leachate with glycerine as a carbon Source. *Bioresource Technology*, **142**, 297-303.

Li, H.; Zhou, S.; Huang, G.; Xu, B. (2014) Achieving stable partial nitritation using endpoint pH control in an SBR treating landfill leachate. *Process Safety and Environmental Protection*, **92**(3), 199-205.

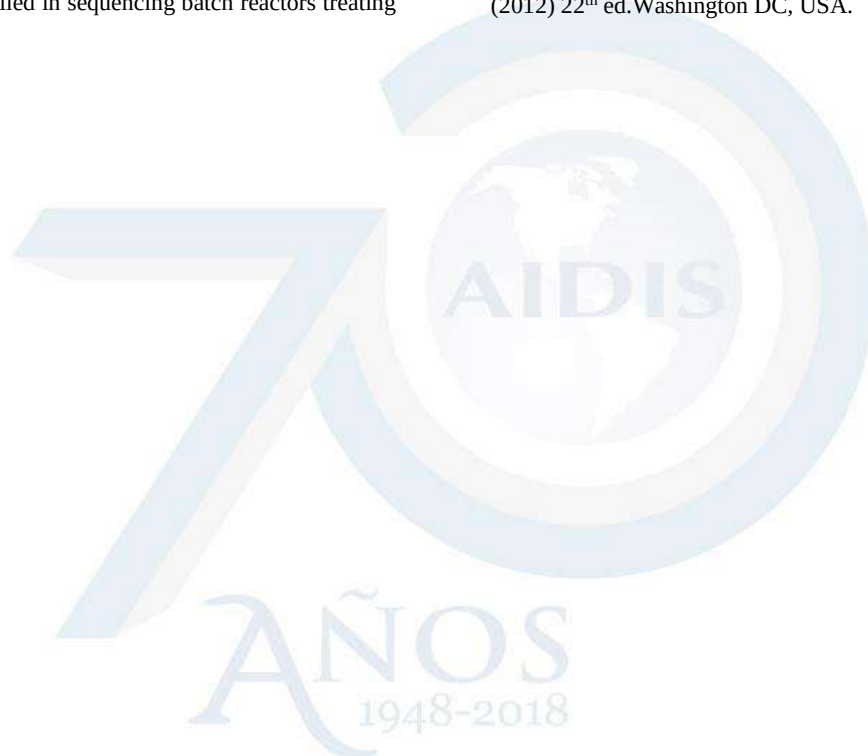
Peng Y.Z.; Chen, Y.; Peng, C.Y.; Liu, M.; Wang, S.Y.; Song, X.Q.; Cui, Y.W. (2004) Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating

domestic wastewater. *Water Science Technology*, **50**(10), 35-43.

Picioreanu, C.; van Loosdrecht, M.C.M.; Heijnen, J.J. (1997) Modelling of the effect of oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Water Science Technology*, **36**, 147-156.

Pollice, A.; Tandoi, V.; Lestigi, C. (2002) Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. *Water Research*, **36**(10), 2541–2546.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA); Water Environment Federation (WEF). (2012) 22th ed. Washington DC, USA.



[00202] PRODUÇÃO DE N₂O E ROTAS METABÓLICAS EM REATOR DE LODO GRANULAR AERÓBIO TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

REJANE HELENA RIBEIRO DA COSTA¹; LORENA BITTENCOURT GUIMARÃES²; BRUNA SCANDOLARA MAGNUS³; CÁSSIO MORAES SCHAMBECK⁴; TAINARA CRISTINA DA SILVEIRA⁵; VIVIANE FURTADO VELHO⁶

Universidade Federal de Santa Catarina^{1,2,3,4,5,6}

rejanehcosta@gmail.com¹; lobguimaraes@gmail.com²; brunasmagnus@gmail.com³; cassioschambeck@hotmail.com⁴; taicristina5@gmail.com⁵; vivianevelho@yahoo.com.br⁶

Abstract: Batch experiments with AGS from a pilot SBR were carried out in the presence and absence of specific inhibitors in order to identify the pathways of N₂O production during nitrogen removal process. In the anoxic batch experiments, nitrate ammonification process showed greater contribution to dissolved N₂O production rate (116.4 mgN₂O-N/min gVSS) than denitrification (60.3 mgN₂O-N/min gVSS), while denitrification pathway demonstrated the highest N₂O emission input (0.5 mgN₂O-N/min gVSS). In the aerobic batch experiments, autotrophic denitrification (AD) exhibited the greatest dissolved N₂O production (12.7

mgN₂O-N/min gVSS), while heterotrophic denitrification (HD) process compensated reducing N₂O to N₂. N₂O emission was mainly provided by HD (1.06 mgN₂O-N/min gVSS). These results indicated the AGS activity for simultaneous nitrification and denitrification processes occurring both autotrophic and heterotrophic denitrification routes.

key words: AGS system; domestic wastewater; N₂O production pathways.

7. INTRODUÇÃO

Os reatores em bateladas sequenciais (RBS) com lodo granular aeróbio (LGA) têm sido utilizados como uma alternativa promissora para o tratamento biológico de esgotos sanitários e industriais, devido à sua alta capacidade de remoção de nutrientes e matéria orgânica (De Kreuk et al., 2005). No entanto, é importante ressaltar que no processo de remoção de nitrogênio, o nitrito e/ou nitrato, produzidos a partir da nitrificação, são reduzidos a nitrogênio gasoso por organismos desnitrificantes, o que está diretamente associado à geração de óxido nitroso (N₂O).

O N₂O oferece uma grande preocupação com as mudanças climáticas, devido ao fato de ser considerado o terceiro gás mais importante para o efeito estufa antrópico, com potencial de aquecimento global cerca de 300 vezes superior ao do CO₂ (FOSTER et al., 2007; IPCC 2014). Estimativas apontam que 40% das emissões totais de N₂O são antropogênicas, oriundas principalmente das atividades agrícolas, industriais, combustão e também dos processos de tratamento de esgotos sanitários (IPCC 2014).

A quantificação da emissão de N₂O em processos de remoção biológica de nitrogênio de efluentes vem ganhando destaque em pesquisas científicas. A quantidade de N₂O emitida por sistemas de tratamento de efluentes, que até pouco tempo atrás era considerada desprezível, está cada vez mais consolidada como um fator que deve ser contabilizado em balanços de nitrogênio em processos de nitrificação/desnitrificação.

Por outro lado, o conhecimento adicional sobre as rotas de produção e emissão de óxido nitroso nos sistemas de LGA tem chamado atenção da comunidade científica e é de importante relevância para desenvolver estratégias para redução das emissões deste gás.

8. OBJETIVOS

O objetivo deste estudo foi identificar as rotas de produção de N₂O durante a remoção de nitrogênio em um RBS piloto com LGA tratando esgoto sanitário.

Vários experimentos em batelada, com LGA de um piloto RBS, foram realizados na presença ou ausência de inibidores específicos. As transformações de nitrogênio

foram observadas medindo as formas de nitrogênio gasoso (N_2O) e dissolvido (NH_4^+ , NO_x , N_2O).

9. METODOLOGIA

Configuração do RBS piloto

Um RBS piloto com volume útil de 110 L foi operado para formar o LGA e tratar o esgoto de rede coletora de esgoto sanitário de Florianópolis (BR). Para a partida do sistema de tratamento, não houve inoculação do reator. Condições de seleção, como alta velocidade superficial do ar em fluxo ascendente (1,1 cm / s) e relação de troca volumétrica (65%), foram estabelecidas para estimular a granulação. A operação de RBS foi ajustada com alimentação de fluxo lento, seguida de fase anóxica e aeróbia em ciclos de 6 horas, consistindo em 60 min de alimentação, 30 min de fase anóxica, 234 min de aeração, 30 min de sedimentação e 6 min de descarte do efluente.

Configurações dos experimentos em batelada

As amostras de LGA (licor misto) foram retiradas do final da fase de aeração do RBS piloto, para realizar os experimentos em batelada, com base na presença de inibidores de acordo com Tallec et al. (2008) e Hu et al. (2011). Todos os experimentos em batelada foram realizados em um reator de bancada (1L), com a mesma configuração operacional do RBS piloto. Um volume de 1,75L de LGA foi retirado do RBS piloto e sedimentado por 10 min. O sobrenadante foi substituído pelo efluente contendo nitrato e nitrito, a fim de simular as mesmas condições existentes no reator. O LGA foi utilizado em 5 testes (2 anóxicos e 3 aeróbios), descritos a seguir, e os inibidores foram adicionados no início de cada experimento em batelada.

Experimento em batelada anóxico: Duas diferentes vias de redução de nitrato são atribuídas à emissão de N_2O em condição anóxica: amonificação de nitrato (AN) e desnitrificação (D) (HU et al., 2011). Assim, para distinguir estes dois processos, dois experimentos em batelada foram conduzidos:

(a) com alitiouréia (ATU) (10 mgATU/ L), que bloqueia a etapa de nitrificação, mostrando N_2O produzido por amonificação e desnitrificação de nitrato;

(b) com ATU e $NaClO_3$ (10 mgATU/L, 0,1 g $NaClO_3$ /L), que inibem a nitrificação e a amonificação de nitratos, mas não a desnitrificação.

Experimento em batelada aeróbio: Para diferenciar a desnitrificação autotrófica (DA) da desnitrificação heterotrófica (DH) foi necessário quantificar o N_2O

originado por nitrificação e desnitrificação simultâneas e desnitrificação autotrófica. Para isso, foram realizados três experimentos em batelada:

(a) sem inibidor, que mostra N_2O produzido por desnitrificação heterotrófica e autotrófica;

(b) com $NaClO_3$ (1 g $NaClO_3$ /L), que proporciona a produção de N_2O por desnitrificação autotrófica;

(c) com $NaClO_3$ e ATU (10 mgATU/L, 1 g $NaClO_3$ /L), que foi um controle para subtrair o N_2O introduzido no sistema por meio de aeração.

Métodos analíticos

As análises de $N-NH_4^+$ e $N-NO_x$ foram realizadas de acordo com o *Standard Methods* (AWWA, APHA e WEF, 2012). As concentrações de N_2O foram medidas usando um analisador de gás (Guardian SP, Edinburgh), baseado na tecnologia de infravermelho de comprimento de onda duplo não dispersivo, e um sensor de N_2O dissolvido (Unisense, Dinamarca).

10. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No RBS piloto monitorado observou-se que o mesmo atingiu uma concentração de biomassa de 1,4 gSSV/L, e uma nitrificação com $82 \pm 10\%$ de eficiência de remoção de $N-NH_4^+$ em 42 dias. Em relação ao comportamento dos compostos nitrogenados durante o ciclo do RBS piloto, observou-se que o nitrogênio amoniacal foi oxidado principalmente a nitrato durante a fase aeróbia (32 mgN- NO_3^- /L) (Fig. 1A). Na Fig. 1B tem-se a produção de óxido nitroso dissolvido no meio líquido, bem como a emissão deste na fase gasosa durante um ciclo operacional do RBS piloto. Durante os primeiros 30 minutos do período anóxico, verificou-se um acúmulo de N_2O dissolvido, seguido do seu consumo e depois da sua flutuação ao longo desta fase, como provável resultado do processo de desnitrificação. O restante do N_2O dissolvido da fase anóxica foi transferido para a fase gasosa (*stripping*) com o início da aeração do reator, atingindo emissão máxima de 1,36 mgN- N_2O /L (Fig.1B). Estes resultados apontam em que fase ocorreu a maior produção (fase anóxica) e emissão (fase aeróbia) de N_2O , no entanto, avaliando apenas os dados monitorados no reator piloto, não é perceptível a principal rota metabólica que este gás foi produzido e emitido.

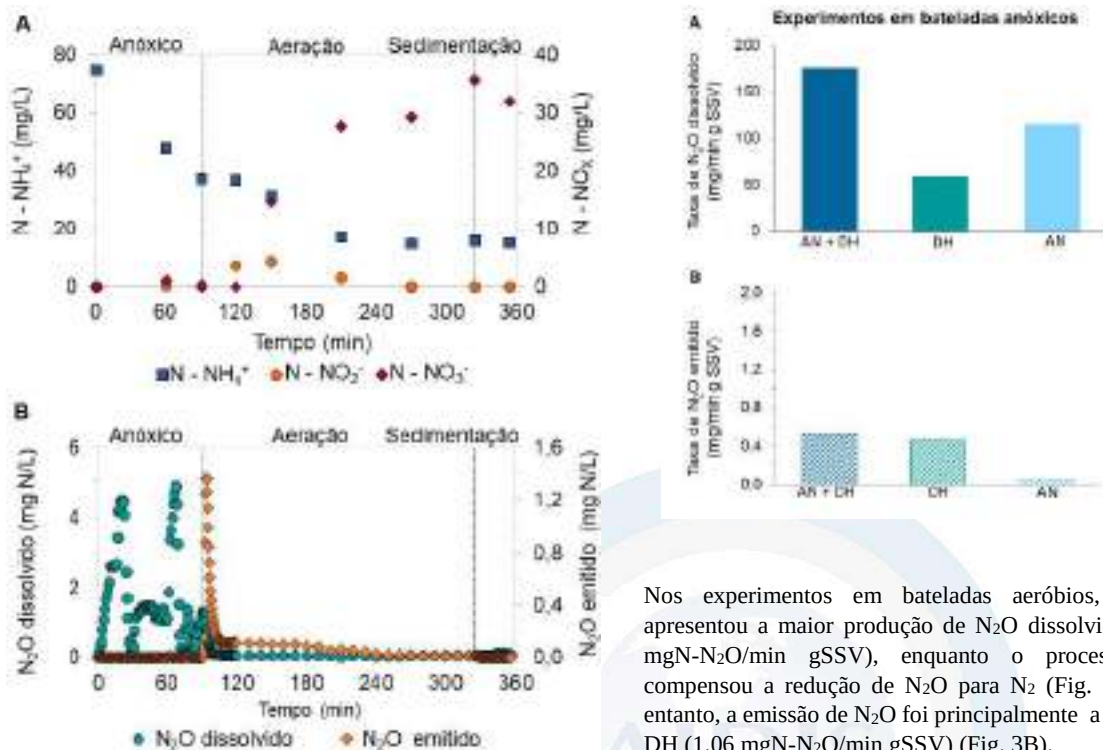


Figura 1. Perfil das concentrações de N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ (A) e produção e emissão de N₂O (B) do LGA no RBS piloto.

Nos ensaios em bateladas realizados para identificação das rotas metabólicas de produção e emissão de N₂O, nos experimentos anóxicos, o processo de AN mostrou uma contribuição maior para a taxa de produção de N₂O dissolvido (116,4 mgN-N₂O/min gSSV) do que a desnitrificação (DH) (60,3 mgN-N₂O/min gSSV) (Fig. 2A). No entanto, mesmo em pouca quantidade, a via de desnitrificação demonstrou ser a maior via de emissão de N₂O (0,5 mgN-N₂O/min gSSV) (Fig. 2B). O esgoto sanitário de baixa carga (212 mgDQO_{solúvel}/L) pode resultar na escassez de carbono durante o processo de redução de N₂O a N₂, induzindo a emissão de N₂O, como também observado por Velho et al. (2017).

Figura 2. Fontes de produção e emissão de N₂O pelo LGA durante os experimentos em bateladas anóxicas (A e B). Amonificação do nitrato (AN); Desnitrificação heterotrófica (DH);

Nos experimentos em bateladas aeróbios, a DA apresentou a maior produção de N₂O dissolvido (12,7 mgN-N₂O/min gSSV), enquanto o processo DH compensou a redução de N₂O para N₂ (Fig. 3A). No entanto, a emissão de N₂O foi principalmente a partir de DH (1,06 mgN-N₂O/min gSSV) (Fig. 3B).

Os resultados apresentados indicaram que a emissão de N₂O no lodo granular aeróbio ocorreu através dos processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas, ocasionadas pela desnitrificação heterotrófica e autotrófica. Essas conclusões estão de acordo com os resultados encontrados por Guimarães et al. (2017), onde os autores afirmam que genes associados à produção de N₂O por essas vias foram identificados em um sistema LGA semelhante.

11. CONCLUSÃO

A produção de N₂O no RBS piloto monitorado apresentou um acúmulo de N₂O dissolvido durante o período anóxico do reator, consequência de uma processo de desnitrificação incompleta. A partir do momento em que se iniciou a aeração, o restante do N₂O dissolvido da fase anóxica foi transferido para a fase gasosa, e um pico de emissão de N₂O foi observado. Em relação as principais via metabólicas de produção e emissão de N₂O, os experimentos em bateladas anóxicos e aeróbios, com adição de inibidores, mostraram que as rotas em LGA são especialmente atribuídas aos processos de nitrificação e desnitrificação silmutâneas, que ocorrem pelas vias de desnitrificação autotrófica e heterotrófica.

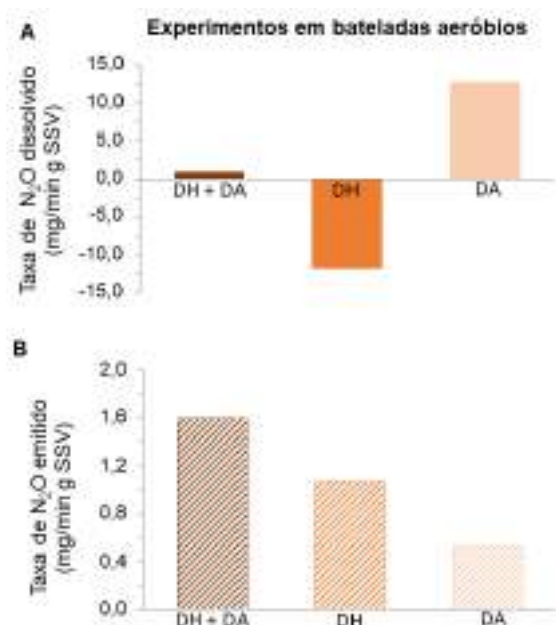


Figura 3. Fontes de produção e emissão de N₂O pelo LGA durante os experimentos em bateladas aeróbios (A e B). Desnitrificação heterotrófica (DH); Desnitrificação autotrófica (DA);

12. REFERÊNCIAS

AWWA, APHA and WEF, W. E. F. (2012) *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (E. W. Rice, R. B. Baird, and L. S. Eaton, Andrew D. Clesceri, eds.), Washington, AWWA, American Water Works Association APHA, American Public Works Association WEF, Water Environment Federation.

De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., and van Loosdrecht, M. C. M. (2005) Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, **90**(6), 761–769.

Guimarães, L. B., Mezzari, M. P., Daudt, G. C., and da Costa, R. H. R. (2017) Microbial pathways of nitrogen

removal in aerobic granular sludge treating domestic wastewater. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **92**(7), 1756–1765.

FORSTER, P. *et al.* *Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing*. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, US, 500–587, 2007.

Hu, Z., Zhang, J., Xie, H., Li, S., Zhang, T., and Wang, J. (2011) Identifying sources of nitrous oxide emission in anoxic/aerobic sequencing batch reactors (A/O SBRs) acclimated in different aeration rates. *Enzyme and Microbial Technology*, **49**(2), 237–245.

IPCC, 2014: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Kampschreur, M. J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M. S. M., and van Loosdrecht, M. C. M. (2009) Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, **43**(17), 4093–4103.

Tallec, G., Garnier, J., Billen, G., and Gossailles, M. (2008) Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. *Bioresource Technology*, **99**(7), 2200–2209.

Velho, V. F., Magnus, B. S., Daudt, G. C., Xavier, J. A., Guimarães, L. B., & Costa, R. H. R. (2017). Effect of COD/N ratio on N₂O production during nitrogen removal by aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, **76**(12), 3452–3460.

[00213] VARIACIÓN DEL COEFICIENTE DE RESISTENCIA AL FLUJO n DE MANNING POR TIRANTE DE AGUA Y NÚMERO DE FROUDE PARA FLUJO CON SUPERFICIE LIBRE

VARIATION OF THE COEFFICIENT OF RESISTANCE TO THE FLOW n MANNING BY WATER STRAND AND NUMBER OF FROUD FOR FLOW WITH FREE SURFACE

MARCIAL CALERO AMORES¹; LAURA CALERO PROAÑO²

Universidad Laica Vicente Rocafuerte y Universidad de Guayaquil^{1,2}

mcaleroa@ulvr.edu.ec¹; laura.calerop@ug.edu.ec²

Resumen

La valoración del coeficiente de resistencia al flujo n de Manning representa un indicador técnico y económico para optimizar diseños de alcantarillas y canales. Actualmente, este coeficiente se valora solo por el material sin considerar las características hidrodinámicas, representando conflictos alrededor del 10% al diseñar. La investigación evaluó la variación del coeficiente n de Manning por los tirantes y estados del flujo con superficie libre. En el Laboratorio de recursos hídricos de la Facultad de Ingeniería, Industria y Construcción FIIC de la ULVR se levantaron experimentalmente alrededor de 600 registros validados estadísticamente, con pendientes de solera 0.1% y 1% y procesados con modelos de Manning y Froude. Los modelos calculados tienen confiabilidad superior al 98%, evidenciando la modificación del coeficiente n de Manning por tirantes, caudal, número de Froude y estado subcrítico y supercrítico para caudal y ancho dados. Los resultados responden a flujo turbulento, señalando comportamiento inversamente proporcional entre tirante Y coeficiente n de Manning para flujo subcrítico y directamente proporcional para flujo supercrítico; mientras, para flujo subcrítico o supercrítico el número de Froude es inversamente proporcional al coeficiente n de Manning, constituyendo un aporte científico que no ha sido evaluado ni expuesto actualmente. Se modeló la variación del coeficiente de Manning $\frac{n_{\text{subcrítico}}}{n_{\text{supercrítico}}}$ con la hidrodinámica del flujo estimando la variación del coeficiente por regímenes de flujo, concluyendo que el coeficiente no depende solo del material como se calcula actualmente sino, es función del tirante y tipo de flujo.

Palabras Claves

Resistencia al flujo. Coeficiente n de Manning. Características hidrodinámicas. Técnico y económico.

Abstract

The evaluation of the Manning n coefficient of flow resistance represents a technical and economic indicator to optimize culvert and channel designs. Currently, this

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

coefficient is valued only for the material without considering the hydrodynamic characteristics, representing conflicts around 10% when designing. The investigation evaluated the variation of the Manning n coefficient by the braces and flow states with free surface. In the Laboratory of Water Resources of the Faculty of Engineering, Industry and Construction FIIC of the ULVR, about 600 statistically validated records were experimentally surveyed, with sloping slopes 0.1% and 1% and processed with Manning and Froude models. The calculated models have reliability greater than 98%, evidencing the modification of the Manning n coefficient by tie rods, flow rate, Froude number and subcritical and supercritical state for given flow and width. The results respond to turbulent flow, indicating inversely proportional behavior between tie and Manning's n coefficient for subcritical flow and directly proportional to supercritical flow; while, for subcritical or supercritical flow, the Froude number is inversely proportional to the Manning n coefficient, constituting a scientific contribution that has not been evaluated or exposed at present. The variation of the Manning coefficient $\frac{n_{\text{subcrítico}}}{n_{\text{supercrítico}}}$ with the hydrodynamics of the flow was modeled estimating the variation of the coefficient by flow regimes, concluding that the coefficient does not depend only on the material as it is currently calculated but, it is a function of the tie and type of flow.

Keywords

Resistance to flow. Manning n coefficient. Hydrodynamic characteristics. Technical and economic.

1. Introducción

Los canales como alcantarilla, ducto cajón o trapezoidales constituyen componentes básicos de sistemas para saneamiento ambiental, aprovechamiento y control hidroambiental. Estas estructuras se diseñan asumiendo coeficientes como n de Manning o C de Chezi en función solo de la rugosidad del material (French, R. 1993), sin

considerar las características hidrodinámicas y estados del flujo, impactando en el dimensionamiento y factores técnico y económico.

Sotelo, G. (2002) y Chanson, H. (2002), estudian el coeficiente n de Manning señalando cualitativamente que debe existir influencia del tirante en el valor del coeficiente, además, autores como Chow, V. (1992) y Naudascher, E. (2002), señalan cualitativamente que la variación del tirante es inversamente proporcional al coeficiente n sin relacionarlo con el estado del flujo. La bibliografía actual calcula el coeficiente por intervalos variable en 30% y de acuerdo al material. Otros trabajos como, Osio, M. Valencia, F. Et Al. (1992), Román, J. (2014) puntualizan el cálculo del n de Manning respecto a casos en ríos enfatizando el efecto rugoso y metodología aplicada.

El modelo de Manning señala que el coeficiente es inversamente proporcional al caudal, determinando que subestimar o sobrestimar este coeficiente impactará en la misma proporción la capacidad del canal y costo.

Estimar el coeficiente n de Manning sin analizar tirantes y estados del flujo, representa un conflicto que no ha sido investigado y evaluarlos basado en la experimentación, representa un nuevo aporte a las ciencias hídricas.

La investigación se desarrolló en el Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ingeniería, Industria y Construcción –FIIC de la ULVR, levantando información durante dos meses con más de 570 registros validados estadísticamente.

2. Objetivos

Evaluar la variación de resistencia al flujo n de Manning por los tirantes y estados del flujo para diseñar canales.

Levantar experimentalmente y validar los registros de las variables intervinientes en el modelo de Manning.

Determinar y validar modelos entre el coeficiente n de Manning y caudal, tirante y número Froude.

Modelar la variación y comportamiento del coeficiente adimensional n de Manning $\frac{n_{subcritico}}{n_{supercritico}}$ con el parámetro $\frac{Q}{\sqrt{gb} b^2}$ para estimar un indicador de diseño.

3. Metodología y equipos

La investigación se desarrolló en el Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ingeniería, Industria y Construcción de la ULVR en el período lectivo 2017-2018 en el canal CA-FIIC-17, enmarcándose como investigación experimental, cuantitativa y empírica.

Siguiendo el protocolo, se determinó la zona de flujo uniforme levantando más de 570 datos de nivel Y , caudal Q , pendiente S_0 que se validaron con el modelo,

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

$$\Delta_j = \frac{\sigma_j}{\sqrt{J}} \quad (1)$$

Siendo: Δ_j : dato a corregirse

σ_j = Desviación estándar

J = Registros

Se validaron los registros aceptándolos para $\Delta_j \leq 0.15\% \bar{J}$. Los caudales variaron entre $20 \text{ m}^3/\text{h} \leq Q \leq 140 \text{ m}^3/\text{h}$. El coeficiente n de Manning y números de Froude F y Reynolds R , se estimaron por:

$$n = \frac{A^{5/3} S_0^{1/2}}{Q P^{2/3}} \quad (2)$$

$$F = \frac{V}{\sqrt{g Y_H}} \quad (3)$$

$$R = \frac{V R_H}{g} \quad (4)$$

Siendo:

A = área hidráulica

S_0 =pendiente de solera

P = perímetro hidráulico

Q = caudal

ϑ = viscosidad cinemática

Para analizar la proporcionalidad entre variables se utilizó:

$$n = \frac{1}{V} \frac{(bY)^{2/3}}{(b+2Y)^{2/3}} S_0^{1/2} \quad (5)$$

$$n = \frac{1}{V} Y^{2/3} S_0^{1/2} \quad (6)$$

$$F = \frac{\frac{1}{n} \frac{(bY)^{2/3}}{(b+2Y)^{2/3}} S_0^{1/2}}{\sqrt{gY}} \quad (7)$$

$$F = \frac{Y^{1/6} S_0^{1/2}}{n \sqrt{g}} \quad (8)$$

Siendo:

V = velocidad

b =ancho de solera

Y_H =tirante hidráulico.

R_H =radio hidráulico

g = aceleración de la gravedad

Los modelos desarrollados se aceptaron con confiabilidad $>98\%$ y calculados con programa tipo R y regresión obteniendo:

$$n = \varphi(Y_{subcritico}, Y_{supercritico}) \quad (9)$$

$$n = \varphi(\#Froude) \quad (10)$$

$$(n_{subcri} / n_{superc}) = \varphi\left(\frac{Q}{\sqrt{gb} (b^2)}\right) \quad (11)$$

La infraestructura física y equipos utilizados son parte del Laboratorio de Hidráulica de la FIIC-ULVR, los principales equipos son:

Canal rectangular con fondo de acero pintado y paredes de vidrio, con panel electrónico para regular y aforar el flujo

Canal de 300 mm x 450 mm y 6 metros de longitud con pendiente variable

Caudal máximo, 140 m³/hora

Limnómetros digital y mecánico para medir tirantes.

Correntómetro para medir velocidad.

La figura 1 describe parte del equipo:



Figura 1. Canal CA-FIIC-2017

4. Resultados y discusión

Resultados

La investigación se desarrolló con números de Reynolds $12\,000 \leq R \leq 50\,000$. Se relacionó la línea base de acuerdo al régimen de Froude y los tirantes Y correspondientes para calcular los modelos gráfico y analítico que evidenció la variación existente entre el coeficiente n de Manning y los tirantes subcrítico o supercrítico. La figura 2 describe el modelo:

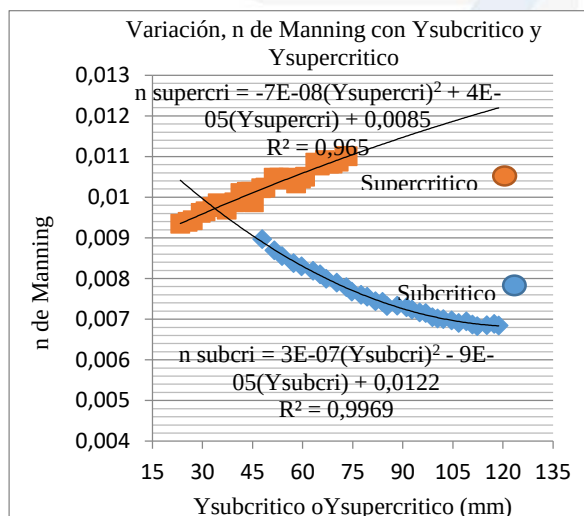
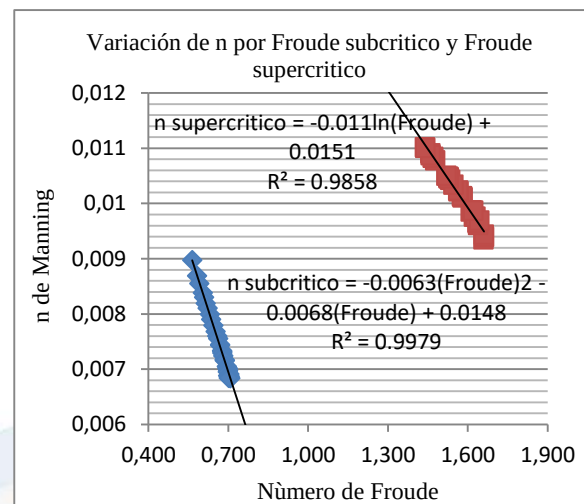


Figura 2. Variación del n de Manning por los tirantes

Los modelos que evidencian la variación del coeficiente n de Manning respecto al número de Froude se presenta en la figura 3.

Figura 3. Coeficiente n de Manning por tipo de flujo



Para evidenciar el comportamiento de la resistencia del flujo por características adimensionales hidrodinámicas del flujo, se modelaron los parámetros $\frac{n_{\text{subcrítico}}}{n_{\text{supercrítico}}}$ y $\frac{Q}{\sqrt{gb}(b^2)}$, como describe la figura 4.

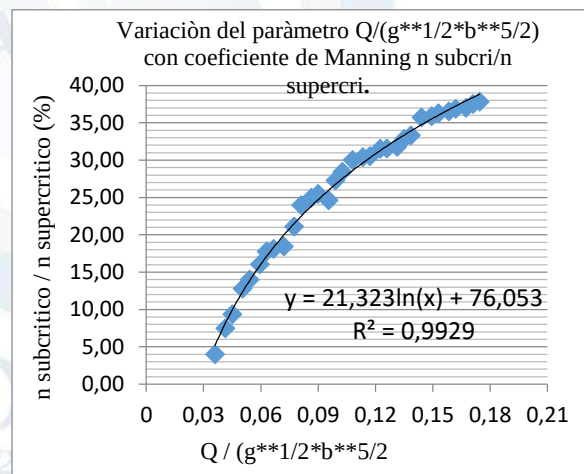


Figura 4. Variación adimensional del coeficiente n de Manning con la función hidrodinámica del flujo

Discusión

La validación de los 570 datos levantados determinó la confiabilidad de la línea base, los cuales correlacionados generaron modelos de confiabilidad $>98\%$. La investigación se desarrolló con flujo turbulento $R > 12\,000$.

Los resultados evidencian que calcular el coeficiente n de Manning solo por el material como se hace actualmente, impacta negativamente en el dimensionamiento y costos de la estructura.

Los modelos descritos en las figuras 2 y 3 evidencian que el coeficiente n de Manning es función del tirante y el estado subcrítico o supercrítico del flujo, aportando científicamente y cuantitativamente al estado actual del conocimiento.

Los cálculos con la ecuación (1), figura 2 y ecuaciones (5) y (6), demuestran que los tirantes determinan el coeficiente n de Manning y de acuerdo al estado del flujo. Los resultados evidencian, para régimen subcrítico la relación $n = \varphi(Y)$ es inversamente proporcional mientras, para el régimen supercrítico la relación $n = \varphi(Y)$ es directamente proporcional. Este comportamiento, evidencia una problemática que no ha sido estudiada hasta la actualidad y que la investigación soluciona.

Los modelos calculados con las ecuaciones (7) y (8) y descritos en la figura 3, relacionan el número de Froude F con el coeficiente n de Manning y evidencian que el coeficiente es función del régimen subcrítico y supercrítico siendo, inversamente proporcional al número de Froude lo cual representa un nuevo aporte a la ingeniería hidráulica.

Analizando mediante parámetros adimensionales el comportamiento del coeficiente n de Manning para régimen subcrítico y supercrítico con las características hidrodinámicas, se determinaron como describe la figura 4, que las características del flujo es directamente proporcional a la relación $\frac{n_{\text{subcrítico}}}{n_{\text{supercrítico}}}$ y demuestra la variación del coeficiente n de Manning por régimen subcrítico o supercrítico en base a un mismo valor de caudal y ancho. Además, el modelo estima que la variación del coeficiente n de Manning por régimen subcrítico y supercrítico varía entre el 5% al 38% para caudal y ancho dado. Los resultados evidencian el aporte de la investigación a las ciencias hidroambiental.

5. Conclusiones

El análisis se fundamenta en información y modelos validados estadísticamente.

La valoración del coeficiente n de Manning no solo es función de la rugosidad del material sino, es función de las características hidrodinámicas y estado del flujo.

La resistencia al flujo n de Manning es función del tirante y el comportamiento inversamente o directamente proporcional depende respectivamente si el régimen es subcrítico o supercrítico.

El coeficiente n de Manning es función del número de Froude, evidenciando un comportamiento inversamente proporcional.

Dependiendo de las características del flujo, la variación del coeficiente n de Manning para flujo subcrítico y supercrítico para el mismo caudal es 5% al 38%.

Referencias bibliográficas

- CHANSON, H. (2002) Hidráulica del flujo en canales abiertos. McGRAW-Hill. Bogotá, Colombia.
- CHOW, V. T. (1994) Hidráulica de los canales abiertos. McGraw-Hill, Interamericana S.A. Santa Fe, Bogotá Colombia.
- FRENCH, R. (1993) Hidráulica de canales abiertos. McGraw-Hill/Interamericana de México.
- NAUDASCHER, E. (2002) Hidráulica de canales: Diseño de estructuras. Limusa. México.
- OSÍO, M. VALENCIA, F. ET AL. (1992) Cálculo del coeficiente de rugosidad de “ n ” de Manning en los grandes ríos de Venezuela. Ingeniería UC. Facultad de Ingeniería. Universidad de Carabobo. Valencia, Venezuela.
- ROMAN, J. (2014) Trabajo Del Coeficiente de Rugosidad de Manning FINAL Cargado a <https://es.scribd.com/document/234427534/Trabajo-Del-Coeficiente-de-Rugosidad-de-Manning-FINAL>. Julio 19, 2014
- SOTELO, G. (2002) Hidráulica de canales, Volumen 2. UNAM Facultad de Ingeniería. México

[00235] HIDRÓLISIS TÉRMICA VS AEROBIA: ASPECTOS TÉCNICOS, ECONÓMICOS Y AMBIENTALES

SILVIO MONTALVO¹; DANIELA MANCILLA²; CESAR HUILINIR³; ALEJANDRA CASTILLO⁴

Universidad de Santiago de Chile^{1,2,3,4}

silvio.montalvo@usach.cl¹; dm.mancillav@gmail.com²; cesar.huilinir@usach.cl³; alejandra.castillo@usach.cl⁴

Palabras claves: Hidrólisis térmica, lodos, micro aeración, metano

ABSTRACT

This study presents an operational, economic and environmental comparison between thermal (TH) and aerobic (AH) hydrolysis of sludge generated in sewage treatment plants (WWTP) prior to their anaerobic treatment. AH was carried out by applying air at a rate of 0.35 volume of air per reactor volume per minute (vvm) at 35 [° C] for 48 hours. The thermally treated sludge was obtained from a PTAS where the slurry was subjected to a pressure of 4 - 6 [bar] and temperatures of 165 - 200 [° C], in a time of 20 - 40 [min]. The sludge treated by both methods was subjected to anaerobic digestion for 30 days in discontinuous laboratory digesters at 35 ° C under the same operational conditions. In all the reactors, degradation of organic matter was observed in the medium, obtaining the highest percentages of removal with the sludge pretreated by aerobic hydrolysis. With this previously aerated sludge, the highest Methane Biochemical Potential (MBP) was also obtained, between 111-173 [mLCH₄/gVSS], while for the thermally hydrolyzed sludge and the mixed sludge (control) a PBM of 69- 88 [mL CH₄/gVSS] and 34-60 [mL CH₄/gSSV], respectively. In the estimation of operation and investment costs, aerobic hydrolysis presents a greater indicator of Net Present Value (NPV) of \$ -3723073789 (chilean money) compared to pretreatment of thermal hydrolysis with \$ --5267393056 (chilean money). In the Life Cycle Analysis carried out, it was found that aerobic hydrolysis was more favorable from the environmental point of view than thermal hydrolysis.

Introducción

Las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) generan una gran cantidad de lodos que deben tratarse con el fin de prevenir impactos ambientales y en la salud humana. Su incremento ha ocasionado problemas de

almacenamiento y eliminación, por esto son estabilizados antes de su disposición final.

La tecnología más utilizada para la estabilización de sólidos es la digestión anaerobia, la cual degrada materia orgánica en ausencia de oxígeno molecular como aceptor de electrones (Montalvo y Guerrero, 2003). Consta de cuatro etapas, la hidrólisis que consiste en solubilizar los compuestos orgánicos convirtiéndolos de polímeros a monómeros mediante enzimas hidrolíticas, la fase acidogénica la cual transforma los compuestos solubles en ácidos orgánicos, la acetogénesis que convierte los productos en ácido acético, H₂ y CO₂ y finalmente la metanogénesis que mediante microorganismos anaerobios obligados produce metano a partir de los compuestos anteriores.

La principal desventaja de este tratamiento son los largos tiempos de retención, debido a distintos factores que limitan el proceso. En el caso de residuos en los que la materia orgánica se encuentra en suspensión, la fase limitante es la hidrólisis, debido a que la velocidad de las enzimas hidrolíticas depende de la superficie de las partículas, aumentando el tiempo de retención al orden de semanas. Por esto se han analizado distintos pretratamientos para aumentar la velocidad enzimática de esta fase (Lim & Wang, 2013).

El proceso hidrolítico más aplicado a escala industrial es la hidrólisis térmica, la cual consiste en un proceso de lisis y desintegración de células vivas y muertas, lo que permite la liberación de materia intracelular más accesible a los microorganismos anaerobios presentes en la digestión. Este proceso se lleva a cabo a una presión de 4 - 6 [bar] y temperaturas de 165 - 200 [°C], en un tiempo de 20 - 40 [min], lo que implica la instalación de varios reactores con características especiales y además la previa deshidratación del lodo hasta un 15 - 18 % de sólidos. Como alternativa más sencilla para llevar a cabo la hidrólisis de lodos generados en las PTAS se ha venido estudiando el proceso biológico de micro aerobiosis

habiéndose demostrado fehacientemente la efectividad de este método (Huiliñir et al., 2017; Johansen & Bakke, 2006). Sin embargo, no se han publicado trabajos donde se compare la hidrólisis térmica con la aerobia, de esta forma el objetivo del presente trabajo es realizar un análisis comparativo entre ambos métodos hidrolíticos tanto desde el punto de vista operacional como económico realizando experimentos a escala de laboratorio y estimando los costos de inversión y operación para ambas alternativas.

De esta forma se plantea la siguiente hipótesis a corroborar en este estudio: *El pretratamiento de hidrólisis aerobia es competitivo técnica y económicamente al sistema de pretratamiento de hidrólisis térmica, en el proceso de digestión anaerobia de lodos residuales.*

Materiales y Métodos.

El proceso de digestión anaerobia se realizó en dos corridas experimentales y se trabajó en cada una con lodo proveniente de la planta de tratamiento de aguas servidas Mapocho- El Trebal. En la tabla 1 se muestran los tipos de lodos utilizados en cada corrida experimental.

Tabla 1. Inóculo y sustrato para primera y segunda corrida experimental

	Corrida 1	Corrida 2
Inóculo	Lodo anaerobio	Lodo anaerobio
Sustrato	Lodo hidrolizado térmicamente	Lodo hidrolizado térmicamente
	Lodo mixto 1 (primario y biológico hidrolizado)	Lodo mixto 2 (primario y biológico)
	Lodo mixto 1 hidrolizado vía aerobia	Lodo mixto 2 hidrolizado vía aerobia

Pretratamiento de hidrólisis aerobia

Al inicio de cada corrida experimental los lodos mixtos provenientes de la planta de tratamiento de aguas servidas, se llevaron a un pretratamiento de hidrólisis aerobia. Para esto se utilizaron reactores de vidrio con 900 [mL] de volumen efectivo, en los cuales se vertió lodo mixto y se aplicó aireación a 0,35 [volúmenes de aire/volumen de reactor.minuto]. Cada mini compresor se conectó a una manguera, la cual consta de dos válvulas una de paso y otra anti retorno, esta última se sumergió en el reactor para suministrar el flujo de aireación. Luego los reactores fueron llevados a un baño termorregulado a 35 [°C], por un tiempo de 48 horas.

Digestión anaerobia

Una vez finalizado el pretratamiento aerobio se realizó la digestión anaerobia, la cual operó a 35 [°C] y por 30 días aproximadamente. Se utilizaron 24 reactores de vidrio, con un volumen efectivo de 200 [mL] y se vertió en cada uno de ellos una relación de 40 [mL] de inóculo y 160 [mL] de sustrato (lodo hidrolizado térmicamente, lodo hidrolizado por micro aireación y lodo mixto (control), correspondientes al 20% y 80%, respectivo del volumen efectivo del reactor. Los reactores utilizados se dividieron en 10 para lodo pre tratado por hidrólisis térmica (HT), 10 para hidrólisis aerobia (HA) y 4 reactores para control (lodo mixto), utilizando dos de cada lodo para medición de gas metano.

Los 24 reactores se sumergieron en un baño termo regulado con agua a 35 [°C] alrededor de 30 días y se realizaron análisis dos veces a la semana, para estudiar el comportamiento de los reactores de hidrólisis aerobia e hidrólisis térmica.

La medición de generación de gas metano se realizó para dos reactores de cada lodo mediante el método de desplazamiento de líquido en una probeta graduada con solución de NaOH al 3%, donde el CO₂ presente en el biogás reacciona con la solución, se convierte en carbonato, precipita y se genera el desplazamiento de volumen, correspondiente a los mililitros de metano generado

El seguimiento de los procesos se llevó a cabo a través de la determinación y conocimiento de los siguientes parámetros: Sólidos totales Volátiles (STV), sólidos suspendidos volátiles, demanda química de oxígeno total (DQOT), demanda química de oxígeno soluble (DQOS), pH, nitrógeno amoniacal, sulfatos y sulfuros. Estos análisis químicos se realizaron de acuerdo a los Standard Methods (2012).

Estimación de costos de inversión y operación

Una vez realizada ambas corridas experimentales se llevó a cabo un estudio sobre los principales costos de inversión y operación de los procesos de hidrólisis térmica y aerobia. Para esto se debió evaluar los costos de operación mediante balances energéticos y estimar los costos de inversión inicial, costos fijos y costos variables.

Además, para realizar este estudio se fijó un tiempo de proyección de 10 años y se consideró un caudal de operación inicial de 53250 [Kg/d] de lodos (Aguas Andinas S.A, 2012) y un aumento de éste de 5% cada año, mediante el indicador económico “Valor Actual Neto (VAN)”.

Evaluación ambiental compartiva

Para el Análisis del ciclo de Vida de ambos métodos se utilizó el software OpenLCA debido a su fácil uso, sin necesitar capacitación previa al usuario. Además de que posee diversas bases de datos que cumplen con los objetivos y alcances del análisis de ciclo de vida a realizar.

Por otra parte, se selecciona el método ReCiPe como metodología de impacto ya que se considera como la metodología más completa disponible debido a que está compuesta de dos metodologías en una (CML y Eco-indicator 99). Por otro lado, se considera una caracterización de punto medio y perspectiva jerárquica ya que se busca analizar el menor impacto al medioambiente.

Como base de datos se utiliza la ELCD (European Reference Life Cycle Data), ya que la misma contiene una gran base de datos de diferentes procesos y flujos, especialmente de generación de electricidad de distintas locaciones y también a nivel global.

Resultados y discusión

Ensayos de laboratorio.

En la tabla 2 se muestran los resultados de las dos corridas experimentales de digestión anaerobia llevadas a cabo con los tres tipos de lodos. Se expresan los valores iniciales en la digestión (i) y los % de remoción de cada uno de los parámetros evaluados

Tabla 2. Biodegradación en las corridas experimentales.

Lodo	STV _i (g/L)	% STV	SSV _i (g/L)	% SSV	DQO (g/L)	% DQO
Aireado	35-41	27-41	31-35	32-36	50-87	30-37
Térmico	42-60	22-40	38-47	19-28	84-86	13-28
Mixto	40-49	18-25	15-21	15-21	68-77	10-14

En las figuras 1 y 2 se muestran las producciones diarias y acumuladas de metano por gramo de SSV iniciales en el reactor de una de las corridas experimentales. En la otra corrida experimental se observó la misma tendencia con valores relativos entre los distintos tratamientos muy similares.

De estas figuras se observa que hay una mayor producción de metano en los digestores operando con lodo pre tratado por vía aerobia obteniéndose la menor producción con el lodo mixto.

En la tabla 3 se muestra el Potencial Bioquímico de Metano (PBM) (mL CH₄ producido/g SSV) obtenido en las dos corridas experimentales.

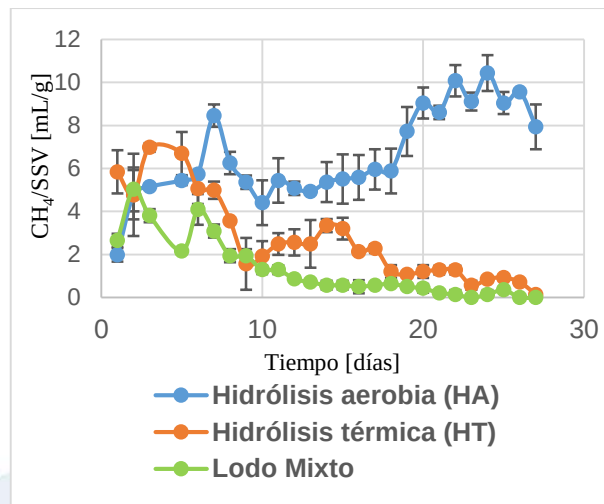


Figura 1. Producción diaria de metano en los distintos reactores durante la primera corrida experimental

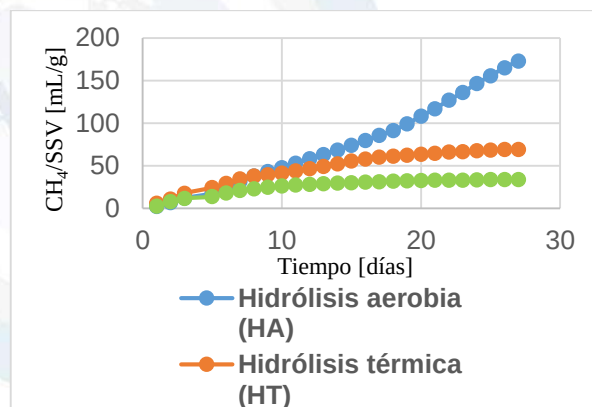


Figura 2. Cantidad de metano acumulado [mL/g] en los distintos reactores durante primera corrida experimental

Puede observarse de la tabla 3 que los lodos pre tratados presentan un PBM mayor que el lodo mixto, teniendo valores mayores el lodo pre tratado aerobiamente para las dos corridas experimentales.

Tabla 3. Potencial Bioquímico de Metano de los tres lodos evaluados (valores de las dos corridas experimentales)

Lodo	PBM (mL CH ₄ /g SSV)
Pre tratado aerobiamente	111-173
Pre tratado térmicamente	69-88
Lodo mixto	34-60

La concentración de nitrógeno amoniacal en todos los reactores en ambas corridas experimentales, en general, alcanzaron incrementos entre un 81% y 176% debido a

la conversión de nitrógeno a amonio durante la anaerobiosis, sin embargo, la concentración mayor alcanzada fue de 954 mg/L por lo que no alcanzó valores tóxicos de 1500 mg/L. Esta evolución del nitrógeno amoniacal trajo como consecuencia la elevación del pH en los digestores que partiendo de valores entre 5,9 y 7,5 se llegó a pH entre 7,5 y 7,9 al final del proceso.

Las concentraciones de sulfato y sulfuros al inicio de la digestión anaerobia estuvieron en general entre 52-388 mg/L y 13-113 mg/L, respectivamente, aumentando las concentraciones de sulfuro a medida que se llevaba a cabo la anaerobiosis debido a la conversión de sulfatos a sulfuros por las bacterias sulfato reductoras, sin embargo las concentraciones de sulfuros obtenidas estuvieron por debajo de 200 mg/L valores considerados tóxicos para el proceso de digestión anaerobia (Montalvo y Guerrero, 2003).

Evaluación económica.

Hidrólisis térmica.

En la figura 3 se muestra el esquema de tratamiento de hidrólisis térmica a partir de la que se hizo la evaluación económica. Se realizó un balance energético a los reactores, obteniendo los siguientes resultados para el flujo másico de trabajo, flujo de vapor: 883 Kg/h, energía transferida: 235 KW.

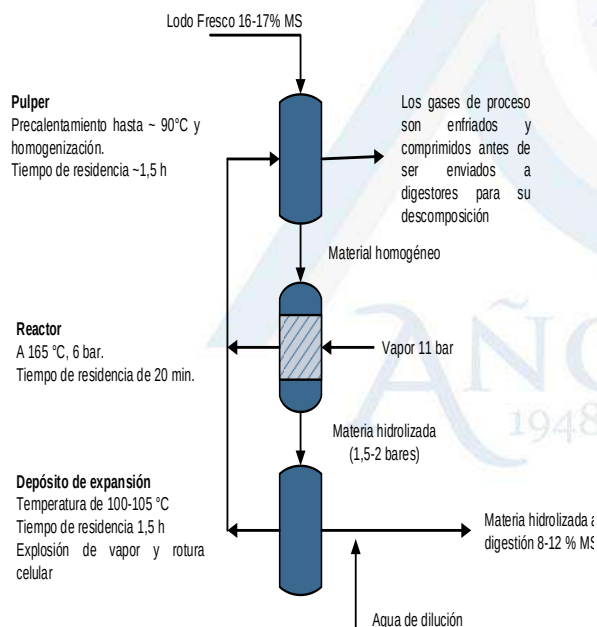


Figura 3. Etapas de pretratamiento de hidrólisis térmica

Considerando el flujo diario planteado de 53250 [Kg/d] y que el proceso de hidrólisis térmica se realiza en dos operaciones diarias, se trabajó con un flujo másico de 4437 [Kg/h] que entrará a cada reactor del proceso hidrolítico.

Los costos de operación fueron calculados por el consumo eléctrico de los principales equipos del proceso de hidrólisis térmica, considerando un precio de energía eléctrica de 112 [\$/KW]. En la tabla 4 se observa el consumo energético anual y el costo de energía de cada equipo.

Tabla 4. Consumo de KW por cada equipo y su costo anual

Balance de energía	Potencia [KW]	Operación diaria [h]	Consumo anual [KWh/año]	Costo anual [\$]
Caldera de vapor	1410	0,7	338400	38002320
Bombas	30	3	32400	3638520
Eyector de vapor	7,8	0,7	1872	210226
Centrífuga	37	3	39960	4487508
Total	1485	7	412632	46338574

Los costos de inversión inicial de equipos para el proceso de hidrólisis térmica se muestran en la tabla 5.

Tabla 5. Costos de equipos para el proceso de hidrólisis térmica

Equipos	Cantidad	Costo unitario [\$]	Costo total [\$]
Centrífuga	2	\$ 77670400	\$ 155340800
Estanque	2	\$ 114996800	\$ 229993600
Bombas de recirculación	2	\$ 59040000	\$ 118080000
Bombas de alimentación	2	\$ 59040000	\$ 118080000
Reactor	6	\$ 42771200	\$ 256627200
Depósito de expansión	2	\$ 354240000	\$ 708480000
Bombas alimentadoras	2	\$ 59040000	\$ 118080000
Pulper	2	\$ 257152000	\$ 514304000
Caldera	3	\$ 153438400	\$ 460315200
Eyector	6	\$ 5641600	\$ 33849600

A partir de los datos obtenidos en el laboratorio (88 mL CH₄/gSSV) y volumen de digestores de 64500 m³ del Trebal (Aguas Andinas S.A, 2012) se calcula una producción de metano a los 31 días con un potencial energético de 480690 [KWh] y diariamente de 15506 [KWh], correspondiendo un 30% a energía eléctrica y un 50% a energía térmica. Este biogás generado es utilizado para la generación de energía térmica y eléctrica. La

energía térmica producida diariamente se utiliza en su totalidad en la PTAS, asimismo la energía eléctrica se utiliza en un 50% y lo demás, aproximadamente un 30%, es enviado al sistema interconectado central (SIC) a un valor de 77 [\$/KW], obteniendo un ingreso anual de energía eléctrica de \$ 38684691. Con estos datos se obtiene un valor de indicador VAN para el lodo pre tratado por hidrólisis térmica de \$ -5267393056.

Para el cálculo de los costos de operación se realizó un balance energético para un volumen efectivo utilizado por el caudal de lodos diarios a pretratar de 53250 [Kg/d] para el primer año. De esta forma el calor transferido para cada volumen efectivo de estanque de pre tratamiento de hidrólisis aerobia, 53250 L, durante 48 horas de proceso será de 619,30 KW.

Como se trabaja durante el primer año con un flujo diario de 53250 [Kg/d] se utiliza un estanque de 50 [m³] y otro de 20 [m³] para un proceso de pretratamiento de hidrólisis aerobia. Como la planta cuenta con dos estanques más, la operación se realizará todos los días y se fijarán 720 horas de trabajo en un mes. Con estos parámetros pueden obtenerse los valores que se muestran en la tabla 6, mientras que los costos de equipos para la hidrólisis aerobia se muestran en la tabla 7.

Considerando un potencial bioquímico de metano de 110,95 [mL CH₄/gSSV], se obtiene para 64500 m³ de volumen de digestor energía equivalente diaria 19620 [KWh] y haciendo las mismas consideraciones que para el proceso hidrolítico térmico se obtiene el valor actual neto para la hidrólisis aerobia será de \$ -3723073789.

Tabla 6. Consumo de KW por cada equipo y costo anual para hidrólisis aerobia

Equipo	Potencia [KW]	Horas/día	Consumo anual [KWh/año]	Costo anual [\$]
Soplador	22	24	190080	21345984
Bombas alimentadoras	10	1	3600	404280
Intercambiadores de calor	13	24	111474	12518480
Total	45	49	305154	34268744

Tabla 7. Costos de inversión inicial de equipos para proceso de hidrólisis aerobia

Equipo	Cantidad	Costo unitario [\$]	Costo total [\$]
Estanque 20 [m ³]	2	\$ 205984000	\$ 411968000
Estanque 50 [m ³]	2	\$ 496723200	\$ 993446400
Intercambiador de calor	4	\$ 6625600	\$ 26502400
Difusor de burbuja fina	788	\$ 17500	\$ 13790000
Soplador	4	\$ 7727860	\$ 30911440

Bomba de alimentación	4	\$ 5707200	\$ 22828800

Evaluación del Ciclo de Vida.

En la figura 3 se muestra el diagrama de flujo para la HA el cual presenta definido el límite del sistema desde la entrada del lodo proveniente del tratamiento secundario hasta su salida al digestor anaerobio. Los procesos unitarios del sistema se identifican con color negro y los flujos identificados con color rojo son requerimientos de energía, además se representa con color amarillo el flujo de aire requerido. En este proceso hay que tener en cuenta la emisión de CO₂ y de NH₃ debido al proceso aerobio además del consumo de energía eléctrica.

En la figura 4 se muestra el diagrama de flujo para el pretratamiento de Hidrólisis Térmica el cual presenta definido el límite del sistema desde la entrada del lodo proveniente del tratamiento secundario hasta su salida al digestor anaerobio. Los procesos unitarios del sistema se identifican con color negro y los flujos identificados con color rojo son requerimientos de energía

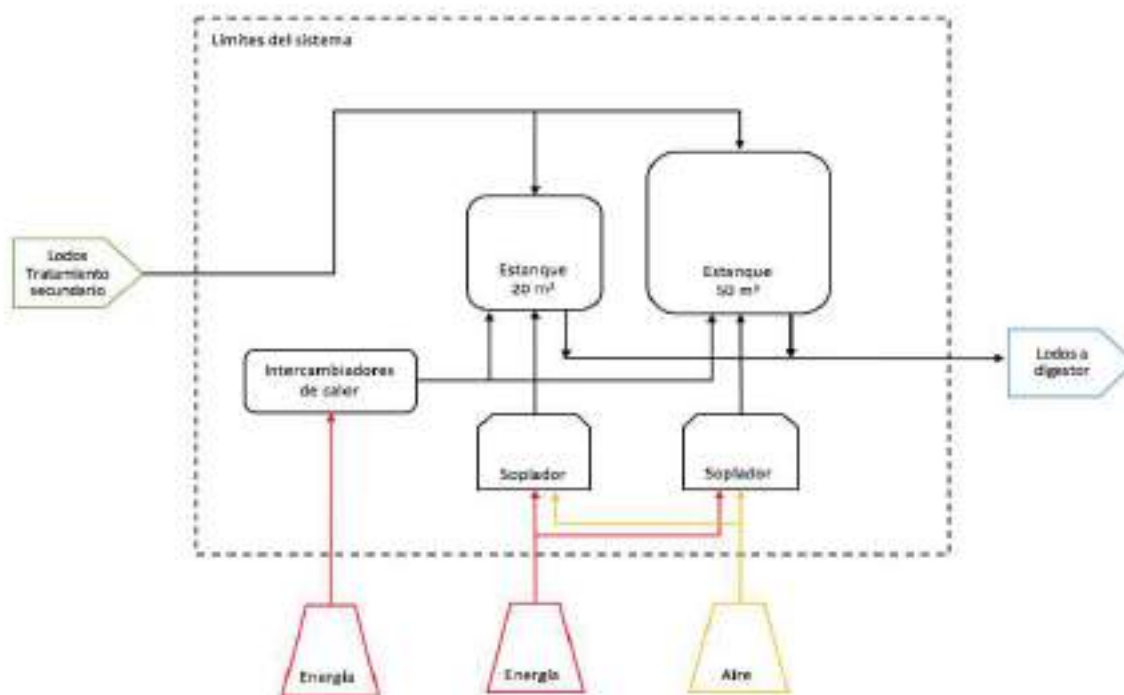


Figura 3 Diagrama de flujo de proceso de Hidrólisis
Aerobia

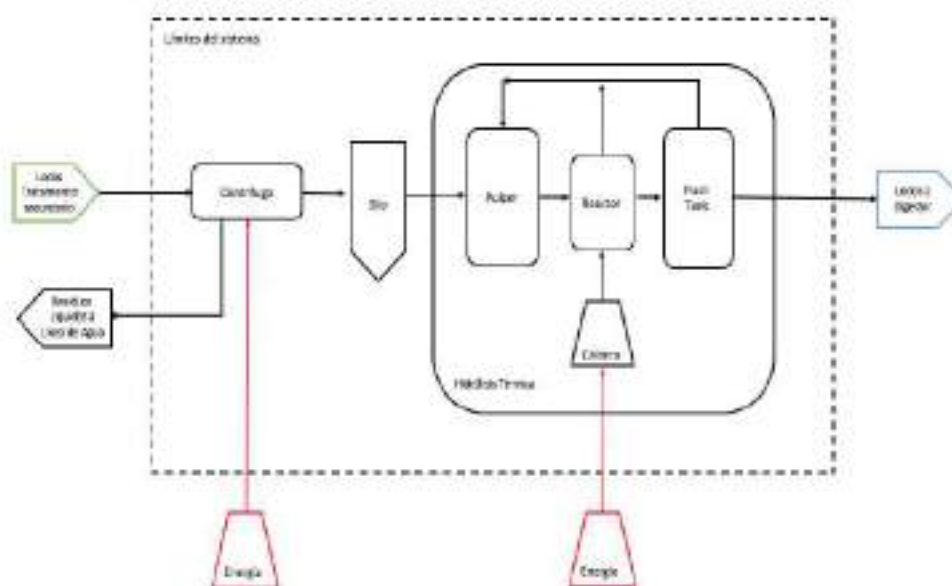


Figura 4. Diagrama de flujo de proceso de Hidrólisis
Térmica

Se seleccionaron las siguientes categorías de impacto ya que se consideran las más afectadas por el consumo de energía eléctrica:

-Cambio climático donde el impacto se representa por la cantidad de kg de CO₂ equivalentes (kg CO₂-Eq).

-El potencial de agotamiento del ozono (ODP) que es un valor relativo que indica el potencial de una sustancia para destruir el ozono en comparación con el potencial de clorofluorocarbono-11 (CFC-11) al que se le asigna un valor de referencia de 1

-La potencial de acidificación debido a que la deposición atmosférica de sustancias inorgánicas, tales como sulfatos, nitratos y fosfatos, causa un cambio en la acidez

La Eutrofización marina y de agua dulce la que puede definirse como el enriquecimiento de nutrientes del medio acuático

-La formación de material particulado que puede describirse como la cantidad de partículas sólidas y las gotas de líquido que se encuentran en el aire

La tabla 8 muestra las categorías de impacto seleccionadas y los resultados de sus valores obtenidos por el software utilizado.

Tabla 8 Resultados obtenido del Open LCA para cada categoría de impacto

Categoría de impacto	Unidad de referencia	Hidrólisis Térmica	Hidrólisis Aerobia
Cambio climático (GWP100)	kg CO ₂ -Eq	1407,30	4325,07
Eutrofización de agua dulce (FEP)	kg P-Eq	1,90E-4	8,47E-5
Eutrofización marina (MEP)	kg N-Eq	,0.12	0,053
Agotamiento de la capa de ozono (ODPinf)	kg CFC-11-Eq	2,21E-4	9,86E-6
Formación de partículas (PMFP)	kg PM10-Eq	2,3	0,90
Acidificación terrestre (TAP100)	kg SO ₂ -Eq	7,38	3,29

Conclusiones

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Durante el transcurso del proceso de digestión anaerobia para ambas corridas experimentales, se presentó una mayor degradación de materia orgánica y PBM en el lodo pre tratado por hidrólisis aerobia, respecto a al pretratamiento térmico y el control, obteniéndose en este último tratamiento los menores valores. En la estimación de costos de operación e inversión, la hidrólisis aerobia presenta un mayor indicador de Valor actual Neto (VAN) de \$ -3723073789 en comparación al pretratamiento de hidrólisis térmica con \$ -5267393056, transformándose el pretratamiento aerobio en un proyecto viable técnica y económicamente. Considerando el mayor porcentaje de remoción de materia orgánica, la producción de gas metano, la simplicidad del proceso, el indicador económico VAN y el ACV, el pretratamiento de hidrólisis aerobia se presenta como el proceso de hidrólisis previo a la digestión anaerobia de lodos más viable técnica, económica y ambientalmente en comparación al pretratamiento de hidrólisis térmica.

Agradecimientos

Este trabajo fue desarrollado gracias al apoyo financiero dado por el Proyecto DICYT 091711MM de la Universidad de Santiago de Chile. Se agradece también la colaboración de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales ubicadas en Santiago de Chile, “La Farfana” y “El Trebal” por el apoyo brindado en el suministro de las muestras para poder realizar los ensayos de laboratorio así como la valiosa información brindada para realizar las estimaciones económicas que aparecen en el trabajo.

Referencias bibliográficas

- Aguas Andinas S.A. (2012). Informe Consolidado de la Evaluación de Impacto Ambiental de la Declaración de Impacto Ambiental del Proyecto "Optimización del tratamiento de lodos y cogeneración de Energía a partir del biogás producido en las PTAS Mapocho El Trebal. Santiago, Chile.
- Huiliñir C., Pinto-Villegas P., Castillo A., Montalvo S. and Guerrero L. (2017). Biochemical methane potential from sewage sludge: Effect of an aerobic pretreatment and fly ash addition as source of trace elements. *Waste Management*, **64**, 140-148.
- Johansen J. and Bakke R. (2006). Enhancing hydrolysis with microaeration. *Water Science Technology*, **53**, 43-50.
- Lim J. and Wang J.-Y. (2013). Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Waste Management*, **33**, 813–819.
- Montalvo S. and Guerrero, L. (2003). *Tratamiento anaerobio de residuos*. Valparaíso: UTFSM.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2012). 22nd edn. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

[00242] SISTEMA DE HUMEDALES CONSTRUIDOS A ESCALA PARA LA REMOCIÓN DE FÁRMACOS EN AGUA RESIDUAL PORCÍCOLA EN YUCATÁN, MÉXICO

KARINA GABRIELA LEÓN AGUIRRE¹; MARÍA DEL CARMEN PONCE CABALLERO²; GERMÁN GIÁCOMAN VALLEJOS³; AVEL ADOLFO GONZÁLEZ SÁNCHEZ⁴; EMANUEL HERNÁNDEZ NÚÑEZ⁵; ROGER IVÁN MÉNDEZ NOVELO⁶

Universidad Autónoma de Yucatán^{1,2,3,5}; CINVESTAV, Unidad Mérida⁴

kgla27@outlook.com¹; cponce@correo.uady.mx²; giacomana@correo.uady.mx³; avel.gonzalez@correo.uady.mx⁴; emanuel.hernandez@cinvestav.mx⁵; mnovelo@correo.uady.mx⁶

Keywords

Swine wastewater, constructed wetlands, emerging pollutants.

Abstract

The vet drugs used in pig farming have attracted attention in recent years as emerging pollutants, from this group, antibiotics have been identified as responsible for causing the development of resistant bacteria in the environment. Yucatan, in southeast Mexico, is a state with a high production of pigs, activity that generates large amounts of wastewater containing many of these compounds. Constructed wetlands are a treatment option

for these farms, given their easy operation and high removal rates for these types of contaminants. In this study, the capacity of an experimental system of constructed horizontal wetlands of subsurface flow was tested for the removal of a mixture of 3 antibiotics, (oxytetracycline, enrofloxacin and sulfamethoxazole) and 1 β -agonist (ractopamine), analysing the effect of the solid support (gravel, sand and the mixture of both), two types of macrophytes (*Typha latifolia* and *Cyperus papyrus*) and four different times of operation of the system (from 24 to 96 hours) in the decrease of the concentration of the drugs of the effluent of the wetland. High removal rates (from 47% to 97%) were observed, which the highest percentages corresponded to systems that had a combination of sand or mixture with plants.

sustancias que favorecen el anabolismo de las proteínas y la disminución de la grasa, incrementando el peso de los animales y la calidad de la carne.

Introducción

Siendo México uno de los mayores productores de carne de cerdo en el mundo, el Estado de Yucatán, al sureste del país cuenta con aproximadamente 470 granjas porcícolas, que producen más de un millón de cerdos anualmente (INEGI, 2014), aunque el mayor porcentaje de esta producción se da de manera intensiva en granjas industrializadas, todavía existen granjas privadas operando con sistemas semitecnificados y poblaciones menores a 1000 cerdos, donde se utilizan antibióticos como oxitetraciclina, sulfametoxazol y enrofloxacin, como aditivos alimentarios, promotores de crecimiento y para propósitos profilácticos y terapéuticos (Huang *et al.*, 2013). Otro grupo de sustancias que se administran a los cerdos con fines de incrementar la productividad, son los β -agonistas adrenérgicos como la ractopamina, son

La ganadería porcícola en Yucatán también presenta una alta generación de aguas residuales conteniendo los residuos de antibióticos, que como contaminantes emergentes no cuentan con regulación ambiental y existe información limitada sobre sus efectos en el ambiente y en la salud humana (Murray *et al.*, 2010) y han llamado la atención debido a los posibles efectos en muchos organismos vivos (Enick y Moore, 2007). Los antibióticos veterinarios, representan una amenaza ambiental por el riesgo de contaminación del acuífero, debido a que el agua subterránea es la única fuente de agua en Yucatán, por la naturaleza cástica y alta permeabilidad del suelo de la región (Arcega-Cabrera *et al.*, 2014).

Considerando que la mayoría de los sistemas de tratamiento instalados en las granjas porcícolas no son diseñados para la remoción fármacos en aguas residuales, por lo que un sistema alternativo o adicional necesita ser implementado para reducir los potenciales problemas ambientales y de salud (Tapia *et al*, 2009). Los humedales construidos han sido utilizados para el tratamiento de aguas residuales provenientes de diversas fuentes y se han convertido en una alternativa de tratamiento debido a su alta eficiencia de remoción de contaminantes y su bajo costo de instalación y mantenimiento (Romero *et al*, 2009). Son sistemas que emulan los procesos naturales de sedimentación, en donde los contaminantes son removidos a través de mecanismos como filtración, adsorción, degradación biológica y fitorremediación (Ciria *et al*, 2005).

Objetivos

El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de un sistema experimental de humedales construidos de configuración horizontal y flujo subsuperficial a pequeña escala operado de manera discontinua, para la remoción de tres antibióticos (enrofloxacin, oxitetraciclina y sulfametoxazol) y un β -agonista (ractopamina), utilizados en la crianza de cerdos en Yucatán, México, empleando materiales de soporte y plantas disponibles en la región.

Metodología

Se diseñó un sistema a pequeña escala que consiste en 9 unidades de polipropileno de alta densidad con dimensiones de 37x27x20 cm. Se utilizaron dos tipos de plantas, *Typha latifolia* y *Cyperus papyrus*, lavando y desinfectando las raíces previamente y adaptándolas con agua residual porcícola del 10 al 60%, por un periodo de tres meses, monitoreando su crecimiento. Como soporte sólido, roca caliza sedimentaria, compuesta mayoritariamente por carbonato de calcio, con trazas de carbonato de magnesio y otros carbonatos, minerales como arcilla, hematita y siderita y cuarzo; en tres tamaños de partícula: arenas de 0.8-2.1 mm (A), gravas de 2.2 a 6 mm (B) y la mezcla de ambas al 50% (C). Un diagrama del sistema de humedales se muestra en la Figura 1.

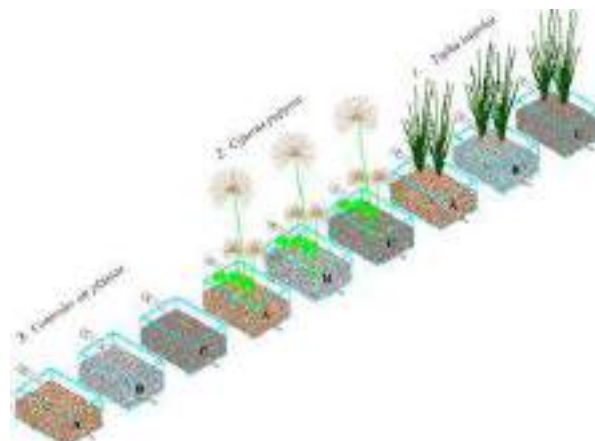


Figura 1. Diagrama del sistema experimental de humedales construidos y la distribución de plantas y soportes en cada una de las unidades.

Previamente se realizaron pruebas de granulometría, permeabilidad y porosidad, para determinar si cumple con las características para funcionar adecuadamente como soporte sólido de los humedales construidos. Además, se utilizaron tres unidades sin plantas como controles, cada una con su respectivo soporte sólido. Se manejaron cuatro tiempos de permanencia en el humedal de 24, 48, 72 y 96 h, en el cual se evaluaron las concentraciones iniciales y finales de una mezcla de fármacos (oxitetraciclina 2 ppm, sulfametoxazol 2 ppm, enrofloxacin 0.2 ppm y ractopamina 2 ppm) utilizando espectrofotometría de fluorescencia para el análisis de las muestras, utilizando etanol/agua 50% como solución blanco, las lecturas se realizaron utilizando una celda de poliestireno de 10x10x45 mm, de acuerdo con los parámetros mostrados en la Tabla 1. Las pruebas fueron realizadas en un equipo Lumina Fluorescence Spectrometer marca Thermo Scientific que se encuentra en el Laboratorio de nano y biomateriales del CINVESTAV, Unidad Mérida.

Tabla 1. Longitudes de onda de excitación y emisión para la detección de los fármacos seleccionados

Fármaco	λ excitación (nm)	λ emisión (nm)
Oxitetraciclina	390	512
Sulfametoxazol	300	381
Enrofloxacin	320	448
Ractopamina	286	305

Resultados y Discusión

De las pruebas al material utilizado como soporte sólido, en el ensayo para la grava, se obtuvo un coeficiente de permeabilidad $k=1.0E^{-02}$ cm/s y $k=1.88E^{-02}$ cm/s para la grava y arena respectivamente, de acuerdo con los valores típicos del coeficiente de permeabilidad, el material analizado es considerado grava muy permeable. El peso específico fue $\gamma_m=1.210$ g/cm³ para la arena y $\gamma_m=1.183$ g/cm³ para la grava obtenido de la relación peso/volumen de la muestra, en el caso de gravedad específica se obtuvo que el material tiene una gravedad específica de los sólidos (S_s) de 2.17 para grava y 2.62 para arena. Para ambos casos se obtuvo una porosidad $n=16.18\%$. Las propiedades físicas del suelo obtenidas en las pruebas indican que esta roca caliza no tiene un comportamiento favorable en cuestiones de construcción, debido a su falta de resistencia, pero cuenta con permeabilidad y porosidad necesarias para proporcionar un área superficial para la actividad microbiana y adsorción.

En el monitoreo de las plantas, se observó que durante el periodo de adaptación con el agua residual porcícola hubo un crecimiento acelerado de *Typha latifolia* del 40.57% con arena y mezcla como soporte y del 50.95% en las unidades con grava como soporte. Para el caso de *Cyperus papyrus*, el crecimiento fue del 44.73% y 57.69%, para grava y arena respectivamente. El crecimiento mayor de las tifa en las gravas se debe a que su raíz es más grande y es más fácil que crezca entre los espacios de las gravas, en comparación con la raíz del papiro que es pequeña, fibrosa y al crecer, se enreda mejor en las arenas.

Después de analizar la concentración de los antibióticos en el tiempo 0 h, se comparó con la concentración final después de transcurrido el tiempo de permanencia para cada uno de los experimentos aleatorios, los porcentajes de remoción de los fármacos se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Porcentajes de remoción para cada uno de los fármacos en los humedales construidos (se consideran los experimentos con mayores resultados)

Fármaco	Tiempo de permanencia			
	24 h	48 h	72 h	96 h
Oxitetraciclina	Papiro mezcl a	Papiro mezcl a	Papiro arena	Papiro arena
	85.64 %	88.63 %	87.84 %	97.28 %
Sulfametoxazol	Tifa arena	Tifa arena	Tifa mezcl a	Tifa mezcl a
	47.38 %	58.21 %		

			64.92 %	75.07 %
Enrofloxacin a	Tifa arena	Tifa arena	Tifa arena	Tifa arena
	85.34 %	86.70 %	87.66 %	89.89 %
Ractopamina	Tifa arena	Papiro mezcl a	Tifa mezcl a	Tifa arena
	80.48 %	84.72 %	93.64 %	97.81 %

Conclusiones

Se utilizó la espectrofotometría de fluorescencia como técnica de detección, a pesar de no tener la selectividad de la cromatografía líquida, sin embargo, tienen como ventaja la rápida detección y una menor generación de residuos.

En la remoción de fármacos con los humedales construidos se observa que ocurre una mayor remoción en las unidades que contienen arena o mezcla como soporte sólido, y la remoción se incrementa con el tiempo de permanencia.

También se observan remociones mayores en unidades que tienen planta, para el caso de enrofloxacin y sulfametoxazol ocurre con la tifa, mientras que para la oxitetraciclina resultó mejor el papiro, se sugiere realizar pruebas utilizando ambas plantas en el mismo humedal.

Referencias bibliográficas

- Arcega-Cabrera, F., Velázquez-Tavera, N., Fargher, L., Derrien, M., Noreña-Barroso, E. 2014. Fecal sterols, seasonal variability, and probable sources along the ring of cenotes, Yucatan, Mexico. *Journal of Contaminant Hydrology* **168**, 41-49.
- Ciria, M.P., Solano M.I., Soriano, P. 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering* **92**(4) 535-544.
- Enick, O.V., Moore, M.M. 2007. Assessing the assessments: pharmaceuticals in the environment. *Environmental Impact Assessment Review* **27**(8), 707-729.
- Huang, X., Liu, C., Li, K., Liu, F., Liao, D., Liu, L., Zhu, G., Liao, J. 2013. Occurrence and distribution of veterinary antibiotics and tetracycline resistance genes in farmland soils around swine feedlots in Fujian Province, China. *Environmental Science and Pollution Research* **20**(12), 9066-9074.

- INEGI. 2014. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Existencia de ganado porcino según edad y función zootécnica por entidad federativa con representatividad en la muestra. *Encuesta Nacional Agropecuaria 2014*.
- Murray, K.E., Thomas, S.M., Bodour, A.A. 2010. Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. *Environmental Pollution* **158**, 3462–3471.
- Tapia, F., Giacomani, G., Herrera, J., Quintal, C., García, J., Puigagut, J. 2009. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. *Water SA* **35**(3), 335-342.
- Wei, R.C., Ge, F., Huang, S.Y., Chen, M., Wang, R. 2011. Occurrence of veterinary antibiotics in animal wastewater and surface water around farms in Jiangsu Province China. *Chemosphere* **82**, 1408–1414.



**[00246] EFECTO DE LAS NANOPARTÍCULAS DE ÓXIDO DE HIERRO
(Fe₂O₃) PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS CON Cr(VI)****GERMAN CUEVAS RODRIGUEZ¹; JUAN MIGUEL BAILON MATEHUALA²;
ARODI BERNAL MARTINEZ³****Universidad de Guanajuato^{1,2,3}****german28@ugto.mx¹; matehuala.bjm@gmail.com²; arodiberna@ugto.mx³****RESUMEN**

Leachates with a high content of Cr (VI) represent a major environmental problem in Mexico, most of this waste is not counted with a new source that causes the contamination of water bodies and soil. The use of NPs Fe₂O₃ represents an alternative to the treatment of heavy metals, due to its adsorption capacity. The objective of this work was to determine the effect of Fe₂O₃ NPs on the removal of Cr (VI) from an industrial leachate. This effect is determined by several doses of NP 0.05, 0.1, 0.5, 1.0, 2.0 and 4.0 g / L with different concentrations of Cr (VI) at a pH of 4. The highest percentage of removal of Cr (VI) was 46 % and was obtained in 150 minutes of reaction with 1 g / L of NPs. It was identified that the Freundlich isotherm resembled the adsorption behavior of NP.

PALABRAS CLAVE: Lixiviados Industriales, Cromo, Nanopartículas Fe₂O₃, Adsorción

INTRODUCCIÓN

La contaminación de aguas superficiales y subterráneas por metales pesados es una de las grandes problemáticas ambientales que ocurre en México. El uso de estos metales ha incrementado continuamente debido al desarrollo social e industrial, creando diversas fuentes de contaminación las cuales perduran en el ambiente por su

alta toxicidad (Islam *et. al.* 2015). El agua residual, principalmente de origen industrial contiene algunos iones de metales pesados que son considerados tóxicos-nocivos para la salud y el ambiente, estos metales representan un problema tanto a su naturaleza acumulativa como a su utilización en gran escala por diferentes industrias (Bansal *et. al.* 2009).

Los metales pesados considerados de mayor riesgo y que a lo largo del tiempo se ha buscado su eliminación de agua y suelo contaminado son el Arsénico, Cobre, Plomo, Cadmio, Cromo y Níquel. Cada uno de estos elementos, particularmente el cromo, contienen diferentes estructuras que, dependiendo de su forma, lo hacen más o menos tóxico para el medio donde se encuentre. Los compuestos de cromo de mayor relevancia por su estabilidad en agua y propiedades tóxicas son el Cr (VI) y el Cr (III) (Lofti *et. al.* 2017).

El crecimiento industrial ha representado un gran desarrollo económico y social en el estado de Guanajuato, siendo el sector más competitivo por empresas nacionales y transnacionales (Carrillo *et. al.* 2017). Algunas de estas empresas arrojan una gran cantidad de sus residuos a los cuerpos de agua y al suelo provocando daños al ecosistema (Castro, 2002). Los contaminantes más comunes en los lixiviados industriales son los compuestos metálicos tóxicos, siendo las especies de cromo una de las más abundantes (Rao *et. al.* 2010).

Debido a que los procesos de tratamiento actuales, en su mayoría biológicos, tienen mayores tiempos de remoción

de contaminantes y en ocasiones no logran eliminar compuestos inorgánicos, surge la necesidad de buscar procesos de tratamiento más rápidos y eficientes para compuestos considerados tóxicos (Zelmanov & Semiat, 2008). Una alternativa para el tratamiento de Cromo es el uso de nanotecnología; la cual no utiliza grandes estructuras para el tratamiento de aguas contaminadas, siendo eficiente, multifuncional y de gran rendimiento. Un nanomaterial es aquel que tiene un tamaño menor a 100 nm, el cual posee diferentes propiedades: fuerte absorción y adsorción, alta reactividad, disolución rápida, etc. (Qu *et al.* 2013)

Actualmente la nanotecnología está clasificada como uno de los procesos más avanzados en el tratamiento de aguas contaminadas, existen 3 diferentes categorías en la utilización de nanomateriales: nano-catalizadores, nano-membranas y nano-adsorbentes (Zhang *et al.* 2014; Tang *et al.* 2014; Shamsizadeh *et al.* 2014; Kyzas & Matis, 2015). El proceso de adsorción es comúnmente empleado para la remoción de compuestos orgánicos e inorgánicos.

Las NPs más empleadas para la remoción de metales pesados presentes en agua son los óxidos de manganeso, grafeno, óxidos de zinc, óxidos de magnesio, óxidos de titanio y óxidos férricos (Gupta *et al.* 2015). Al emplear estas nanopartículas (NPs) se debe considerar su alta capacidad para adsorber contaminantes en concentraciones menores (Cloete 2010).

Las NPs derivadas del hierro tienen un proceso de síntesis simple lo que las convierte en un material de bajo costo, que se puede aplicar directamente sobre el medio contaminado (Li *et al.* 2003). En un proceso de adsorción de NPs Fe_2O_3 se debe considerar el pH, la temperatura, la dosis de adsorbente y el tiempo de contacto con la finalidad de lograr un correcto proceso de adsorción de los metales pesados (Gupta *et al.* 2015). De acuerdo con Ali, *et al.* (2015) las NPs Fe_2O_3 tienen una alta efectividad de adsorción sobre compuestos metálicos, logrando porcentajes de remoción de hasta 97% a un pH de 3. El presente trabajo tuvo como objetivo determinar el efecto de las NPs Fe_2O_3 sobre la capacidad de remoción de un lixiviado industrial con alto contenido de Cr (VI).

METODOLOGÍA

De acuerdo con el análisis realizado, el lixiviado proveniente de la Industria Química Central actualmente clausurada y ubicada en el municipio de San Francisco del Rincón en el estado de Guanajuato, tiene una concentración aproximada de 6,000 mg/L de Cr (VI) representando un alto grado de toxicidad respecto a la

norma mexicana NOM-052-SEMARNAT que establece un límite máximo permisible de 5 mg/L de Cromo.

Para determinar la concentración de Cr (VI) se utilizó el procedimiento señalado en la NMX-AA-044-SCFI-2014, que establece el método de análisis para la medición del contaminante en aguas naturales, salinas, potables y residuales. El método se basa en una reacción con 1,5-difenilcarbazida, formándose un medio ácido que es medido espectrofotométricamente a longitud de onda 540 nm.

De igual manera se determinó el potencial de hidrógeno del lixiviado, siendo este mayor a las 10 unidades marcadas en la normatividad ambiental mientras que la temperatura se encontró en un rango de 25 °C.

Para el proceso experimental se planteó realizar diluciones del Cr (VI) a diferentes concentraciones como se muestra en la Tabla 1, esto con el propósito de analizar el efecto de remoción empleando las NP's con el lixiviado industrial, de igual manera se planteó trabajar con un pH inicial de 4 para estudiar el efecto de adsorción al pH sugerido.

Tabla 1. Condiciones iniciales para la remoción del Cr (VI).

NPs Fe_2O_3 g/L	Cr (VI) mg/L	pH
0.05 0.1 0.5 1 2 4	100,75,50,25,10	4

Se realizó un duplicado de todas las concentraciones empleadas con la finalidad de identificar posibles cambios en el proceso de adsorción. Se trabajó con un volumen inicial de lixiviado de 100 ml como se observa en la Figura 1 y se trabajó con una velocidad de agitación de 230 rpm a una temperatura ambiente, además de realizar un lavado especial a cada uno de los materiales con agua regia, agua destilada y agua milli.q.



Figura 1. NP's Fe_2O_3 y Cr (VI)

La toma de muestra se llevó a cabo en 9 intervalos de tiempo, donde fue medido el pH y la concentración de Cr (VI), se realizó un triplicado de las dosis empleadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se observa en la Tabla 2, se obtuvieron porcentajes de remoción arriba del 40% en todas las dosis de NPs. Sin embargo, algunos de estos porcentajes se obtuvieron con las menores concentraciones de Cr (VI), pero se adsorbió una mayor cantidad del lixiviado con las menores dosis de NPs durante los primeros 450 minutos de agitación.

Tabla 2. Resumen de los porcentajes de remoción de Cr (VI) con NPs Fe_2O_3 a un pH 4.

NPs Fe_2O_3 g/L	% Remoción	Cr (VI) mg/L	Tiempo (min)
0.05	42.03	10	450
0.1	42.03	10	450
0.5	45.96	10	2880
1.0	46.00	10	150
2.0	39.12	50	150
4.0	40.22	100	330

En la figura 2 se observa la remoción de Cr (VI) durante toda la fase experimental a 0.05 g/L de NP's. La mayor remoción del contaminante se obtuvo en los primeros 60 a 450 min sobre todo en las más grandes concentraciones de 100 y 75 mg/L de Cr(VI), los mayores porcentajes de remoción fueron de 42.03 y 41.31 a una concentración de Cr (VI) de 10 y 100 mg/L respectivamente.

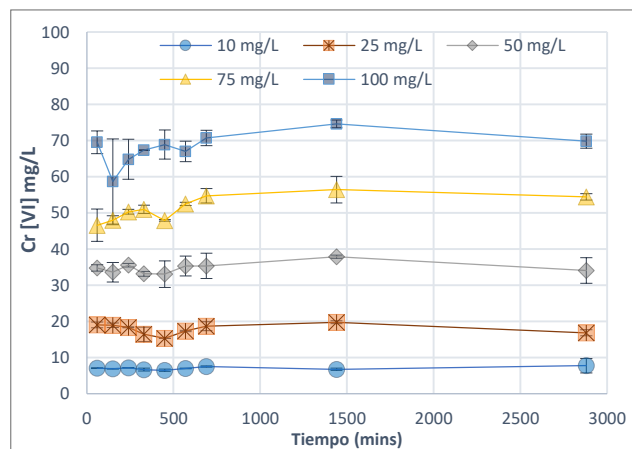


Figura 2. Cr (VI) con una dosis de NPs de 0.05 g/L a un pH de 4

A una concentración de 0.1 g/L (Figura 3) de NPs los porcentajes de remoción más altos se encontraron con una dosis de adsorbato de 10 y 25 mg/L durante los 450 min de agitación. Cabe destacar la remoción en concentraciones mayores del lixiviado, siendo similar al comportamiento de las dosis menores de NP's.

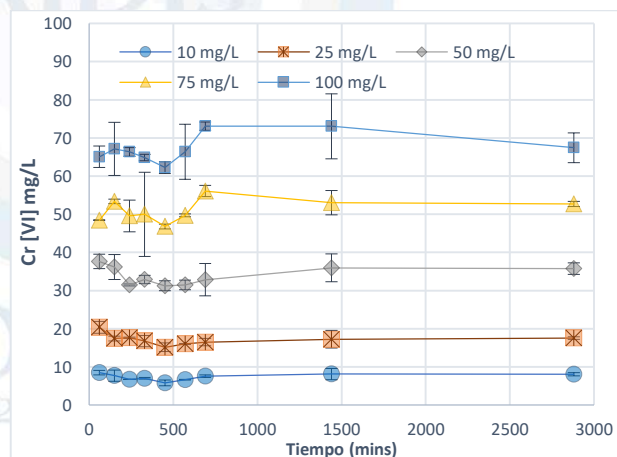


Figura 3. Cr (VI) con una dosis de NPs de 0.1 g/L a un pH de 4.

El mayor porcentaje de remoción de Cr (VI) se logró con una dosis de NP's de 1 g/L a una concentración de 10 mg/L (Figura 4), siendo de 46 % la adsorción alcanzada en 150 minutos. Además, el porcentaje de remoción de las diferentes concentraciones del lixiviado fue similar a los mayores porcentajes de remoción obtenidos en las diferentes dosis de adsorbente.

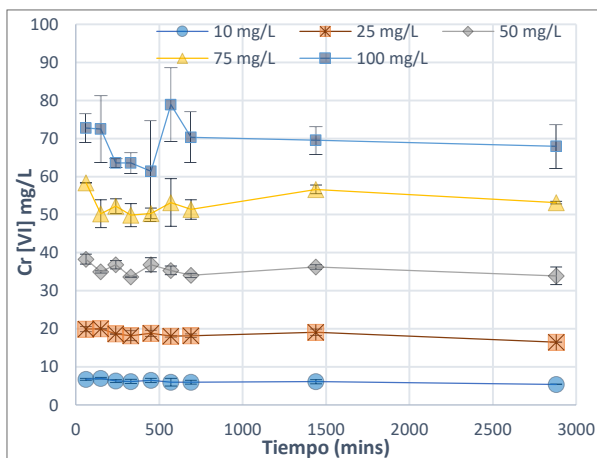


Figura 4. Cr (VI) con una dosis de NPs de 1 g/L a un pH de 4

Los menores porcentajes de remoción se observaron con la mayor dosis de NPs, alcanzando un máximo porcentaje de remoción de 40.22 en 330 minutos con la mayor dosis de adsorbato como se ilustra en la Figura 5. Se puede identificar la existencia de una mayor variación de la cantidad de contaminante adsorbido durante esta prueba experimental, lo que podría significar que los mayores índices de remoción de Cr (VI) se dan con las concentraciones menores de NP's.

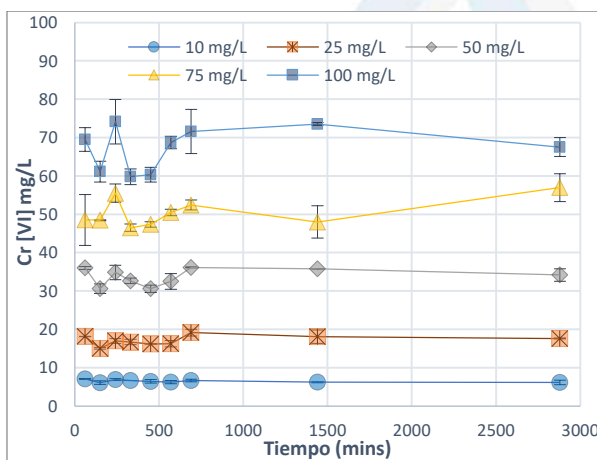


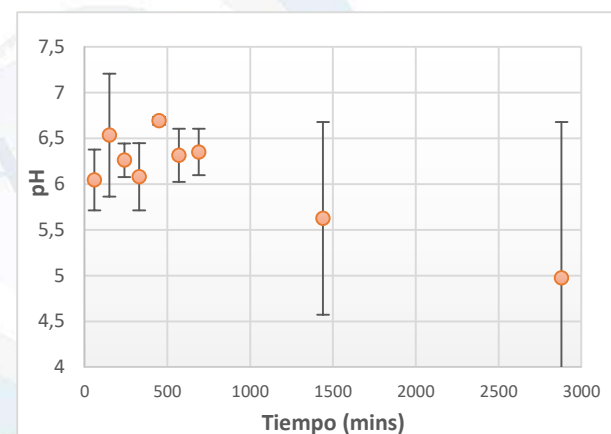
Figura 5. Cr (VI) con una dosis de NPs de 4 g/L a un pH de 4.

En base al desarrollo experimental se observaron aspectos en común con las diferentes dosis de NPs de óxido de hierro, entre ellas fue la gran capacidad de remoción de cromo en concentraciones de 100 mg/L y 75 mg/L caso contrario de las menores concentraciones

donde se alcanzaron altos porcentajes de remoción, pero al comparar la cantidad de Cr(VI) adsorbido es mucho menor que las altas concentraciones.

En el caso del pH se identificaron variaciones en cuanto a la adsorción del contaminante. En la Figura 6 se observa el cambio del pH inicial a través de la fase experimental con una dosis de 1 g/L de NPs. Durante el mayor porcentaje de remoción de Cr (VI) se tuvo un incremento de 2.77 con respecto al pH inicial de 4, durante toda la fase experimental y al agregar las NPs el pH aumento considerablemente, teniendo una relación con la capacidad de adsorción.

Figura 6. Variación del pH con una dosis de 1 g/L de NPs y una concentración de 10 mg/L Cr (VI), con pH inicial de 4.



Se observó en las mayores concentraciones de NPs la formación de pequeñas burbujas o aglomeraciones en la parte superior del sistema, el proceso no se vio alterado al mantenerse el mismo % de remoción. No ocurrió ningún proceso de sedimentación de las NPs al mantener en una agitación constante de 230 rpm. Al obtener los datos de la fase experimental se obtuvo la cantidad de masa adsorbida por unidad de masa adsorbente de las diferentes concentraciones de Cr (VI) y NPs, que es necesaria para la obtención de los diferentes isotermas de adsorción. Los isotermas de adsorción son empleados para describir el tipo de adsorción que se lleva a cabo entre el adsorbente y el adsorbato. Existen diferentes modelos de aplicación, en el caso de este estudio se elaboraron los isotermas de Langmuir y Freundlich.

Modelo de Langmuir

Este isoterma plantea una adsorción en monocapa en el área superficial de la partícula, determinada por la siguiente ecuación:

$$q_e = \left(\frac{K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \right) \cdot q_{max}$$

Donde C_e es la concentración en equilibrio del soluto ($g \cdot L^{-1}$), q_e es la masa de adsorbato adsorbida por unidad de masa adsorbente (g, Kg^{-1}), K_L representa una constante del isoterma de Langmuir (L/mg) y q_{max} expresa la máxima capacidad de adsorción (mg/g).

Modelo de Freundlich

$$q_e = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}}$$

Este modelo es descrito por una ecuación exponencial empírica describiendo que la superficie no es completamente homogénea como lo hace el modelo de Langmuir.

El isoterma de Langmuir no resultó eficiente para demostrar el proceso de adsorción al obtenerse gran variación en la formación de su curva, así como en la forma linearizada de la ecuación se obtuvieron valores de R^2 bajos. Lo que significa que el proceso de adsorción no ocurre en forma de monocapa homogénea en el área superficial de la NPs. Con una dosis de 0.5 g/L de NPs a un pH 4 (Figura 7), el isoterma de Freundlich fue constante respecto a las otras dosis de NPs, donde se observó el tipo de adsorción posible que lleva a cabo la NP, durante la remoción del contaminante.

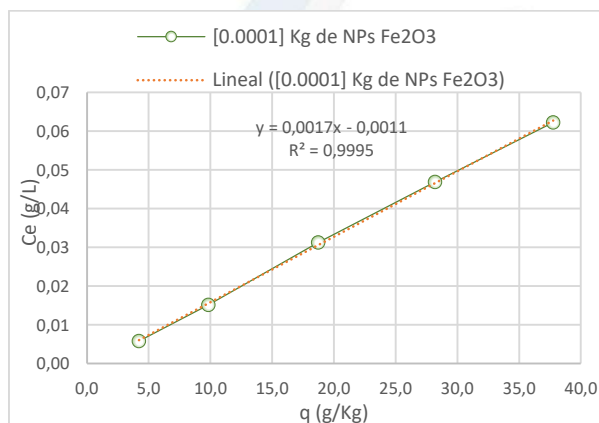


Figura 7. Determinación de “q” con una dosis de 0.5 g/L de nanopartícula Fe₂O₃, pH 4.

El isoterma de Freundlich en su forma linearizada tuvo una mayor afinidad respecto al isoterma de Langmuir, lo que podría significar que el proceso de adsorción se realiza en una monocapa, por medio de diferentes sitios que poseen una afinidad energética con el adsorbato (Figura 8).

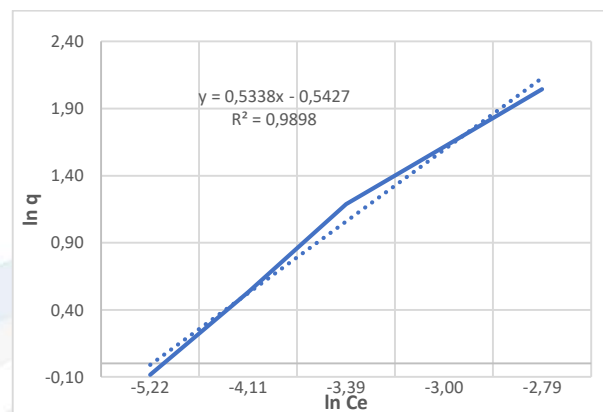


Figura 8. Representación del Isoterma de Freundlich y su forma linearizada con 0.5 g/L de NPs.

CONCLUSIONES

El efecto de la capacidad de adsorción de las NPs Fe₂O₃ en la remoción de Cr (VI) a un pH de 4 fue relativamente alto, pero al compararlo con otros trabajos de investigación, los porcentajes de remoción del contaminante fueron bajos. Ali (2015) logro porcentajes de remoción de un lixiviado de Cr (VI) de hasta 97%, pero a un pH de 3. El efecto del pH es sumamente importante al tratarse de procesos de adsorción, sobre todo a pH ácidos.

Se alcanzó un máximo porcentaje de remoción del 46% de Cr (VI) con 1 g/L de NPs en 150 min.

El proceso de adsorción se apegó al isoterma de Freundlich caso contrario del isoterma de Langmuir. Se recomienda trabajar otros isotermas de adsorción para comparar y diagnosticar el tipo de adsorción llevado en la NPs.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ali N, Somaye S, Behruz M, 2015. Catecholamine coated maghemite nanoparticles for the environmental remediation: Hexavalent chromium ions removal. Chemical Engineering Journal 277, 21-29.

Bansal M, Garg U, Singh D, Garg V. K., 2009. Removal of Cr(VI) from aqueous solutions using pre-consumer

processing agricultural waste: A case study of rice husk. *Journal of Hazardous Materials*, 162(1), 312-320.

Carrillo G, Azamar A, Cervantes G, 2017. Innovación tecnológica y curtiduría en el estado de Guanajuato. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Economía, *Economía Informa* 402, 67-68.

Cloete T.E, 2010. Nanotechnology in Water Treatment Applications, *Horizon Scientific Press*, New York, USA, P. 196 ISBN-13: 9781904455660.

Gupta V.K, Agarwal S, Saleh T.A, 2011. Synthesis and characterization of alumina-coated carbon nanotubes and their application for lead removal. *Journal of Hazardous Materials*. 185, 17-23.

Islam M.S., Choi W.S., Kim S.H., Han O.H., Lee H.J., 2015, Inorganic micelles (Hydrophilic core@amphiprotic shell) for multiple applications, *Advanced Functional Materials* 6061-6070.

Kyzas G.Z, Matis K.A, 2015. Nanoadsorbents for pollutants removal: a review. *Journal of Molecular Liquids* 203, 159-168.

Li Y.H, Ding J, Luan Z.K, Di Z.C, Zhu Y.F, Xu C.L, Wu D.H, Wei B.Q, 2003. Competitive adsorption of Pb^{2+} , Cu^{2+} , and Cd^{2+} ions from aqueous solutions by multiwalled carbon nanotubes. *Carbon* 41 (14), 2787-2792.

Lofti B, Mohamed H, Mustafa J, 2017. Synthesis of magnetite derivatives nanoparticles and their application for the removal of Chromium (VI) from aqueous solutions, *Journal of Colloid and Interface Science*.

Ozmen M, Can K, Arslan G, Tor A, Cengeloglu Y, Ersoz M, 2010. Adsorption of Cu(II) from aqueous solution by using modified Fe_3O_4 magnetic nanoparticles. *Desalination* 254 (1), 162-169.

Palimi M.J, Rostami M, Mahdavian M, Ramezanzadeh B, 2014. Surface modification of Fe_2O_3 nanoparticles

with 3-aminopropyltrimethoxysilane (APTMS): an attempt to investigate surface treatment on surface chemistry and mechanical properties of polyurethane/ Fe_2O_3 nanocomposites. *Applied Surface Science* 320, 60-72.

Qu X, Alvarez P.J, Li Q, 2013. Applications of nanotechnology in water and wastewater treatment. *Water Research* 47 (12), 3931-3946.

Shamsizadeh A.A, Ghaedi M, Ansari A, Azizian S, Purkait M.K, 2014. Tin oxide nanoparticle loaded on activated carbon as new adsorbent for efficient removal of malachite green-oxalate: non-linear kinetics and isotherm study. *Journal of Molecular Liquids* 195, 212-218.

Tang X, Zhang Q, Liu Z, Pan K, Dong Y, Li Y, 2014. Removal of Cu (II) by loofah fibers as a natural and low-cost adsorbent from aqueous solutions. *Journal of Molecular Liquids* 199, 401-407.

Wang X.Y, Wang P, Ma J, Liu H.L, Ning P, 2015. Synthesis, characterization, and reactivity of cellulose modified nano zero-valent iron for dye discoloration. *Applied Surface Science* 345, 57-66.

Zelmanov G, Semiat R, 2008. Phenol oxidation kinetics in water solution using iron (3)-oxide-based nanocatalyst. *Water Research* 42, 3848-3856.

Zhang Y, Xu R, Xu P, Chen R, He Q, Zhong J, Gu X, 2014a. Performance study of ZrO_2 ceramic micro-filtration membranes used in pretreatment of DMF wastewater. *Desalination* 346, 1-8.

Zhang Y, Yan L, Xu W, Guo X, Cui L, Gao L, Wei Q, Du B, 2014b. Adsorption of $Pb(II)$ and $Hg(II)$ from aqueous solution using magnetic $CoFe_2O_4$ reduced graphene oxide. *Journal of Molecular Liquids* 191, 177-182.

[00251] DESEMPENHO FINANCEIRO DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL

BRUNO RIBAS ALZAMORA¹; RAPHAEL TOBIAS DE V. BARROS²

PPGSMARH / UFMG^{1,2}

ribasbruno@hotmail.com¹; raphael@desa.ufmg.br²

Abstract

Managing urban solid wastes (USW) has been increasingly complex and expensive in Brazil, due to the growth of waste quantity and to better environmental practices. Thus, municipalities are searching alternatives to finance the system, and with support of federal laws, charging its citizens directly through rates is seen as a promising one. This research gathered data from the 16 existing “Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos” studies conducted by the SNIS, from 2002 to 2016 in order to have a greater understating of the current situation concerning the financial status of the USW management in Brazilian municipalities. There has been an increase of municipalities that utilize the direct charge, though this number is still less than one third of all Brazilian municipalities (28.39%). The most common form of charging is through real estate tax. The expenses with these services have been continuously increasing, despite of a slight decrease in the last three years, when inflation is considered. Income had a period of increase in the first years considered in this study, but now shows a decline tendency. Self-sufficiency is increasing, and currently the income covers on average 53.8% of the expenses; the costs of USW managing represent 3.70% of the municipalities’ total budget, and this number has been decreasing. The current situation corresponds to a lack of political interest in SW management and to difficulties to raise the users’ financial contribution. It is necessary now to keep gathering information from the remaining municipalities, besides learning how these municipalities calculate their rates.

Palavras-chave: gestão sustentável de resíduos sólidos, formas de cobrança, desempenho financeiro

1. Introdução

Tem sido observado nas últimas décadas um aumento tanto na quantidade como na diversidade dos resíduos sólidos urbanos (RSU), devido ao crescimento populacional aliado e ao aumento de nível de renda e à popularização de novos produtos. O gerenciamento de RSU, entendido de forma geral como o conjunto dos

serviços de coleta, transbordo, transporte e disposição final de RSU, tem se tornado mais complexo e dispendioso devido ao crescimento dos centros urbanos, à falta de entendimento sobre a gestão e à maior dificuldade de se encontrar áreas para disposição final. Ademais, com o desenvolvimento de uma consciência ambiental mais apurada, tem-se aumentado as exigências com o desempenho da gestão ambiental. Práticas anteriormente aceitas, como a disposição final em lixões, hoje já são legalmente vistas como inaceitáveis, tornando, novamente, o serviço mais complexo e custoso. Os valores podem variar bastante de acordo com características do município (tamanho, relevo, distância até o local de disposição final) e da qualidade do sistema (coleta seletiva de materiais recicláveis, coleta de resíduos volumosos, frequência da coleta e da varrição etc.). Responsável por parte dessas mudanças, a Lei 11.445/2007 (Brasil, 2007) trouxe importantes avanços para o desenvolvimento do setor de saneamento. Entre eles, o respaldo legal para a cobrança pelos serviços de saneamento, incluídos aí a coleta, transbordo e transporte dos resíduos sólidos domiciliares. Em seu artigo 29, é declarado que “Os serviços públicos de saneamento básico terão a sustentabilidade econômico-financeira assegurada, sempre que possível, mediante remuneração pela cobrança dos serviços”.

Já a Lei 12.305/2010, da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010), foi outro marco legal para o setor, desta vez focado nos resíduos sólidos. Em seu artigo 19, inciso XIII, ela faz referência à lei 11.445, e estabelece que o plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos deve ter em seu conteúdo mínimo um “sistema de cálculo dos custos da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, bem como a forma de cobrança desses serviços”.

A cobrança pelo serviço de gerenciamento de RSU é importante por vários motivos. Em primeiro lugar, parece haver uma correlação entre municípios que realizam a cobrança e melhor desempenho técnico; de acordo com a publicação “Índice de Sustentabilidade da

Limpeza Urbana para os municípios brasileiros” (PWC, 2016), dos municípios com disposição final ambientalmente correta, 66% contam com arrecadação específica, enquanto naqueles com disposição incorreta (aterros controlados ou lixão) essa porcentagem é de apenas 32%. A inexistência de cobrança gera a impressão que gerenciar os resíduos não custa nada; dessa forma, a cobrança serve como caráter educativo, mostrando para o cidadão que não só que existem custos, mas também que a responsabilidade não deve recair toda somente sobre a administração pública. A ideia de que a geração de RS traz um custo financeiro à sociedade pode fazer com que haja maior preocupação com a sua redução, tanto por parte da sociedade civil como do poder público. Como “não há almoço grátis”, se aparentemente ninguém está pagando por determinado serviço significa que na verdade todos estão pagando. Assim, a cobrança do cidadão, além de gerar receita, também aumenta a transparência do serviço, por tornar mais claras as contas públicas. Uma das razões mais importantes da cobrança, entretanto, é por em prática os princípios do poluidor-pagador e da responsabilidade compartilhada, ambos explicitados na lei 12.305/2010. Ao se cobrar do usuário valores proporcionais à geração individual de RS, como acontece com as contas de água e de energia elétrica, por exemplo, a tendência é que isto o estimule a reduzir aquela geração, a fim de reduzir o valor pago. Novamente, há um caráter educativo, além de ser mais justo. Mesmo nos casos em que não há uma medição direta da quantidade gerada, busca-se assim sua aferição através de métodos indiretos que, embora menos justos que a medição direta, ainda assim são melhores que taxas fixas, que são bastante comuns no Brasil. Alguns desses métodos utilizam-se de fatores como a frequência de coleta, área construída, consumo de água e consumo de energia, entre outros.

Mesmo com o respaldo legal, a situação da gestão de RS no país ainda não é das mais favoráveis. Embora estejam ocorrendo avanços na área, ainda pouco se sabe sobre o desempenho financeiro dos municípios quanto ao gerenciamento de RSU, sobre as formas de financiamento do serviço, se os cidadãos são cobrados ou não, e em caso positivo, como é feito o cálculo e como a cobrança é realizada. Além disso, na maioria das vezes em que é feita uma cobrança por parte dos órgãos responsáveis, ainda assim a receita é insuficiente para cobrir os gastos com o serviço. A consequência disso é que a maior parte dos municípios brasileiros recorre a seus impostos e outros recursos gerais para financiar parcial ou totalmente o gerenciamento de RSU, ou na melhor das hipóteses, cobrir a diferença daquilo que é arrecadado diretamente para custear o serviço. Embora não seja primordial que toda a fonte de renda dos prestadores de serviço seja proveniente da cobrança dos usuários, com uma política de cobrança bem formulada deveria ser possível financiar toda a prestação do serviço (Brasil, 2014).

Conforme discutido anteriormente, conquanto o gerenciamento de RSU tenha altos custos e represente uma importante parte da administração municipal, ainda existem poucos dados que possam servir de base para uma boa gestão. Muitas vezes os municípios não contabilizam bem os próprios gastos com o serviço. Em nível nacional, é difícil a comparação entre municípios devido a essa escassez de informações confiáveis e, apesar de ter havido grandes avanços nas últimas duas décadas, ainda existe muito a ser feito na área.

2. Objetivos

Este trabalho tem como objetivo reunir e discutir dados sobre partes do desempenho financeiro de municípios no gerenciamento de RSU e na cobrança pelos serviços, de modo a obter um panorama sobre esta situação do país.

3. Metodologia

Esse estudo utilizou como base o Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos do SNIS de 2002 a 2016 (SNIS, 2018), compilando dados presentes tanto nos relatórios como em tabelas divulgadas separadamente. Estes dados, por sua vez, resultam de levantamento feito anualmente junto aos órgãos municipais encarregados dos serviços. O convite a participar da pesquisa é estendido a todos os municípios brasileiros, e sua participação é facultativa. Os dados recebidos são analisados manual e automaticamente e, no caso de perceberem-se inconsistências, as prefeituras são novamente acionadas para poderem reanalisá-los e corrigi-los, porém os dados não são alterados pela equipe do SNIS sem anuência dos municípios. É feita uma versão preliminar que é enviada aos municípios para uma nova avaliação, e só então a versão final é produzida. Para o ajuste dos valores considerando a inflação, foi utilizado o índice IPCA-E relativo ao mês de dezembro de cada ano. Os valores em dólares são os valores médios do dólar ao longo do respectivo ano, de acordo com dados do Banco Central (Banco Central, 2018).

4. Resultados e Discussão

Os resultados quanto às formas de cobrança estão resumidas na tabela 1. A região Sul é a que se mais cobra, com 82.3% dos municípios participantes, enquanto a região Nordeste é a que menos realiza cobrança, com apenas 6.2%. A forma de cobrança mais utilizada é a anexação da taxa de limpeza à cobrança do IPTU, seguido pela anexação à conta de água. Também pode ser cobrada através de boleto específico, tarifa, e “outra forma”, não especificada no levantamento.

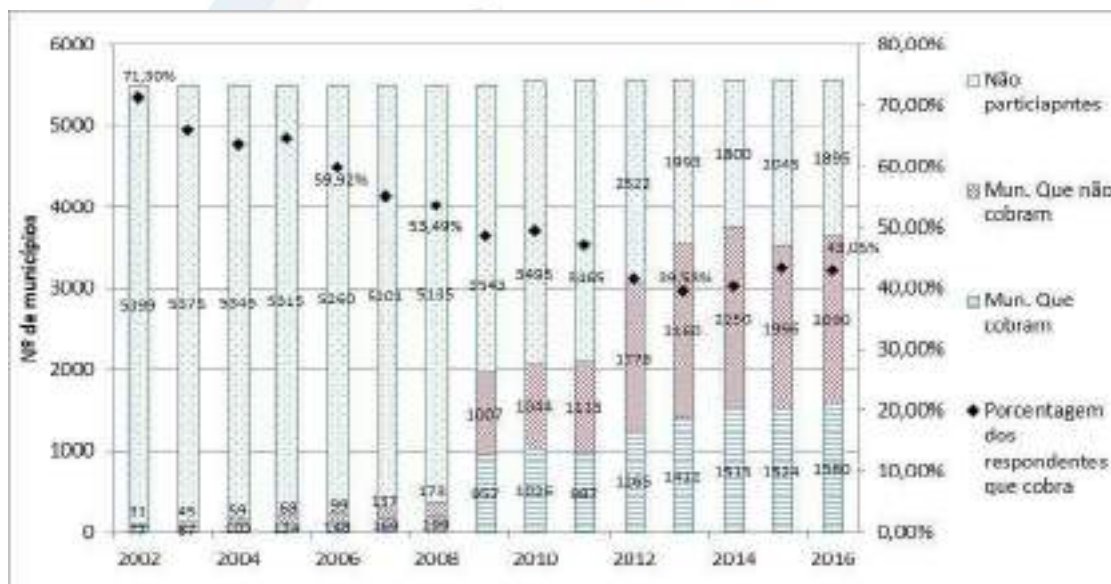
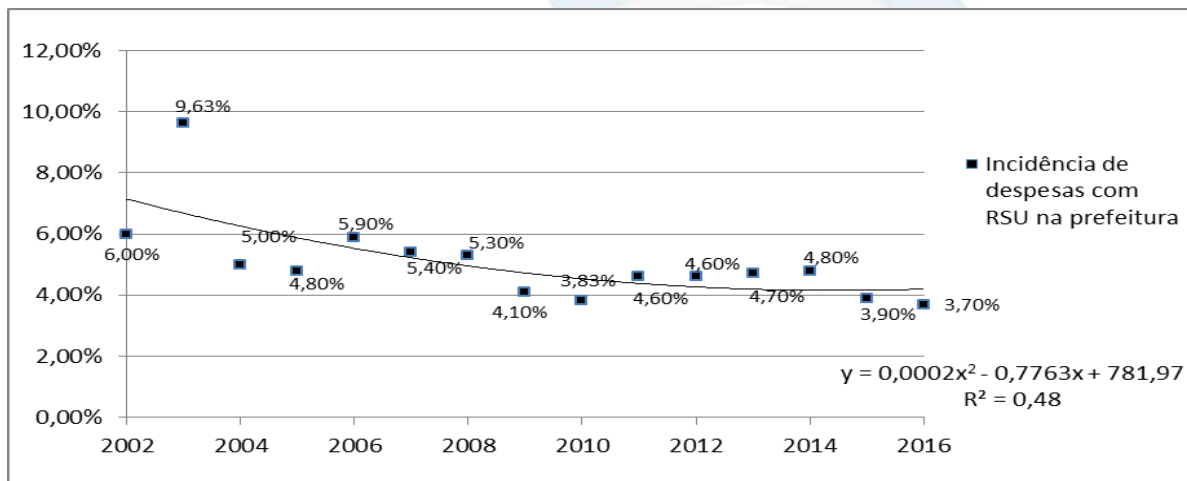
Observa-se também um crescimento no número de municípios participantes/respondentes do diagnóstico. A primeira pesquisa (2002) contou com uma participação de apenas 108 municípios (menos de 2% do total), sendo que a mais recente (2016) contou com 3 670 municípios,

ou seja, cerca de 66% da totalidade de municípios brasileiros. Destaque-se o grande salto entre 2008 e 2009, em que houve aumento de 372 para 1 964 municípios, já que 2009 foi o primeiro ano em que, ao invés de ser feita uma amostragem como era feito nos primeiros anos, todos os municípios foram convidados a participar. De 2014 a 2015 foi a única vez em que houve uma redução do número de municípios participantes, de 3 765 para 3 520.

Quanto à existência ou não de cobrança, em 2016 1 580 municípios cobravam pelos serviços (de gerenciamento) de RSU, correspondentes a 43,05% dos municípios participantes da pesquisa e a 28,39% do total dos municípios brasileiros. A evolução temporal destes dados está mostrada na Figura 1.

Apesar do crescimento do número absoluto de municípios que fazem a cobrança, ao longo do tempo houve uma redução em relação ao número de municípios

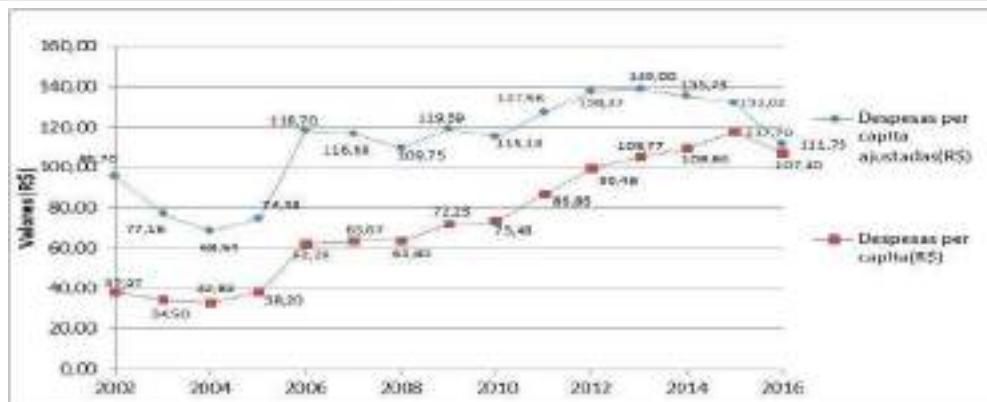
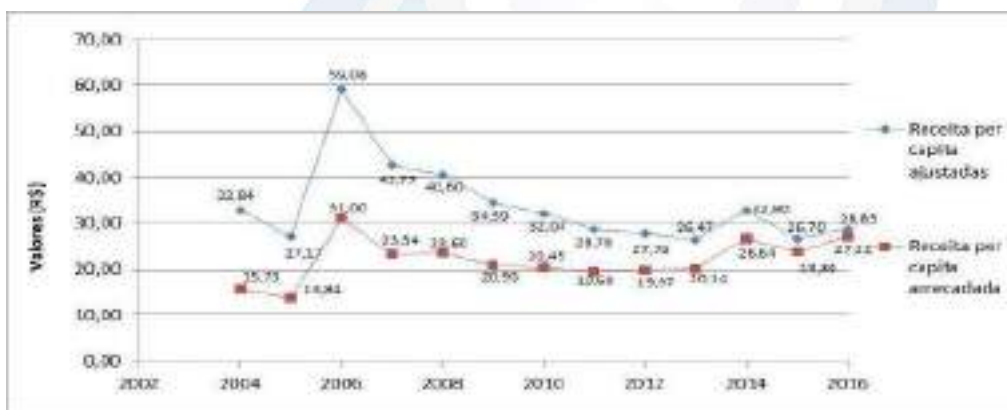
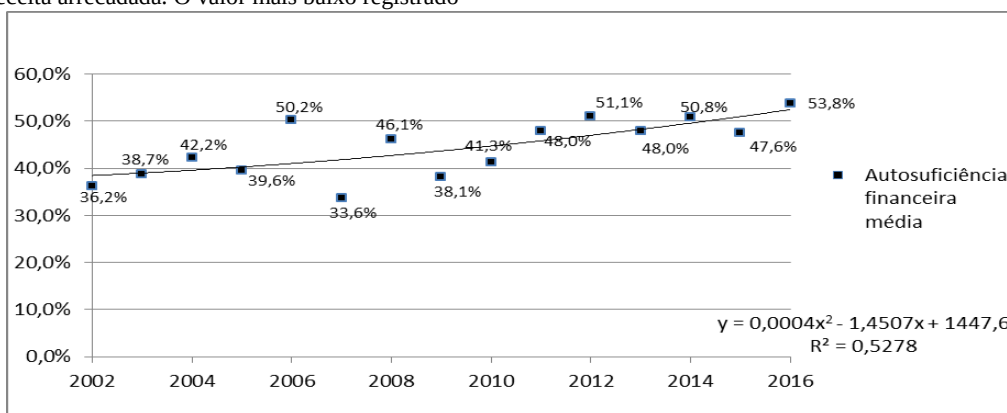
Região	Total de municípios	Total de participantes	Sem cobrança	Com cobrança					
				Taxa no IPTU	Taxa na conta de água	Boleto específico	Tarifa	Outra forma	Total
Sul	1 188	982 {83%}	174 (17.7%)	657 [81%]	110 [14%]	34 [4%]	3 [<1%]	4 [<1%]	808 (82.3%)
Sudeste	1 668	1 307 {78%}	692 (52.9%)	569 [93%]	30 [5%]	9 [1%]	2 [<1%]	5 [1%]	615 (47.1%)
Centro-Oeste	466	289 {62%}	222 (76.8%)	54 [81%]	10 [15%]	1 [1%]	0	2 [3%]	67 (23.2%)
Nordeste	1 794	871 {49%}	817 (93.8%)	49 [91%]	0	4 [7%]	0	1 [2%]	54 (6.2%)
Norte	449	221 {49%}	185 (83.7%)	32 [89%]	1 [3%]	2 [6%]	0	1 [3%]	36 (16.3%)
Brasil	5 565	3 670 {65.9%}	2 090 (56.9%)	1 361 [86%]	151 [10%]	50 [3%]	5 [<1%]	13 [1%]	1 580 (43.1%)



que participaram da pesquisa, já que houve maior crescimento do número de respondentes em relação ao crescimento do número de municípios que realizam a cobrança. Isto pode ser explicado pelo fato de que, em geral, os municípios que entraram mais recentemente na pesquisa são aqueles de menor porte, justamente os que contam com menor capacidade administrativa e mais provavelmente não fazem cobrança. Em relação à autossuficiência econômica - entenda-se como a relação entre receitas e despesas, ou seja, quanto das despesas é coberto pelos valores arrecadados - tem havido uma ligeira tendência ao aumento. Um valor de 100%, por exemplo, significa que todas as despesas são cobertas com a receita arrecadada. O valor mais baixo registrado

foi em 2007, de 33,6% (Figura 2), e 2016, esse valor é de 53%, ou seja, em média, os valores arrecadados são suficientes para cobrir apenas metade dos custos totais dos serviços de limpeza. A outra metade decerto provém dos impostos gerais arrecadados pelo município.

Outro dado interessante é o da incidência das despesas com RSU na prefeitura, entendido como sendo a divisão do valor das despesas relativas ao manejo de RSU pelas prefeituras dividido pelo valor das despesas totais, incluindo saúde, educação, pagamento do pessoal, etc. Com a tendência de aumento com as despesas com manejo de RSU, era de se esperar que este índice



apresentasse um aumento ao longo do tempo, o que não ocorreu: contrariando a expectativa, houve uma redução (Figura 3). Analisando as despesas, segundo os dados tem havido um aumento constante nas despesas *per capita* (Figura 4); porém, quando ajustadas segundo a inflação, observa-se uma queda dos valores nos últimos três anos (Figura 5). Apesar de uma leve tendência de aumento nas receitas *per capita*, quando ajustadas pela inflação pôde-se observar uma queda da arrecadação.

Com relação à interpretação dos resultados, vale chamar atenção para as limitações do estudo por uma questão de consistência dos dados. Apesar de haver critério para tratamento dos dados por parte do SNIS, conforme consta nos elementos metodológicos dos diagnósticos, pelo fato de serem autodeclaratórios os dados devem ser tomados com cautela. Também deve ser destacado o fato de que cerca de 34% dos municípios brasileiros ainda não participam da pesquisa, em geral aqueles de menor porte, podendo causar uma distorção em certos parâmetros. As despesas totais médias por município, por exemplo, apresentam uma queda ao longo do tempo, mas essa queda pode ser explicada não pela redução das despesas em si, mas como uma redução da média causada pelo maior número de municípios pequenos. Também pelo fato de não haver ainda a participação de todos os municípios, fica difícil concluir se o aumento do número de municípios que fazem cobrança é devido ao aumento de fato ou à contabilização de municípios que já cobravam anteriormente, embora suposições possam ser feitas neste caso. Como os municípios mais recentes na pesquisa são os de menor porte, com menor capacidade administrativa, é de se esperar que a maioria deles não cobre, o que faz a porcentagem de municípios que cobra em relação aos participantes cair. Somente quando quase todos os municípios brasileiros participarem da pesquisa é que haverá dados realmente fidedignos nesse aspecto.

5. Conclusões

Ao fim deste rápido diagnóstico, pode-se concluir que o Brasil ainda precisa percorrer um longo caminho no tocante a um bom equacionamento financeiro do sistema de gerenciamento de RSU. As despesas aumentaram nos últimos 16 anos, e a tendência é que fique cada vez mais caro gerir os RSU; portanto, é essencial o poder público buscar formas de financiar o sistema, de modo a não onerar demasiadamente as contas públicas (os valores arrecadados cobrem apenas metade do que é gasto). Cobrar pelo gerenciamento, dessa forma, é uma forma tanto de arrecadar fundos como educar a população para a necessidade de melhores práticas da sua parte, como os três “R”s. Nesse cenário, os municípios que cobram dos seus cidadãos pelo serviço ainda são minoria, apesar da tendência de que esse número continue a aumentar. Pouco se sabe sobre as formas de cálculo que cada

município usa e, até onde vai o conhecimento dos autores, ainda inexistente no país alguma forma de cobrança em que se meça diretamente a geração de resíduos, seja por volume ou peso (mais justo). A maioria dos municípios que cobram o faz através de uma taxa no boleto de IPTU, o que é de se esperar, já que muitas vezes o cálculo é feito com base em atributos da propriedade (valor, uso, área construída). Embora o uso desses critérios facilite a cobrança, eles não representam bem a geração de RS, e devem ser revistos buscando uma cobrança mais justa.

6. Referências Bibliográficas

- Banco Central do Brasil (2018). *Cotações e Boletins*. Disponível em http://www4.bcb.gov.br/pec/taxas/port/ptaxnpesq.asp?i_d=txcotacao (Acessado em 28/05/2018)
- Brasil (2017). *Lei 11.445 de 05 de janeiro de 2007*. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília.
- Brasil (2010). *Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília.
- Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (2014). *Gestão econômico-financeira no setor de saneamento* - Funasa/Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 2.ed. – Brasília : Funasa, 2014. 200 p.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2018). *Evolução da Divisão Territorial do Brasil 1872-2010*. Disponível em https://www2.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/default_evolucao.shtm. (Acessado em 21/05/2018)
- Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA (2012). *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos – Relatório de Pesquisa*. Brasília: IPEA,
- PWC (2016). *Índice de Sustentabilidade da Limpeza Urbana para os municípios brasileiros*. Disponível em <https://www.selur.com.br/publicacoes/islu-indice-de-sustentabilidade-da-limpeza-urbana-para-os-municipios-brasileiros/> (Acessado em 28/05/2018)
- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2018). *Diagnóstico RS 2016*. Disponível em <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2016>. (Acessado em 21/05/2018)

**[00257] AVALIAÇÃO DO EFEITO DO pH NO DESEMPENHO DO
PROCESSO UV/H₂O₂ APLICADO COMO PÓS TRATAMENTO DE
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE**

**MAURICIO PERAZZOLI¹; ANDREI GOLDBACH²; MARIA ELIZA NAGEL-
HASSEMER³; CRISTIANE LISBOA GIROLETTI⁴; JEAN CARLO SALOMÉ DOS
SANTOS MENEZES⁵; FABIOLA TOMASSONI⁶**

UNOESC / CIMCATARINA¹; UNOESC^{2,5}; UFSC^{3,4,6}

**mauricio.perazzoli@gmail.com¹; andrei.goldbach@unoesc.edu.br²; maria.eliza@ufsc.br³;
cristiane.lisboa01@gmail.com⁴; jean.menezes@unoesc.edu.br⁵; fabiola_tomassoni@hotmail.com⁶**

Abstract: The segment of industrial production of paper and pulp is of great relevance in the economic and social development of Brazil. However, this field of activity may also present environmental problems. The present study had as objective to evaluate the performance of the UV/H₂O₂ process applied as a post treatment of wastewater from a pulp and paper industry under different pH conditions. For the bench tests, effluent samples were collected at the wastewater treatment plant of a pulp and paper industry and subjected to photo-oxidative treatment. The concentration of H₂O₂ applied was 150 mg.L⁻¹ and the

irradiation time was 120 minutes. The results showed the effectiveness of the UV/H₂O₂ process under acidic pH conditions. The color removal was up to 95%, turbidity 68% and COD 76%. At the natural pH of wastewater, which was 7.3, the removal rates were 60% for color, 14% for turbidity and 35% for COD. The UV/H₂O₂ process applied in the acidic medium was effective in the treatment of wastewater from the pulp and paper industry.

Keywords: Advanced oxidative process, industrial effluent, paper and pulp, UV radiation.

1. Introdução

O tratamento de efluentes industriais é um assunto de extremo interesse devido à magnitude de seus impactos quando ocorre o gerenciamento inadequado dos mesmos. Nota-se uma crescente tendência das indústrias em buscar alternativas e soluções eficazes em relação aos seus poluentes. Muitas vezes os processos convencionais aplicados no tratamento de efluentes são seletivos e a remoção completa de contaminantes torna-se um desafio tecnológico. Por este motivo é necessário cada vez mais estudos que apontem métodos eficazes para o tratamento de águas residuárias (Teixeira e Jardim, 2004; Araújo et al., 2016).

Os tratamentos baseados em processos químicos constituem uma opção atraente para o tratamento de diversos efluentes industriais. Com grande aplicabilidade em sistemas ambientais, esta categoria e amplamente empregada na desinfecção e purificação de águas e tratamento de efluentes industriais. São propostos por serem capazes de promover a degradação ou até mesmo a mineralização da matéria poluente refratária, podendo haver a combinação entre diferentes técnicas e

associação aos processos biológicos. Nas últimas décadas os processos oxidativos avançados (POA) surgiram como fonte promissora no tratamento de efluentes industriais. O processo UV/H₂O₂ é um dos POA mais antigos e consiste na combinação do peróxido de hidrogênio (H₂O₂) com radiação ultravioleta (UV). Neste processo, a formação de radicais hidroxilas, espécie altamente reativa com alto potencial redutor, ocorre via clivagem homolítica, em comprimento de onda menor que 280 nm (SILVA, 2006).

A aplicação do processo UV/H₂O₂ tem sido relatado em diversas pesquisas apresentando bons resultados na remoção de poluentes presentes em águas residuárias (Kim e Tanaka, 2009; Baeza et al., 2011; Katsoyiannis et al., 2011; Yuan et al., 2011; De La Cruz et al., 2012). Dentre as principais indústrias que estão aplicando esses processos, estão as têxteis, as de extração de azeite de oliva, as vinícolas e as de papel e celulose (Ruas et al., 2012).

No processo UV/H₂O₂, o pH da solução, a concentração de H₂O₂ e a intensidade de irradiação são algumas das variáveis amplamente estudadas. Esta atenção é

justificada pela alta capacidade que estas variáveis possuem em determinar a efetividade e aplicabilidade deste processo oxidativo. Neste contexto, o presente estudo objetivou avaliar o efeito do pH no desempenho do processo UV/H₂O₂ aplicado no pós tratamento de efluentes de uma indústria de papel e celulose.

2. Material e Métodos

O efluente foi coletado na saída do decantador secundário da ETE de uma indústria de papel e celulose. O tratamento dos efluentes gerados pela indústria é realizado por processo biológico de lodos ativados. O sistema é composto por gradeamento, um tanque de equalização, dois tanques de aeração, um decantador primário e um decantador secundário.

Em escala laboratorial as amostras foram submetidas ao tratamento pelo processo UV/H₂O₂. A concentração de H₂O₂ aplicada foi de 150 mg.L⁻¹ e o tempo de irradiação foi de 120 minutos. A irradiação foi conduzida por uma lâmpada de média pressão de mercúrio de 125 W, inserida em um tubo de quartzo dentro do reator fotoquímico. O reator fotoquímico possuía volume útil de 1300 mL, com parede de vidro dupla e um mecanismo de recirculação de água de resfriamento para controle de temperatura. A representação esquemática do sistema de foto-oxidação é apresentada na Figura 1.

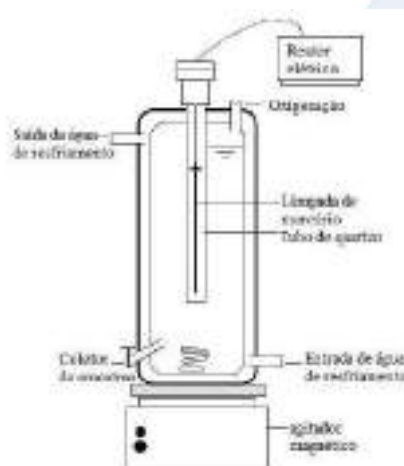


Figura 1. Esquema do reator fotoquímico.

O processo UV/H₂O₂ foi aplicado em duas diferentes condições de pH. Em meio ácido, onde o valor fixado foi de 2,5; corrigido com solução de H₂SO₄ a 10%. E em condições básica, realizadas em pH natural do efluente que era de 7,3. O tratamento do efluente foi realizado de modo batelada, nos intervalos de tempo de 5, 10, 15, 30, 45, 60, 90 e 120 minutos, alíquotas de 15 mL eram retiradas para monitoramento da cor, turbidez e DQO. Os ensaios foram realizados em triplicada e seguiram as

recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

3. Resultados e Discussão

A caracterização físico-química do efluente estudado é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização do efluente pós tratamento biológico.

Parâmetro	Efluente biotratado	Unidade
Cor	139	PtCo
DQO	323	mg.L ⁻¹
pH	7.3	-
Temperatura	39,5	°C
Turbidez	1,62	NTU

A coloração do efluente de papel e celulose está relacionada principalmente com a espécie de madeira utilizada como matéria prima, sendo que a lignina presente neste material é uma das principais substâncias que confere cor ao efluente (Rodrigues, 2011). De acordo com Tiku et al., (2007) este parâmetro não apresenta uma uniformidade. Os mesmos autores caracterizaram efluentes de quatro diferentes indústrias de papel e celulose e observaram valores distintos da cor entre 264 a 1623 PtCo. O efluente biotratado apresentou uma coloração de 139 PtCo, valor acima do previsto na legislação ambiental brasileira, a qual dispõe de um valor máximo de cor de 75 PtCo para efluentes industriais lançados em corpos hídricos de classe II. A Figura 2 apresenta a redução da cor do efluente durante a aplicação do processo foto-oxidativo em pH natural do efluente e em pH ácido.

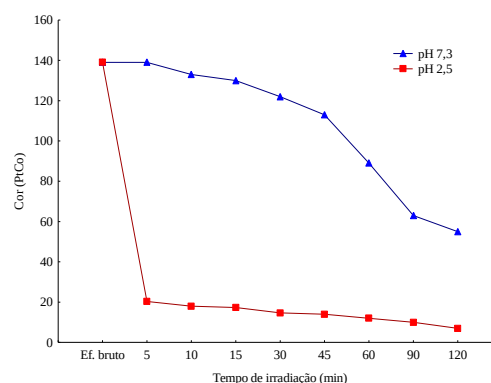


Figura 2. Remoção da cor do efluente em função do tempo de tratamento foto-oxidativo.

Durante os 120 minutos de tratamento foto-oxidativo, é possível observar o bom desempenho do processo UV/H₂O₂ em condições de pH em meio ácido. Nos primeiros 5 minutos de tratamento, a remoção da cor foi de 85%. Este índice representou um valor de cor de 21 PtCo, nestas condições o efluente já atendia os requisitos legais para lançamento. Nos primeiros 30 minutos de contato, a média de remoção da cor foi de 87,5%. Neste mesmo intervalo de tempo em condições de pH de 7,3 a remoção da cor foi de somente 12%. Ao final dos 120 minutos de monitoramento o desempenho do processo em meio ácido foi ainda melhor, a remoção da cor foi de 95%. Já para as amostras tratadas em pH natural, o índice máximo de remoção foi de 60%. Os bons resultados obtidos em pH ácido indicam um favorecimento do processo foto-oxidativo na degradação de macromoléculas cromóforas presentes no efluente.

Em relação à turbidez, o efluente biotratado apresentou valores relativamente baixos, em torno de 1,62 NTU. Tang e Chen (2004) mencionam que a elevada turbidez tende a limitar a passagem da luz na amostra, comprometendo a produção de radicais •OH e reduzindo a eficiência do processo. A Figura 3 apresenta o comportamento da turbidez durante os 120 minutos de monitoramento do efluente tratado pelo processo foto-oxidativo.

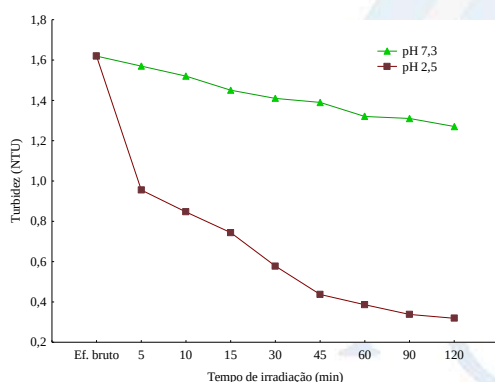


Figura 3. Remoção da turbidez em função do tempo de tratamento foto-oxidativo.

A média de remoção da turbidez em pH ácido foi de 68% e de somente 14% no efluente em pH natural. Nagel-Hassemer et al., (2012) relatam remoções de 18 a 23% da turbidez de efluente têxtil em 45 e 60 minutos de irradiação utilizando 250 mg.L⁻¹ de H₂O₂. Os mesmos autores reportaram um aumento na turbidez quando testaram concentrações de 350 e 500 mg.L⁻¹ de H₂O₂, o estudo revelou ainda que concentrações acima de 250 mg.L⁻¹ não proporcionaram acréscimo na eficiência de remoção da turbidez em 60 minutos de tratamento.

Na remoção da DQO, os resultados obtidos indicam novamente uma limitação do processo UV/H₂O₂ em pH natural do efluente. Conforme apresenta a Figura 4, a remoção máxima alcançada aos 120 minutos de tratamento foi de 35%, enquanto que em meio ácido o processo foi capaz de remover até 76% da DQO presente nas amostras.

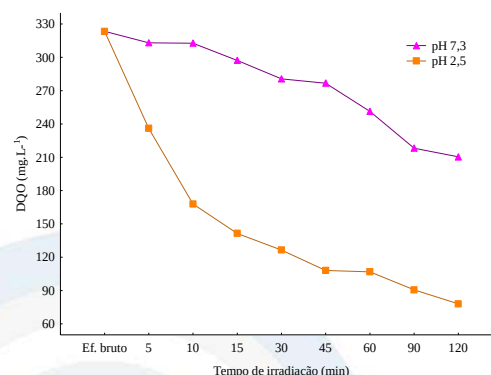


Figura 4. Redução da concentração de DQO durante o tratamento foto-oxidativo.

Estes resultados indicam a baixa efetividade do processo UV/H₂O₂ aplicado em efluentes da indústria de papel e celulose em pH neutro, bem como sua limitação em oxidar substâncias orgânicas nestas configurações. Para Pera-Titus et al., (2004); Catalkaya e Kargi, (2007), e Oturan et al., (2014), a eficiência dos POA depende da geração de radicais livres, sendo que o mais importante deles é o radical hidroxila (•OH). No processo UV/H₂O₂, condições de pH em meio ácido favorecem a produção de radicais •OH e aumentam seu potencial de oxidação. De acordo com Gogate e Pandit, (2004); Nogueira (2010); Tarek et al., (2011), a faixa de pH entre 2,5 e 3,5 são usualmente preferidos para este processo, porque apresentam maior eficiência na degradação de vários compostos.

Conclusão

O estudo mostrou que o pH é um parâmetro de grande importância no processo UV/H₂O₂. Aplicado em pH natural do efluente que era de 7,3 o processo não apresentou bons resultados quando comparados aos índices de remoção de cor, turbidez e DQO, obtidos em pH ácido de 2,5.

Aos 120 minutos de tratamento a remoção da cor em pH ácido foi de até 95%, já para as amostras tratadas em pH natural, o índice máximo de remoção deste parâmetro foi de 60%.

Na remoção da turbidez e da DQO, também foram observadas limitações do processo UV/H₂O₂. Para a turbidez, a média de remoção em pH neutro foi de 14%

e de 68% em pH ácido. E para a DQO os índices foram de 35% e 76%, respectivamente.

Referências Bibliográficas

APHA - American Public Health Association – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington: APHA, AWWA, WEF. 20. ed., 2005.

Araújo K.S., Antonelli R., Gaydeczka, B., Granato A.P., Malpass G.R.P. (2016). Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. *Revista Ambiente e Água*, 387- 401.

Baeza C., Knappe D.R.U. (2011). Transformation kinetics of biochemically active compounds in low-pressure UV photolysis and UV/H₂O₂ advanced oxidation processes. *Water Research*, 4531-4543.

Catalkaya E.C., Kargi F. (2007). TOC and AOX removals from pulp mill effluent by advanced oxidation processes: A comparative study. *Journal of Hazardous Materials*, (139), 244-253.

De La Cruz N., Gimenez J., Espugas S., Grandjean D., Alencastro L.F. De Pulgarín C. (2012). Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. *Water Research*, (46) 947-957.

Katsoyiannis I.A., Canonica S., Von Gunten U. (2011). Efficiency and energy requirements for the transformation of organic micropollutants by ozone, O₃/H₂O₂ and UV/H₂O₂. *Water Research*, (45), 3811-3822.

Kim I., Yamashita N., Tanaka H. (2009). Photodegradation of pharmaceuticals and personal care products during UV and UV/H₂O₂ treatments. *Chemosphere*, (77), 518-525.

Nagel-Hassemer M.E.; Coral L.A.; Lapolli F.R., Amorim M.T.S.P. (2012). Processo UV/H₂O₂ como pós-tratamento para remoção de cor e polimento final em efluentes têxteis. *Química Nova*, (35), 900-904.

Nogueira M.R.C. (2010). Tratamento de efluentes líquidos através de adsorção e oxidação catalítica utilizando catalisadores mistos de ferro e manganês. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina.

Oturan M.A., Aaron J.J. (2014). Advanced Oxidation Processes in Water/Wastewater Treatment: Principles and Applications. A Review. *Critical Reviews Environmental Science and Technology*, (44), 2577-2641.

Pera-Titus M.; Garcia-Molina V., Banos M.; Gimenez J.; Espulgas S. (2004). Degradation of chlorophenols by means of advanced processes: a general review. *Applies Catalisys B: Environmental*, (47), 219-256

Rodrigues C. L. S. (2011). Mecanismos de remoção de compostos orgânicos no sistema de lodos ativados de uma fábrica de polpa Kraft branqueada de eucalipto. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais.

Ruas, D.B.; Chaparro, T.R; Pires, E.C. (2012). Advanced oxidation process H₂O₂/UV combined with anaerobic digestion to remove chlorinated organics from bleached kraft pulp mill Wastewater. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (63).

Tarek S. J., Montaser Y. G., Ibrahim E. E.S., Eglal R. S., Rabab A. N. (2011). A comparative study among different photochemical oxidation processes to enhance the biodegradability of paper mill Wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, (185), 353-358.

Teixeira B. A. P. C., Jardim F. W. (2004). Caderno Temático. Processos oxidativos avançados: Conceitos teóricos. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Yuan F., Hu C., Hu X., Wei D., Chen Y., Qu J. (2011). Photodegradation and toxicity changes of antibiotics in UV and UV/ H₂O₂ process. *Journal of Hazardous Materials*, (185), 1256-1263

[00273] SISTEMA DE BIOPURIFICACION: FUENTE DE BACTERIAS PRODUCTORAS DE BIOSURFACTANTES APLICABLE A DESCONTAMINACION AMBIENTAL

MARIA CRISTINA DIEZ^{1,2*}, BÁRBARA LEIVA¹, MARCELA LEVIO^{1,4}, PAMELA
DONOSO-PIÑOL^{1,4}, ANDRÉS HENRÍQUEZ^{1,3}, CLAUDIO LAMILLA¹

¹Centro de Excelencia en Investigación Biotecnológica Aplicada al Medio Ambiente (CIBAMA-
BIOREN); ²Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, PO Box 54D, Temuco,
Chile; ³Biotecnología, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales, Universidad de La Frontera,
Temuco, Chile; ⁴Doctorado en Recursos Naturales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

cristina.diez@ufrontera.cl; barbara.leiva@ufrontera.cl; m.levio01@ufromail.cl;
pamela.donosopinol@gmail.com; a.henriquez06@ufromail.cl; claudiolamilla@gmail.com

Abstract

Biopurification systems (BPS) are used to prevent, retain and degrade pesticide spills during the handling of products to be applied in agricultural and forestry work. Additionally, BPS are used for the treatment of pesticides contaminated water. The BPS is conformed of an organic-matrix or biomixture, commonly composed of soil, commercial peat and wheat straw in volumetric proportions (1:1:2). This biomixture has an active and diverse microbial activity composed of bacteria and fungi, which possess the capacity of pesticides biodegradation. Thereby, the aim of this project was to determine the BPS potential to have biosurfactants producing bacteria. The isolation was achieved taking 10g of the organic matrix and posteriorly cultivated in LB, ISP2 and R2A medium at 28°C. The selection of isolates biosurfactant producers was carried out through the hemolytic activity and blue halo in Agar Siegmund and Wagner. The biosurfactants production was carried out in Bushnell Haas culture broth with olive oil and glycerol as the carbon source for one week at 28°C. The evaluation of the biosurfactant activity was verified by the emulsification test, the collapse of the drop and displacement in oil. The results revealed that 11 isolates were positive in hemolysis assays and blue halo. The production of biosurfactants in the supernatants showed percentages of emulsification higher than 40% and displacement in oil with a maximum of 14cm. In conclusion, the possible application of these biomolecules could be applied in different biotechnological and industrial areas, with an emphasis

on the improvement of pesticides bioavailability for their biodegradation.

Palabras Clave: Bacterias, Biosurfactantes, Sistema de biopurificación.

1 Introducción

Los biosurfactantes (BS) son moléculas anfipáticas que reducen la tensión superficial de los líquidos como el agua. Debido a esta propiedad, se ubican en la interfase de fluidos como son los sistemas aceite-agua y aire-agua (J. Desai, 1993). Además, la presencia de los BS en un medio acuoso incrementa la solubilidad y disponibilidad de compuestos orgánicos, siendo ésta una de sus principales propiedades para su aplicación en el área de la biotecnología ambiental, y la remoción y biodegradación de contaminantes (Jiménez Islas et al., 2010). Se ha estudiado la aplicación de estas moléculas en la biorremediación de agua o suelos contaminados con diversos compuestos como hidrocarburos y pesticidas. Los sistemas de biopurificación (SBP) se han utilizado, para prevenir, retener y degradar derrames de plaguicidas durante la manipulación de los productos para ser aplicados en faenas agrícolas y forestales. Además, se pueden utilizar para el tratamiento de aguas contaminadas con plaguicidas. El SBP está conformado por una matriz orgánica o biomezcla, compuesta de suelo, turba comercial y paja de trigo, en ella, conviven un gran número de microorganismos como bacterias y

hongos adaptados a condiciones con alta concentración de contaminantes como los plaguicidas. Con ello, el objetivo de esta investigación es aislar bacterias productoras de biosurfactantes a partir de un sistema de biopurificación de pesticidas procedente del Campo Experimental Maquehue, perteneciente a la Universidad de La Frontera. Esta búsqueda, abre la posibilidad de utilización de los biosurfactantes producidos por las bacterias presentes en este sistema de purificación para el mejoramiento en la biodisponibilidad de los plaguicidas utilizados en el SPB.

3 Metodología

Los sistemas de biopurificación (SBP) son utilizados para prevenir, retener y degradar derrames de plaguicidas durante la manipulación de los productos para ser aplicados en faenas agrícolas y forestales. Además, se pueden utilizar para el tratamiento de aguas contaminadas con plaguicidas. El SBP está compuesto de una matriz orgánica biológicamente activa que retiene y degrada los plaguicidas, cuya composición es suelo, paja de trigo y turba comercial en una proporción de 1:2:1 (v/v) respectivamente. El SBP utilizado en este trabajo está localizado en el Campo Experimental Maquehue, perteneciente a la Universidad de La Frontera. El SBP ha sido expuesto a una contaminación mensual y periódica de una mezcla de plaguicida a dosis de 35 mg i.a.kg⁻¹, durante 1 año. Los plaguicidas usados en este sistema se muestran en la tabla 1. En la figura 1. Se observa el sistema de biopurificación.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica para plaguicidas comerciales utilizados

Plaguicida	Producto comercial	C (g/L)	Tipo	DT50 típica (días)	GU S	K _{oc}
Atrazina	Atrazina 50 SC	500 g/L	Herbicida	75	3.20	100
Clorpirifos	Troya 4 EC	480 g/L	Insecticida	50	0.17	815
Iprodion	Rovral 50 WP	500 g/kg	Fungicida	36.2	0.58	700

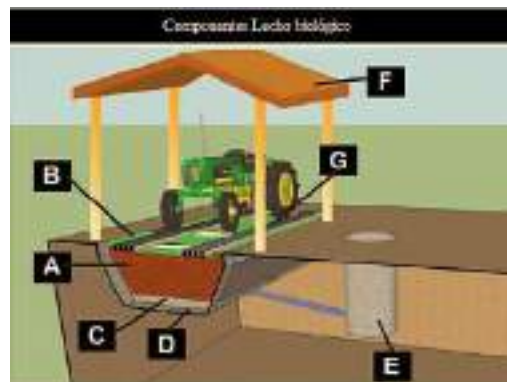


Figura 3. Componentes de un SBP. Elementos: Biomezcla (A), Cubierta vegetal (B), Capa de gravilla (C), Sistema de impermeabilización (D), Sistema de recirculación (E), Techo de protección (F) y Sistema de soporte para el equipo de aplicación (G).

El aislamiento bacteriano

Fue realizado tomando 10 g de la matriz orgánica del SBP ubicado en el Campo Experimental Maquehue, perteneciente a la Universidad de La Frontera, el cual fue re suspendido en 900 ml de solución salina estéril, realizando dilución seriada de 1x10⁻¹ hasta 1x10⁻⁴. Tomando 65 µl de cada dilución y sembrada en placas con los medios de cultivos LB, ISP2 y R2A, se incubaron a 28°C por una semana. Cada aislado bacteriano fue caracterizado mediante su morfología y su actividad enzimática.

Evaluación preliminar de la actividad biosurfactante.

La evaluación de la actividad hemolítica se realizó a todas los aislados. Para ello, se tomó una alícuota de cada cultivo puro la que se sembró en placas de Agar Soya Tripticasa adicionadas con sangre de cordero al 5% (TSA/sangre, Linsan S.A. Chile). Las placas se incubaron durante 72 horas a 28°C observándose diariamente la presencia de hemólisis. La actividad hemolítica se determinó por la presencia de una zona clara alrededor de la colonia.

Halo azul en Agar Siegmund y Wagner (SW)

Los cultivos seleccionados se sembraron en Agar Siegmund y Wagner constituido por una base mínima de sales (NaNO₃, 1 gL⁻¹; KH₂PO₄, 0,1 gL⁻¹; MgSO₄·7H₂O, 0,1 gL⁻¹; CaCl₂, 0,1 gL⁻¹; extracto de levadura, 0,2 gL⁻¹; pH 6,5) con glicerol al 2% (Deziel et al., 1999), bromuro de cetiltrimetil-amonio (CTAB) 0,2 gL⁻¹ y azul de

metileno 0,005 gL⁻¹ (Siegmund and Wagner, 1991). La producción de biosurfactantes se constató por la presencia de un halo azul alrededor de las colonias después de 72 horas de incubación a 28 °C.

Evaluación de la producción de biosurfactantes

Los aislados bacterianos se estimularon para la producción de biosurfactantes mediante incubación en medio Bushnell Haas (BH) (Becton, Dickinson & Company, Sparks, EE.UU.). Para ello, se preparó un pre inóculo del aislado, utilizando un tubo de ensayo 10 ml que contenía 5 ml del medio de cultivo enriquecido con fuentes de carbono al (2%) glicerol y aceite de oliva. Luego, este se incubó en agitación (150 rpm) a 28°C, durante tres días. Transcurrido este tiempo, se cultivaron los aislados bacterianos en medio líquido para inocular matraces al 1% que contenían 50 ml del mismo medio de cultivo, los que se hicieron crecer durante 7 días. Finalmente, los cultivos se centrifugaron a 10000 rpm a 4°C durante 10 min.

Determinación de la actividad biotensoactiva

Evaluación de la emulsificación

De cada sobrenadante libre de células se tomaron 4 ml los que se agregaron a 4 ml de aceite de oliva en un tubo de vidrio de 10 ml, mezclándolos bien con el vortex durante 5 min. La mezcla se dejó en reposo durante 24 horas a temperatura ambiente. La actividad de la emulsión se expresó como el porcentaje de la altura de la capa de emulsión (cm) dividido por la altura total de la columna de líquido (ver ecuación 1) (Sriram et al., 2011). El sobrenadante de cada aislado bacteriano fue evaluado por triplicado.

$$\% \text{ Emulsificación} = \frac{\text{altura de emulsificación}}{\text{altura total}} \times 100 \text{ (Ecuación 1)}$$

1.1.1 Test del colapso de la gota

Para esta evaluación se siguió el protocolo de Kuiper et al., 2004, con modificaciones. Para ello, se distribuyeron 12 gotas de agua destilada (15 µl) sobre una superficie plástica (Parafilm M, Laboratory Film), luego se agregaron 1 µl, 3 µl, 5 µl, 7 µl, de cada sobrenadante.

Como control se utilizaron tres gotas de agua destilada. Posteriormente, se agregó 1 µl de azul de metileno, registrándose fotográficamente los cambios observados. La observación del aplanamiento de la gota se realizó durante tres a cinco segundos y fue considerada positivo para la producción de biosurfactantes. El sobrenadante de cada aislado fue evaluado por triplicado.

1.1.2 Evaluación del desplazamiento en aceite

Para esta evaluación se empleó el método descrito por Morikawa et al., 1993. En una placa de Petri de 15 mm de diámetro se depositaron 40 ml de agua destilada y 20 µl de aceite de oliva sobre la superficie del agua; finalmente, se adicionaron 15 µl de cada sobrenadante sobre la superficie del aceite. El diámetro de desplazamiento en aceite de oliva se registró en centímetros. Como controles se utilizó un control negativo, sólo con agua destilada, y el medio de cultivo sin bacterias. Como control positivo se empleó un detergente comercial. El sobrenadante de cada aislado fue evaluado por triplicado.

4 Resultados y Discusión

Los resultados muestran que se logró el aislamiento de 39 aislados bacterianos cuya descripción se muestra en la tabla 2. En esta podemos observar que las bacterias de forma celular bacilo gram positivos, fueron las que mostraron mayor porcentaje en los aislamientos realizados, estos resultados son concordantes con los obtenidos desde aislamientos de muestras de suelos.

Tabla 2. Morfología de los aislados bacterianos

Gram Positivo				
Bacterias	Bacilo	Coco	Cocobacilo	Total
Cantidad	24	4	0	28
%	62	10	0	72
Gram Negativo				
Bacterias	Bacilo	Coco	Cocobacilo	Total
Cantidad	10	0	1	11
%	26	0	3	28

Evaluación preliminar de la actividad biosurfactante

Los resultados de la evaluación de la actividad hemolítica en los 39 aislados mostraron que solo 5 aislados produjeron hemólisis completa. Ver Figura 1 A.

La formación de Halo azul en agar Siegmund y Wagner, mostraron del total de 39 aislados evaluados ocho presentaron la actividad de formación de halos azules alrededor de la colonia, lo que representa el 20,5% del total de los aislados evaluados ver Figura 1 B.

1A, 1B

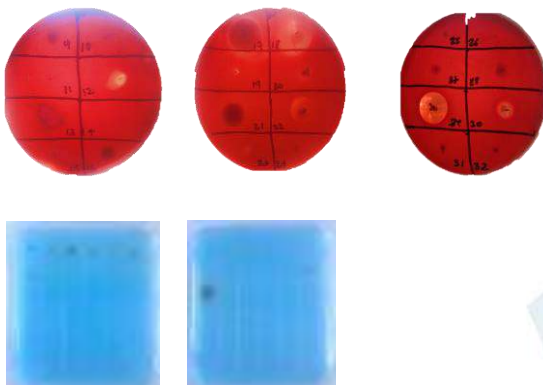


Figura 4. 1A. Evaluación de la actividad hemolítica: aislado 12, 17, 18, 29 y 30 hemólisis completa (cultivo en TSA/sangre al 5%). 1B. Actividad CTAB 8 aislados positivos

La determinación de la actividad biotensoactiva se muestra en la tabla 3. Donde se observa el resumen de los resultados obtenidos de la estimulación de la producción de biosurfactantes, en esta observamos que 11 aislados fueron seleccionadas con actividad hemolisis y formación de halos azules. Además, podemos observar que los sobrenadantes libres de células evaluadas, el porcentaje de emulsificación resulto superior al 40% llegando como máximo 74% similar al control positivo el detergente comercial, el desplazamiento en aceite los resultados son variados destacándose los sobrenadantes de los aislados C4 y C9 obteniéndose desplazamientos de 14 cm iguales a los obtenidos a control positivo. En la Figura 3.

Tabla 3. Cantidad y Porcentaje de microorganismos seleccionados según su capacidad biosurfactante

Nº	Código	Hemolisis	CTAB	% de emulsificación	Desplazamiento en aceite de oliva cm	Colapso de la gota
1	C1	-	+	55	0,5	-
2	C4	-	+	49	14	+
3	C7	-	+	54	9,9	+
4	C8	-	+	49	13	+
5	C9	-	+	52	14	+
6	C10	-	+	53	1	-
7	N12	+	+	74	7	+

8	N13	-	+	65	1	-
9	N18	+	-	52	0,5	-
10	N24	+	-	59	2,0	+
11	N30	+	-	50	2,5	+
	Control			76	14	+

Los resultados se expresaron como positivo con actividad (+) y (-) sin actividad.

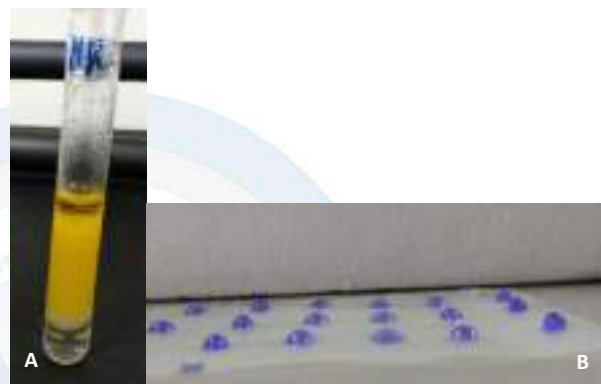


Figura 5. Resultados de la actividad biosurfactante, en A emulsificación en aceite y en B colapso de la gota.

5 Conclusiones

Los ensayos realizados en este trabajo demuestran que, en el SBP habitan microorganismos con capacidad de producir moléculas biotensoactivas con características de biosurfactantes. Estas moléculas poseen la capacidad de emulsificar y desplazar el aceite. En este contexto la aplicación de estas biomoléculas, pudiese ser aplicada en diferentes áreas biotecnológicas e industriales, enfatizando en el mejoramiento de la biodisponibilidad de los plaguicidas para la biodegradación de estos.

Agradecimientos: Financiado por el proyecto FONDECYT 1161481 y parcialmente por CONICYT/FONDAP/15130015.

6 Referencias Bibliográficas

Deziel, E., Lepine, F., Dennie, D., Boismenu, D., Mamer, O.A., Villemur, R., 1999. Liquid chromatography/mass spectrometry analysis of mixtures of *rhamnolipids* produced by *Pseudomonas aeruginosa* strain 57RP grown on mannitol or naphthalene. *Biochim. Biophys. Acta* 1440, 244–252.

J. Desai, A.D., 1993. Production of biosurfactants, in: Biosurfactants: Production, Properties, Applications. pp. 65–97.

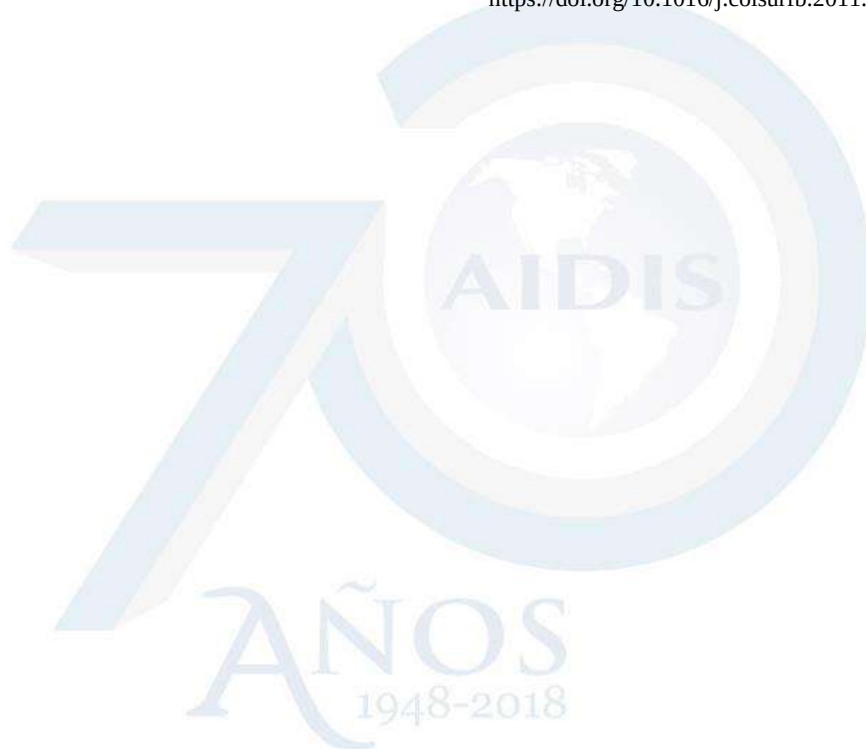
Jiménez Islas, D., Medina Moreno, S. a., Gracida Rodríguez, J.N., 2010. Propiedades, aplicaciones y producción de biotensoactivos: una revisión. Rev. Int. Contam. Ambient. 26, 65–84.

Kuiper, I., Lagendijk, E.L., Pickford, R., Derrick, J.P., Lamers, G.E.M., Thomas-Oates, J.E., Lugtenberg, B.J.J., Bloemberg, G. V., 2004. Characterization of two *Pseudomonas putida* lipopeptide biosurfactants, putisolvin I and II, which inhibit biofilm formation and break down existing biofilms. Mol. Microbiol. 51, 97–113. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2958.2003.03751.x>

Morikawa, M., Daido, H., Takao, T., Murata, S., Shimonishi, Y., Imanaka, T., 1993. A new lipopeptide biosurfactant produced by *Arthrobacter sp.* strain MIS38. J. Bacteriol. 175, 6459–6466.

Siegmund, I., Wagner, F., 1991. New method for detecting rhamnolipids excreted by *Pseudomonas* species during growth on mineral agar. Biotechnol. Tech. 5, 265–268. <https://doi.org/10.1007/BF02438660>

Sriram, M.I., Kalishwaralal, K., Deepak, V., Gracerosep, R., Srisakthi, K., Gurunathan, S., 2011. Biofilm inhibition and antimicrobial action of lipopeptide biosurfactant produced by heavy metal tolerant strain *Bacillus cereus* NK1. Colloids Surfaces B Biointerfaces 85, 174–181. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2011.02.026>



[00276] EVALUACIÓN DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS EN UNA CIUDAD INTERMEDIA DE BOLIVIA

**OLIVER SAAVEDRA¹; CARLOS RAMIRO ESCALERA VÁSQUEZ²; ADRIANA
VILLARROEL³; GUSTAVO HEREDIA⁴; RENATO MONTOYA⁵; BRITO LORENZ⁶**

Universidad Privada Boliviana^{1,2,3,6}; Fundación AguaTuya^{4,5}

**oliversaavedra@upb.edu¹; rescalera@upb.edu²; adrianavillarroel22@gmail.com³; gheredia@aguatuya.org⁴;
rmontoyap@aguatuya.org⁵; litobritofer@hotmail.com⁶**

Uno de los sistemas más comunes y eficientes para el tratamiento de aguas residuales en comunidades pequeñas es el de UASB-humedales (Barros *et al.*, 2008; Green *et al.*, 2006; Wu *et al.*, 2011; Ye & Li, 2009).

PALABRAS CLAVE:

UASB, tratamiento de aguas residuales municipales, Bolivia

ABSTRACT

This study pays attention to the performance of a wastewater treatment plant (WWTP) located in the High Valley of Cochabamba (Bolivia). This area is characterized as cold arid, with a mean annual temperature of 17° C and annual rainfall of 494 mm. The WWTP was built up with 5 modules, each one comprising 2 Up flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors and 2 Constructed Wetlands (CWs). Seven monitoring campaigns of chemical and physical wastewater characteristics were performed from March to December 2017. The measured effluent showed an average removal efficiency of $82.89 \pm 7.89\%$ for total COD and $58.43 \pm 30.68\%$ for TSS. This low removal of TSS could be caused by the overload of solids at the influent, which counteracts the formation of granular sludge at the UASB reactors and causes substrate clogging in the CWs. Although these high influent pollutant concentrations, the accumulation of solids at all the processes and the variability of flow and temperature inside the UASB reactors; the plant presents good removal efficiencies. In order to improve that efficiency it is recommended to implement a primary sedimentation unit as a pretreatment for the system UASB plus CW.

Se ha realizado un gran número de investigaciones sobre el rendimiento de los UASBs a bajas temperaturas, pero un bajo porcentaje de estas ha sido efectuado en reactores de planta (Gandarillas *et al.*, 2017). Asimismo, existe poca información de sistemas de tratamiento que combinen UASBs y humedales operando bajo condiciones desfavorables.

1.1 La PTAR municipal de Cliza

La PTAR de Cliza está ubicada en el Valle alto de Cochabamba (Figura 1), Bolivia. La elevación es de 2718 m.s.n.m. y las coordenadas de la planta son 17° 36' 0.00" S; 65° 57' 23.58" W. El municipio de Cliza tiene un clima frío y árido (Kotteck *et al.*, 2006) que se caracteriza por un invierno seco con precipitaciones de entre 2-20 mm por mes (abril a octubre) y un verano cálido y lluvioso con precipitaciones entre 20-130 mm por mes (noviembre a marzo), una temperatura media anual de 16.6°C y una precipitación anual de aproximadamente 494 mm.

Si bien el área urbana de Cliza cuenta con la provisión de servicios de agua para una población de 9609 habitantes (INE 2012) la fuente de agua empleada para el riego es la lluvia. Esta situación creó la oportunidad de reutilizar las aguas residuales tratadas.

1.- INTRODUCCIÓN

Para el año 2025, se espera que 1.800 millones de personas vivan en países o regiones con una escasez absoluta de agua (Unesco, 2012). Bajo este escenario, las aguas residuales están ganando impulso como fuente confiable de agua para el riego y la silvicultura. En este sentido, las aguas residuales no deben verse como un problema, sino como un recurso que puede y debe aprovecharse en beneficio de la sociedad.

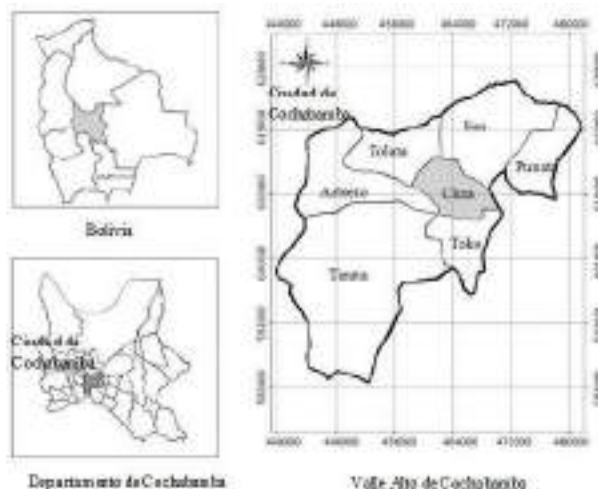


Figura 1. Municipio de Cliza en el Valle Alto de Cochabamba

1.2 Etapas del tratamiento

La Figura 2 muestra el perfil del tren de tratamiento de la PTAR y a continuación se describirá de forma general cada etapa:

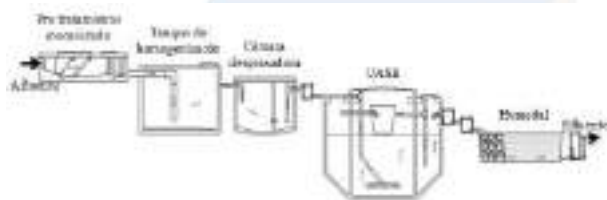


Figura 2. Perfil del tren de tratamiento

- Un pre tratamiento mecanizado.
- Cinco cámaras desgrasadoras de 5.47 m³ cada una (AguaTuya, 2013).
- Diez UASBs de 30 m³ cada uno, dos por módulo (AguaTuya, 2013).
- Diez humedales de flujo horizontal sub superficial de 160 m² cada uno. El lecho está conformado por grava (sin plantas) con una porosidad del 40% (AguaTuya, 2013).
- Cuatro módulos de lecho de secado de lodos.

2.- OBJETIVO

Evaluar el desempeño de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Cliza, haciendo énfasis en el desempeño del sistema UASB con humedal.

3.- METODOLOGÍA

Se realizó un monitoreo de las características químicas y físicas de las aguas residuales en cada etapa del tratamiento.

Las muestras de agua fueron recolectadas en 16 puntos de las cuatro etapas de la PTAR como se muestran en la Figura 3.

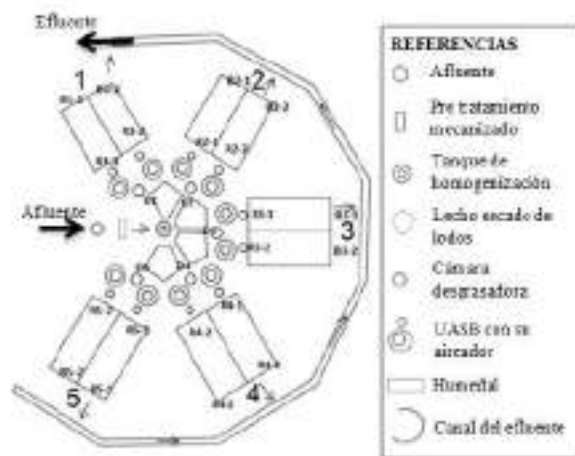


Figura 3. Esquema de la PTAR con sus cinco módulos

La temperatura, el pH y la CE fueron medidos en campo con instrumentos HANNA. Adicionalmente, la DQO, P, N, ST, SST y SD fueron determinados en el laboratorio. La metodología empleada se basó en el Standard Methods (APHA/AWWA/WEF, 1999).

4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como los reactores UASB no están diseñados para eliminar el fósforo y el nitrógeno, centramos el análisis de este estudio en la eliminación de DQO y SST. Como se muestra en la Tabla 1, las mediciones cuarta, quinta y sexta no se encuentran en el rango encontrado en la bibliografía. Esto tiene mucho sentido considerando que en estas tres mediciones, la carga promedio de DQO que ingresa a los reactores fue de $1\,849.8 \pm 808.9$ mg DQO/L, la cual es considerada como una carga alta para aguas residuales municipales (Henze *et al.*, 2008). Los valores negativos mostrados en la eliminación de SST indican una clara evidencia de purga de biomasa generada por la variabilidad de flujo y temperatura dentro los reactores.

La eficiencia de remoción de DQO en los humedales está en el rango esperado (Tabla 2), mientras que para SST hay tres valores negativos. Esto podría deberse a la purga de sólidos de los reactores UASB.

Tabla 1. Eficiencias en los reactores UASB

Parámetro	Mediciones							Promedio Bibliografía	Rango	Referencias
	1ª	2	3	4	5	6	7			
% DQO	70.4	44.5	54.6	31.4	15.5	39.0	61.5	64.4	45 - 87.9	Chernicharo and Machado (1998), Gaur <i>et al.</i> (2017), Kasaudhan <i>et al.</i> (2013), Mungray <i>et al.</i> (2010)
% SST	48.2	38.9	-43.2	-26.8	-213.6	9.8	60.5	62.7	45 - 87.5	Chernicharo and Machado (1998), Gaur <i>et al.</i> (2017), Kasaudhan <i>et al.</i> (2013), Mungray <i>et al.</i> (2010)
% N	79.6	-55.8	-32.6	14.7	-29.2	8.4	-			
% P	46.8	9.3	-9.6	20.2	36.5	7.2	-			

^a Medición efectuada por el laboratorio Centro de Aguas y Saneamiento Ambiental (CASA)

Tabla 2. Eficiencias en los humedales

Parámetro	Mediciones							Promedio bibliografía	Rango	Referencias
	1ª	2	3	4	5	6	7			
% COD	29.2	79.6	57.2	75.7	58.7	76.5	50.0	75.4	57.6 - 85.8	El-Khateeb <i>et al.</i> (2009), Vymazal and Březinová (2014), Vymazal (2011)
% SST	34.3	-6.7	-26.3	55.6	92.1	-14.3	52.4	84.1	67 - 96	El-Khateeb <i>et al.</i> (2009), Vymazal and Březinová (2014), Vymazal (2011)
% N	11.0	49.8	11.7	-4.4	-30.9	-16.5	-	49.2		Jácome <i>et al.</i> (2016)
% P	11.7	-14.6	-6.4	-25.2	-122.8	-73.7	-	42.8		Jácome <i>et al.</i> (2016)

^a Medición efectuada por el laboratorio CASA

La Figura 4 presenta la influencia de cada tratamiento en la eliminación global de la DQO total, donde el reactor UASB tiene la mayor participación en marzo, pero disminuye en la cuarta y quinta medición (durante el invierno). Es importante destacar el hecho de que cuando la eficiencia del reactor disminuye, la eficiencia de los humedales artificiales aumenta, lo que da como resultado una eliminación aceptable de la eficiencia global. Esta configuración de tratamiento nos ayuda a mantener una eficiencia global casi constante, pero hace que otros procesos requieran mantenimiento antes de lo programado.

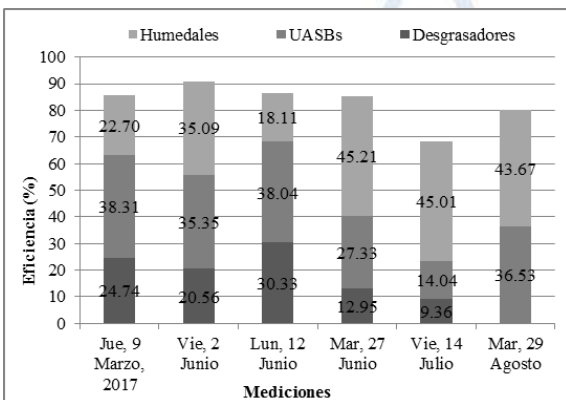


Figura 4. Eficiencia comparativa en remoción de DQO para los distintos procesos

5.- CONCLUSIONES

Para realizar la evaluación del desempeño de la PTAR de Cliza se llevaron a cabo siete mediciones bajo diferentes condiciones climáticas, determinando las características físicas y químicas de las aguas residuales tratadas.

El sistema de tratamiento conformado por UASB seguido de humedales artificiales ha demostrado ser eficiente en la PTAR de Cliza para la eliminación de materia orgánica y sólidos suspendidos totales. Las eficiencias de remoción de la PTAR fueron de $82.89 \pm 7.89\%$ y $58.43 \pm 30.68\%$ para DQO total y SST, respectivamente. A pesar de la sobrecarga del afluente, las eficiencias de toda la PTAR permanecen óptimas para la eliminación de DQO debido a la complementación del sistema UASB y humedal.

El exceso de SST en el afluente es un factor que puede contrarrestar la formación de lodo granular en los reactores y generar la obstrucción de los humedales; por lo tanto, para mejorar la eficiencia de los reactores UASB, y como consecuencia la eficiencia de la planta completa, se sugiere implementar una unidad de sedimentación primaria antes del reactor, evitando la sobrecarga de sólidos que ingresan al reactor.

6.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AguaTuya (2013). Ficha técnica: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales – Centro Urbano Cliza.
- APHA/AWWA/WEF. (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *Standard Methods*, 541. <http://doi.org/ISBN 9780875532356>
- Barros, P., Ruiz, I., & Soto, M. (2008). Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community. *Ecological Engineering*, 33(2), 142–149. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.015>
- Chernicharo, C. a L., & Machado, R. M. G. (1998). Feasibility of the UASB/AF system for domestic sewage treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, 38(8-9 -9 pt 7), 325–332. [http://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00708-2](http://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00708-2)
- El-Khateeb, M. a., Al-Herrawy, a. Z., Kamel, M. M., & El-Gohary, F. a. (2009). Use of wetlands as post-treatment of anaerobically treated effluent. *Desalination*, 245(1-3), 50–59. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2008.01.071>
- Gandarillas, V., Saavedra, O., Escalera, R., & Montoya, R. (2017). Revisión de las experiencias en el tratamiento de aguas residuales domésticas mediante reactores UASB en Cochabamba-Bolivia comparadas con las de Latinoamérica, India y Europa. *Investigación & Desarrollo*, 1(17), 83–98. <http://doi.org/10.23881/idupbo.017.1-7i>
- Gaur, R. Z., Khan, A. A., Lew, B., Diamantis, V., & Kazmi, A. A. (2017). Performance of full-scale UASB reactors treating low or medium strength municipal wastewater. *Environmental Processes*. <http://doi.org/10.1007/s40710-017-0208-0>
- Green, M., Shaul, N., Beliaevski, M., Sabbah, I., Ghattas, B., & Tarre, S. (2006). Minimizing land requirement and evaporation in small wastewater treatment systems. *Ecological Engineering*, 26(3), 266–271. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.10.007>
- Henze, M., Loosdrecht, M. Van, Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment*. <http://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Jácome, J. A., Molina, J., Suárez, J., Mosqueira, G., & Torres, D. (2016). Performance of constructed wetland applied for domestic wastewater treatment: Case study at Boimorto (Galicia, Spain). *Ecological Engineering*, 95, 324–329. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.049>
- Kasaudhan, G. K., Mumtaz, N., & Raj, V. (2013). Optimization of municipal wastewater treatment by UASB, 1(4), 200–207.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World Map of Köppen – Geiger Climate Classification. *Meteorol. Z.*, 15, 259–263. <http://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Mungray, A. K., Murthy, Z. V. P., & Tirpude, A. J. (2010). Post treatment of up-flow anaerobic sludge blanket based sewage treatment plant effluents: A review. *Desalination and Water Treatment*, 22(1-3), 220–237. <http://doi.org/10.5004/dwt.2010.1788>
- Unesco. (2012). *Managing Water under Uncertainty and Risk. UN Water Reports* (Vol. 1). Retrieved from <http://unesdoc.unesco.org/images/0021/002156/215644e.pdf>
- Vymazal, J. (2011). Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering*, 37(1), 54–63. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.028>
- Vymazal, J., & Březinová, T. (2014). Long term treatment performance of constructed wetlands for wastewater treatment in mountain areas: Four case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering*, 71, 578–583. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.075>
- Wu, S., Austin, D., Liu, L., & Dong, R. (2011). Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. *Ecological Engineering*, 37(6), 948–954. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.02.002>
- Ye, F., & Li, Y. (2009). Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*, 35(7), 1043–1050. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.009>

[00282] DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO PARA A SEPARAÇÃO DE MICROALGAS CULTIVADAS EM FOTOBIOREACTORES

**DÉBORA FERNANDA SANTOS DA SILVA¹; ROSSANA BORGES TEIXEIRA²;
GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA³; JOSÉ AFONSO MENCK
ROCHA⁴; LARISSA QUARTAROLI⁵**

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP)^{1,2,3,4,5}

**deborafernandavzt2015@gmail.com¹; rossanabt@hotmail.com²; gustavo.ribeiro@unesp.br³;
afonsomenck@hotmail.com⁴; larissa.quartaroli@unesp.br⁵**

Abstract

Separation of microalgal cells from the culture medium is one of the major challenges of wastewater treatment in photobioreactors. The objective of this work was to evaluate the potential of the *Moringa Oleifera* Lam as a coagulant agent for the separation of microalgae from treated wastewater. For this, bench tests were performed by jar-test, where several doses of coagulant were applied at different pH values. At the end, coagulation diagrams were constructed to analyze the turbidity removal, according to the evaluation of the optimal treatment region. The isoefficiency curves showed an average removal efficiency of 85% for acid environment and 80% for basic environment with sedimentation time of 40 minutes.

Keywords: Coagulation diagram, *Moringa Oleifera* Lam, microalgae

1. Introdução

As microalgas desempenham vários papéis ecologicamente importantes para a sociedade. Estas são produtoras primárias de energia, apresentam elevadas taxas de fotossíntese, contribuem na absorção do dióxido

de carbono e na fixação biológica dos nutrientes. No aspecto biotecnológico a biomassa de microalgas é fonte para a produção de fertilizantes, pigmentos e biocombustíveis (Hungria, 2014).

Por tais motivos, as microalgas vêm sendo cultivadas fora do seu ambiente natural, com grande aplicação na área do saneamento. As águas residuárias apresentam elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, que podem provocar a eutrofização de mananciais, quando lançados diretamente em corpos d'água. As microalgas são capazes de assimilar esses macro e micronutrientes, e diminuir de forma satisfatória a concentração destes nutrientes antes do lançamento nos ecossistemas aquáticos. Assim, os nutrientes contribuem para

desenvolvimento das células algais, e as microalgas com tratamento de águas residuárias (Metcalf e Eddy, 1991).

O desafio enfrentado para o cultivo de microalgas em ambientes artificiais está diretamente relacionado à separação das células algais do seu meio de crescimento (Singh e Patidar, 2018). A etapa destinada à separação das microalgas representa cerca de 20 a 30% do custo total da produção de biomassa, sendo um dos principais gargalos no processo de tratamento (Mata et al., 2010; Verma et al., 2010).

O processo de coagulação/floculação, seguido pela etapa de sedimentação, tem se destacado na separação das microalgas por sua eficiência e baixo custo de operação e manutenção (Singh, 2018). Além disso, o processo de coagulação/floculação seguido de sedimentação tem vantagem de ser uma técnica de separação rápida e fácil, adequada para sua aplicação de forma sustentável. Não causam danos as células de microalgas separadas e pode ser aplicada a vasta gama de espécies (Abdelaziz et al., 2013). Neste processo aplicam-se coagulantes inorgânicos e polímeros sintéticos ou naturais para desestabilizar o material coloidal e proporcionar a agregação dessas partículas em flocos para sedimentação. (Freitas et al., 2013).

Os coagulantes inorgânicos como o sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato ferroso, aluminato de sódio são amplamente empregados no tratamento de água residuária (Molina Grima et al., 2003). Estes coagulantes são provenientes de sais trivalentes de ferro e alumínio (Valverde, 2014). Os coagulantes inorgânicos são produtos caros, altamente dependentes do pH, e se aplicados para a separação das microalgas são dificilmente separados da biomassa final (Abdelaziz et al., 2013; Barros et al., 2015). Diante disso, é atrativo o uso de coagulante de origem vegetal para aplicação no tratamento de águas residuárias, não somente para facilitar a separação da biomassa de microalgas, mas também para a preservação do meio ambiente em diversas condições (Hamid et al., 2016). Embora muitos coagulantes a base de plantas tenham sido amplamente pesquisados na comunidade científica, a *Moringa Oleifera* tem demonstrado ser uma opção viável, por ser um produto renovável, biodegradável, com baixa toxicidade, garantindo um lodo sem a presença de metais, além de não alterar o pH do meio de forma significativa, o que possibilita a diminuição de custos operacionais e de manutenção (Ghebremichael, 2005;

Nwaiwu e Lingmu, 2011; Nishi et al., 2011; Valverde, 2014; Moreti, 2014, Yang et al., 2016).

As sementes da *Moringa Oleifera* Lam possuem certa quantidade de proteínas responsáveis pela redução da turbidez. A função realizada pelas proteínas assemelha-se a atuação dos polieletrólitos catiônicos quando adicionados à água (Gallão et al., 2006; Singh et al., 2011; Lalas e Tsakins, 2002; Moreno, 2016).

O processo de coagulação/floculação pode ser modelado a partir do uso de ferramentas matemáticas, no qual permite avaliar as dosagens do coagulante pelo pH de coagulação, conhecido por diagramas de coagulação. Os diagramas de coagulação têm sido utilizados em diversas pesquisas como instrumento para a avaliação da eficiência no tratamento de água e água residuária. As informações são obtidas após ensaios realizados em Jar Test (Valverde, 2014; Konradt-Moraes et al., 2004; Cassini et al., 2017).

O objetivo deste estudo é avaliar o efeito da *Moringa Oleifera* Lam como coagulante natural para a remoção de células algais, para tales diagramas de coagulação foram construídos com a finalidade de interpretação da região ótima a ser aplicado no processo de coagulação/floculação e sedimentação.

2. Metodologia

2.1. Efluente de estudo

Os testes experimentais foram realizados no Laboratório de Águas Residuais, do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Campus Bauru. O efluente de estudo foi coletado na saída de fotobioreatores instalados no Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR) da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC -USP), localizado no município de São Carlos, São Paulo.

Os fotobioreatores responsáveis pelo cultivo das microalgas são do tipo *flat panel* e foram alimentados com água negra simulada anaerobicamente tratada, por reator UASB. A água negra simulada é composta pela mistura de efluentes de suinocultura com esgoto sanitário.

O consórcio de microalgas é proveniente da mistura da concentração de microalgas vindas do reator UASB e as inoculadas (*Chlorella Sorokiniana*) nos fotobioreatores, apresentando uma diversidade de espécies no meio de cultivo.

2.2. Agente coagulante

Foram utilizadas sementes da *Moringa Oleifera* Lam como agente coagulante. As sementes recém-colhidas foram descascadas e trituradas em liquidificador industrial (Bermar) de alta rotação. O pó foi passado em peneiras Tyler 35 e seco em estufa de esterilização e secagem (Nova Ética) em temperatura de 40°C, para então ser utilizado como coagulante. (APHA, 2000; Valverde, 2014). A concentração de proteína presente nas sementes de *Moringa Oleifera* Lam foi determinada conforme AOAC (2000), onde constatou-se uma relação média de 26% de proteína no lote utilizado.

2.3. Procedimento de ensaio

Os ensaios que simularam os processos de coagulação/floculação e sedimentação, em escala de bancada, foram realizados no equipamento *Jar-Test* (PoliControl/FlocControl IV), providos de 6 jarros em acrílico transparente com capacidade útil de 2L e 6 hastes em aço inox reguláveis responsáveis pela mistura do efluente.

Para a realização dos ensaios, algumas condições operacionais do equipamento Jar Test foram fixadas conforme a literatura: velocidade de mistura rápida (VMR) de 150 rpm, tempo de mistura rápida (TMR) de 3 min, velocidade de mistura lenta (VML) de 30 rpm, tempo de mistura lenta (TML) de 20 min e tempo de

sedimentação (TS) de 15, 30 e 40 min (Camacho et al., 2016; Nishi et al., 2011; Teixeira, 2012; Moreti, 2014, Hamid, 2016; Freitas, 2013; Baharuddin, 2016).

Durante os ensaios foram adicionados 2L de efluente em cada jarro do Jar Test e variadas as seguintes condições operacionais: pH de coagulação (3, 5, 7 e 9) e dosagens de coagulante (50, 100, 200, 300, 400 e 500 mg.L⁻¹) (Cassini et al., 2017; Moreti, 2014; Texeira et al., 2012, Konradt et al., 2007). Para os ajustes do pH utilizou-se ácido sulfúrico (P.A – ACS / PM 98,8%) e solução de hidróxido de sódio (NaOH / 8M). Todos os ensaios foram realizados em triplicata para maior representatividade dos dados. O critério utilizado para determinar a melhor dosagem de coagulante e pH de coagulação foi a redução de turbidez. O parâmetro turbidez foi adotado por ser uma medição rápida e indireta das impurezas presentes nas águas.

O efluente de estudo foi caracterizado conforme os seguintes parâmetros: pH, temperatura, turbidez, cor verdadeira, sólidos em suspensão (SST), densidade óptica (DO) (540,682 e 750 nm), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (N) e fósforo total (P). Após aplicação do coagulante e sedimentação das microalgas, o efluente tratado foi retirado á 7 cm da superfície da lâmina líquida. A leitura da turbidez foi realizada em turbidímetro (2100N/HACH). Todas as análises foram realizadas em triplicata e de acordo com os procedimentos recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2000).

Foram construídos diagramas de coagulação baseado na eficiência de redução de turbidez de cada ensaio. Os diagramas de coagulação foram elaborados no *software* Oringin 8.6 *Surface*.

3. Resultados e Discussão

3.1. Caracterização do efluente de estudo

As características do efluente estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 2 - Caracterização do efluente proveniente da saída de fotobiorreatores.

Parâmetros	Efluente da saída dos fotobiorreatores
pH	7,1 ± 0,1
Temperatura (°C)	25 ± 0,1
Turbidez (NTU)	214 ± 1
Cor verdadeira (uC)	221 ± 1
DO 540 nm	2,760 ± 0,58
DO 682 nm	3,200 ± 0,01
DO 750 nm	2,330 ± 0,03
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	648 ± 52
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	128 ± 4
N total (mg.L ⁻¹)	114 ± 15
P total (mg.L ⁻¹)	48 ± 7
SST (mg.L ⁻¹)	433 ± 19

A grande presença de turbidez, cor e sólidos no efluente são indicativos da existência de microalgas no efluente.

3.2. Diagramas de Coagulação

Os digramas foram construídos avaliando a eficiência de redução da turbidez (%) em função do pH e dosagens de coagulante testadas, nos tempos de sedimentação de 15, 30 e 40 minutos (Figuras 1, 2 e 3, respectivamente). O valor médio de turbidez do efluente antes dos ensaios foi de 214 ± 1 (NTU).

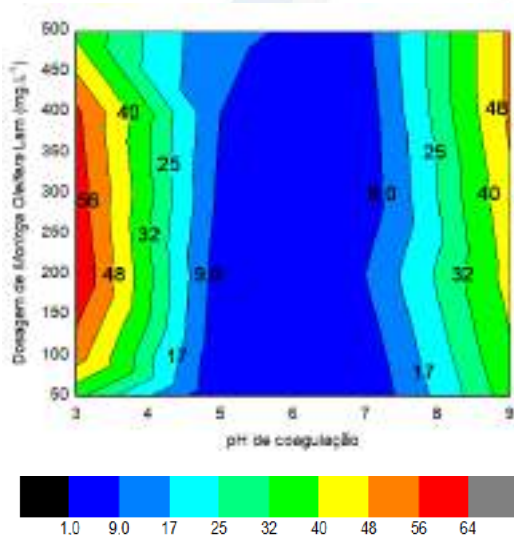


Figura 6. Diagrama de coagulação em 15 minutos de sedimentação

A partir da Figura 1 nota-se, nos valores de pH entre 5 e 7, que a eficiência de redução da turbidez foi no máximo de 21%, para todas as dosagens do coagulante natural em 15 minutos de sedimentação. A melhor eficiência foi alcançada no pH de 3 e dosagens de coagulante entre 200 a 400 mg.L⁻¹, onde a eficiência média de redução de turbidez foi de 60%. Para ambiente alcalino, com pH de coagulação igual a 9, e dosagens entre 400 e 500 mg.L⁻¹, a eficiência de redução da turbidez chegou a 40%. Conforme Molina Grima (2003) o pequeno tamanho das células algais (3-30 µm de diâmetro) dificulta em sua interação com o meio, por tais motivos devem ter condições apropriadas para agregar as células de microalgas e aumentar o tamanho efetivo dos flocos, e facilitar a sedimentação. Neste caso, o tempo de sedimentação assim como o pH de coagulação não proporcionou um adequado ambiente para a devida separação das microalgas, sendo assim outros ambientes foram simulados e analisados.

Os valores médios de eficiência de redução da turbidez, nos ensaios com tempo de sedimentação de 15 minutos, demonstraram que aproximadamente 50% das células algais poderiam ser removidas com concentrações de 400 a 500 mg.L⁻¹. De forma geral, o tempo de 15 minutos apontava ser baixo para o encontro de célula-célula, e assim a formação de flocos maiores para serem removidos na etapa de sedimentação.

Na Figura 2 estão apresentadas as curvas de eficiência de redução da turbidez em 30 minutos de sedimentação. Pode-se observar que para o pH de coagulação entre 5 e 9, as baixas dosagens do coagulante de *Moringa Oleífera* Lam obtiveram cerca de 20 % de redução da turbidez, no qual não houve diferença significativa comparada a mesma região no tempo de sedimentação igual a 15 minutos. A interação do coagulante aplicado com as células algais em 30 minutos de sedimentação nas

dosagens de 50, 100, 200 e 300 mg.L⁻¹ não foram eficientes para a separação da biomassa de microalgas. As melhores eficiências podem ser observadas quando aplicando 500 mg.L⁻¹ do coagulante natural, em pH de coagulação igual a 3 e 9, com redução de 72 e 55% da turbidez, respectivamente.

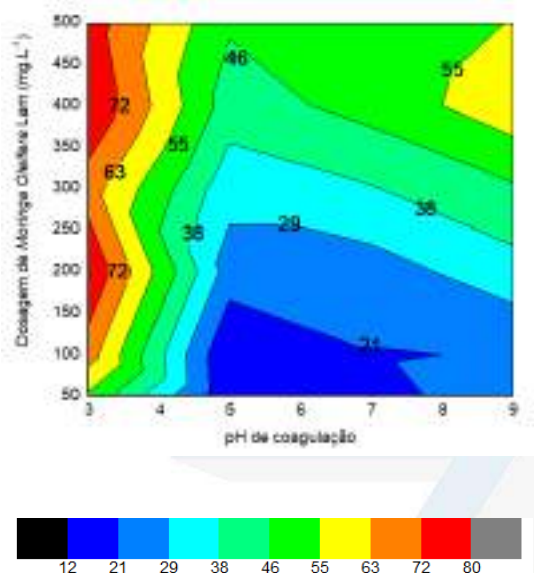


Figura 7. Diagrama de coagulação em 30 minutos de sedimentação

O diagrama de coagulação para o tempo de sedimentação de 40 minutos (Figura 8) mostra regiões com curvas bem definidas, devido a melhor interação das células algais com o coagulante aplicado, após maior tempo destinado a etapa de sedimentação. A faixa de tratamento onde foi aplicado de 200 a 500 mg.L⁻¹ de coagulante apresentaram boas condições para a remoção de microalgas. Dentre os valores encontrados nesta faixa de tratamento, a melhor dosagem do coagulante natural aplicado foi de 500 mg.L⁻¹, o que confirma as primeiras condições já apresentadas no diagrama em 30 minutos de sedimentação.

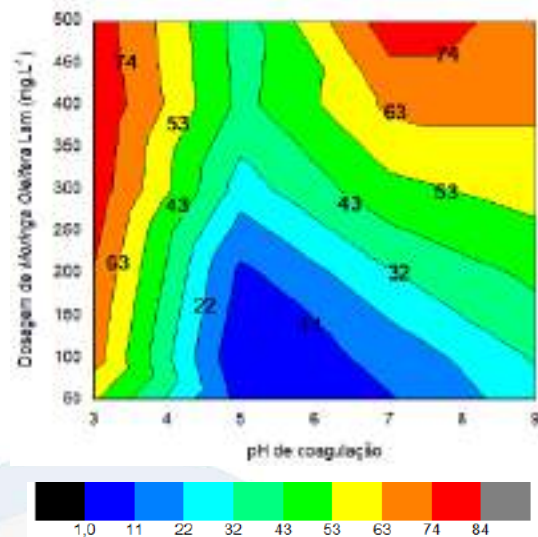


Figura 8. Diagrama de coagulação em 40 minutos de sedimentação

Fatores como a relação direta do coagulante de *Moringa Oleifera* Lam com a turbidez inicial, também implicam diretamente na eficiência do tratamento. Os autores Bawa et al. (2001) e Valverde, (2014) afirmam que pequenos valores de turbidez, geram pequenos flocos e apresentam baixa sedimentabilidade. Ying (2010) também confirma que águas turvas que variam de 50 a 500 (NTU), e que após a aplicação do coagulante natural é possível remover até 99% da turbidez inicial.

Teixeira et al. (2012) em seu estudo, aplicaram 1000 mg.L⁻¹ do pó da *Moringa Oleifera* Lam para a separação das microalgas (*Chlorella vulgaris*), em pH igual a 9,2, atingindo uma separação de 89%, para tempo de sedimentação de 120 minutos. Nesta pesquisa, a turbidez inicial analisada foi de 214 (NTU), valor este considerado alto para turbidez pelo fato da alta concentração de células algais em suspensão na amostra. Após aplicação do coagulante a base de *Moringa Oleifera*, houve uma redução de 81% para pH 9 em 40 minutos de sedimentação, nota-se que a quantidade de coagulante natural aplicado e o tempo de sedimentação de contato foram menores daqueles citados por Teixeira

et al., (2012), com eficiências semelhantes, garantindo bons resultados na separação das microalgas. Becker, (1994), afirma que algas já se autofloculam em pH com valores acima de 8, isso pode ocorrer tanto pelo consumo de CO₂ pela fotossíntese, quanto pela adição direta de bases, é o caso da aplicação de hidróxido de sódio (NaOH), levando a supersaturação de íons na amostra, possibilitando que as paredes das células algais sirvam de suporte sólido e garantam uma melhor interação com o coagulante aplicado. Por tais motivos, ao menos um jarro foi deixado com o efluente bruto sem o contato com o coagulante, a fim de poder observar a diferença causada pela aplicação do coagulante natural, em todos os valores de pH estudados. Quanto aos valores obtidos em pH igual 9, em termos de turbidez no jarro chamado como “branco” foi de 27%, o que demonstra de fato em ambientes alcalinos há um incremento na floculação antes mesmo da aplicação do floculante. Já Cassini et al. (2017) compara vários coagulantes, entre eles aponta as sementes de *Moringa Oleifera* Lam como coagulante natural para a separação de várias espécies de microalgas como a *Scenedesmus sp.*, *Chlorella sp* e a *Synechocystis sp.*, cultivadas em efluente anaeróbio, no qual obteve 80% na separação da biomassa de microalgas, após ajuste do pH na faixa ácida (4 a 5), aplicando doses de 100 a 150 mg.L⁻¹. O mesmo autor ainda afirma que faixas mais ácidas para a separação das microalgas foi de apenas 50%. Para os resultados obtidos a partir do diagrama de coagulação em 40 minutos de sedimentação, a presente pesquisa obteve 85% da eficiência de redução da turbidez, em ambiente ácido de pH 3 com aplicação de 500 mg.L⁻¹, essa relação aponta que para uma melhor remoção das microalgas em ambiente ácido. É necessária uma maior dosagem do coagulante natural em comparação aos resultados apresentado por Cassini et al. (2017). Sendo que dosagens abaixo de 100 mg.L⁻¹ e tempo de sedimentação menor que 30 minutos, apresentam apenas 30% da separação da biomassa de

microalgas, para estes casos os resultados são considerados insatisfatórios.

4. Conclusões

Conclui-se que a *Moringa Oleifera* Lam aplicada como coagulante natural promoveu uma boa separação do consórcio de microalgas e da espécie inoculada (*Chlorella Sorokiniana*). Dos três ambientes testados, ácido, neutro e básico, os melhores resultados observados foram 80% de redução da turbidez em ambiente básico e 85% em ambiente ácido, ambos com dosagem de 500 mg.L⁻¹ em 40 minutos de sedimentação. Os diagramas de coagulação elaborados demonstraram serem úteis para análises da separação de microalgas do efluente. O experimento realizado em escala de bancada permitiu simular o processo de coagulação/floculação e sedimentação, como uma técnica fácil e viável para a separação da biomassa de microalgas.

5. Referências bibliográfica

- Abdelaziz, A.E., Leite, G.B., Hallenbeck, P.C. (2013). Addressing the challenges for sustainable production of algal biofuels: II. Harvesting and conversion to biofuels. Environ. Technol. V. 34, p, 1807-1836.
- AOAC (2000). Association of Official Analytical Chemists. Official methods of analysis of the Association of the Analytical Chemists. 17th ed. Virginia.
- APHA, (2000). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, twentieth ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Association.
- Bawa, L. M.; Djaneye-Boundjou, G.; Boukari, Y.; Sani, A. (2001). Coagulação de algumas soluções húmicas ácidas pela *Moringa oleifera* Lam: efeito na exigência do cloro. Boletim da Sociedade Química de Etiópia, v. 15, n. 2, p. 119-129.
- Becker, E. W. Microalgae: biotechnology and microbiology. Cambridge: Cambridge University Press, 1994.

- Cassini, S. T.; Francisco, S. A.; Antunes, P. W. P.; Oss, R. N.; Keller, R. (2017). Harvesting Microalgae Biomass grow in Anaerobic Sewage Treatment Effluent by Coagulation-Flocculation Method: Effect of pH. v.60.
- Freitas, C. I.; Camacho, F. P.; Moreti, L. O. R.; Furlan, C. H.; Bergamasco, R. (2013). Viabilidade do extrato aquoso de *Moringa Oleifera* no tratamento de água com florações de cianobactérias. Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná.
- Ghebremichael, K. A., Gunaratna, K. R., Henriksson, H., Brumer, H., Dalhammar, G. (2005). A simple purification and activity assay of the coagulant protein from *Moringa oleifera* seed, *Water Research*, v. 39, p. 2338-2344.
- Hamid, S. H. A.; Lananan, F.; Khatoun, H.; Jusoh, A.; Endut, A. (2016). A study of coagulating protein of *Moringa oleifera* in microalgae bioflocculation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v.113, p. 310-317.
- Hungria, M.(2009). Potencialidades e desafios do cultivo. Ed. Diva Souza Andrade, Arnaldo Colozzi Filho, Londrina, v.2. p. 13-16.
- Konradt-Moraes.; Leila Cristina.(2004). Estudo da coagulação-ultrafiltração para produção de água potável. 2004. 138 p. Dissertacao (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringa, Maringá, Paraná.
- Lalas, S.; Tsakins, J.(2002). Characterization of *Moringa oleifera* Seed oil Variety “Periyakulam 1”.*Journal of Food Composition and Analysis*, v. 15, p. 65- 77.
- Mata, T.M., Martins, A.A., Caetano, N.S. (2010). Microalgae for biodiesel production and other applications: a review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14 (1), 217e232.
- Metcalf; Eddy. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. McGraw-Hill International Editions, 3rd ed., New York.
- Molina Grima, E. Belarbi, E.-H, Acién Fernández, A. Robles Medina, Yusuf Chisti. (2003). Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechnology Advances*, v. 20, p. 491 – 515.
- Moreno, B. M. M.; Heredia, B. J.; Gallardo, M. (2002). Microalgae removal with *Moringa Oleifera*. *Toxicon*, v. 110, p. 68-73.
- Moreti, L. O. (2014). Estudo do processo de remoção de microalgas para obtenção de água potável. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química),Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná.
- Nishi, L., Guilherme, A. L. F., Vieira, A. M. S., Araújo, A. A., Ambrosio-Ugrli, M. C. B., Bergamasco, R. (2011). Cyanobacteria removal by coagulation/flocculation with seeds of the natural coagulant *Moringa oleifera* Lam. *Chemical Engineering Transactions*, v. 24, pp. 1129-1134.
- Nwaiwu N. E.; Lingmu, B. (2011). Studies on the effect of settling time on coliform reduction using *Moringa oleifera* seed powder”. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*. v. 6, n. 3. p. 279-286.
- Singh, G.; Patidar, S. K. (2018). Microalgae harvesting techniques: A review. *Journal of Environmental Management*, v. 217. p. 499-508, 2018.
- Teixeira, C. M. L. L.; Kirsten, F. V.; Teixeira, P. C. N. (2012). Evaluation of *Moringa Oleifera* seed flour a flocculating agent for potential biodiesel producer microalgae. V. 24, pp. 557-563.
- Valverde, K. C. (2014). Avaliação do processo de tratamento de água utilizando a associação do coagulante natural *Moringa Oleifera* Lam e coagulantes químicos. Dissertação (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá. Maringá, Paraná.
- Verma, N.M., Mehrotra, S., Shukla, A., Mishra, B.N. (2010). Prospective of biodiesel production utilizing microalgae as the cell factories: a comprehensive discussion. *Afr. J. Biotechnol.*v. 9 (10), p. 1402-1411.
- Yang, Il-S.; Salama, El-S.; Oh Kim, J.; Govindwar, S. P.; Kurade, M.B.; Minsun, L.; Roh, H. S.; Jeon, B. H. (2016). Cultivation and harvesting of microalgae in photobioreactor for biodiesel production and simultaneous nutrient removal. *Energy Conversion and Management*, v. 117, p-54-62.
- Yang Yin, C. (2010). Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. *Process Biochemistry*. V. 45. p. 1437-1444.

[00285] TRATAMIENTO DE DRENAJES ÁCIDOS DE MINAS EMPLEANDO HUMEDALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL

JORGE ANTONIO SILVA LEAL¹; ANDREA PEREZ VIDAL²; ANGELA MARÍA LEAL MAGON³; JUAN PABLO ARISMENDI HENAO⁴

Universidad Santiago de Cali^{1,2,3,4}

jorge.silva04@usc.edu.co¹; andrea.perez00@usc.edu.co²; angelaleal@usc.edu.co³; arismendi.94@hotmail.com⁴

Resumen

La minería ilegal genera impactos ambientales de largo plazo al dejar expuesto residuos con altos contenidos de sulfuros y hierro. El río Cali es uno de los recursos hídricos emblemáticos y paisajísticos de la ciudad de Santiago de Cali – Colombia y abastece al menos 17.1% de la población; dicha fuente presenta cambios fisicoquímicos en la calidad del agua por la presencia de drenajes ácidos de minas (DAM) que llegan a través de la quebrada Las Minas. Esta quebrada recibe por infiltración y percolación DAM de minas de carbón abandonadas hace algunas décadas. Con esta investigación se caracterizó la calidad del agua de la quebrada las minas a la altura de su descarga sobre el río Cali y se evaluó como alternativa de tratamiento y estabilización de los drenajes, el uso de piedra caliza

seguido de un humedal de flujo subsuperficial. Los resultados evidenciaron que el agua de la quebrada Las Minas presenta un bajo pH (1.6 – 4.4) y elevada presencia de Hierro (28.47 mg/L) y Sulfatos (1750 mg/L). El sistema de tratamiento evaluado logró reducciones máximas del 69% de acidez total (684,2 mg/L $\text{CaCO}_3 \pm 138$), 94% de las especies de Fe^{3+} (176 mg/L ± 60) y Fe^{2+} (31 mg/L ± 93) y 72% de sulfatos (951 mg/L ± 357).

Palabras claves: drenaje ácido de minas; minería de carbón; recurso hídrico.

Abstract

The illegal mining generates long-term environmental impacts by exposing waste with high sulfur and iron content. The Cali River is one of the emblematic and

landscape and water resources of the city of Santiago de Cali – Colombia and supplies water to at least 17.1% is the population. This source presents physicochemical changes in water quality from the presence of acid mine drainages (AMD) which arrive through the Las Mina ravine. This ravine receives infiltration and percolation AMD from coal mines abandoned a few decades ago. With this research the quality of the water in the creek of the mines at discharge level on the Cali river was characterized and the use of limestone followed by a subsurface flow wetland was evaluated as an alternative for the treatment and stabilization of the drainages. The results showed that the water of the Las Minas stream presents a low pH (1.6 - 4.4) and a high presence of Iron (28.47 mg / L) and Sulfates (1750 mg / L). The treatment system evaluated achieved maximum reductions of 69% of total acidity (684.2 mg / L $\text{CaCO}_3 \pm 138$), 94% of the Fe^{3+} species (176 mg / L ± 60) and Fe^{2+} (31 mg / L ± 93) and 72% sulfates (951 mg / L ± 357).

Key words: acid mine drainage; coal mining; water resource

Introducción

En la minería se descubren y explotan yacimientos minerales por medio de operaciones a cielo abierto, canteras o dragado aluvial, de allí su clasificación en minería de superficie, subterránea, submarina y pozos de perforación (ANM & URT, 2015). Respecto a la minería de carbón, a nivel mundial se reporta la producción anual de 7.269 millones de toneladas, siendo China el país con mayor producción (44.6%), seguido de India (9.7%) y Estados Unidos (9.2%). Países como Australia (29.2%), Indonesia (27.7%), Rusia (12.8%) y Colombia (6.2%)

representan los principales exportadores de carbón en el mundo (IEA, 2017).

En Colombia, la minería se concentra en la explotación de minerales preciosos (38305 Kilogramos), minerales no metálicos (2502248 Toneladas), minerales metálicos (426332 Toneladas), minerales combustibles-Carbón (44629 miles de toneladas) y piedras preciosas (918 miles de Quilates) contribuyendo en 10.000 miles de millones de pesos (2.30%) en el Producto Interno Bruto –PIB total del país (UPME, 2016).

De acuerdo con el inventario de las Unidades de Producción Minera – UPM en el país, el 60% (1670 UPM) de la explotación de Carbón no cuenta con título minero (minería ilegal) y en el Valle del Cauca este porcentaje asciende al 90.8% (Ministerio de minas y energías, 2012).

Aunque la minería genera beneficios económicos, ocasiona impactos en los ecosistemas contaminando las fuentes hídricas, desviación del cauce natural de los ríos, provocando deforestación, contaminación de suelos, pérdida irreversible de la biodiversidad, impacto visual y generación de drenajes ácidos de minas – DAM; éste último, considerado uno de los principales problemas de contaminación ambiental en el mundo, especialmente por la minería de carbón y oro, debido a su elevada acidez, metales tóxicos y contenido de sulfatos (Kefeni et al., 2017).

La formación de DAM surge en presencia de oxígeno, bacterias oxidantes y agua, oxidando la pirita y otros minerales de sulfuro ocasionando liberación de sulfato y metales pesados (Fe, Co, Pb, Ni, Mn, Cd, Al y Zn) (Moodley et al., 2017; Kefeni et al., 2017), a su vez se genera una reducción del pH (Delgado, 2012) y alta acidez (Akciil y Koldas, 2006).

La neutralización, estabilización y eliminación de los contaminantes de los DAM se realiza por medio de tratamientos activos y pasivos. Los métodos activos requieren de la aplicación de sustratos químicos alcalinos (Keferi et al., 2017), por el contrario, los tratamientos pasivos implican procesos naturales y biológicos, generando como beneficio un bajo costo operativo y de mantenimiento, estos métodos buscan la neutralización del pH y precipitación de metales (Moodley et al., 2017; Pozo et al., 2017).

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

En la ciudad de Santiago de Cali – Colombia, el río Cali es uno de sus principales recursos hídricos y paisajísticos, el cual es usado como fuente de abastecimiento y corredor ecológico de la ciudad. Actualmente se encuentra impactado por la Quebrada Las Minas la cual recibe por escorrentía e infiltración los drenajes ácidos procedentes de minas de carbón abandonadas como se muestra en la Figura 1, afectando las características fisicoquímicas del río Cali. Con esta investigación se buscó evaluar una alternativa de tratamiento pasivo para mejorar la calidad del agua de la quebrada Las Minas antes de su descarga sobre el río Cali.



Figura 1. Zona de estudio. Quebrada Las Minas y Punto de descarga sobre el río Cali

Objetivo

Evaluar el uso de tratamiento pasivo mediante piedra caliza y humedales de flujo subsuperficial para el tratamiento del agua de la quebrada Las Minas afectada por drenajes ácidos de minas abandonadas.

Metodología

El estudio se realizó en dos etapas: 1) caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada Las Minas y 2) operación y seguimiento del sistema de tratamiento pasivo.

Caracterización Físicoquímica de la quebrada Las Minas

Se realizaron dos jornadas de muestreo compuesto a 24 horas, durante las cuales se aforó volumétricamente el caudal de la quebrada y se tomaron muestras para la medición de las variables fisicoquímicas como pH (Potenciométrico), Temperatura (2550 B), Conductividad (Conductimétrico), Sólidos Totales (SM 2540B), Sólidos Disueltos totales (SM2540C, Sólidos Suspendidos totales (SM2540D), Alcalinidad total (SM2320 B), Hierro Total (SM3111B) y Sulfatos (SM4500 SO₄= E) (APHA et al., 2012)

Los muestreos se realizaron bajo condiciones climáticas distintas: el primero se realizó en época seca con un episodio puntual de lluvia y el segundo en época de transición con presencia de lluvias.

Operación y seguimiento del sistema de tratamiento pasivo

De acuerdo con los resultados obtenidos en la etapa anterior, se confirmó el fuerte impacto de los drenajes ácidos de minas sobre la quebrada y su elevada presencia de hierro y sulfatos. Para tratar el agua se decidió el uso de un sistema de tratamiento pasivo con piedra caliza (Clyde et al., 2016; Tolonen et al., 2014) la cual es utilizado para mejorar la eficiencia de los humedales (Moodley et al., 2017), seguido de un humedal de flujo subsuperficial con Phragmites Australis como especie vegetal por su tolerancia a valores bajos de pH (Guo et al., 2014; Ruiz et al., 2010). La Tabla 1 describe el montaje experimental y los tratamientos evaluados.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Tabla 1. Descripción de las unidades experimentales

Tratamiento	Descripción
P.C + H	Tratamiento con piedra caliza + Humedal de flujo subsuperficial
H (control)	Humedal de flujo subsuperficial

El volumen útil de la unidad de tratamiento con piedra caliza fue 60 litros y operó con un tiempo retención hidráulico (TRH) de 17 horas (Watzlaf et al., 2004). El humedal de flujo subsuperficial contó con un volumen útil fue alrededor de 13 litros (0.30m ancho, 0.80m de longitud y 0.50m de profundidad) y un TRH de 2 días

Se realizó el seguimiento de las variables: pH (Potenciométrico), Temperatura (2550 B), Conductividad (Conductimétrico), Sólidos Totales (SM 2540B), Sólidos Disueltos totales (SM2540C, Sólidos Suspendidos totales (SM2540D), Alcalinidad total (SM2320 B), Fe+3, Fe+2 (Absorción atómica) y Sulfatos (APHA et al., 2012).

Resultados y discusión

Caracterización Físicoquímica de la quebrada Las Minas

El caudal de la quebrada Las Minas presentó un valor promedio de 1.9 L/s para el primer muestreo y 2.0 L/s para el segundo. La Tabla 2 sintetiza los resultados obtenidos durante las jornadas de muestreo y caracterización, comparados con las exigencias de la Resolución Colombiana 0631/2015 para vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficial. Debido al evidente impacto de la quebrada por la presencia de drenajes ácidos de minas, se decidió usar como referencia la mencionada reglamentación la cual diferencia las características fisicoquímicas que deben cumplir los DAM antes de ser descargados sobre un cuerpo de agua.

Tabla 2. Caracterización Físicoquímica del agua de la quebrada Las Minas

Variable	Unid	Muestra 1	Muestra 2	Res. 063
pH	Unid.	1.6 -3.3	3.8 – 4.4	6.0-9.0
Conductividad	$\mu\text{S/cm}$	2610-2730	1940-2510	-
Alcalinidad Total	mg/L CaCO ₃	<10.0	<10.0	-
Sólidos Totales -ST	mg/L	3105.0	3435.0	-
Sólidos Disueltos Totales -SDT	mg/L	3025.0	3374.0	-
Sólidos Suspendidos Totales -SST	mg/L	80.0	61.0	50.0
Sulfatos	mg/L	1745	1755	250.0
Hierro total	mg/L	55.4	1.53	2.00

El agua de la quebrada Las Minas presentó valores bajos de pH (entre 1,6 – 4,4 unidades) característicos de aguas ácidas y debidos a la oxidación de minerales, particularmente de sulfuros (Delgado, 2012) derivados de las altas concentraciones de sulfatos (1755 mg/L) presentes en el agua., presentando niveles similares a los reportados por Obreque et al., 2015 que de 3 minas ubicadas en Noruega, Reino Unido y España presentaron valores entre 668 y 1550 mg/L. Estas características ácidas del agua de la quebrada no son adecuadas para los ecosistemas naturales ya que afecta los procesos biológicos provocando estrés y reduciendo la biodiversidad; además los cursos de agua afectados químicamente por DAM no se pueden usar como fuente de agua doméstica o industrial (Halberg & Johnson, 2005).

Los valores de pH característicos en DAM pueden oscilar entre 1.5 y 5 unidades (Halberg & Johnson, 2005, Obreque et al., 2015, Pérez et al., 2017) lo que evidencia que la quebrada Las Minas está fuertemente afectada por la escorrentía e infiltración de los DAM. Se destaca que el ligero incremento del pH durante la segunda jornada de muestreo, se debió probablemente a las condiciones climáticas de la época (presencia frecuente de lluvias) que contribuyeron a la dilución de los DAM.

La elevada conductividad (1940 - 2730 $\mu\text{S/cm}$), asociada a la alta concentración de Sólidos Disueltos totales (3025 – 3374 mg/L) puede deberse posiblemente a la presencia de sustancias inorgánicas como aniones de cloruros, nitratos, sulfatos y fosfatos o cationes de sodio, magnesio, calcio, hierro y aluminio (Montero, 2016, Spellman, 2013). En algunos estudios en los cuales se han caracterizado el DAM, también se reportan altas concentraciones SDT con valores entre 1618.3 y 4550 mg/L (Hallberg y Jhonson, 2005; Díaz, 2013), similares a los identificados en este estudio.

La elevada concentración de hierro presente en el agua de la quebrada Las Minas y sulfatos al reaccionar con el oxígeno disuelto del río Cali, puede ser la principal causa del cambio en la coloración y características estéticas, por la generación de precipitados de óxido de hierro (Kefeni et al., 2017), como se evidencia en la Figura 2.



Figura 2. Cambio de coloración sobre el río Cali

De acuerdo con Ford (2003) la generación de óxidos de hierro surgen por la oxidación del azufre “pirita” en sulfato y en ion ferroso (Fe^{2+}) generando la acidez característica de los DAM, además se presenta una conversión de hierro de Fe^{2+} a Fe^{3+} bajo condiciones ácidas (pH 2-3) generando precipitación de elementos traza, siendo el hierro el agente oxidante, el cual se encuentra suficientemente disponible en el DAM. Al finalizar la oxidación de la pirita se genera ácido sulfúrico y altas concentraciones de hierro (con la formación de $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$), que provoca coloración roja/naranja (Pérez et al., 2017), las concentraciones de sulfato y de hierro en el agua varían, ya que dependen de las características de la mina (Moodley et al., 2017).

Los resultados comparados con la Resolución 0631 de 2015 muestran que no hay cumplimiento de la norma; en general, se puede afirmar que las características del agua de la quebrada Las Minas es similar a las presentadas por los DAM evaluados en otros estudios, ratificando su similitud y evidente impacto.

Operación y seguimiento del sistema de tratamiento pasivo

Los sistemas de tratamiento fueron operados durante un periodo de 180 días. La Tabla 3 sintetiza los valores promedio y desviación estándar de las variables de seguimiento medidas en el agua cruda, observándose que a lo largo del estudio presentó características similares a las identificadas durante las jornadas de muestreo.

Tabla 3. Variación de las características fisicoquímicas del agua cruda.

Variable	Unidades		Agua Cruda
pH n=48	Unidades	Min	2.38
		Max	4.02
Acidez Total n=41	mg/L CaCO ₃	Promedio	1303.17
		Min	960
		Max	1620
		D.S	139.15
Conductividad n=48	μS/cm	Promedio	1890.41
		Min	920
		Max	2410
		D.S	433.51
Sólidos Totales n=13	mg/L	Promedio	3211.69
		Min	2338
		Max	3580
		D.S	329.60
Sólidos Disueltos Totales n=13	mg/L	Promedio	3026.31
		Min	2303
		Max	3380
		D.S	335.17
Sólidos Suspendedos Totales n=13	mg/L	Promedio	163.46
		Min	5
		Max	418
		D.S	140.68
Sulfatos n=13	mg/L	Promedio	1134.54
		Min	752
		Max	1696
		D.S	314.58
Fe ³⁺ n=13	mg/L	Promedio	542
		Min	362
		Max	750
		D.S	110.04
Fe ²⁺ n=6	mg/L	Promedio	124.33
		Min	0
		Max	387
		D.S	165.2

Variable	Unidades		Agua Cruda
Hierro Total n=6	mg/L	Promedio	715.33
		Min	635
		Max	845
		D.S	70.58

D.S: desviación estándar

Durante la operación de los sistemas de tratamiento, se observó que el uso de piedra caliza, como tratamiento previo al paso por el humedal de flujo subsuperficial, favoreció considerablemente el incremento de pH y la reducción de la acidez total hasta en un 69%. Las Figuras 3 y 4 muestran la variación del pH y la acidez a lo largo del estudio en el agua cruda y los efluentes de los sistemas de tratamiento evaluados.

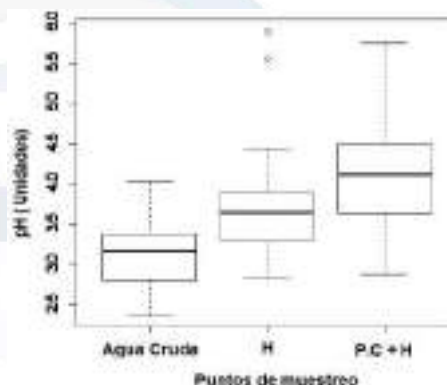


Figura 3. Variación de pH

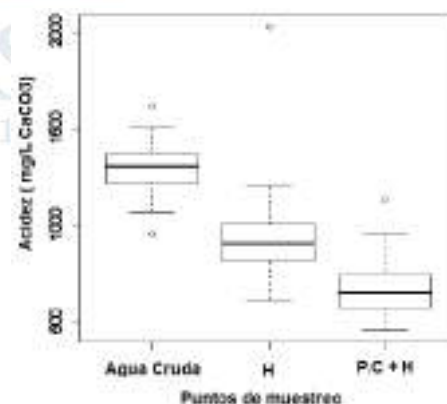


Figura 4. Variación de acidez total

El aporte de alcalinidad por el uso de piedra caliza se hace evidente al comparar el tratamiento PC+H con el control (H) permitiendo elevar el pH en al menos 2

unidades el 50% del tiempo (cuartil 2: 4.11 unidades) y reducir en 660mg/L la acidez total (cuartil 2: 650 mg/L). El estudio realizado por Díaz (2013) reporta que el uso de humedales de flujo subsuperficial también contribuye al mejoramiento de los valores de pH, donde se reportan valores de pH de 3,82 unidades logrando incrementar hasta valores de 6 y 8.

Con relación a la conductividad no se observaron mayores variaciones entre el afluente y efluente de los sistemas de tratamiento con una reducción del 41%, comportamiento que fue similar al presentado con los sólidos totales (ST) permitiendo prever que en su mayoría fueron sólidos disueltos totales, los cuales están relacionados con la conductividad (Spellman, 2013). La reducción de ST fue hasta del 61 % y de SDT de 62%. Se destaca que la presencia de sólidos suspendidos totales (SST) fue baja tanto en el afluente como efluente, comportamiento característico de los DAM, los cuales presentan mayor contenido de SDT.

Con relación a la concentración de sulfatos, los cuales se encuentran relacionados con la alcalinidad presente en el sistema, se observó que al reducirse la acidez y elevarse el pH (4.12 – 5.24 unidades) los niveles de sulfatos también disminuyeron alcanzando reducciones alrededor de 55% y 72% como se muestra en la Figura 5.

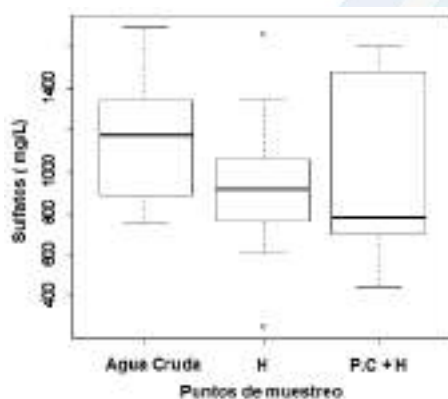


Figura 5. Variación de Sulfatos

De acuerdo a Pozo et al, 2017 la reducción de sulfato se proporciona por la adición de fuentes de carbono, la cual se realizó con la adición de caliza para neutralizar la acidez brindando el soporte para la eliminación de este parámetro.

El Hierro fue evaluado durante el seguimiento del sistema de tratamiento como hierro total, Fe^{3+} y Fe^{2+} . Se encontró que los niveles de Fe^{3+} fueron mayores, demostrando que la forma de hierro predominante en la SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

quebrada las Minas es el ion férrico, considerado el principal oxidante (Ford, 2003) el cual se mantiene disponible en valores bajos de pH. La presencia de Fe^{3+} libera una cantidad sustancial de acidez en el agua, dando la característica al DAM como ácida (Moodley et al., 2017)

De acuerdo a los resultados obtenidos en el estudio, se observó remoción del hierro total alrededor de 89% y 93%, para las especies de Fe^{2+} y Fe^{3+} se presentó una reducción de 90% y 88% respectivamente. Las Figuras 6 y 7 muestran la variación del hierro total y la especie Fe^{3+} en el agua cruda y los efluentes de ambos sistemas de tratamiento evaluados. Esta reducción fueron mayores a los reportados por Hellier 1997, el cual analizó 73 humedales en Pennsylvania, logrando una reducción de 50% en Fe, sin embargo los resultados coinciden con los valores reportados por (USEPA, 1996).

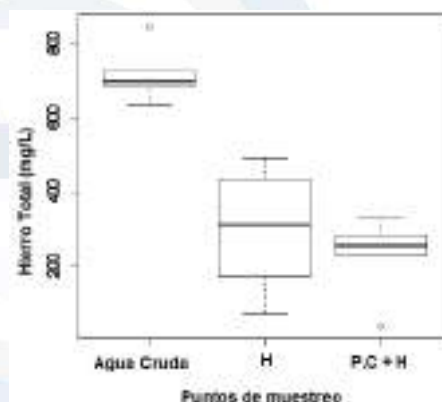


Figura 6. Variación de Fe total

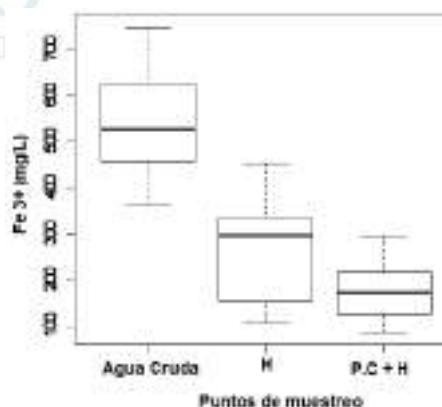


Figura 7. Variación de Fe^{3+}

La precipitación de Fe^{2+} se vio limitada por el funcionamiento de la piedra caliza que se cubrió de precipitado de Hidróxido de hierro el cual bajó significativamente la producción de alcalinidad (Younger et al., 2002) indicando que el hierro estuvo principalmente en forma de Fe^{3+} en el sistema de tratamiento; esto se debió posiblemente a la presencia de oxígeno que permitió la oxidación del hierro ferroso (Fe^{2+}) a estado férrico (Fe^{3+}) (Adams et al., 2014).

Conclusiones

Los resultados mostraron que la quebrada las Minas se encuentra impactada por drenajes ácidos de minas con altos niveles de Fe (28,47 mg/L), SST (70,5 mg/L), Sulfatos (1750 mg/L) y bajos valores de pH (1.6 a 4.4 Unidades). El sistema de tratamiento fue eficiente en la reducción de los parámetros evaluados, visualizando el comportamiento del humedal con la piedra caliza la cual contribuyó a la reducción de Hierro y sulfatos. Se encontraron reducciones de acidez total del 69%, el comportamiento de las especies de Hierro (Fe^{3+} y Fe^{2+}) fue eficiente, se logró una reducción alrededor del 88 % Fe^{3+} , 90% Fe^{2+} y Fe total 93%. La aplicación de Piedra Caliza aumentó la reducción de acidez (684.2 mg/L $\text{CaCO}_3 \pm 138$) y aumento de pH hasta 5.9 Unidades.

Referencias Bibliográficas

Adams, B., Anderson, R., Bless, D., Butler, B., Conway, B., Dailey, A., & Hanley, J. (2014). Reference guide to treatment technologies for mining-influenced water, vol EPA 542-R-14-001. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, Washington, DC

Agencia Nacional de Minería ANM y unidad de restitución de tierras URT. (2015). Cartilla Minería Preguntas Frecuentes. Bogotá, pp 9-29.

Akcil, A. and Koldas, S. 2006. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. Journal of Cleaner Production 14: 1139-1145

Arcos Arango, Yamilet, Betancur Urhan, Judith, Peñuela, Gustavo, & Aguirre, Néstor Jaime. (2010). Relationship between soluble forms of iron and manganese and the presence of oxidizing bacteria of both

elements in the dam Riogrande II-Don Matías (Antioquia, Colombia). Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, (55), 45-54.

Clyde, E. Champagne, P. Jamieson, H. Gorman, C. Sourial, J. (2013). The use of a passive treatment system for the mitigation of acid mine drainage at the Williams Brothers Mine (California): pilot-scale study. Journal of Cleaner Production. Volumen 130, páginas 116-125

Delgado Rodríguez, J., (2012) Estudio de la contaminación por metales pesados en la Cuenca Baja del río Guadiana. Tesis doctoral. Huelva. Universidad de Huelva, Departamento de Geología, Facultad de Ciencias Experimentales

Díaz Álvarez, J. (2013). Tratamiento biológico como alternativa para disminuir el impacto ambiental ocasionado por el drenaje ácido, generado por la actividad minera en el municipio de Marmato Caldas

Ford, K.L. (2003). Passive treatment systems for acid mine drainage. Technical Note 409. BLM/ST/ST-02/001+3596. Bureau of Land Management, National Science & Technology Center, Denver, 2003.

Guittonny-Philippe, A., Masotti, V., Höhener, P., Boudenne, J. L., Viglione, J., & Laffont-Schwob, I. (2014). Constructed wetlands to reduce metal pollution from industrial catchments in aquatic Mediterranean ecosystems: A review to overcome obstacles and suggest potential solutions. Environment international, 64, 1-16.

Guo, L. Ott, D.W. Cutright, T.J. (2014) Accumulation and histological location of heavy metals in Phragmites australis grown in acid mine drainage contaminated soil with or without citric acid. Environmental and Experimental Botany, volumen 105, pages 46-54.

Hallberg, K. B y Johnson, D. B. (2005). Microbiology of a wetland ecosystem constructed to remediate mine drainage from a heavy metal mine. Science of the Total Environment 338 (2005) 53– 66

Hellier WW (1997) Unpublished case study for ADTI project, PA DEP, Hawk Run, PA

International Energy Agency – IEA (2017). Coal Information 2017 Edition Database Documentation. Disponible en: <http://www.iea.org/statistics/topics/coal/>.

Kefeni, K.K. Msagati, T.A. Mamba, B.B. (2017). Acid mine drainage: Prevention, treatment options and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*. Volume 151, 10 May 2017, Pages 475-493.

Ministerio de minas y energía (2012). Censo Minero Departamental 2010-2011. Bogotá, pp.7-21.

Moodley, I., Sheridan, C. M., Kappelmeyer, U., & Akcil, A. (2017). Environmentally sustainable acid mine drainage remediation: Research developments with a focus on waste/by-products. *Minerals Engineering*.

Montero, R. L. (2016). Composición físico-química de aguas ácidas procedentes de dos minas de carbón: lobatera, Estado Táchira, Venezuela. *Revista de la Facultad de Ingeniería*, 29(4).

Pérez, N., & Schwarz, A., & Urrutia, H. (2017). Tratamiento del drenaje ácido de minas: estudio de reducción de sulfato en mezclas orgánicas. *Tecnología y Ciencias del Agua*, VIII (1), 53-64.

Pozo-Antonio, José Santiago, Puente, Iván, Lagüela, Susana, & Veiga, María. (2017). Microbial treatment of acid mine drainage (AMD): A review. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(3), 75-91.

Rodríguez-Momroy, J., & Durán-de-Bazúa, C. (2006). Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo

vertical a escala de banco. *Tecnología, Ciencia, Educación*, 21(1), 25-33.

Ruiz, V. Gonzales, M. D.R. Barrera, J.A. Moeller, G. Ramirez, E. Duran, M.D.C (2010). Remoción de Cd y Zn de una corriente acuosa de una empresa minera usando humedales artificiales. *Tecnología, Ciencia, Educación*, vol. 25. Núm. 1, 2010, pp. 27-34, Instituto Mexicano de Ingenieros Químicos México

Spellman, F. R. (2013). *Handbook of water and wastewater treatment plant operations*. CRC Press.

Tolonen, E. Sarpola, A. Hu, T. Rämö, J. Lassi, U (2014). Acid mine drainage treatment using by-products from quicklime manufacturing as neutralization chemicals. *Chemosphere Volume 117*, Pages 419–424

Unidad de Planeación Minero Energética UPME (2016). Boletín estadístico de minas y energía 2012-2016. Bogotá: Oliver Díaz Iglesias, pp.75-116.

United States Environmental Protection Agency EPA, (2004). *Reference guide to Treatment Technologies for Mining-Influenced Water*

U.S. EPA 1996. *Constructed wetlands treatment*. Engineering Bulletin. EPA/540/S-96/501, 9pp

Watzlaf, G.R., Schroeder, K.T., Kleinmann, R.L., Kairies, C.L. & Nairn, R.W. (2004). *The Passive Treatment of Coal Mine Drainage*. United States Department of Energy National Energy Technology Laboratory Internal Publication

Younger, P. L. (2005). Corrección de aguas ácidas de mina: aplicación de métodos activos y pasivos en Europa. In *Acidificación de suelos y aguas: problemas y soluciones* (pp. 37-48). Instituto Geológico y Minero de España

[00286] USO DE LAGUNAS ALGALES DE ALTA TASA EN CONDICIONES DEL TROPICO COLOMBIANO PARA LA ELIMINACION DE COMPUESTOS FARMACÉUTICOS PRESENTES EN AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA

**ELIANA MARCELA JIMENEZ BAMBAGUE¹; CARLOS ARTURO MADERA
PARRA²; ENRIQUE JAVIER PEÑA SALAMANCA³**

Universidad del Valle^{1,2,3}

jimenez.eliana@correounivalle.edu.co¹; carlos.a.madera@correounivalle.edu.co²;
enrique.pena@correounivalle.edu.co³

Palabras Clave:

Compuestos farmacéuticos, laguna algal de alta
tasa, biodegradación, Colombia

Abstract

Pharmaceutical compounds have been considered micropollutants and their study has become important in recent years, due to the negative impacts on aquatic biota and potential effect in human health. In the present study, the presence of 21 compounds among anti-epileptics, lipid-lowering agents, anti-inflammatory analgesics and tranquilizers were analyzed in the effluent of the Cañavalejo wastewater treatment plant (PTAR-C) of Cali, Colombia, finding a higher concentration of anti-inflammatory analgesics in values that ranged from 62 and 27 000 ngL⁻¹. From this finding, a study for elimination of these compounds of the effluent of PTAR-C through High rate algal ponds is carrying out. It is expected to obtain positive results, as is reported in scientific literature, that shown efficiencies of up to 99%, especially in compounds such as paracetamol, ibuprofen and naproxen.

Introducción

Los fármacos son sustancias administradas interior o exteriormente a un organismo para prevenir, curar o aliviar la enfermedad y corregir o reparar las secuelas de ésta. Entre los fármacos de mayor consumo en los seres humanos se encuentran los analgésicos/antiinflamatorios, antibióticos, antihipertensivos, barbitúricos, beta-bloqueadores, diuréticos, reguladores de lípidos, psiquiátricos, hormonas, antineoplásicos, productos tópicos y medios de contraste (Verlicchi *et al.* 2012).

La presencia de estos compuestos en el medio acuático se atribuye, principalmente, a la descarga de aguas residuales domésticas, hospitalarias e industriales, debido a sus características de persistencia y/o continua introducción al ambiente (Luo *et al.* 2014) y por la baja eficiencia de eliminación de estos compuestos en los sistemas de tratamiento convencionales (Westerhoff *et al.* 2005; Chen *et al.* 2006; Hernando *et al.* 2006; Zhou *et al.* 2012).

Los sistemas de Tratamiento Primario Avanzado, como el que cuenta la planta de tratamiento de aguas residuales de Cañavalejo-PTAR-C de Cali (Colombia), con procesos fisicoquímicos de coagulación-floculación, Carballa *et al.* (2005) reporta eficiencias de aproximadamente 70% para diclofenaco e incremento en un 25% de la eficiencia en compuestos como diazepam y naproxeno, con respecto a la eliminación obtenida en un sistema convencional. Por el contrario manifiestan bajas eficiencias de eliminación en compuestos como carbamazepina e ibuprofeno.

Debido a la escasa información que existe en Colombia y más exactamente en Cali, se planteó el presente estudio en el cual se analiza la presencia de compuestos farmacéuticos en el efluente de PTAR-C y se evaluó laguna algal de alta tasa-LATAL para la eliminación de estos microcontaminantes.

Objetivos

Objetivo general

Evaluar la eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en el agua residual mediante una laguna algal de alta tasa –LATAL a escala piloto.

Objetivos específicos

Establecer la presencia de compuestos farmacéuticos en el efluente de agua residual de la PTAR de Cañavalejo de Cali

Determinar la eficiencia de eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en el efluente de la PTAR de Cañavalejo mediante una LATAL en condiciones del trópico americano

Metodología

Ubicación del proyecto

El proyecto se localiza en las instalaciones de la PTAR-C, ubicada en la ciudad de Santiago de Cali, Colombia ($3^{\circ}28'10.345''N$ - $76^{\circ}28'30.593''W$), la cual trata el 82.7% de los vertimientos generados en la ciudad con un caudal aproximado de $6 \text{ m}^3/\text{s}$ (Conpes 3750-2013).

El tratamiento en PTAR-C consiste en un tratamiento primario avanzado, con procesos fisicoquímicos de coagulación-floculación y sedimentación, empleando cloruro férrico como coagulante.

Presencia de compuestos farmacéuticos

Se tomaron muestras puntuales en cinco jornadas de muestreo, cuatro en temporada de lluvia y una en temporada de estiaje entre septiembre de 2015 y mayo de 2016. Las muestras se recolectaron en recipientes de un litro, con su respectiva réplica, en día miércoles entre las 8:00 y 10:00 am, garantizando su cadena de frío a 4°C . En la tabla 1 se presentan los compuestos medidos.

Tabla 3. Compuestos farmacéuticos medidos

Tipo	Compuestos	
Antiepiléptico	CBZ-Diol Carbamazepina Gabapentina	Lamotrigina Primidona
Agentes hipolipemiantes	Bezafibrato Ácido Clofibrato Etofibrato	Fenofibrato Ácido Fenofibrato Gemfibrozilo
Analgésico, Antipirético, Antiinflamatorio, Antirreumático	Diclofenaco Fenoprofeno Ibuprofeno Indometacina	Ketoprofeno Naproxeno Paracetamol
Tranquilizantes	Diazepam Oxazepam	Pentoxifilina

CBZ-Diol: 10,11-Dihidro-10,11-dihidroxycarbamazepina

Eliminación de compuestos farmacéuticos mediante LATAL

Se diseñó como unidad experimental una LATAL de 0.6 m^3 a escala piloto y flujo continuo, con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 3 días y un caudal afluente SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

de $0.2 \text{ m}^3/\text{d}$, proveniente del agua residual tratada de la PTAR-C.

Se hizo un seguimiento a la entrada y salida de la unidad experimental, que incluyó como variable respuesta la eliminación de compuestos farmacéuticos para la cual se tomaron doce muestras por un periodo de tres meses, una muestra semanal. Es de indicar que este proyecto está en marcha y sus resultados son parciales, por lo que se espera que a la fecha del evento (octubre de 2018) se cuente con los resultados definitivos.

Se tomaron muestras compuestas a la entrada y salida de la unidad, los días miércoles, para lo cual se tomaron alícuotas cada hora, durante periodos de 6 y 12 horas, en recipientes de vidrio de un litro con réplica y se refrigeraron a 4°C hasta su análisis.

Manejo de las muestras

Las muestras recolectadas fueron sometidas a un proceso de filtración en filtros de membrana de celulosa de 1.5 y 0.45 micras. Posteriormente, se envasaron en termos de acero inoxidable para ser enviados al laboratorio Technologiezentrum Wasser-TZW de Karlsruhe (Alemania), donde se realizó el proceso de extracción en fase sólida y cromatografía líquida acoplado con espectrometría de masas (LC/MS-MS)

Resultados y discusión

Presencia de compuestos farmacéuticos

La Tabla 2 evidencia que de los 21 compuestos medidos, 10 estuvieron por encima del límite de detección, equivalente a un 48%. Los compuestos fueron CBZ-Diol, principal metabolito de la carbamazepina, carbamazepina, gabapentina, ácido fenofibrato, gemfibrozilo, diclofenaco, ibuprofeno, ketoprofeno, naproxeno y paracetamol.

Tabla 4. Concentración de compuestos farmacéuticos

Compuesto	Concentración por muestreo (ngL^{-1})				
	1	2	3	4	5
CBZ-Diol	910	840	430	1 100	810
Carbamazepina	140	100	60	180	180
Gabapentina	400	300	160	400	430
Lamotrigina	<50	<50	<50	<50	<50
Primidona	<50	<50	<50	<50	<50
Bezafibrato	<50	<50	<50	<50	<50
Ácido Clofibrato	<50	<50	<50	<50	<50
Etofibrato	<50	<50	<50	<50	<50
Fenofibrato	<50	<50	<50	<50	<50
Ácido Fenofibrato	190	100	82	150	100
Gemfibrozilo	4 000	5 800	6 500	4 100	3 700
Diclofenaco	240	200	110	230	140
Fenoprofeno	<50	<50	<50	<50	<50
Ibuprofeno	3 100	2 800	1 400	3 500	2 800

Indometacina	<50	<50	<50	<50	<50
Ketoprofeno	75	<50	<50	110	62
Naproxeno	4 900	4 500	2 800	7 400	9 600
Paracetamol	520	25 000	27 000	1 700	<50
Diazepam	<50	<50	<50	<50	<50
Oxazepam	<50	<50	<50	<50	<50
Pentoxifilina	<50	<50	<50	<50	<50

Se destaca la presencia de analgésicos antiinflamatorios como paracetamol, naproxeno, ibuprofeno, diclofenaco y ketoprofeno, los cuales se caracterizan principalmente por ser medicamentos de venta libre para el manejo de dolor y fiebre (INVIMA 2016), lo que facilita su adquisición y consumo por parte de la población (automedicación).

El compuesto con la concentración más elevada fue el paracetamol (hasta 27 000 ngL⁻¹), que se resalta por su carácter altamente hidrofílico (con un Log Kow de 0.46), lo que favorece su presencia en la matriz agua. Sin embargo, su presencia en el efluente de PTAR-C se puede asociar, principalmente, a su continua descarga y a que es el único medicamento prescrito para el manejo de enfermedades tropicales como zika, chikungunya y dengue. Según el informe epidemiológico del municipio de Cali entre el 2015 y primer semestre de 2016 se notificaron 33 430 casos de dengue, 2 682 de chikungunya y 13 837 de zika (Alcaldía Santiago de Cali 2015, 2016).

Otros compuestos con concentraciones elevadas en el efluente de la PTAR-C fueron el ibuprofeno y naproxeno, de hasta 3 500 y 9 600 ngL⁻¹. Estos compuestos han generado preocupación por su ocurrencia en el ambiente y su potencial impacto sobre la biota acuática. El ibuprofeno se ha encontrado responsable de alteraciones en el proceso reproductivo de peces, con inducción de vitelogenina en peces macho, menor número de crías por pareja y más huevos por cría, a una exposición de 100 ngL⁻¹ (Flippin *et al.* 2007). Kwak *et al.* (2018) evaluaron la toxicidad crónica del naproxeno en el pez medaka, cuyos resultados sugieren que este puede modular la producción de hormonas sexuales en los peces a concentraciones de 0.5 mgL⁻¹, concentración superior a la encontrada en el ambiente; sin embargo hacen énfasis en que deben realizarse mayores estudios dado que la amenaza ecológica se ha calculado a partir de información a corto plazo, catalogándolo como de riesgo medio (Verlicchi *et al.* 2012).

Es factible encontrar en el medio acuático mayor concentración de CBZ-Diol que de la carbamazepina, debido a que este es también un metabolito de la oxcarbamazepina, (Miao and Metcalfe 2003); esta situación se encontró en PTAR-C, donde la concentración del metabolito fue casi seis veces mayor que la carbamazepina. Su presencia en el medio acuático se debe a su carácter hidrofílico, incluso mayor que la

carbamazepina, lo que lo hace más soluble en el agua, además se considera una sustancia recalcitrante y difícil de mineralizar (Zhang *et al.* 2008; Fenet *et al.* 2012).

Eliminación de compuestos farmacéuticos mediante LATAL

Una vez confirmada la presencia de los residuos de compuestos farmacéuticos en el efluente de PTAR-C se dio inicio a la implementación del reactor ecotecnológico a escala piloto LATAL. A la fecha se han realizado siete muestreos, a la entrada y salida del reactor, cuyas muestras están en proceso de análisis químico en el laboratorio TZW de Alemania. Se espera que para el evento se cuente con los resultados definitivos.

La LATAL, es un reactor poco profundo, donde las microalgas y bacterias crecen en simbiosis. Entre las primeras investigaciones encaminadas al uso de LATAL para la eliminación de compuestos farmacéuticos fue realizada por Matamoros *et al.* (2015), en la cual se evaluó el mismo reactor a escala piloto, para la eliminación de 26 compuestos presentes en un agua residual urbana. Se reportó eficiencias superiores al 90% en compuestos como cafeína, paracetamol e ibuprofeno, moderada (de 60 a 90%), en ketoprofeno y naproxeno, baja eliminación (de 40 a 60%) en diclofenaco y pobre eliminación (<40%) en carbamazepina. Adicionalmente se evidenció que las condiciones climáticas cálidas favorecen los procesos de biodegradación, fotodegradación y sorción.

El efecto del TRH fue evaluado por Hom-Díaz *et al.* (2017) usando un fotobioreactor de microalgas a escala piloto, para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales sanitarias con presencia de cinco analgésicos/antiinflamatorios (paracetamol, ibuprofeno, naproxeno, ácido salicílico y ketoprofeno). El bioreactor se operó por cuatro meses a dos TRH, 8 y 12 días y se encontraron eficiencias de eliminación de 99% en paracetamol, 98% ibuprofeno, 69% en naproxeno, 36% en ketoprofeno y 33% en ácido salicílico, siendo la biodegradación aerobia y la fotólisis los principales mecanismos de degradación.

De Wilt *et al.* (2016) evaluaron la eliminación de microcontaminantes como: ibuprofeno, diclofenaco, metoprolol, trimetoprim, paracetamol, fenoprofeno, diaveridina, dihydrocarbamazepina, trimetoprim, estrona, 17βestradiol, etinilestradiol y 17βestradiol-d3 en un sistema de tratamiento algal, alimentado por dos fuentes separadas de aguas residuales, en reactores batch a escala piloto. Encontraron que los principales mecanismos de degradación de los microcontaminantes fueron la biodegradación y la fotólisis con eficiencias de 60-100% para diclofenaco, ibuprofeno, paracetamol y metoprolol y baja eficiencia de eliminación en

carbamazepina y trimetoprim, la cual no excedió el 30 y 60%, respectivamente.

De acuerdo a lo reportado en la literatura la LATAL es una alternativa viable como tratamiento secundario para mejorar la calidad del efluente de la PTAR-C, puesto que actúa bajo mecanismos de degradación abióticos y bióticos, siendo este último el que ha reportado mejores resultados en la eliminación de estos microcontaminantes. En el caso de analgésicos y antiinflamatorios, Koumaki *et al.* (2017) encontró que la biodegradación presentó mejores resultados bajo condiciones aerobias que anaerobias, lo que significa una ventaja para la ecotecnología LATAL, pues la fotosíntesis favorece las condiciones aerobias.

Conclusiones

Se evidenció la presencia de compuestos farmacéuticos en el efluente de la PTAR-C, lo que se asocia al consumo de estos medicamentos por parte de la población caleña, especialmente de los analgésicos antiinflamatorios que se caracterizan por ser de venta libre y además que dicho sistema no reduce significativamente estos compuestos creando condiciones de amenaza ambiental sobre el cuerpo receptor y potenciales daños a la salud de la población. Por tanto, como una estrategia ecológica de bajo costo, reducción de la amenaza, mejoramiento de la calidad del agua residual tratada y de prevención ante los potenciales impactos sobre la biota acuática, se planteó evaluar a escala piloto una laguna algal de alta tasa, que de acuerdo a la literatura, presenta buenas eficiencias de eliminación para varios de los compuestos estudiados y tiene una operación óptima en condiciones del trópico, por lo que se espera obtener buenos resultados y poder mostrar una alternativa viable para el manejo de estos compuestos.

Bibliografía

- Alcaldía Santiago de Cali (2015). Informe epidemiológico consolidado año 2015.
- Alcaldía Santiago de Cali (2016). Boletín epidemiológico No 8 semana epidemiológica No 30.
- Carballa, M., Omil, F. and Lema, J.M. (2005) 'Removal of cosmetic ingredients and pharmaceuticals in sewage primary treatment', *Water Research*, 39(19), 4790-4796.
- Chen, M., Ohman, K., Metcalfe, C., Ikonomou, M.G., Amatya, P.L. and Wilson, J. (2006) 'Pharmaceuticals and endocrine disruptors in wastewater treatment effluents and in the water supply system of Calgary, Alberta, Canada', *Water Quality Research Journal of Canada*, 41(4), 351-364.
- de Wilt, A., Butkovskyi, A., Tuantet, K., Leal, L.H., Fernandes, T.V., Langenhoff, A. and Zeeman, G. (2016) 'Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source separated wastewater streams', *Journal of hazardous materials*, 304, 84-92.
- Fenet, H., Mathieu, O., Mahjoub, O., Li, Z., Hillaire-Buys, D., Casellas, C. and Gomez, E. (2012) 'Carbamazepine, carbamazepine epoxide and dihydroxycarbamazepine sorption to soil and occurrence in a wastewater reuse site in Tunisia', *Chemosphere*, 88(1), 49-54.
- Flippin, J.L., Huggett, D. and Foran, C.M. (2007) 'Changes in the timing of reproduction following chronic exposure to ibuprofen in Japanese medaka, *Oryzias latipes*', *Aquatic Toxicology*, 81(1), 73-78.
- Hernando, M.D., Mezcua, M., Fernández-Alba, A.R. and Barceló, D. (2006) 'Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments', *Talanta*, 69(2), 334-342.
- Hom-Díaz, A., Jaén-Gil, A., Bello-Laserna, I., Rodríguez-Mozaz, S., Vicent, T., Barceló, D. and Blánquez, P. (2017) 'Performance of a microalgal photobioreactor treating toilet wastewater: Pharmaceutically active compound removal and biomass harvesting', *Science of The Total Environment*, 592, 1-11.
- INVIMA (2016) *Listado de medicamentos de venta libre*, available: <https://www.datos.gov.co/Salud-y-Proteccion-Social/LISTADO-DE-MEDICAMENTOS-EN-VENTA-LIBRE/xzwx-qpja/data>. [accessed 10 may 2018]
- Koumaki, E., Mamais, D. and Noutsopoulos, C. (2017) 'Environmental fate of non-steroidal anti-inflammatory drugs in river water/sediment systems', *Journal of hazardous materials*, 323, 233-241.
- Kwak, K., Ji, K., Kho, Y., Kim, P., Lee, J., Ryu, J. and Choi, K. (2018) 'Chronic toxicity and endocrine disruption of naproxen in freshwater waterfleas and fish, and steroidogenic alteration using H295R cell assay', *Chemosphere*.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Zhang, J., Liang, S. and Wang, X.C. (2014) 'A

review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment', *Science of the Total Environment*, 473, 619-641.

Matamoros, V., Gutiérrez, R., Ferrer, I., García, J. and Bayona, J.M. (2015) 'Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: a pilot-scale study', *Journal of hazardous materials*, 288, 34-42.

Miao, X.-S. and Metcalfe, C.D. (2003) 'Determination of carbamazepine and its metabolites in aqueous samples using liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry', *Analytical chemistry*, 75(15), 3731-3738.

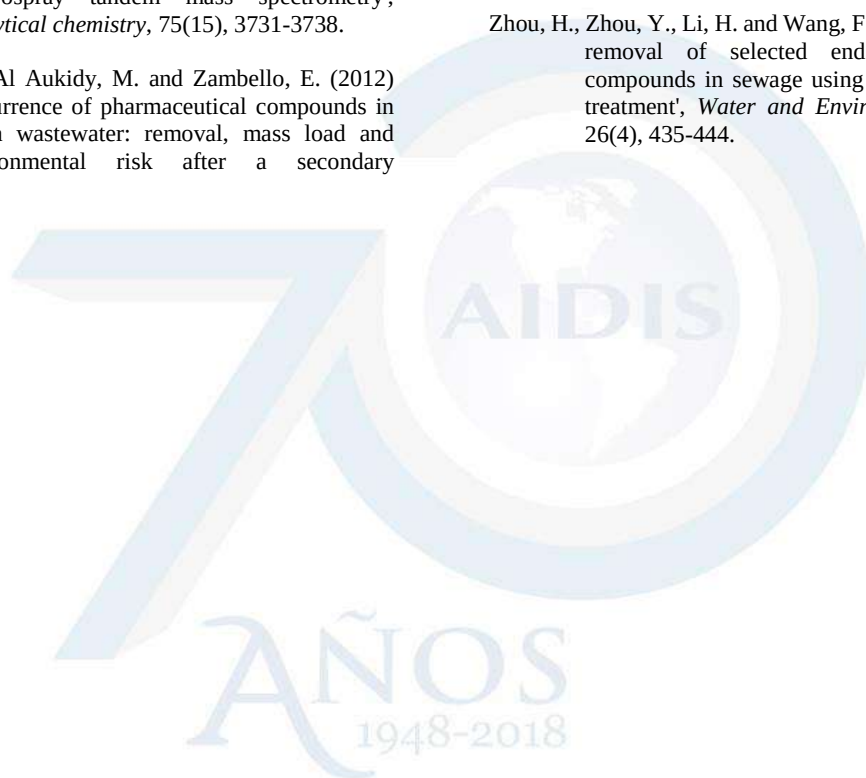
Verlicchi, P., Al Aukidy, M. and Zambello, E. (2012) 'Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary

treatment—a review', *Science of the total environment*, 429, 123-155.

Westerhoff, P., Yoon, Y., Snyder, S. and Wert, E. (2005) 'Fate of endocrine-disruptor, pharmaceutical, and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment processes', *Environmental Science & Technology*, 39(17), 6649-6663.

Zhang, Y., Geißen, S.-U. and Gal, C. (2008) 'Carbamazepine and diclofenac: removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies', *Chemosphere*, 73(8), 1151-1161.

Zhou, H., Zhou, Y., Li, H. and Wang, F. (2012) 'Fate and removal of selected endocrine-disrupting compounds in sewage using activated sludge treatment', *Water and Environment Journal*, 26(4), 435-444.



[00294] EVALUACIÓN DE UN REACTOR SBR PARA LA BIODEGRADACIÓN DEL HERBICIDA GLIFOSATO UTILIZADO EN CULTIVOS DEL ESTADO DE TABASCO

ERIKA VIVIANA MIRANDA MANDUJANO¹; METZERI MORALES
GONZÁLEZ²; ROCIO DEL CARMEN ANTONIO CRUZ³; DIANA KARINA DIAZ
DE ANDA⁴

Universidad Autónoma De Guadalajara Campus Tabasco^{1,2}; Instituto Tecnológico De Villahermosa³;
Universidad Politécnica Del Estado De Morelos⁴

evmirandam@uagtabasco.edu.mx¹; metzerimg@uagtabasco.edu.mx²;
rzavaletab@uagtabasco.edu.mx³; ddiaz@upemor.edu.mx⁴

ABSTRACT

Glyphosate herbicide, is a recalcitrant xenobiotic compound. It can be found in surface and ground waters by direct use or by runoff or leaching from terrestrial applications. In order to be degraded, it needs advance technology for its treatment. The objective of this work was to evaluate the biodegradation of glyphosate by means of discontinuous sequencing reactor (SBR) of 10.2 L packed with tezontle. 2 L of activated sludge of a wastewater treatment plant was used as inoculum. To quantify the concentration of glyphosate was necessary to perform a derivatization. The reactor operated during 8 cycles, the acclimatization was reached in cycle 3. The operation concentrations were 5, 10 y 15 mg/L of glyphosate and dextrose as substrate in every cycle. The reaction time diminished of 72 to 48 h when the biomass became acclimated. The efficiency of degradation of glyphosate was of 85%.

PALABRAS CLAVE

SBR, glifosato, herbicida, AMPA.

INTRODUCCIÓN

De acuerdo al Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, en el año 2015, conforme al valor de producción (miles de pesos), los tres principales cultivos

en el estado de Tabasco fueron el plátano en primer lugar con 2,074,432.01, cacao con 711,502.07, dejando al maíz en tercer puesto con 529,764.94 (SIAP, 2015). La agricultura es una actividad económica que se ve afectada principalmente por la presencia de plagas, por lo cual, para poder contrarrestarlas se recurre al uso de plaguicidas y/o herbicidas, conllevando al uso y empleo desmesurado de estos productos para su erradicación.

Muchos estudios de calidad del agua han mostrado que la clase de contaminante químico más importante en los sistemas de agua son los pesticidas, hidrocarburos y metales (Díaz *et. al.*, 2007). Por lo anterior, la vida acuática se ve afectada, la acumulación de los plaguicidas en los organismos, resulta en la biomagnificación que afecta a los organismos de los niveles tróficos altos, como el humano. Disminuyen la concentración de oxígeno en el agua lo que causa hipoxia y necrosis al cambiar el metabolismo de los peces (Alatorre *et al.*, 2016). Factores como sus propiedades físicas y químicas, el clima, las condiciones geomorfológicas de los suelos y las condiciones hidrogeológicas y meteorológicas de las zonas, definen la ruta que siguen en el ambiente (Rodríguez *et al.*, 2015)

Los efectos de los plaguicidas sobre las distintas formas de vida pueden llegar a ser tan dañinos que ocasionan la muerte de la especie. Una de las principales formas de aplicación de estos productos es de forma directa por medio de aspersión en los cultivos agrícolas. Los

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

plaguicidas se dispersan en el ambiente y se convierten en contaminantes para los sistemas biótico y abiótico amenazando su estabilidad y representando un peligro de salud pública (Rodríguez *et al.*, 2015). En el agua están presentes debido a las infiltraciones causadas por lixiviados generados por la contaminación del suelo, llegando a cuerpos superficiales y mantos acuíferos.

En particular, el herbicida glifosato ((N-fosfonometil) glicina) se encuentra entre los plaguicidas más intensivos utilizados en el mundo con 1,35 millones de toneladas anuales (Foeurope.org, 2013).

El glifosato es un herbicida no selectivo, organofosforado de post-emergencia de amplio espectro utilizado para controlar pastos y malezas de hoja ancha (Cerdeira and Duke, 2006), este herbicida tiende a absorber minerales a través de su grupo fosfato y experimentar biodegradación (Borggaard and Gimsing, 2008).

Se conoce que el principal metabolito del glifosato es el ácido amino metil fosfónico o AMPA (Figura 1) utilizando una variedad de cepas bacterianas del suelo, agua o lodos activados, pero solo una pequeña cantidad de AMPA se degrada a otros metabolitos (McAuliffe *et al.*, 1990). El glifosato y el AMPA, son a menudo detectados en la superficie del agua, así como, las aguas subterráneas (Aparicio *et al.*, 2013; Lupi *et al.*, 2015; Peruzzo *et al.*, 2008; Van Stempvoort *et al.*, 2014).

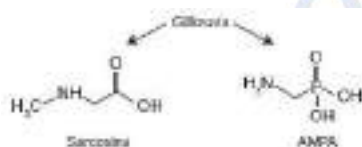


Figura 1. Estructura del glifosato y su principal metabolito ácido amino metil fosfónico (AMPA)

La OMS (Organización Mundial de la Salud) ha establecido la concentración recomendada de glifosato solo o en combinación con AMPA de 0.9 mg/L para agua potable (WHO, 2005) y Environment Canadá también estableció un límite de 0.8 mg/L de glifosato para la protección de la vida acuática (Environment Canada, 2012). La EPA encontró 1 mg/L como un nivel seguro de concentración de glifosato en el agua potable (EPA,

2006). Por lo anterior es importante contrarrestar y de ser posible erradicar la presencia del glifosato en el agua.

Varios países, incluidos los Estados Unidos, Canadá y Brasil, han registrado algunos efectos negativos en la salud humana y animal debido a la contaminación por glifosato en el agua (Battaglin, Meyer, Kuivila and Dietze, 2014; Neto y De Andrade, 2009; Xie, Liu and Xu, 2010; Tzaskos, Marcovicz, Dias and Rosso, 2012; Carneiro *et al.*, 2015).

En el caso del glifosato su existencia en el medio ambiente acuático requiere el desarrollo de métodos para su eliminación del agua. A menudo, métodos convencionales utilizados en plantas de tratamiento, tales como fisicoquímicos, biológicos no son muy eficientes para eliminar herbicidas (Cerdeira and Duke, 2006; Kier and Kirkland, 2013). Los reactores discontinuos secuenciales (SBR), de acuerdo a la literatura han sido utilizados para el tratamiento de compuestos xenobióticos recalcitrantes, su configuración es similar a un proceso de lodos activados, con la diferencia que la aeración, sedimentación y clarificación se llevan a cabo en un solo reactor. El proceso del SBR posee la habilidad única de extender y reducir la fase de reacción o el manejo del influente intermitente (Kulkarni, 2012). Por lo anterior en este trabajo se utilizó un sistema SBR para la biodegradación del glifosato.

OBJETIVO

Evaluar la máxima biodegradación del herbicida glifosato utilizado un reactor SBR a nivel piloto.

METODOLOGÍA

SISTEMA EXPERIMENTAL

El sistema constó de un reactor SBR de acrílico con tapa desmontable y con doble pared a través de la cual recircula agua a una temperatura constante, ayudando a los microorganismos a tener óptimas condiciones (Figura 2). El reactor tiene un volumen total de 10.2 L y un volumen útil de 5.14 L. La tapa superior cuenta con 3 orificios para introducir electrodos para monitorear pH, temperatura, oxígeno disuelto y potencial de óxido reducción (ORP). La carga y descarga del sistema se realizó de manera manual. El suministro de aire fue

difundido desde el fondo del reactor a través de dos difusores porosos con ayuda de una bomba de aireación. La temperatura se controló a 30 ± 2 °C con una bomba de recirculación y calentamiento. El medio de soporte utilizado fue tezontle, el cual es una roca de origen volcánico, de textura muy porosa producida naturalmente por erupciones volcánicas. El reactor fue empacado con rocas de un tamaño de 1.5 a 2.5 cm de diámetro aproximadamente. Las rocas fueron sometidas a un proceso de esterilización con el fin de que estuvieran desinfectadas antes de ser colocadas dentro del reactor.



Figura 2. Reactor SBR empleado para el tratamiento del glifosato.

El reactor se inoculó con 2 L de lodos activados con una concentración de 3233 mg/L SST, provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en Villahermosa, Tabasco. El lodo fue sometido a un periodo de aclimatación para que los microorganismos se adaptaran al glifosato a través del método de eficiencias fijas de biodegradación (Melgoza *et. al.*, 2000). Se utilizó agua residual sintética constituida por medio mineral nutriente (25.5 mg KH_2PO_4 , 65.25 mg K_2HPO_4 , 100.2 mg $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 22.5 mg $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 32.4 mg $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0.25 mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (Melgoza and Miranda, 2008), y concentraciones de glifosato de 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 y 40 mg/L, utilizando como fuente de carbono Dextrosa, en una concentración de 200mg/L.

MÉTODOS ANALÍTICOS

Para el monitoreo del sistema se determinó: pH, OD (mg/L), Temperatura (°C), DQO (mg/L), Color (Pt-Co) (APHA, 2005) y Sólidos Suspendidos Totales y Sólidos Suspendidos Volátiles por métodos gravimétricos de acuerdo a métodos estandarizados. La evolución de las reacciones químicas y biológicas que ocurrieron en el

reactor se siguieron a través de cinéticas de degradación.

CUANTIFICACIÓN DE GLIFOSATO

Para la cuantificación de glifosato se adaptó la técnica de (Bhaskara and Nagaraja, 2006) utilizando un espectrofotómetro de la marca Genesys 20. Aunado a ello se calculó la tasa específica de degradación, tasa volumétrica de eliminación de sustrato, eficiencia de degradación, carga orgánica aplicada y eliminada. Los análisis se realizaron al inicio y final de cada ciclo de operación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

DERIVATIZACIÓN DE GLIFOSATO PARA SU CUANTIFICACIÓN

El glifosato es un compuesto de difícil detección, por lo cual fue necesario realizar una derivatización para su determinación, para ello se modificó la técnica de cuantificación de (Bhaskara and Nagaraja, 2006) utilizando molibdato de sodio al 5% m/v y ninhidrina al 5% m/v aforado con alcohol etílico. Para la cuantificación se realizó una curva de calibración utilizando una solución madre de 100 mg/L. Se prepararon 8 alícuotas utilizando un volumen de 6 mL, en concentraciones de 5 a 40 mg/L, a cada una de ellas se adicionó 1 mL de solución de molibdato de sodio y 1 mL de ninhidrina. Las muestras fueron sometidas a una temperatura controlada de 100°C durante 5 minutos. Transcurrido el tiempo se dejaron enfriar a temperatura ambiente para su posterior lectura en el espectrofotómetro a 570 nm (Figura 3).

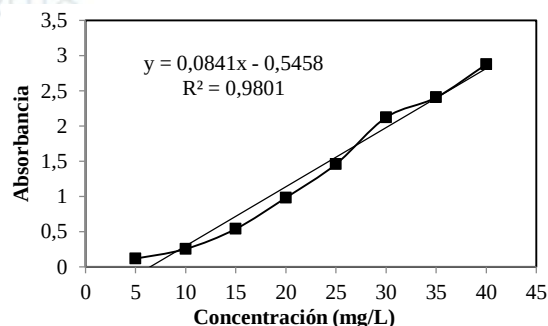


Figura 3. Curva de calibración para cuantificación de glifosato, técnica modificada de Bhaskara and Nagaraja, 2006

OPERACIÓN DEL REACTOR

El reactor operó 8 ciclos, la aclimatación del sistema al compuesto en estudio se logró en el ciclo 3, en estos ciclos el reactor fue alimentado con agua sintética utilizando dextrosa como sustrato. Una vez aclimatado el reactor fue alimentado con glifosato en concentraciones de 5, 10 y 15 mg/L. Durante el acondicionamiento del sistema los tiempos de reacción disminuyeron de 72 a 48 horas.

En este estudio, se utilizó la estrategia de eficiencias fijas, la cual permitió a los microorganismos la adaptación a la degradación del glifosato como mínimo en un 85%. Como puede observarse el reactor fue capaz de soportar incrementos de concentración con eficiencias de remoción constantes del orden del 85% (Figura 4). Las concentraciones fueron en aumento una vez que se obtuvieron al menos 2 ciclos operados con el mismo porcentaje de remoción.

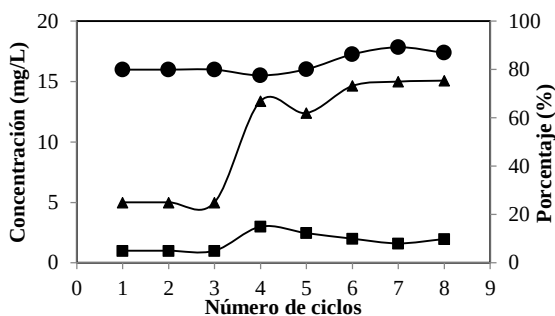


Figura 4. Evolución de la biodegradación del glifosato;
▲ Inicio de ciclo; ■ Fin de ciclo; ● Eficiencia

El pH se mantuvo en valores promedio de 7 unidades. Los valores de ORP estuvieron en el orden de 269 mV. Como carga orgánica se midió DQO, obteniendo un 90% de remoción en promedio.

De acuerdo a la literatura se ha reportado que bajo condiciones oxidativas el glifosato genera como subproducto al AMPA. Para corroborar la biotransformación del glifosato (absorbancia máxima de 570 nm) al subproducto correspondiente, se realizaron análisis espectrales durante los ciclos operados. En la Figura 5 se presenta el espectro del ciclo 7 con una concentración inicial de 15 mg/L observando que al transcurrir 48 horas de reacción se logra ver una disminución de la curva característica del compuesto (570 nm) logrando un 90% de remoción, sin embargo, no se logró visualizar otro pico diferente, esto debido a que la longitud de onda en la cual absorbe el AMPA es muy similar, para dar seguimiento a este estudio se realizarán pruebas de cromatografía de líquidos de alta precisión.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

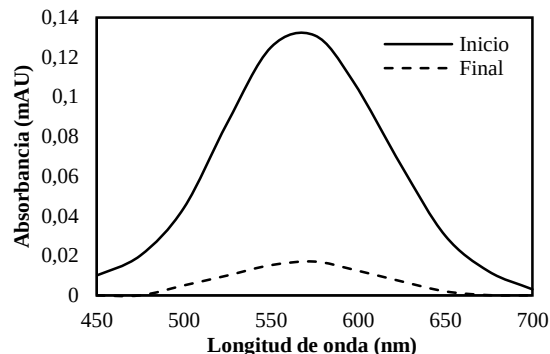


Figura 5. Espectro UV- VIS del ciclo 7 concentración de 15 mg/L

CONCLUSIONES

Se logró la remoción del herbicida glifosato en un reactor discontinuo secuencial a nivel piloto operado en condiciones aerobias. La aclimatación de la biomasa se alcanzó después de 12 días en el ciclo 3 a concentración de 5 mg/L. La concentración se incrementó hasta 15 mg/L. El tiempo de retención hidráulica se redujo de 72 a 48 h. La eficiencia de remoción del glifosato fue del 85%. El proceso secuenciado aerobio en el reactor ha mostrado ser una alternativa efectiva para el tratamiento del herbicida glifosato y puede ser una buena opción para el tratamiento de aguas superficiales que contengan este compuesto. El reactor se seguirá operando hasta llegar a la mineralización de al menos el 90% de 40mg/L del compuesto.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alatorre, R., Gallága, J., Conde, P. and Rosales, J. (2016), *Catálogo de Plaguicidas de Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios*. México.
- Aparicio, V.C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P. and Costa, J.L. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, **93**, 1866-1873.
- APHA. (2005). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21thed. American Public Health Association/ American Water Works Association/ Water Environment Federation, Washington D. C. U.S.A.
- Battaglin, W.A., Meyer, M.T., Kuivila, K.M. and Dietze, J.E. (2014). Glyphosate and Its Degradation Product Ampa Occur Frequently and Widely in Us

- Soils, Surface Water, Groundwater, and Precipitation. *Journal of the American Water Resources Association*, **50** (2), 275-290.
- Bhaskara, B.L., and Nagaraja, P. (2006). Direct Sensitive Spectrophotometric Determination of Glyphosate by Using Ninhydrin as a Chromogenic Reagent in Formulations and Environmental Water Samples, In: *Helvetica Chimica Acta*, Wiley-VCH Verlag, pp. 2686-2693.
 - Borggaard, O.K. and Gimsing, A.L. (2008). Fate og glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Manag. Science*, **64**, 441-456.
 - Carneiro, R.T., Taketa, T.B., Gomes Neto, R.J., Oliveira, J.L., Campos, E.V., de Moraes, M.A., da Silva, C.M., Beppu, M.M. and Fraceto, L.F. (2015). Removal of glyphosate herbicide from water using biopolymer membranes. *Journal of environmental management*, **151**, 353-60.
 - Cerdeira, A.L. and Duke, S.O. (2006). The current status and environmental impacts of glyphosate-resistant crops: a review. *Journal Environmental Quality*, **35**(5), 1633-1658.
 - Diaz, E.D.A., Velasco, M.C.V., Pérez, F.R., López, C.A.R and Ibarreta, I.I. (2007). Utilización de adsorbentes basados en quitosana y alginato sódico para la eliminación de iones metálicos: Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cr^{3+} y Co^{2+} . *Revista Iberoamericana de Polímeros*, **8** (1), 20-37.
 - Environmental Protection Agency (EPA) (2006). *Technical Factsheet on: GLYPHOSATE*. U.S.
 - Environment Canada (2012). *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*, National Guidelines and Standards Office, Gatineau, QC.
 - Foeurope.org. (2013). *Introducing Glyphosate, the world's biggest selling herbicide*, Friends of the Earth Europe, Brussels, Belgium.
 - Kier, L.D. and Kirkland, D.J. (2013). Review of genotoxicity studies of glyphosate and glyphosate-based formulations. *Critical Review Toxicology*, **43**(4), 283-315.
 - Kulkarni P.M. (2012). Effect of shock and mixed loading on the performance of SND based sequencing batch reactor (SBR) degrading nitrophenols. *Water Resources research*, **46**(7), 2405-2414.
 - Lupi, L., Miglioranza, K.S.B., Aparicio, V.C., Marino, D., Bednar, F. and Wunderlin, D.A. (2015). Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. *Science Total Environmental*. **536**, 687-694.
 - McAuliffe K.S., Hallas L.E. and Kulpa C. F. (1990) Glyphosate degradation by *Agrobacterium radiobacter* isolated from activated sludge. *Journal of Industrial Microbiology*, **6**, 219-221.
 - Melgoza A.R.M. and Miranda M.E.V. (2008). Tratamiento del 2,4-DNF mediante un biofiltro discontinuo secuenciado anaerobio/aerobio a nivel piloto. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, **4** (2), 291-299.
 - Melgoza R. M., Juárez B. L. and Buitrón G. (2000). Estrategias de arranque de un biofiltro SBR anaerobio/aerobio para la mineralización de nitrofenoles. In: *Memorias XII Congreso Nacional FEMISCA*, Morelia, Michoacán, México pp. 540-547.
 - Neto, S.A. and De Andrade, A.R. (2009). Electrochemical degradation of glyphosate formulations at DSA anodes in chloride medium: an AOX formation study. *Journal of Applied Electrochemistry*, **39**, 1863-1870.
 - Peruzzo, P.J., Porta, A.A. and Ronco, A.E. (2008). Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic región of Argentina. *Environmental Pollution*, **156**, 61-66.
 - Rodríguez M.P.A., Suárez T.S. and Palacio E. D. (2015). Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, **52** (3), 372-387
 - Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2015). Anuario Estadístico de la Producción Agrícola. http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola_siap_gb/icultivo/index.jsp (accessed 01 October 2017)
 - Tzaskos, D.F., Marcovicz, C., Dias, N.M.P. and Rosso, N.D. (2012). Development of sampling for quantification of glyphosate in natural waters. *Ciência e Agrotecnologia*, **36**(4), 399-405.
 - Van Stempvoort, D., Roy, J., Brown, S. and Bickerton, G. (2014). Residues of the herbicide glyphosate in riparian groundwater in urban catchments. *Chemosphere*, **95**, 455-463.
 - WHO. (2005) *Glyphosate and AMPA in drinking-water*. Report WHO, Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, Geneva.
 - Xie, M., Liu, Z. and Xu, Y. (2010), Removal of glyphosate in neutralization liquor from the glycine-dimethylphosphit process by nanofiltration. *Journal of hazardous materials*, **181**(1-3), 975-80.

[00301] AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DE CEFTRIAXONA EM ÁGUA POR PERÓXIDO DE HIDROGÊNIO ASSOCIADO A RADIAÇÃO UV

**MARISTELA SILVA MARTINEZ¹; MATHEUS TORELLI MARTIN²; MANOEL
HENRIQUE GABARRA³**

Universidade de Ribeirão Preto^{1,2,3}

mmartinez@unaerp.br¹; matheus-torelli@hotmail.com²; hgabarra@gmail.com³

ABSTRACT

The monitoring of residual drugs in the environment has gained great interest in the fact that they are often found in the Sewage Treatment Plant Effluent (STPE) and natural waters, in relation to the $\mu\text{g.L}^{-1}$ and ng.L^{-1} range. Worldwide, drugs, such as antibiotics, have been found in domestic sewage, as well as in surface and subsurface waters.

Therefore, the need for ancillary treatments for the removal of these drugs has been verified, since the conventional treatments available in (STP) do not remove them.

Thus an evaluation of the methodology for a degradation of these components is great relevant. Attention has been focused on techniques that lead to the complete destruction of organic molecules such as AOP (Advanced Oxidative Processes).

This work presents the study of degradation method for the antibiotic Ceftriaxone present in water with the oxidative $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ process, using the oxidant hydrogen peroxide in association with ultraviolet radiation. A study solution containing 30 mg.L^{-1} of the antibiotic and various concentrations of the oxidant 10, 50, 70, 100 and 150 mg.L^{-1} were used for this purpose, and the study solution was recycled to ultraviolet light reactor. In the tests, the pH was monitored *in situ*, chemical

analyses of the H_2O_2 residue by spectrophotometry were made. The TOC was analyzed in Shimatzu equipment by the NPOC method in samples collected during the process. The mineralization-related assays for the 50, 70, 100 and 150 mg.L^{-1} solutions of the oxidant were substantially identical, approximately, 63%.

For 10 mg.L^{-1} the mineralization was not as effective, being only 30.2% for a contact time of 120 minutes.

Keywords: Antibiotic, Advanced Oxidation Process, $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, AOP

RESUMO

O monitoramento de fármacos residuais no meio ambiente vem ganhando grande interesse devido ao fato de muitas dessas substâncias serem frequentemente encontradas em Efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e águas naturais, em concentrações na faixa de $\mu\text{g.L}^{-1}$ e ng.L^{-1} . Em todo o mundo, fármacos, tais como os antibióticos, foram encontrados em esgotos domésticos, assim como em águas superficiais e de subsolo.

Logo, verificou-se a necessidade de tratamentos auxiliares para remoção desses fármacos, visto que os tratamentos convencionais disponíveis em ETE não removem os mesmos. Dessa forma a avaliação de metodologias para a degradação desses compostos é de grande relevância. A atenção tem sido focada em técnicas que levam à completa destruição das moléculas orgânicas como os POA (Processos Oxidativos Avançados).

Este trabalho apresenta o estudo da degradação do antibiótico Ceftriaxona presente em água através de processo oxidativo avançado $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, utilizando-se do oxidante peróxido de hidrogênio em associação com a radiação ultravioleta. Para tanto foi utilizada uma solução de estudo com 30 mg.L^{-1} do antibiótico e concentrações variadas do oxidante 10, 50, 70, 100 e 150 mg.L^{-1} , fazendo-se o reciclo da solução de estudo em reator de luz ultravioleta. Nos ensaios, foi monitorado *in situ* pH, foram feitas análises de residual de H_2O_2 por espectrofotometria e Carbono Orgânico Total (COT).

O COT foi analisado em equipamento Shimatzu pelo método NPOC em amostras coletadas durante processo.

Os ensaio mostraram que a mineralização para as concentrações de 50, 70, 100 e 150 mg.L⁻¹ do oxidante foi praticamente idêntica, aproximadamente, 63 %.

Para 10 mg.L⁻¹ a mineralização não foi tão efetiva, sendo de apenas 30,2% para um tempo de contato de 120 minutos.

Palavras-chave: Antibiótico Processo Oxidativo Avançado, H₂O₂/UV, POA

INTRODUÇÃO

Recentemente, o monitoramento de fármacos residuais no meio ambiente vem ganhando grande interesse devido ao fato de muitas dessas substâncias serem frequentemente encontradas em Efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) e águas naturais, em concentrações na faixa de µg.L⁻¹ e ng.L⁻¹.

Em todo mundo, fármacos, tais como antibióticos, hormônios, anestésicos, antilipêmicos, meios de contraste de raios-X, anti-inflamatórios entre outros, foram detectados no esgoto doméstico, em águas superficiais e de subsolo.

Após a administração, uma parte significativa dos fármacos é excretada por humanos no esgoto doméstico. Essas substâncias são desenvolvidas para que sejam persistentes, mantendo suas propriedades químicas o bastante para servir ao propósito terapêutico. Estudos demonstram que várias dessas substâncias parecem ser persistentes no meio ambiente e que não são removidas nas tecnologias aplicadas nas ETEs.

O uso desenfreado de antibióticos acarreta problemas ambientais como a contaminação dos recursos hídricos e resistência de alguns microrganismos a esses fármacos. As bactérias podem fazer, e frequentemente o fazem, mudança no seu material genético, adquirindo resistência aos fármacos. Assim, uma bactéria presente em um rio, que contenha traços de antibióticos, pode adquirir resistência a essas substâncias.

Os antibióticos β-lactâmicos são importantes agentes antibacterianos, porém sensíveis às enzimas β-lactamases, capazes de clivar o anel β-lactâmico, tornando-os inativos. O ácido clavulânico produzido por *Streptomyces clavuligerus* é um potente inibidor dessas enzimas.

A presença de fármacos em ambientes aquáticos vem se tornando cada vez mais preocupante. Vários estudos realizados em todo o mundo revelam a presença de resíduos de medicamentos em efluente de ETEs e até mesmo em água superficial (MELO et al., 2009). Este fato ocorre em função das moléculas dos medicamentos chegarem através do esgoto bruto até as ETEs onde são submetidos a tratamentos convencionais que muitas vezes não são capazes de remover por completo os fármacos residuais. Além disso, mesmo que a

concentração de alguns fármacos encontrados no meio ambiente seja baixa, a combinação deles pode ter efeitos pronunciados devido aos mecanismos de ação sinérgica. (REIS FILHO e BARRETO, 2007). Dessa forma, por mais que a concentração dos fármacos seja indetectável, poderão exercer efeitos em organismos aquáticos e plantas de modo despercebido por um determinado tempo, entretanto estes efeitos podem progredir para estágios irreversíveis, alterando a sucessão natural e ecológica (BARTHA RUBER, 2010).

As cefalosporinas pertencem ao grupo dos antibióticos β-lactâmicos, como as penicilinas. O principal núcleo deste grupo é o ácido 7-amino cefalosporânico, que é obtido a partir da cefalosporina C, produzida pelo fungo *Cephalosporium acremonium*. As cefalosporinas utilizadas para fins terapêuticos são produtos semi-sintéticos (SEVERO, DÉBORA, 2012)

A Ceftriaxona, como todas as cefalosporinas, é um antibiótico beta lactâmico. Sendo de terceira geração, tem um espectro de ação muito mais alargado para os gram negativos do que as cefalosporinas da 1.^a e 2.^a geração.

Tratando-se de um medicamento de fácil acesso à população, ao término de um tratamento, ocorre o descarte dos comprimidos que não foram utilizados, como resíduo de medicamentos, diretamente no meio ambiente por meio do lançamento direto na rede de esgotos domésticos tratados ou não. Também devem ser considerados os efluentes de indústrias farmacêuticas, efluentes rurais, a presença de fármacos no esterco animal utilizado para a adubação do solo e a disposição inadequada de fármacos após a expiração do prazo de validade (MELO et al., 2009).

Dessa forma a avaliação de metodologias para a degradação desse composto é de grande relevância. A atenção tem sido focada em técnicas que levam à completa destruição das moléculas orgânicas. As limitações das técnicas de oxidação química convencional podem ser superadas pelo desenvolvimento dos Processos Oxidativos Avançados (POAs) que utilizam fortes agentes oxidantes (O₃, H₂O₂) e/ou catalisadores (Fe, Mn, TiO₂) na presença ou ausência de uma fonte de irradiação ultravioleta. O mecanismo de destruição das moléculas orgânicas pelos POAs são baseados na formação de um poderoso e não seletivo oxidante, o radical hidroxila (•OH), que com um potencial de oxidação de 2.80V, pode oxidar uma grande variedade de compostos orgânicos (TEIXEIRA;JARDIM, 2004).

Este trabalho apresenta o estudo da degradação do antibiótico Ceftriaxona presente em água através de processo oxidativo avançado, H₂O₂/UV, utilizando-se do oxidante peróxido de hidrogênio associado à radiação ultravioleta.

OBJETIVO

Avaliar a capacidade oxidativa do H_2O_2 em associação à radiação ultravioleta para a degradação do antibiótico Ceftriaxona em meio aquoso.

Materiais e Métodos

Os estudos de degradação do antibiótico Ceftriaxona foram realizados em um sistema de fluxo contínuo composto por um reator Sibrape® de volume útil de 650 mL com lâmpada UV Philips® modelo PL-L de 95W; uma bomba peristáltica, um impelidor tipo Rushton e um reservatório com capacidade para 14 L (Figura 1).

Para os ensaios de oxidação foram utilizados 8L de solução de estudo, sendo esta preparada com água Milli-Q e o antibiótico puro, de modo que a solução tivesse uma concentração de 30 mg.L^{-1} de Ceftriaxona. Esta solução foi adicionada ao reator circular com reciclo em fotorreator UV contendo lâmpada de Hg de baixa pressão de 95 W de potência. A intensidade de radiação foi monitorada por radiômetro digital acoplado ao fotorreator.

Para os ensaios oxidativos foram aplicadas as concentrações de 10, 50, 70, 100 e 150 mg.L^{-1} de H_2O_2 com recirculação em fotorreator com dose de $62,56 \text{ W/m}^2$ de radiação.

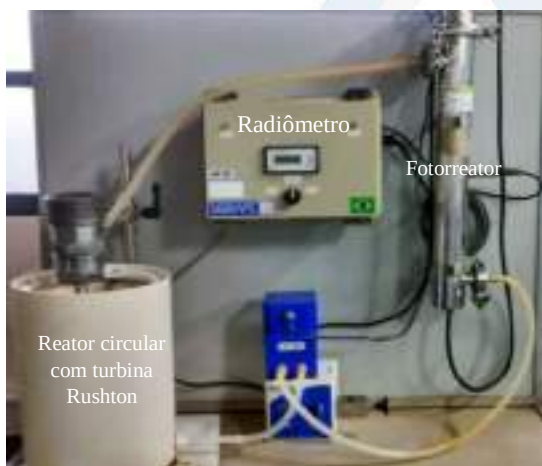


Figura 1. Imagem do sistema utilizado para realização POA H_2O_2 /UV

A solução foi mantida em agitação mecânica por 120 min, sendo o pH monitorado *in situ*, com potenciostato digital e eletrodo combinado. Coletou-se amostras em vários intervalos de tempo, destinadas às análises de

Carbono Orgânico Total (COT) e residual de peróxido de hidrogênio.

O residual de peróxido de hidrogênio foi determinado por método espectrofotométrico com oxalato de titânio em equipamento DR3900 Vis Hach. O pH foi monitorado com peagâmetro analion digital e eletrodo combinado previamente calibrado com soluções tampão pH 4 e pH 7.

O COT foi determinado em equipamento de TOC Shimadzu pelo método NPOC. Os ensaios tiveram duração de 120 minutos e amostras foram coletadas nos tempos 0; 2; 5; 10; 20; 30; 40; 50; 60; 80; 100 e 120 minutos.

Foram realizados espectros de varredura Ultravioleta Visível de 200 a 800 nm em um espectrofotômetro Varian Modelo Carry em cubeta de quartzo de 1cm de caminho óptico da solução de ceftriaxona em 3 concentrações e das soluções coletadas durante o ensaio com o POA H_2O_2 /UV.

Resultados e Discussão

A Figura 2 mostra o decaimento do COT em função do tempo de ensaio, 120 min, para as concentrações de 10, 50, 70, 100 e 150 mg.L^{-1} do oxidante.

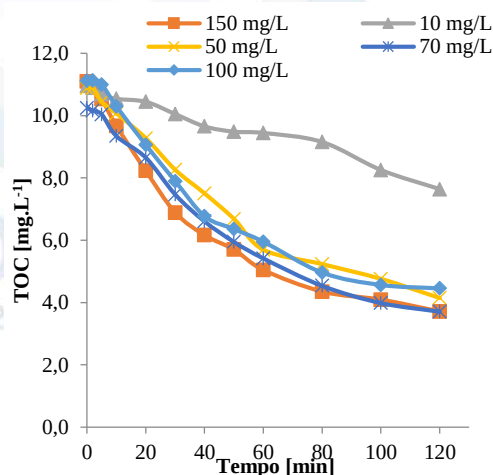


Figura 2. Concentração de Carbono Orgânico Total em função do tempo nos ensaios de oxidação H_2O_2 /UV nas diversas concentrações de oxidante

Para a concentração de 10 mg.L⁻¹ do oxidante, a mineralização do antibiótico foi de 30,2%. Já para as concentrações de 50, 70, 100 e 150 mg.L⁻¹ as mineralizações obtidas foram praticamente idênticas, sendo de 61,9%, 63,8%, 60,0% e 66,6%, respectivamente.

Esse menor grau de mineralização observado na concentração de 10 mg.L⁻¹ pode ser decorrente de que como a solução possui cerca de 10 mg/L de carbono (0,833 mmol/L), a aplicação de 10 mg/L de H₂O₂ que corresponde a 0,294 mmol/L não é capaz de produzir radical suficiente para a reação.

Para as demais concentrações a mineralização foi praticamente idêntica, evidenciando um limite de degradação para o processo empregado, H₂O₂/UV, na oxidação da molécula de Ceftriaxona.

O fato do ensaio com aplicação de maiores concentrações de H₂O₂ não refletir em aumento da mineralização da solução pode ser explicada pela reação do excesso de peróxido com o radical hidroxila, que funciona como um agente sequestrante do radical conforme equação 1..



O pH médio durante os ensaios foi de 3,55; sendo o mesmo mantido praticamente constante ao longo do tempo.

As concentrações de H₂O₂ durante os ensaios estão apresentadas na Figura 3.

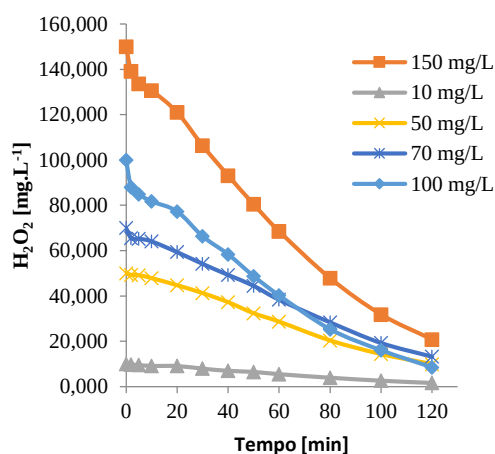


Figura 3. Concentração residual de peróxido de hidrogênio em função do tempo nos ensaios de oxidação H₂O₂/UV nas diversas concentrações de oxidante

O decaimento da concentração de H₂O₂ foi significativo nos ensaios com concentrações de 70 a 150 mg/L de peróxido de hidrogênio. No ensaio com 10 mg o decaimento foi mais lento.

Em todos os casos observa-se a presença de um residual de H₂O₂, mostrando que a formação do radical hidroxil deve ser semelhante em todos os ensaios, justificando o grau de mineralização semelhante e o efeito sequestrante do excesso de peróxido..

Na Figura 4 estão apresentas os espectros de varredura de soluções de ceftriaxona 30, 15 e 1 mg.L⁻¹

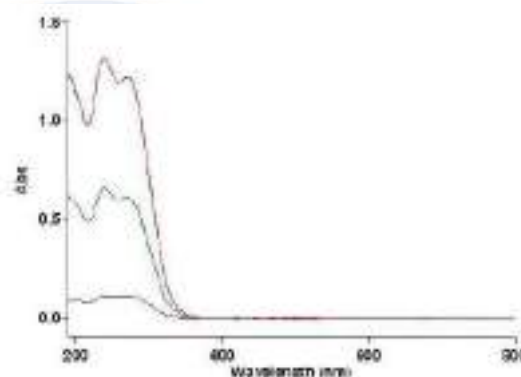


Figura 4. Perfil de Absorvidade da molécula ceftriaxona

Observa-se bandas na região UV entre 250 e 350 nm que decai com a concentração mantendo o perfil de absorvidade.

Na Figura 5 são apresentados os espectros de varredura das soluções coletadas durante o ensaio H₂O₂/UV na dosagem de 150 mg/L de peróxido de hidrogênio.

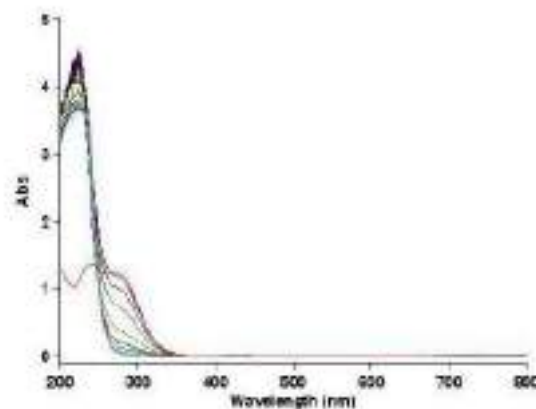


Figura 5. Espectro de varredura para o ensaio de 150 mg.L⁻¹

É evidenciado uma mudança no espectro desde os tempos iniciais. Há a diminuição gradativa das bandas na região de 300 nm e o aparecimento de uma banda em 230 nm.

Este fato indica que a molécula de ceftriaxona é degradada dando origem a outros compostos orgânicos

Agradecimento

CNPq pela Bolsa de IC concedi

CONCLUSÕES

É possível concluir que a mineralização da solução aquosa de Ceftriaxona pelo POA H_2O_2 /UV independe da concentração inicial do oxidante quando este se encontra em excesso (50, 70, 100 e 150 mg.L⁻¹), ficando em média em 63% a redução do carbono orgânico total.

Para 10 mg.L⁻¹ a mineralização foi menos efetiva ficando em 30,2%.

Os espectros de varredura apontam para a degradação da molécula de ceftriaxona e formação de subprodutos. Modelagens cinéticas serão realizadas para as reações ocorridas, assim como análises de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) e RMN 1D e 2D para elucidação de subprodutos da oxidação.

Referências

BARTHA, B.; HUBER, C. Effects of Acetominophen in Brassica juncea L. Czern.: investigation of uptake, translocation, detoxification, and the induced defense pathways. Environmental Science and Pollution Research, v.17, n.09, Nov, p.1553-1562

GOODMAN & GILMAN. As Bases Farmacológicas da Terapêutica. 11ª Ed., Editora Mc Graw Hill, p.1065-1067, 2007.

MELO, S. A. S.; TROVÓ, A. G.; BAUTITZ, I. R.; NOGUEIRA, R. F. P. **Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados.** Química Nova, 2009, v. 32, n.1, pp. 188-197. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422009000100034>, acesso em 05 de abril de 2012.

REIS FLIHO, R.W; BARREIRO J.C. **Fármacos ETEs e Corpos Hídricos.** Revista Ambi-Água, Taubaté, v.2, p.54-61, 2007.

TEIXEIRA, C. P. A. B.; JARDIM, W. de F. Processos oxidativos avançados: conceitos teóricos. **Caderno temático**, v. 3, p. 83, 2004.

[00305] DESEMPEÑO DE UN BIORREACTOR AEROBIO CON BIOMASA INMOVILIZADA Y MEMBRANA SUMERGIDA

PETIA MIJAYLOVA NACHEVA¹; JOSÉ CARLOS PESTAÑA ÁLVAREZ²

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua¹; Universidad Nacional Autónoma de México²

petiam@tlaloc.imta.mx¹; carlos_pea@live.com.mx²

Palabras Clave:

BRM, biomasa inmovilizada, tratamiento de aguas residuales.

Abstract

The performance of a pilot-scale bioreactor with immobilized biomass and submerged membrane was evaluated for the treatment of municipal wastewater. The bioreactor had a total effective volume of 0.011 m³ which was divided into two zones. The periphery zone was packed with polyurethane cubes as a support for the biomass growth. An acrylic perforated plate was installed as a barrier at the bottom of the packed zone, which allowed only the pass of water and biomass to the central filtration zone where a 300 kDa ultrafiltration hollow fiber membrane module was installed. Hydraulic residence time was maintained at 3.6 h during all the experimentation. The solid retention time was adjusted to 37 and 40 d during the experimental phase 1 and 2 respectively. The organic loads depend on the COD variation and the averages were of 0.56 and 1.58 kgCOD·m⁻³·d⁻¹ during the experimental phase 1 and 2 respectively. The COD removals were 89 ± 4% and 97 ± 2% during the first and second experimental phases respectively and the ammonia removals were 98.0% as average for both experimental phases. The biomass developed in the packed zone of the reactor reached 5.88 and 6.74 g m⁻² at the end of phase 1 and 2 respectively. The immobilized biomass had a high nitrification activity. The average extracellular polymeric substances (EPS) were 0.42 and 0.52 gEPS L⁻¹ during the first and second experimental phases respectively. This increase did not cause membrane fouling problems during the operation.

Introducción

Los biorreactores con membranas (BRM) son considerados más eficientes para la remoción de partículas, materia orgánica y micro-contaminantes comparados con los sistemas convencionales, como por

ejemplo lodos activados (García *et al.*, 2011; Kimura *et al.*, 2007; Radjenović *et al.*, 2009). En los BRM, la biomasa es la responsable de la biodegradación de los componentes orgánicos y el sistema de membranas separa físicamente los sólidos del líquido (Hoinkis *et al.*, 2012). La posibilidad del reúso de su efluente en servicio público y en procesos industriales es en lo que consiste su mayor ventaja (Zuriaga y Bes, 2010), sin embargo, la limitante para su amplia aplicación radica en cuestiones económicas (García *et al.*, 2011). El uso de la tecnología de membranas de micro y ultrafiltración permite la retención física de flóculos biológicos dentro del biorreactor, obteniéndose altas concentraciones de biomasa, lo cual permite operar con altas cargas orgánicas volumétricas (COV) (Kimura, *et al.*, 2005), pero la carga orgánica másica (COM) se mantiene relativamente baja. Además el tiempo de retención de sólidos (TRS) se puede mantener alto y esto propicia la adaptación de la biomasa a sustancias inhibitorias y la degradación de compuestos difíciles de biodegradar (Cote, *et al.*, 1997).

La posibilidad de operar los BRM en altas concentraciones de biomasa y bajas COM los hacen más compactos y efectivos en la eliminación de los contaminantes, sin embargo, la concentración de la biomasa, medida generalmente en SST o SSV no puede ser excesiva debido a la limitación en la transferencia de oxígeno, el incremento de la viscosidad del agua y del ensuciamiento de las membranas (Zuriaga y Bes, 2010). Por lo anterior el uso de materiales de empaque en el reactor para inmovilizar la biomasa es una opción viable para conservar alta cantidad de biomasa en el reactor sin provocar aumento del ensuciamiento de la membrana. Los materiales porosos sintéticos cuentan con grandes áreas específicas biodisponibles y alto porcentaje de espacios vacíos. Un área superficial grande permite alojar una mayor masa microbiana por unidad de volumen en el reactor, mientras que mayor cantidad de espacios vacíos mejoran la transferencia de masa (oxígeno y materia orgánica) a esta y disminuye su obstrucción (Wuertz *et al.*, 2003). Los cubos de

poliuretano han sido usados como soporte por su alta porosidad ($\sim 99\%$) y área superficial ($900 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$), que permite alcanzar TRS de hasta 39 días y se obtienen remociones de nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) alrededor del 99% (Mijaylova *et al.*, 2008).

La concentración de la biomasa se incrementa con el decremento de los tiempos de residencia hidráulica (TRH) y el aumento de las COM, sin embargo, la operación con TRH muy cortos tiende a producir más sustancias poliméricas extracelulares (SPE), metabolitos excretados por la biomasa, que son conocidas por agravar el problema del ensuciamiento de las membranas (Hai *et al.*, 2014). El ensuciamiento de las membranas provoca la necesidad de incrementar la frecuencia de las limpiezas químicas de las membranas y reduce su vida útil, con las repercusiones económicas y temporales que esto implica.

Objetivo

El objetivo de esta investigación fue evaluar el desempeño de un biorreactor aerobio cilíndrico con biomasa inmovilizada en la zona periférica empacada con cubos de poliuretano y con membranas sumergidas en una zona central sin empaque para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Además de la remoción de materia orgánica y nitrógeno se determinaron las concentraciones de las SPE y se correlacionaron con el aumento de la presión transmembrana (PTM) y el ensuciamiento de la membrana.

Metodología

El trabajo experimental se llevó a cabo en un reactor de geometría cilíndrica fabricado de acrílico, de un diámetro de 0.2 m (volumen efectivo de 0.011 m^3) que se compone de una zona periférica, la cual fue empacada con cubos de poliuretano como soporte para el crecimiento de la biomasa y una zona central de filtración donde fue instalado un módulo de membranas (de fibra hueca con tamaño de poro de 300 kDalton) en modalidad sumergida. El volumen efectivo de la zona empacada es de 0.005 m^3 , el diámetro del cilindro de la zona central es de 0.15 m y su volumen efectivo es de 0.006 m^3 . La profundidad total del reactor es de 0.47 m y el tirante del agua es de 0.37 m. En la parte inferior de la zona de empaque del reactor está instalada una barrera de acrílico perforada que únicamente permite el paso del agua y de la biomasa desprendida del empaque a la zona de filtración, de donde se realizarán extracciones periódicas de biomasa según del tiempo de retención de sólidos deseado. De esta manera se mantuvo una concentración de biomasa baja en la zona de filtración, disminuyendo

así el ensuciamiento de la membrana. El esquema del sistema experimental se ilustra en la figura 1.

La alimentación se realizó mediante una bomba peristáltica en la superficie de la zona periférica empacada de manera que el flujo del agua en la zona empacada es descendiente. Al llegar hasta el fondo de la zona periférica el flujo del agua ingresó a la zona central en la que se extrae mediante una boba de vacío a través de la membrana. En el fondo del reactor se instalaron 5 difusores de piedra porosa, uno ubicado en el centro y debajo del módulo de membrana con el objetivo de provocar turbulencia y disminuir así el ensuciamiento de la membrana, mientras que el resto se ubicaron en cuatro puntos debajo del empaque y suministrándose el aire mediante un compresor y conductos con reguladores de flujo. Para el retrolavado se inyectó agua del permeado en las membranas mediante una tercera bomba peristáltica en ciclos de 5 min de operación y 1 de retrolavado, así como se realizaba un enjuague de la membrana cada 15 días de operación.

Se empacó un volumen de 0.005 m^3 de cubos de poliuretano elaborados con base poliéter, lo que permite ser utilizados en aplicaciones que implican el contacto con agua, su tamaño de poro fue de 10 PPI (10 poros por pulgada). Se usaron 1153 cubos, que tienen un lado de 1.5 cm y un área específica de $900 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$. La alimentación del reactor se realizó en continuo con agua residual proveniente del municipio El Texcal, Jiutepec, Mor. El agua se llenaba en tambos desde la entrada del agua a la planta de tratamiento y se transportaba al laboratorio una vez por semana conservándola en cuarto frío y acondicionando diariamente a $20\text{-}25^\circ\text{C}$ la cantidad requerida para alimentación.

La biomasa en los cubos de poliuretano se desarrolló con anticipación, antes de su introducción al reactor con membranas, aplicando solo alimentación con agua residual en un reactor empacado aerobio. A pesar de esto la primera fase experimental después de arrancar la operación del reactor de membranas fue de aclimatación (FA). El criterio de lograr la estabilización del proceso en esta fase fue obtener remociones altas y constantes tanto de materia orgánica, como de nitrógeno amoniacal, logrando una actividad nitrificante alta, por lo cual la FA duró 40 días. Después empezó la evaluación del proceso durante otros 160 días, operando con un caudal de $3.8 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$, TRH de 3.8 h y TRS de 37-40 d. La variación de la $\text{DQO}_{\text{influyente}}$ al reactor marcó dos fases experimentales, Fase 1 (duración de 60 d) y Fase 2 (duración de 100 d), en las cuales se aplicaron diferentes cargas orgánicas.

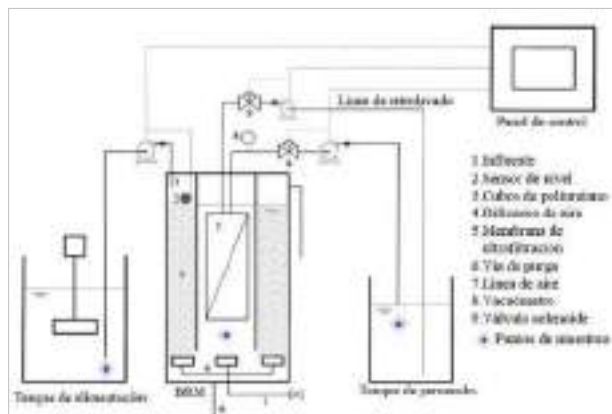


Figura 1. Esquema del sistema experimental

Se dio seguimiento al proceso mediante la determinación de los parámetros DQO, SST, $N-NH_4^+$, nitratos y SPE en el afluente, en la zona central y en el efluente del reactor. Se midieron las concentraciones de oxígeno disuelto (OD), temperatura (T), potencial redox (E^0) y pH a fin de registrar las condiciones en las que la biomasa se desempeña. Se determinó la cantidad de la biomasa en el reactor de manera indirecta mediante los parámetros de ST y SV en muestras de cubos obtenidos de diferentes puntos de la zona empacada (desprendiendo la biomasa mediante lavados de metanol en baño sónico) y el licor mezclado formado. Las técnicas utilizadas se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Técnicas analíticas utilizadas

Parámetro	Técnica
DQO	Método de tubo cerrado NMX-AA-030-1-SCFI-2012
SST, SSV	Método gravimétrico
$N-NO_3^-$	Método HACH 8192 (Cadmium Reduction)
$N-NO_2^-$	Método HACH 8507 (Diazotization)
$N-NH_4^+$	Método HACH 8038 (Nessler)
$P-PO_4^{3-}$	Método HACH 8048 (Ascorbic Acid)
SPE	Fracción de proteínas por método de Lowry Fracción de carbohidratos por Método de Somogyi-Nelson

Resultados y discusión

La concentración de la DQO_i durante la FA y la F1 fueron de 245.2 ± 111.0 y 212.2 ± 77.8 $mg \cdot L^{-1}$ respectivamente, obteniendo remociones de $87 \pm 6\%$ y $89 \pm 4\%$. La DQO_i promedio para la F2 fue de 601.1 ± 200.0 $mg \cdot L^{-1}$ con una remoción del $97 \pm 2\%$. Como se aprecia en la figura 2, la concentración de la DQO_i tuvo variaciones normales al ser un agua real, sin embargo, la $DQO_{efluente}$ se mantuvo relativamente constante, de 21.0 ± 6.0 $mg \cdot L^{-1}$ durante la F1 y de

18.8 ± 6.0 $mg \cdot L^{-1}$ durante la F2. Se indica una rápida estabilización del proceso de degradación de la materia orgánica, valores inferiores de 35 ± 9 $mg \cdot L^{-1}$ fueron alcanzados desde la primera semana de operación, lo cual se atribuye al previo desarrollo de biomasa en los cubos de poliuretano antes de introducirlos al reactor con membranas.

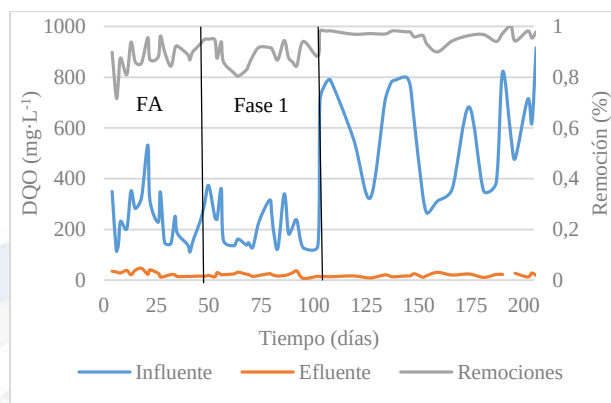


Figura 2. Seguimiento de la materia orgánica determinada como DQO.

En la figura 3 se presenta el comportamiento de la concentración del $N-NH_4^+$ en la zona central (aquellos que no se removió por la biomasa inmovilizada durante TRH en la zona de empaque) y en el permeado. Se observa que, durante el mayor tiempo de operación, las concentraciones de $N-NH_4^+$ en la zona central son similares o ligeramente mayores (en $0.1-0.5$ $mg \cdot L^{-1}$) que las determinadas en el permeado, sin embargo, en la F2 las concentraciones subieron a más de 2 $mg \cdot L^{-1}$, dicha concentración fue exitosamente removida en la zona central por la biomasa en estado suspendido. La remoción del $N-NH_4^+$ fue mayor de 94% desde la primera semana de operación del reactor y alcanzó 99% de remoción el día 21 desde el arranque. La remoción promedio del $N-NH_4^+$ fue de $98.0 \pm 1\%$ durante ambas fases. La aportación de la biomasa en estado suspendido en la zona central varió entre 6 y 32% en la mayoría de los casos, con excepción del día 95 cuando llegó a un 57% . Al aumentar la COV en la F2 (Tabla 2) la remoción del nitrógeno amoniacal no se vio afectada, sin embargo, la aportación de la biomasa en estado suspendido aumentó ligeramente.

Las concentraciones de $N-NO_3^{2-}$ determinadas en el permeado efluente del reactor fueron elevadas (de 22 $mg \cdot L^{-1}$). Dicha concentración representa una conversión exitosa del nitrógeno orgánico influente y la oxidación del $N-NH_4^+$ influente.

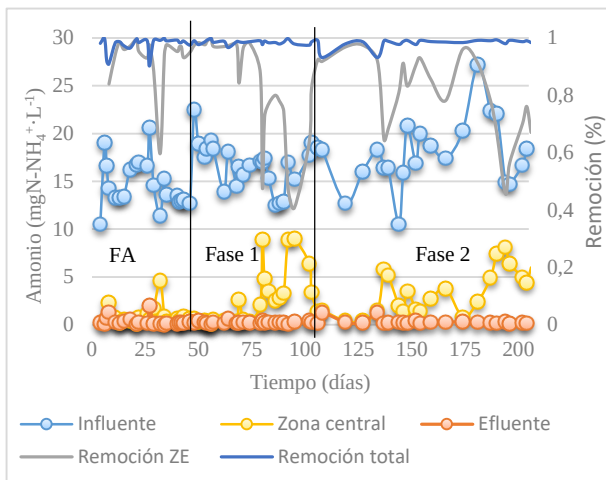


Figura 3. Seguimiento del nitrógeno amoniacal en el reactor

Tabla 2. Parámetros de operación y de respuesta durante las diferentes fases experimentales

Parámetro	Unidades	FA	Fase 1	Fase 2
COV _T	kgDQO·m ⁻³ ·d ⁻¹	0.64	0.56	1.58
COV _{ZE}	kgDQO·m ⁻³ ·d ⁻¹	1.64	1.42	4.24
COS	gDQO·m ⁻² ·d ⁻¹	1.81	1.56	4.43
COM _T	gDQO·gSSV ⁻¹ ·d ⁻¹	0.71	0.52	0.73
COM _{ZE}	gDQO·gSV ⁻¹ ·d ⁻¹	0.92	0.74	1.17
TRS	d	-	36.9	40
TRH	h	3.65	3.65	3.65
DQO _i	mg·L ⁻¹	245±111	212±78	601±200
N-NH _{4i}	mgN-NH ₄ ·L ⁻¹	14.9±2.6	16.2±2.6	17.9±3.7
Remoción DQO	%	87±6	89±4	97±2
Remoción de N-NH ₄	%	97±3	98±1	98±2
pH	-	7.6±0.4	7.5±0.2	7.2±0.3
OD	mgO ₂ ·L ⁻¹	6.4±1.3	7.1±0.9	7.0±0.6
T	°C	22±1.3	20±2.13	21±3.9
E ⁰	mV	336±13	356±114	437±42

Desde el arranque del reactor, la concentración de SST en la zona central aumentó paulatinamente, alcanzando 1 gSST·L⁻¹ a la tercera semana, manteniéndose mediante purgas durante la F1, con relación SSV·SST⁻¹~0.7. El TRS se mantuvo mediante extracciones periódicas desde la zona central, de 0.4 L·d⁻¹ para la F1 y de 0.6 L·d⁻¹ para F2. Así el TRS se calculó de 36.9 d y de 40 d para F1 y F2 respectivamente. El incremento de la purga durante F2 provocó disminución de la concentración de biomasa suspendida en la zona central, sin embargo, la biomasa inmovilizada en la zona empacada aumentó de 5.31 a 6.74 gST·L⁻¹ en F1 y F2, lo cual se atribuye al aumento de la carga orgánica en F2.

En cuanto al seguimiento del ensuciamiento de la membrana, la cuantificación de SPE en la zona central del reactor demostró un aumento del promedio de 0.42 gSPE·L⁻¹ durante F1 a 0.59 gSPE·L⁻¹ durante F2 (siendo 75-80% de proteínas en ambas fases). En el efluente del reactor se obtuvo una concentración de hasta 0.13 gSPE·L⁻¹ como carbohidratos, pero las proteínas no salieron a través de las membranas. Durante la operación de la membrana en F2, los fenómenos de colmatación provocaron el aumento de la PTM, lo cual conllevó a la necesidad de realizar enjuagues semanalmente e implementar limpieza química con una solución de NaClO al 0.5 g·L⁻¹ mensualmente. El aumento del ensuciamiento durante F2 se atribuye al incremento de la concentración de SPE en la zona central del reactor. A pesar de la necesidad de incrementar acciones de control del ensuciamiento, la membrana no presentó problemas operacionales durante F2, lo cual concuerda con lo reportado por Zuriaga y Bes (2010).

Las cargas orgánicas en el reactor se calcularon con la DQO promedio para las diferentes fases experimentales (Tabla 2). La carga orgánica superficial (COS) se calculó dividiendo la cantidad diaria de DQO entre la superficie del empaque. La COV se determinó considerando el volumen ocupado por los cubos (COV_{ZE}) y considerando el volumen total del reactor (COV_T). La COM en la zona empacada (COM_{ZE}) se calculó considerando solo la biomasa inmovilizada en los cubos y la total (COM_T) considerando las dos biomosas (la inmovilizada en los cubos y la suspendida en la zona central). Debido al incremento de la DQO en el influente la carga orgánica volumétrica y superficial aumentaron casi tres veces durante la fase F2, mientras que la COM aumentó solo 1.5 veces debido al aumento de la cantidad de biomasa en el reactor.

Conclusiones

El biorreactor aerobio cilíndrico con biomasa inmovilizada en la zona periférica empacada con cubos de poliuretano y con membranas sumergidas en una zona central sin empaque tuvo un excelente desempeño para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Con COV_T de 0.56 y 1.58 kgDQO·m⁻³·d⁻¹ y TRS de 37 y 40 d se obtuvieron remociones promedio de DQO de 92% y 90% durante las fases experimentales 1 y 2 respectivamente, siendo el promedio de la DQO_{efluente} de 20±6 mg·L⁻¹ en el efluente para ambas fases. El TRH se mantuvo constante, de 3.6 h durante todo el período experimental.

Las remociones promedio de N-NH₄⁺ obtenidas en ambas fases experimentales fueron de 98%. La mayor remoción de N-NH₄⁺ se presenta en la biomasa inmovilizada dentro de la zona periférica empacada (de

92±9% durante ambas fases), mientras que la biomasa en la zona de membranas realiza solo un proceso de pulimiento. Su aportación en la remoción varía entre 6 y 32%.

Se determinó una mayor cantidad de biomasa inmovilizada en los cubos de poliuretano durante la F2, cuando se aplicó una mayor carga orgánica. La biomasa desarrollada en el reactor presentó alta actividad nitrificante.

En cuanto al efecto de las SPE sobre el ensuciamiento de las membranas, se determinó que el aumento de la COV_T de 0.56 a 1.58 kgDQO·m⁻³·d⁻¹ provoca el incremento de las SPE en la zona central del reactor de 0.42 a 0.59 gSPE·L⁻¹, lo cual implicó el fortalecimiento de las medidas de control de ensuciamiento sin perjudicar la operación normal de las membranas.

Referencias bibliográficas

Clara, M., Kreuzinger, N., Strenn, B., *et al.* (2005) “The solids retention time—a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants”, *Water Research*, 39(1), pp. 97–106.

García, C., Gortáres, P. y Droguí, P. (2011) “Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción”, *Revista Química Viva*, 10(2), pp. 96–105.

Hai, F. I., Yamamoto, K. y Lee, C.-H. (2014) *Membrane biological reactors: theory, modeling, design, management and applications to wastewater reuse*. London: IWA Publishing.

Hoinkis, J., Deowan, S. A., Panten, V., *et al.* (2012) “Membrane bioreactor (MBR) technology a promising

approach for industrial water reuse”, *Procedia Engineering*, 33(0), pp. 234–241.

Joss, A., Keller, E., Alder, A. C., *et al.* (2005) “Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment”, *Water Research*, 39(14), pp. 3139–3152.

Kimura, K., Hara, H. y Watanabe, Y. (2007) “Elimination of selected acidic pharmaceuticals from municipal wastewater by an activated sludge system and membrane bioreactors”, *Environmental Science & Technology*, 41(10), pp. 3708–3714.

Mijaylova, P., Moeller, G., Bustos, C., *et al.* (2008) “Comparison of bioreactors with different kinds of submerged packed beds for domestic wastewater treatment”, *Water Science and Technology*, 58(1), pp. 29–36.

Moeller, G., Sandoval, L., Ramírez, A., *et al.* (2015) *Tratamiento de aguas residuales*. 2a ed. Jiutepec: ANEAS.

Radjenović, J., Petrović, M. y Barceló, D. (2009) “Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment”, *Water Research*, 43(3), pp. 831–841.

Wuertz, S., Bishop, P. y Wilderer, P. (2003) *Biofilms in wastewater treatment an interdisciplinary approach*. London: Publishing.

Zuriaga, E. y Bes, A. (2010) *Estudio de la relación entre las características químicas del licor mezcla en bioreactores de membrana y su correlación con las resistencias a la filtración*. Universidad Politécnica de Valencia.

[00307] REMOCIÓN DE DUREZA EN ALTA CONCENTRACIÓN USANDO ELECTROCOAGULACIÓN CON ELECTRODOS DE HIERRO

**PETIA MIJAYLOVA NACHEVA¹; JOSÉ CARLOS PESTAÑA ÁLVAREZ²;
EDGAR RONQUILLO ROJAS³**

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua¹; Universidad Nacional Autónoma de México^{2,3}

petiam@tlaloc.imta.mx¹; carlos_pea@live.com.mx²; edgar.ronquillo@posgrado.imta.edu3

Palabras Clave:

Electrocoagulación, agua congénita, alta dureza.

Abstract

High hardness concentrations are typical for the oil extraction and production wastewaters. The precipitation is a well-known method for hardness removal, however this technique is slow and generates large amount of sludge. Electrocoagulation has recently attracted attention as a potential technique for treating industrial effluent due to its versatility and environmental compatibility. Therefore, the objective of the present manuscript is to evaluate the potential of electrocoagulation, using Fe electrodes, for the removal of hardness at high concentrations, up to 4,200 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ and similar to the ones in the oil extraction and production wastewaters. Experimental system included power supply, acrylic reactor (1.8 L) and iron electrodes were connected to the power supply in a monopolar and parallel arrangement. The process was tested using a synthetic water, prepared simulating the composition of oil extraction and production wastewaters. Factorial and composite central experimental designs were used and the following variables were selected: current, reaction time and initial pH. ANOVA was applied and the process kinetic was evaluated. It was determined that total hardness removal of 58% can be obtained at initial pH of 6.2,

applying 13.5 A during 100 min. The time is the most important process variable, followed by the current. Total hardness removal of 95% was obtained increasing the time to 180 min, reaching total hardness lower than 200 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. The electrocoagulation process was successfully adjusted to first order model and a kinetic constant of 0.0155 min^{-1} was obtained.

Introducción

El agua es un recurso natural indispensable para el desarrollo de la vida y el acceso a agua de calidad para satisfacer las diferentes necesidades de los seres vivos es más difícil día a día. La OMS (2015) menciona que el cambio climático, el aumento de la escasez de agua, el crecimiento de la población, los cambios demográficos y la urbanización ya suponen desafíos para los sistemas de abastecimiento de agua.

El petróleo crudo contiene sales y agua emulsionada, los cuales deben ser separados y removidos antes de su refinación, lo cual se realiza mediante los procesos de desalación y deshidratación. En estos procesos se genera un efluente de agua residual, llamado agua congénita. La composición del agua congénita o de formación depende del tipo de petróleo que se extrae y procesa, así como de las técnicas de extracción empleadas (Mijaylova et al., 2007). El agua puede contener petróleo disperso, hidrocarburos livianos, metales, una amplia variedad de otros materiales orgánicos e inorgánicos y un parámetro importante a tomar en cuenta por su gran cantidad son las sales disueltas.

La dureza del agua es un parámetro esencial en el consumo de agua industrial y en la fabricación de productos de alta calidad. La dureza del agua se origina fundamentalmente por la presencia de sales de calcio y magnesio, en una menor proporción contribuyen las sales de aluminio, hierro y otros cationes bivalentes y trivalentes. El agua congénita se puede clasificar como extremadamente dura con tendencias muy fuertes de formar precipitados, depósitos e incrustaciones, por lo cual los compuestos que constituyen la dureza deben ser removidos, a este proceso se le conoce como ablandamiento.

La NOM-127-SSA1-1994 establece un límite máximo permisible de dureza de 500 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ en agua para uso y consumo humano. Sin embargo, no se han

establecido límites para otros fines de uso o reúso del agua. La industria textil requiere un agua con dureza menor a $125 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, la curtiembre de $350 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ y el agua para producción de fibras sintéticas, rollos fotográficos o colorantes debe ser menor de $17 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ y estos valores pueden servir de referencia para determinar el grado de remoción requerido en el reúso del agua.

La disposición de las aguas residuales de la producción del petróleo se puede realizar al mar, a cuerpos de agua dulce o en formaciones subterráneas. En México 86% del agua se dispone en pozos de extracción de petróleo abandonados. La inyección del agua de producción apropiadamente tratada al subsuelo se puede usar para la recuperación secundaria de los yacimientos de petróleo. Para el control de las descargas al mar o cuerpos de agua dulce en México se aplica la norma NOM-143-SEMARNAT-2003, que especifica límites máximos permisibles (LMP) para hidrocarburos y sólidos disueltos totales (SDT). Los LMP para descargas al mar son de 40 mg L^{-1} y $32,000 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente y para descargas a cuerpos de agua dulce son de 15 mg L^{-1} y 500 mg L^{-1} , respectivamente. No hay especificaciones para el caso de inyección al subsuelo ya que estas dependen de las características de las formaciones subterráneas. Por ejemplo, para formaciones areniscas con 12-15% de porosidad, experimentalmente se determinaron las siguientes recomendaciones de calidad de agua: Turbiedad $\leq 1 \text{ UNT}$, dureza total $\leq 35 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{Ca} \leq 8 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Mg} \leq 3 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Sr} < 0.5 \text{ mg L}^{-1}$, Fe y $\text{Mn} \leq 0.3 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Si} \leq 15 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Ba} \leq 0.5 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{S}^{2-} \leq 1 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{C inorgánico} \leq 47 \text{ mg L}^{-1}$ o bicarbonatos $\leq 290 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{GyA} < 10 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{carbón orgánico total} \leq 30 \text{ mg L}^{-1}$ y $\text{DQO} \leq 950 \text{ mg L}^{-1}$ (Mijaylova et al. 2008). Existen diferentes tecnologías para el ablandamiento del agua, tales como la precipitación química, ósmosis inversa, intercambio iónico, electrodiálisis, nano-filtración, destilación y evaporación; sin embargo el uso de estas tecnologías representa altos costos de operación. Recientemente, la creciente demanda de agua de alta calidad ha justificado el desarrollo de tecnologías modernas y de bajo costo para el ablandamiento de agua dura y muy dura (Malakootian, et al., 2010). Hoy en día existen una serie de tecnologías emergentes que están basadas en la electroquímica y que actualmente se presentan como alternativas que ofrecen ventajas competitivas frente a las tecnologías convencionales ganando popularidad en el tratamiento de efluentes industriales.

Desde hace tiempo se reconoce la posibilidad de precipitación y eliminación de la dureza usando dispositivos electrolíticos. La técnica electroquímica para la eliminación de incrustaciones se basa en la creación de un entorno de alto pH alrededor del cátodo

mediante reacciones de reducción de oxígeno y agua que liberan iones hidróxido. El entorno alcalino induce la precipitación de la dureza del calcio en forma de CaCO_3 y de la dureza del magnesio en forma de Mg(OH)_2 (Hasson, et al., 2008). Otra técnica basada en la tecnología electroquímica, es el proceso de electrocoagulación (EC), que se utiliza para la eliminación de iones, materias orgánicas, partículas coloidales y en suspensión, tintes, surfactantes, petróleo y metales pesados de ambientes acuosos. Además, este procedimiento tiene un potencial amplio para corregir las fallas de otros equipos de ablandamiento del agua (Malakootian, et al., 2010). En su forma más sencilla un reactor de electrocoagulación es una celda electrolítica constituida por un ánodo y un cátodo. Cuando los electrodos se conectan a una fuente de poder externa, el material del ánodo es electroquímicamente oxidado y el cátodo está sujeto a reducción. Los ánodos más utilizados en los procesos de electrocoagulación son aluminio (Al^{3+}) y hierro (Fe^{2+}). Estos liberan iones de aluminio o de hierro que se hidratan rápidamente. A continuación, suceden una serie de etapas interrelacionadas en las que se forman tanto hidróxidos insolubles del metal, sobre los que quedan retenidos los contaminantes, como hidroxicomplejos cargados, positiva o negativamente, que permiten la coagulación por neutralización de cargas (Barrera Díaz, 2014). En pruebas preliminares los electrodos de hierro presentaron la mejor eficiencia.

La EC ofrece algunas ventajas comparada con la coagulación convencional: se requieren dosis de reactivos químicos menores, se genera menor cantidad de lodos, el equipo es relativamente sencillo y la cantidad del coagulante puede ser controlado mediante el ajuste de la corriente eléctrica (Bernal-Martínez et al., 2013).

Objetivo

El objetivo de esta investigación fue evaluar la remoción de la dureza del agua en alta concentración (hasta $4,200 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ y similar al agua residual generada en la extracción y producción de petróleo) mediante electrocoagulación con electrodos de hierro.

Metodología

El sistema experimental utilizado en este estudio consistió de un reactor con volumen efectivo de 1.8 L, una fuente de poder Sorensen DLM con una corriente máxima de 15 A y un potencial de 40 V y una bomba peristáltica. Se usaron dos pares de electrodos de placas planas de hierro (cátodo-ánodo) sumergidos en el reactor con dimensiones de $10 \times 11 \times 0.3 \text{ cm}$, ubicados a una distancia de 2 cm y conectados. Los electrodos fueron conectados a la fuente de poder en un arreglo monopolar y paralelo, que consume menos energía que el arreglo en serie. La operación del reactor se realizó de manera

intermitente con recirculación continua del agua para asegurar condiciones de mezcla completa.

El trabajo experimental se llevó a cabo usando un agua sintética preparada considerando la composición del agua congénita real del proceso de desalación del petróleo reportada por Mijaylova, 2007, con una dureza total de $4,153 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, una dureza de calcio de $2,753 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ y una dureza de magnesio de $1,400 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.

Previo al planteamiento de un diseño experimental se realizó una evaluación preliminar del proceso con tres variables: intensidad de corriente, pH inicial del agua y tiempo de reacción. Con base en los resultados de las pruebas preliminares se determinaron los intervalos de variación para cada una de las variables del proceso y se procedió a la ejecución de los experimentos con base en un diseño factorial (2^k) cuyo objetivo fue determinar el efecto de las tres variables, así como sus interacciones simultáneas sobre la remoción de la dureza. Como parámetros de respuesta se determinaron las durezas de calcio y de magnesio y la dureza total, así como sus remociones que reflejan la eficiencia del proceso. Después se realizaron experimentos aplicando un diseño central compuesto para determinar las condiciones óptimas del proceso, se validó el modelo estadístico y realizando pruebas de larga duración se determinó la velocidad de remoción de la dureza total. El análisis estadístico de los resultados se realizó con la ayuda del programa estadístico Statgraphics Centurion XVI.

Resultados y discusión

Los resultados de los experimentos realizados indicaron que el mayor porcentaje de remoción se alcanzó con un tiempo de reacción de 90 minutos, un pH de 8 y una intensidad de corriente de 13 amperes, obteniendo remociones de 51.5%, 35.8% y 82.4% para la dureza total, la dureza de calcio y la dureza de magnesio, respectivamente. Al analizar los resultados del análisis estadístico ANOVA y el diagrama de Pareto (Figura 1) se observó que las variables independientes que tienen un impacto estadísticamente significativo sobre el porcentaje de remoción de dureza, en orden descendente, son: el tiempo de reacción, intensidad de corriente, la interacción entre estas variables y el pH inicial, y que el incremento de cada una de las variables permite aumentar la remoción de dureza total.

Usando la metodología de superficie de respuesta se obtuvieron las condiciones óptimas para la remoción de dureza total, dureza de calcio y dureza de magnesio. En la Figura 2 se muestra el contorno de la superficie de respuesta, donde se observa que la remoción de dureza es directamente proporcional al tiempo de reacción y la

intensidad de corriente y un incremento en estas variables aumenta el porcentaje de remoción de dureza total.

En la **Figura 1** se presentan las condiciones óptimas obtenidas a partir del análisis estadístico para cada una de las variables independientes.

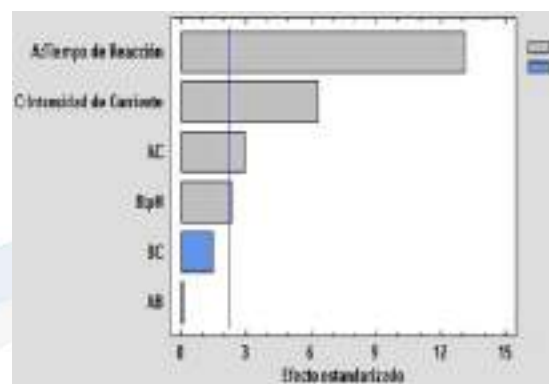


Figura 1. Diagrama de Pareto que indica el efecto estandarizado de las variables y sus interacciones sobre la remoción de la dureza total

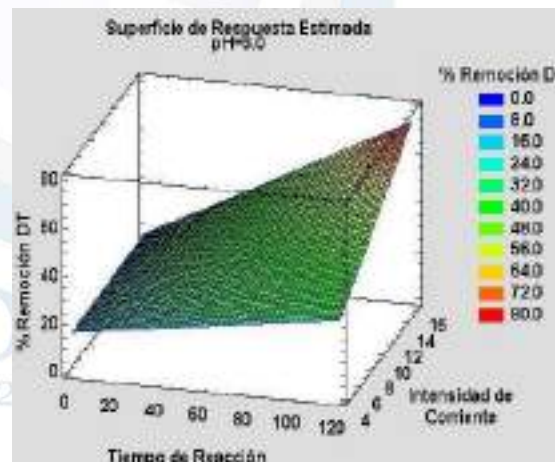


Figura 2. Superficie de respuesta para la remoción de dureza total

Tabla 1. Valores óptimos de las variables

Variable	Valores óptimos
A: Tiempo de Reacción	99.57 min
B: pH	6.24
C: Intensidad de corriente	13.46 A

En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestran los porcentajes de remoción de dureza total, dureza de calcio y dureza de magnesio que se alcanzarían a estas condiciones y con el objetivo de validar el modelo estadístico se realizaron las pruebas a condiciones óptimas cuyos resultados se ilustran en la misma tabla. Como se puede observar se alcanza un porcentaje de remoción de dureza total del 57.70%, mayor del porcentaje de remoción de dureza total estimado y en el agua tratada se tiene un decremento de $3,976.6 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ a $1,761.78 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. La remoción de dureza de magnesio fue alta, 94.11%, esto se puede atribuir a la generación de iones hidróxido en el cátodo que forman hidróxido de magnesio, un compuesto poco soluble en el agua. En cuanto a la remoción de dureza de calcio fue de 34.80 %, también dentro de los rangos estimados.

Tabla2. Remoción de dureza a condiciones óptimas

Respuesta	Predicción	Real
% Remoción DT	57.27 ± 5.22	57.70
% Remoción DCa	35.92 ± 7.88	34.80
% Remoción DMg	98.11 ± 19.35	94.11

Con el fin de evaluar el avance de la reacción en las condiciones óptimas definidas por los diseños de experimentos se realizó la cinética de remoción de dureza total tomando muestras cada 20 minutos por un tiempo de reacción de 180 minutos manteniendo una intensidad de corriente de 13.46 y un pH inicial de 6.24. En la Figura 3 se presentan los valores de dureza total ($\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) en el transcurso del tiempo. Como se puede observar, una mayor disminución de la dureza se obtiene en los primeros 60 minutos, después la tasa de reducción del valor de la dureza disminuye, sin embargo al término de los 180 min se determinó una dureza total de $172 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Esto representa una remoción de la dureza total de 95.45%.

Considerando los resultados obtenidos y que la dureza aproximada para la reinyección del agua tratada al subsuelo sin causar problemas en las formaciones es de $200 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, se observa que este valor se puede alcanzar en un tiempo de reacción de 180 minutos.

Finalmente, los resultados de la cinética se ajustaron a un modelo de primer orden con un alto coeficiente R^2 de 0.948 (Figura 4) y se determinó la constante cinética de 0.0155 min^{-1} .

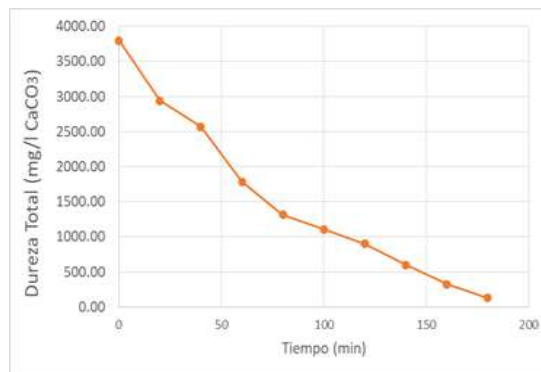


Figura 3. Seguimiento de la dureza total en condiciones óptimas de la corriente y el pH inicial

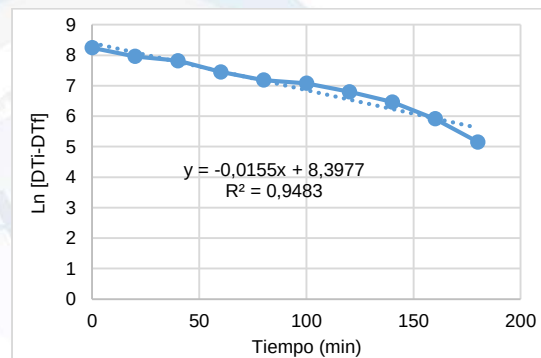


Figura 4. Remoción de la dureza total aplicando un modelo de primer orden

Conclusiones

El proceso de electrocoagulación es técnicamente viable para remover dureza total en alta concentración (hasta $4,200 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$), similar a la determinada en aguas congénitas. En un reactor con dos pares de electrodos (cátodo y ánodo) elaborados de placas de hierro, aplicando una intensidad de corriente de 13.5 A, con un pH inicial de 6.2 y en un tiempo de reacción de 100 min se pueden obtener remociones de la dureza total de 58% y remociones de la dureza de Mg y de Ca de 94% y 35%, respectivamente. El análisis estadístico de los resultados indica que los parámetros de operación (variables) que tienen un impacto estadísticamente significativo sobre el porcentaje de remoción de dureza, en orden descendente, son: el tiempo de reacción, intensidad de corriente, la interacción entre estas variables y el pH inicial, y que el incremento de cada una de las variables permite aumentar la remoción de dureza total.

El aumento del tiempo de reacción, la variable de mayor efecto, indicó que es posible alcanzar valores de dureza total menores de 200 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ con una intensidad de corriente de 13.5 A, pH de 6.2 y un tiempo de reacción de 180 minutos. La remoción de la dureza obtenida en este estudio hace competitivo el método de electrocoagulación comparado con el del ablandamiento con cal y carbonato de sodio, para ser aplicado en los trenes de tratamiento de aguas congénitas con la finalidad de su reúso en el proceso de producción de hidrocarburos o para su inyección al subsuelo en la recuperación secundaria de los yacimientos de petróleo.

La remoción de la dureza total en el proceso de electrocoagulación usando electrodos de Fe se ajusta a un modelo de primer orden con una constante cinética de 0.0155 min^{-1} .

Referencias Bibliográficas

Barrera Díaz, C. E., 2014. *Aplicaciones electroquímicas al tratamiento de aguas residuales*. México D. F.: Reverté.

Bernal-Martínez, L. A., Barrera-Díaz, C., Natividad, R. & Rodrigo, M. A. 2013. Effect of the continuous and pulse in situ iron addition onto the performance of an integrated electrochemical-ozone reactor for wastewater treatment. *Fuel* 110, 133–140.

Hasson, D. y otros, 2008. Development of the electrochemical scale removal technique for desalination applications. *Desalination*, pp. 329-342.

Hasson, D., Sidorenko, G., Semiat, R. 2010. Calcium carbonate hardness removal by a novel electrochemical seeds system. *Desalination* 34, 115-124.

Malakootian, M., Mansoorian, H. J. & Moosazadeh, M., 2010. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. *Desalination*, Issue 225, pp. 67-71.

Mijaylova Nacheva, P., Birkle, P., Ramírez Camperos, E. & Sandoval Yoal, L., 2007. Tratamiento de aguas de la desalación del petróleo para su aprovechamiento en inyección al subsuelo. *AIDIS*, 1(2), pp. 1-16.

Mijaylova P., Ramírez E. y Sandoval L. 2008. Treatment of Petroleum Production Wastewater for Reuse in Secondary Oil Recovery. *Water Science & Technology* 57 (6), 875-882.

Rena, M., Songa, Y., Xiao, S., Zeng, P. & Peng, J. 2011. Treatment of berberine hydrochloride wastewater by using pulse electrocoagulation process with Fe electrode. *Chemical Engineering Journal* 169, 84–90.

Yang, C. L. 2007. Electrochemical coagulation for oily water demulsification. *Separation and Purification Technology* 54, 388–395.

[00320] UTILIZAÇÃO DE TANQUES DE HIGIENIZAÇÃO SEGUIDOS DE LEITOS DE SECAGEM EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE PEQUENO PORTE COM PRODUÇÃO DE BIOGÁS

JULIO CEZAR RIETOW¹; LUIZ GUSTAVO WAGNER²; ANA BEATRIZ BASTOS ALVES³; GUSTAVO RAFAEL COLLERE POSSETTI⁴

UFPR¹; SANEPAR^{2,4}; INCT³;

**julio.rietow@gmail.com¹; gustavo_possetti@yahoo.com.br²; ab.bastosalves@gmail.com³;
luizgw@sanepar.com.br⁴**

RESUMO

O lodo de esgoto é um resíduo sólido oriundo do tratamento de esgotos domésticos. Sua destinação deve ser ambientalmente adequada, sanitariamente segura e economicamente viável, estando em conformidade com as legislações vigentes no Brasil. Para atender essa expectativa, o lodo deve ser submetido a um processo que promova sua higienização e sua secagem. Dentre as técnicas que podem ser utilizadas para esse fim, destaca-se a via térmica. Desse modo, o presente trabalho teve por objetivo avaliar um sistema de tratamento de lodo a partir do aproveitamento térmico do biogás. Para tanto, o sistema avaliado era composto por um tanque de higienização seguido de leito de secagem. A Estação de tratamento de esgoto (ETE) utilizada no estudo era caracterizada por possuir reatores UASB para o tratamento biológico do esgoto e por atender a uma população de 1 000 habitantes. Os resultados apontaram um potencial de aproveitamento térmico do biogás de 59 kWh.d⁻¹ e uma demanda do tanque de higienização de 26 kWh.d⁻¹, havendo ainda um excedente que poderia ser utilizado na própria ETE.

Palavras-chave: Potencial energético; Tratamento de lodo; Reator UASB.

ABSTRACT

Sewage sludge is a solid waste from domestic sewage treatment. Its destination must be environmentally adequate, sanitary, safe and economically viable, in accordance with the laws in force in Brazil. To meet this expectation, the sludge must be submitted to a process that promotes its hygiene and its drying. Among the techniques that can be used for this purpose, the thermal

path is highlighted. Thus, the present work had as objective to evaluate a system of treatment of sludge from the thermal utilization of biogas. For this, the evaluated system was composed of a hygiene tank followed by a drying bed. The sewage treatment plant (STP) used in the study was characterized by having UASB reactors for the biological treatment of sewage and for serving a population of 1 000 inhabitants. The results indicated a thermal recovery potential of the biogas of 59 kWh.d⁻¹ and a demand of the sanitation tank of 26 kWh.d⁻¹, with a surplus that could be used in the STP itself.

Key words: Potential energy; Sludge treatment; UASB reactor.

INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto é um subproduto do processo de tratamento de esgoto doméstico. Trata-se de um resíduo sólido rico em matéria orgânica e em nutrientes, porém concentrador de microrganismos patogênicos (ANDREOLI et al. 2014). Além disso, o lodo possui água em sua composição. A disposição sanitária e ambientalmente segura desse material exige que os microrganismos patogênicos presentes em sua composição sejam eliminados ou significativamente reduzidos por meio de um processo de higienização (POSSETTI et al., 2012).

O lodo também deve passar por uma etapa de desaguamento, de modo a reduzir o volume e, consequentemente, os custos de transporte, permitindo, assim, que haja viabilidade econômica para o seu uso. O desaguamento consiste na redução do teor de umidade do lodo e, por conseguinte, na elevação da concentração de sólidos totais (BORGES et al., 2009). O destino final ambientalmente adequado do lodo de esgoto é um fator

fundamental para o sucesso de um sistema de saneamento. (ANDREOLI et al. 2014).

Segundo Borges et al. (2009) as agências ambientais têm incentivado o uso agrícola do lodo, desde que apresente características adequadas a esta finalidade (CONAMA 375/2006). De acordo com Bittencourt et al. (2009), a Tratando-se do processo de higienização, diversos processos encontrados na literatura são capazes de remover os microrganismos patogênicos, sendo tais processos pautados, principalmente, em variações de temperatura, pH e de radiação (POSSETTI et al. 2012). No Estado do Paraná-Brasil, é muito comum a prática do processo de estabilização alcalina prolongada, o qual consiste na adição de cal e armazenamento mínimo de 30 dias do lodo, período em que o pH é mantido acima de 12 (BITTENCOURT et al., 2009). Entretanto, tal prática demanda da aquisição de produtos químicos e do revolvimento do lodo até o alcance do pH necessário para a higienização do material.

Isto posto, a higienização por via térmica se mostra amplamente promissora para uso das companhias de saneamento, pois é capaz de promover a destruição dos organismos patogênicos e ainda reduzir, mesmo que minimamente, o teor de umidade presente no lodo (DAVID, 2002; POSSETTI et al., 2012). Porém, um fator de grande importância para a higienização térmica é a fonte de energia para a geração de calor. Uma alternativa é o aproveitamento do biogás, pois se trata de uma fonte renovável e disponível na própria ETE. O biogás gerado em processos anaeróbios de tratamento de esgoto é composto majoritariamente por metano, nitrogênio e gás carbônico (LOBATO, 2011). O gás metano é caracterizado por ser um composto inflamável e com poder calorífico da ordem de 8 500 kcal/m³.

A utilização do biogás para higienização de lodos de esgotos já foi amplamente reportada na literatura, sendo que os resultados demonstraram a viabilidade do processo de higienização do lodo por meio do aproveitamento térmico oriundo da queima do biogás. Constata-se, então, que essa alternativa pode ser atrativa para ETEs de pequeno e médio porte (POSSETTI et al., 2012).

OBJETIVOS

Dentro desse contexto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a viabilidade do aproveitamento térmico do biogás em uma ETE contendo um tanque de higienização seguido de leitos de secagem.

utilização do lodo na agricultura proporciona melhoria ao solo, aumento de produtividade dos cultivos e redução nos custos de produção. Andreoli et al. (2014) comentam que a reciclagem agrícola é a alternativa mais utilizada no mundo, juntamente com a recuperação de áreas degradadas, pastagens e silvicultura.

METODOLOGIA

As estimativas aqui realizadas foram realizadas por meio de *softwares*, balanços de massa e balanços energéticos. Na Figura 1 é apresentado o fluxograma do aproveitamento térmico do biogás, produzido em reator UASB, para aquecimento do lodo dentro do tanque de higienização. Após essa etapa, o lodo é então colocado em leitos de secagem para redução do teor de umidade presente no material. Para fins de cálculos, foi utilizada uma ETE hipotética de pequeno porte com capacidade de atendimento a uma população de 1 000 habitantes.



Figura 1. Representação esquemática do aproveitamento térmico do biogás no tanque de higienização seguido de leitos de secagem.

Estimativa da vazão de esgoto (Q_{esg}) e de lodo (Q_{lodo}) na ETE

Para a estimativa da vazão de esgoto, foram utilizados os dados de população (P), contribuição per capita de esgoto (QPC), coeficiente de infiltração de água na rede coletora (C_{inf}) e o comprimento per capita da rede coletora de esgoto (D_{esg}), conforme apresentado na Equação 1:

$$Q_{esg} = [P \times QPC] \times [P \times D_{esg} \times C_{inf}]$$

Equação 1

A partir do cálculo da vazão de esgoto, pode-se então estimar a concentração da demanda química de oxigênio (DQO), presente no esgoto a ser tratado, a carga de matéria orgânica aplicada ($CO_{aplicada}$) no reator UASB e a contribuição per capita de DQO (P_{DQO}), conforme destacado nas Equações 2 e 3:

$$DQO = [P \times P_{DQO}] \div Q_{esg} \quad \text{Equação 2}$$

$$CO_{aplicada} = Q_{esg} \times DQO \quad \text{Equação 3}$$

Para a realização da estimativa da produção de lodo no sistema (Equações 4 e 5), foram utilizados os dados de produção de sólidos suspensos totais (SST) no reator ($P_{sól}$), produção de sólidos a partir da DQO aplicada ($P_{sól\_DQOaplicada}$), a concentração de sólidos totais (ST) no lodo produzido (C_{lodo}) e a massa específica do lodo (γ).

$$P_{sól} = CO_{aplicada} \times P_{sól\_DQOaplicada} \quad \text{Equação 4}$$

$$Q_{lodo} = P_{sól} \div [C_{lodo} \times \gamma]$$

Equação 5

Os valores dos dados utilizados no presente trabalho, para a realização das estimativas de vazão de esgoto e de lodo, estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Valores empregados para a realização das estimativas de vazão de esgoto e lodo.

Variável	Unidade	Valor
QPC^*	L.hab ⁻¹ .d ⁻¹	165
D_{esg}^*	m.hab ⁻¹	1.5
C_{inf}^*	L.s ⁻¹ .km ⁻¹	0.10
P_{DQO}^{**}	g.hab ⁻¹ .d ⁻¹	100
E_{DQO}^*	%	80
$P_{sól\_DQOaplicada}^{**}$	kgSST.kgDQO _{aplicada}	0.15

C_{lodo}^{**}	%	4
γ^{**}	kg.m ⁻³	1 020

*VON SPERLING, 2014; **ANDREOLI et al., 2001.

Estimativa da produção de biogás ($Q_{biogás}$), metano (Q_{CH_4}), potencial energético ($P_{energético}$) e potencial de aproveitamento térmico ($P_{térmico}$)

As estimativas de produção de biogás, metano e do potencial energético foram realizadas por meio do *software* ProBio 1.0 (Programa de Estimativa de Produção de Biogás em Reatores UASB). Esse *software* vem sendo amplamente utilizado no Brasil para a realização de estimativas de produção de biogás com vistas ao seu aproveitamento energético. Os dados de entrada do *software* foram a população (P) atendida pela ETE e a concentração de DQO presente no esgoto.

Após a realização das estimativas, foi então calculado o potencial de aproveitamento térmico do biogás produzido na ETE. Para tanto, foi utilizado uma eficiência de recuperação térmica (EP) a partir da queima do biogás na caldeira igual a 90% (Equação 6).

$$P_{térmico} = P_{energético} \times EP \quad \text{Equação 6}$$

Estimativa da demanda térmica (D_t) no tanque de higienização

A higienização será realizada em um tanque de concreto com serpentinas instaladas nas paredes, sendo o lodo constantemente revolvido e aquecido a 70°C por meio de uma caldeira (processo de pasteurização – 70 °C e 30 minutos) em regime de batelada. Será utilizada dentro das serpentinas água para a realização da troca térmica. A alimentação do tanque de higienização ocorrerá sempre que o lodo em excesso for descartado (1 vez ao dia). A temperatura inicial para dimensionamento do tanque é de 20 °C ($\Delta T = 50$ °C). Para a estimativa da demanda térmica do tanque de higienização, conforme apresentado nas Equações 7 e 8, foram utilizados os dados do calor específico da massa de água (Ha), calor específico da massa de sólidos (Hs), perdas térmicas no tanque de higienização (Lt), produção de SST no reator ($P_{sól}$), o teor de umidade presente no lodo (Ca) e a massa de água presente no lodo (Ma). Na Tabela 2 são apresentados os valores utilizados como referência para realização dos cálculos propostos.

$$Ma = Q_{lodo} \times Ca \times \gamma$$

Equação 7

$$D_t = [(P_{sól} \times Hs \times \Delta T)] + [(Ma \times Ha \times \Delta T)] \times Lt$$

Equação 8

Tabela 2. Valores empregados para a realização da estimativa da demanda térmica do tanque de higienização.

Variável	Unidade	Valor
Hs^*	kWh.kg ⁻¹ .°C ⁻¹	0.001162
Ha^*	kWh.kg ⁻¹ .°C ⁻¹	0.000292
Lt^*	%	15

*WAGNER, 2015.

Estimativa do ciclo de operação (Tc), do volume de lodo seco por ciclo (Vc), da área (A_{leito}) e da vazão de lodo retirado dos leitos secagem (Q_{leito})

Os leitos de secagem são amplamente utilizados em ETES de pequeno porte, apresentando vantagens como a simplicidade operacional, baixo nível de atenção exigido, baixo ou inexistente consumo de energia elétrica e um lodo final com alto teor de sólidos. Para fins de dimensionamento, os leitos de secagem empregados no presente trabalho são caracterizados pela sua geometria retangular, com paredes e fundo de concreto, possuindo ainda uma soleira drenante, camada suporte e sistema de drenagem.

Para a determinação do ciclo de operação e do volume de lodo seco por ciclo, foram utilizados os dados de tempo de secagem (Ts) e tempo de limpeza dos leitos (T_L), conforme destacado nas Equações 9 e 10.

$$Tc = T_s + T_L$$

Equação 9

$$Vc = Q_{lodo} \times Tc$$

Equação 10

Já para a estimativa da área dos leitos de secagem utilizou-se o dado de taxa de aplicação de sólidos (T_{aplicação}) por área do leito, conforme apresentado na Equação 11.

$$A_{leito} = [P_{sól} \times TC] \div T_{aplicação}$$

Equação 11

Por fim, na estimativa da vazão a retirada dos leitos de secagem foi utilizado o dado de eficiência de captura de sólidos (E_{sólidos}) no leito (Equação 12). Na Tabela 3 estão destacados os valores utilizados para as estimativas realizadas nos leitos de secagem.

$$Q_{leito} = [P_{sól} \times E_{sólidos}] \div [C_{lodo} \times \gamma]$$

Equação 12

Tabela 3. Valores empregados na caracterização dos leitos de secagem.

Variável	Unidade	Valor
Ts^*	d	15
T_L^*	d	5
$T_{aplicação}^*$	kgST.m ⁻²	2
$E_{sólidos}^*$	%	95

*ANDREOLI et al., 2014.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Vazões de esgoto e de lodo produzidas na ETE

Os cálculos das vazões de esgoto, DQO, carga orgânica removida, produção de sólidos e vazão de lodo estão descritas a seguir:

$$Q_{esg} = [1\ 000\ (\text{hab}) \times 165\ (\text{L.hab}^{-1})] + [1\ 000\ (\text{hab}) \times 1.5\ (\text{m.hab}^{-1}) \times 0.1\ (\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-1})]$$

$$Q_{esg} \approx 2.0\ \text{L.s}^{-1}\ (\text{vazão de esgoto})$$

$$DQO = [P \times P_{DQO}] \div Q_{esg}$$

$$DQO = [1\ 000\ (\text{hab}) \times 100\ (\text{g.hab.d}^{-1})] \div 2.0\ (\text{L.s}^{-1})$$

$$DQO \approx 580\ \text{mg.L}^{-1}\ (\text{concentração de DQO no esgoto})$$

$$CO_{aplicada} = Q_{esg} \times DQO$$

$$CO_{aplicada} = 2.0\ (\text{L.s}^{-1}) \times 580\ (\text{mg.L}^{-1})$$

$CO_{aplicada} \approx 100 \text{ kg.DQO}_{aplicada} \cdot d^{-1}$ (carga orgânica aplicada no reator)

$$P_{sól} = CO_{aplicada} \times P_{sól\_DQO_{aplicada}}$$

$$P_{sól} = 100 \text{ (kg.DQO}_{aplicada} \cdot d^{-1}) \times 0.15 \text{ (kgSST.kgDQO}_{aplicada})$$

$P_{sól} \approx 15 \text{ kgSST} \cdot d^{-1}$ (produção de sólidos no reator)

$$Q_{lodo} = P_{sól} \div [C_{lodo} \times \gamma]$$

$$Q_{lodo} = 15 \text{ (kgSST} \cdot d^{-1}) \div [0,04 \text{ (\%)} \times 1\,020 \text{ (kg} \cdot m^{-3})]$$

$Q_{lodo} \approx 0.4 \text{ m}^3 \cdot d^{-1}$ (vazão de lodo do reator)

Produção de biogás, metano, potencial energético e térmico da ETE

As estimativas da produção de biogás e de metano, bem como o do potencial energético da ETE, foram realizadas por meio do software ProBio 1.0. Na Figura 2 estão apresentados os resultados das estimativas realizadas.

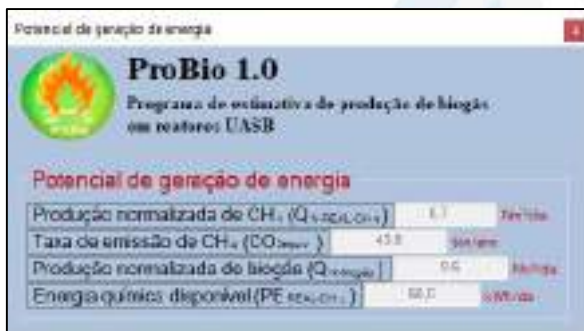


Figura 2. Janela do software ProBio 1.0 com os resultados das estimativas de produção de biogás, metano e potencial energético (energia química disponível).

A partir do resultado do potencial energético, foi possível então calcular o potencial térmico do biogás produzido pelos reatores UASB da ETE:

$$P_{térmico} = P_{energético} \times EP$$

$$P_{térmico} = 66 \text{ (kWh} \cdot d^{-1}) \times 0.9 \text{ (\%)} \text{ (energia térmica)}$$

$P_{térmico} \approx 59 \text{ kWh} \cdot d^{-1}$ (potencial térmico a partir do aproveitamento do biogás)

SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Demanda de energia térmica necessária no tanque de higienização

Os cálculos abaixo apresentam as estimativas da massa de água de presente no lodo e da demanda de energia necessária para a higienização do material.

$$Ma = Q_{lodo} \times Ca \times \gamma$$

$$Ma = 0.4 \text{ (m}^3 \cdot d^{-1}) \times 0.96 \text{ (\%)} \times 1\,020 \text{ (kg} \cdot m^{-3})$$

$Ma \approx 390 \text{ kg}$ (massa de água presente no lodo)

$$D_t = [(P_{sól} \times H_s \times \Delta T)] + [(Ma \times H_a \times \Delta T)] \times L_t$$

$$D_t = [15 \text{ (kgSST} \cdot d^{-1}) \times 0.001162 \text{ (kWh} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}) \times 50 \text{ (}^\circ\text{C)}] + [390 \text{ (kg)} \times 0.000292 \text{ (kWh} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}) \times 50 \text{ (}^\circ\text{C)}] \times 1.15 \text{ (\%)}$$

$D_t \approx 26 \text{ kWh} \cdot d^{-1}$ (demanda térmica do tanque de higienização de lodo)

Na Figura 3 está apresentado os resultados do potencial térmico a partir do aproveitamento do biogás e da demanda térmica de energia para higienização do lodo.

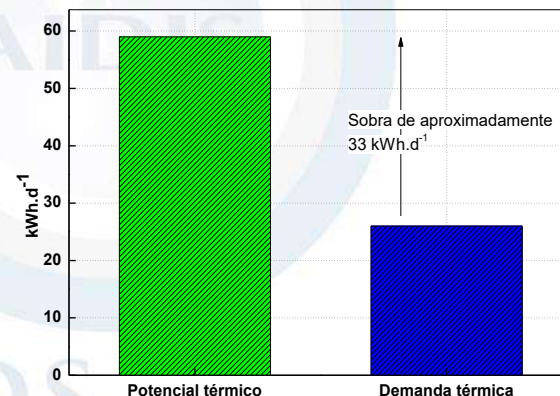


Figura 3. Gráfico de comparação entre o potencial térmico a partir da queima do biogás e da demanda de energia necessária para a higienização do lodo. Como pode ser observado, a um excedente de energia de aproximadamente 33 kWh.d⁻¹.

Características dos leitos de secagem

Para fins de cálculos, o tempo de secagem (Ts) adotado foi de 15 dias com um tempo de limpeza (TL) do leito de 5 dias. A taxa de aplicação de sólidos (T_{aplicação}) nos leitos de secagem adotada foi de 22 kgST.m⁻² com uma eficiência de captura de sólidos (E_{sólidos}) de 95%. A concentração final de ST no lodo após secagem em leitos será de 35 a 40%.

$$T_c = T_s + T_L$$

$$T_c = 15 \text{ (d)} + 5 \text{ (d)}$$

T_c = 20 d (tempo de operação do ciclo no leito de secagem)

$$V_c = Q_{\text{lodo}} \times T_c$$

$$V_c = 0.4 \text{ (m}^3\text{.d}^{-1}\text{)} \times 20 \text{ (d)}$$

V_c = 8 m³ (volume de lodo por ciclo de operação a ser seco)

$$A_{\text{leito}} = [P_{\text{sól}} \times T_c] \div T_{\text{aplicação}}$$

$$A_{\text{leito}} = [15 \text{ (kgSST.d}^{-1}\text{)} \times 20 \text{ (d)}] \div 22 \text{ (kgST.m}^{-2}\text{)}$$

A_{leito} ≈ 15 m² (área total do leito de secagem)

$$Q_{\text{leito}} = [P_{\text{sól}} \times E_{\text{sólidos}}] \div [C_{\text{lodo}} \times \gamma]$$

$$Q_{\text{leito}} = [15 \text{ (kgSST.d}^{-1}\text{)} \times 0.95 \text{ (\%)}] \div [0.4 \text{ (\%)} \times 1020 \text{ (kg.m}^{-3}\text{)}]$$

Q_{leito} ≈ 0.04 m³.d (volume de lodo seco produzido por dia)

CONCLUSÕES

O presente artigo demonstrou a viabilidade do aproveitamento energético do biogás, produzido em reatores UASB, para o processo de higienização do lodo em tanques de pasteurização. As estimativas ainda permitiram destacar, que para uma ETE de pequeno porte (1 000 habitantes), haveria ainda uma sobra de energia (~33 kWh.d⁻¹), podendo essa ser utilizada também na própria ETE.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C. V.; von SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: tratamento e disposição final**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2014.

BITTENCOURT, S.; ANDREOLI, C.V.; MOCHIDA, G.A; SOUZA, L.M.K.M.; SERRAT, B.M. Aspectos agrônômicos do uso agrícola de lodo de esgoto – região metropolitana de Curitiba. **Revista AIDIS de Engenharia y Ciencias Ambientales**. v. 2, n. 1, p. 1-11. 2009.

BORGES, Eduardo S. M.; GODINHO, Valéria M.; BEJAR, Deneb O.; CHERNICHARO, Carlos A. de L. Tratamento térmico de lodo anaeróbio com utilização do biogás gerado em reatores UASB: avaliação da autossustentabilidade do sistema e do efeito sobre a higienização e a desidratação do lodo. **Eng. Sanit. Ambient.** Rio de Janeiro v.14, n.3, p. 337-346. Jul/Set. 2009.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília, DF, 30 out. 2006.

DAVID, Airton Checoni. **Secagem térmica de lodos de esgoto. Determinação da umidade de equilíbrio**. 2002. 151 f. Dissertação (Mestrado em engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

LOBATO, Livia C. da Silva. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2011. 184f. Dissertação (Doutorado em saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

POSSETTI, Gustavo R. C.; JASINSKI, Vanessa P.; ANDREOLI, Cleverson V.; BITTENCOURT, Simone; CARNEIRO, Charles. Sistema térmico de higienização de lodo de esgoto movido a biogás para ETEs de médio e pequeno porte. **In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 15, 2012, Belo Horizonte, MG. Anais... Belo horizonte, 2012. 1 CD-ROM.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1, 4ª edição, DESA, Ed. UFMG. 2014.

WAGNER, Luiz Gustavo. **Thermal system of hygienization and drying of the sewage sludge powered by solar energy and biogas**. 2015. 119p. Final paper (Specialization in Renewable Energy) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

[00323] CARACTERIZACIÓN DE LODOS PROCEDENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS Y GESTIÓN HACIA UN MANEJO SOSTENIBLE

ALIX CONTRERAS¹; JOAM MONROY²

Universidad Santo Tomas^{1,2}

yusaracontreras@gmail.com¹; eduardo3692@gmail.com²

1.- ABSTRACT

In this project, a characterization of physicochemical and microbiological parameters of sludge from the wastewater treatment plant of Río Frío, Bucaramanga-Colombia was carried out. Subsequently, to select the most appropriate handling and disposal technique for this waste, three processes that are currently used were compared. The analysis was carried out using a DOFA matrix. Based on the results, a comprehensive and sustainable management plan was formulated for this waste, which, besides being generated in large quantities, is classified as dangerous. For the above, it is important that this sub product complies with the normative parameters and with that, be it reused for other uses and environmental damages be mitigated.

2.- PALABRAS CLAVE

Lodos residuales, Compostaje, PTAR, DOFA

3.- INTRODUCCIÓN

El tratamiento de aguas residuales domésticas o industriales es realizado con la finalidad de remover las cargas contaminantes y para evitar daños ambientales o para hacerlas aptas en otros usos. Sin embargo, este proceso trae consigo subproductos indeseables y difíciles de tratar “lodos”, los cuales aumentan los costos de operación de las plantas, debido a que requieren un adecuado manejo y disposición. Los lodos resultantes de plantas deben analizarse para determinar, según sus características, si son residuos peligrosos o no peligrosos, ya que de esto depende su manejo y tratamiento.(Oropeza García, 2006)

El tratamiento de lodos residuales representa el 50% del costo total del proceso, esta problemática ha impulsado la búsqueda de alternativas y una de ellas es el aprovechamiento como abono orgánico. No obstante se debe tener en cuenta que el uso excesivo de biosólidos puede causar impactos negativos debido a la presencia de patógenos y metales pesados.(Bedoya et al., 2013)

Para el año 2015 la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales-PTAR de Río Frío; ubicada en el municipio de Floridablanca departamento de Santander-Colombia, realizó tratamiento al agua de 305.000 habitantes (55.000 Bucaramanga, 250.000 Floridablanca) con caudal promedio día de 500L/s. Esta PTAR realiza 3 tipos de tratamientos: preliminar (cribado y desarenadores), primario (reactores biológicos UASB) y secundario (Laguna facultativa). Durante el año 2014, el lodo purgado de los reactores UASB fue de 12.991 m³, una parte de este 1.559 m³ fue llevada al proceso de estabilización, que tiene una duración de 2 a 4 meses por cada pila de 50 m³ ocupando gran espacio dentro de la planta durante largos periodos de tiempo antes de su disposición final. (López, 2015)

Por lo anterior es importante evaluar técnicas que permitan un manejo adecuado de estos residuos, logrando así disminuir los costos de funcionamiento en las plantas de tratamiento de agua residual y a su vez los daños ambientales que estos desechos provocan.

4.- OBJETIVOS

General

- Proponer el manejo integral y sostenible de lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas a partir de su caracterización

Específicos

- Determinar los parámetros físico-químicos de lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales
- Caracterizar las poblaciones microbiológicas exigidas para el uso de biosólidos
- Seleccionar una alternativa de manejo integral sostenible a lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas

5.- METODOLOGÍA

Caracterización Físicoquímica y microbiológica

Dado que se busca convertir los residuos de las PTAR en abonos para mejoramiento de tierras, estos deben cumplir con ciertos parámetros establecidos por la ley. Las muestras fueron tomadas directamente de los lechos de secado de la planta de tratamiento de aguas residuales de Río Frio. Los parámetros evaluados, son los exigidos por la normatividad colombiana (Ministerios de Vivienda Ciudad y Territorio, 2014). Las variables de pH y conductividad eléctrica fueron medidas por el método potenciométrico. Variables como humedad y sólidos totales por método gravimétrico. Fósforo total por el método Bray II y Nitrógeno total por el método Kjeldahl, así mismo la capacidad de intercambio catiónico se realizó por colorimetría.

La caracterización microbiológica fue realizada por el método estándar de recuento en placa por siembra en profundidad propuesto en la NTC 5167 (ICONTEC, 2004).

Análisis DOFA

La comparación de las diferentes tecnologías usadas para el tratamiento y manejo de lodos, se realizó mediante la aplicación de la herramienta de análisis DOFA “Debilidades, Oportunidades, Fortalezas y Amenaza”. El método DOFA, es comúnmente utilizado para la planeación estratégica y toma de decisiones, cuyo fundamento es el análisis de factores internos (Fortalezas y Debilidades) y factores externos (Oportunidades y Amenazas), lo que permite al final la selección de la mejor opción en cualquier situación o proyecto.

Los criterios para el análisis de los factores internos en la matriz DOFA, aplicada para la elección de las tecnologías de tratamiento fueron: 1) Las fortalezas en el desempeño y eficiencia del sistema, y 2) Las debilidades asociadas a las limitaciones, generación de residuos tóxicos o con requerimiento de disposición especial e imposibilidades de la tecnología. Los criterios para el análisis de los factores externos dentro de la matriz DOFA fueron: 1) Las oportunidades desde el punto de vista económico, consumo de energía, facilidad de transferencia tecnológica y de operatividad de la tecnología, y 2) Las amenazas se analizaron desde el punto de vista de competitividad por tecnologías emergentes, complejidad del proceso de tratamiento y tendencia al uso de nuevas tecnologías (Lechuga A et al., 2007).

6.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización de lodos es el paso inicial en un proceso de manejo, además llega a ser muy relevante pues a partir de esta se puede escoger la técnica de manejo que se ajuste a las necesidades dadas por sus características y la normatividad aplicable. Aunque los parámetros normativos varían dependiendo de cada país, se mantienen algunas caracterizaciones como las microbiológicas, las cuales pueden determinar si un lodo es o no apto para aprovecharse en la recuperación de suelos. En la tabla 1 se muestran los resultados de los parámetros físicoquímicos obtenidos en los lodos de la PTAR. (Mantilla, 2015)

Tabla 5 Caracterización físico química y microbiológica de lodos PTAR

Parámetros Físicoquímicos		
Análisis	Resultado	Unidades
pH	8.1	Unidades pH
Humedad	14.932	%
Sólidos Totales	85.068	%
Conduc Eléctrica	736.36	mg/L
Fósforo Total	324	mg/Kg
Nitrógeno Total	2.373	%
C Orgánico	24.5	µg/g
Oxidable		
Capacidad Intercambio	36	meq/100g
Parámetros Microbiológicos		
Análisis	Resultado	Unidades
Coliformes Fecales	5.5 E+06	(UFC/G)
Huevos De Helmintos	Presente	(HHV/4g)

Salmonella Sp Presente (UFC/25g)

La normatividad colombiana presenta dos categorías para uso de los lodos tratados, el parámetro de Coliformes fecales de los lodos evaluados está por encima de los parámetros permitidos (Categoría A <1.00 Categoría B <2.00) por lo cual estos lodos si no se les aplica ningún tratamiento deberán ser enviados a rellenos sanitarios y tratados como residuos peligrosos, aumentando los costos de operación de la planta y generando, por sus altos volúmenes de producción un impacto sobre la vida útil de los rellenos. (Ministerios de Vivienda Ciudad y Territorio, 2014) En la tabla 2 se presenta el análisis DOFA para la tecnología de tratamiento lechos de secado.

Tabla 6 Matriz DOFA Lecho de secado

Fortalezas	Debilidades	Oportunidades	Amenazas
Permite manejo de grandes volúmenes de lodos	Requiere grandes extensiones de área para su aplicación y funcionamiento	Fácilmente replicable en cualquier escala	El proceso se ve afectado por los factores climáticos
No requiere diseños técnicos complejos	Requiere personal y/o maquinaria para su tratamiento posterior	Su implementación es bajo costo	Crea un ambiente favorable para la proliferación de plagas y vectores
No requiere personal altamente calificado para su operación	No cumple los parámetros colombianos para disposición final de biosólidos		
Es necesario como tratamiento preliminar	Requiere un tratamiento posterior		
	Genera malos olores		
	Los lixiviados son recirculados al proceso de tratamiento		

Cómo se observa en la tabla 2 el lecho de secado sirve como tratamiento preliminar pero es ineficaz si se pretende darle un valor agregado o aprovechamiento, por ello necesita de tratamientos posteriores ya que el uso directo de los lodos en la recuperación de suelos puede tener riesgos sanitarios debido a su contenido de patógenos, pero este problema puede evitarse mediante el compostaje el cual transforma los residuos orgánicos en aprovechables al estabilizarlos y controlar los microorganismos patógenos y las sustancias fitotóxicas (Acosta, Yudith; Zárraga, Anghie; Rodríguez, Lesdybeth; El Zauahre, 2012) Los tratamientos posteriores pueden observarse en las tablas 3 y 4.

Tabla 7 Matriz DOFA Compost

Fortalezas	Debilidades	Oportunidades	Amenazas
El proceso disminuye los patógenos presentes en lodos	Requiere Tratamiento preliminar	Fácilmente replicable en cualquier escala	El proceso se ve afectado por los factores climáticos
El proceso puede cumplir los parámetros colombianos para disposición final de biosólidos	Requiere personal y/o maquinaria para su manejo (volteo de pilas)	Su implementación es bajo costo	Requiere disponibilidad de material de enmienda
Permite manejo de grandes volúmenes de lodos	Requiere personal calificado para su operación	Se pueden utilizar como material de enmienda de residuos orgánicos	
No requiere diseños técnicos complejos	El proceso no remueve otros contaminantes como metales pesados		
	Requiere controles periódicos de variables		
	Su control y mantenimiento puede ser de alto		

costo(depen
de la escala)
Requiere
infraestruct
ura (techo)

Posiblement
e el proceso
remueve
otros
contaminant
es diferentes
a materia
orgánica

La técnica de compostaje es efectiva si se quieren eliminar patógenos debido a que sus pilas alcanzan altas temperaturas durante la etapa de maduración, de este modo se puede cumplir con los parámetros establecidos en la ley respecto a caracterizaciones microbiológicas, pero en un estudio comparativo entre estas dos técnicas realizado por Domínguez demostró el vermicompostaje se presenta como la más apropiada debido a la reducción de tiempo en el proceso y disminución de metales pesados (entre 25% y 35%) aportando así un valor agregado a la técnica. (2016)

La principal diferencia entre el compostaje y el vermicompostaje radica en los organismos descomponedores compostaje (hongos, bacterias) vermicompostaje (animales detritívoros). En apariencia el Vermicompostaje se presenta como la técnica más completa en eliminación de componentes indeseables en los lodos, pero debido a que las pilas no pueden alcanzar altas temperaturas, pues matarían a los animales detritívoros, es posible que no sean eliminados todos los microorganismos patógenos, es decir que se necesiten otros procesos complementarios.(Domínguez, 2016; Gonzalez, 2016)

Tabla 8 Matriz DOFA Vermicompost

Fortalezas	Debilidades	Oportunidades	Amenazas
No requiere personal y/o maquinaria para su manejo (volteo de pilas) Permite manejo de grandes volúmenes de lodos	Requiere Tratamiento preliminar	Fácilmente replicable en cualquier escala	El proceso se ve afectado por los factores climáticos
No requiere diseños técnicos complejos	Requiere controles periódicos de variables	Su implementación es de bajo costo	Requiere disponibilidad de material de enmienda
El proceso puede cumplir los parámetros colombianos para disposición final de biosólidos	La recolección de los animales detritívoros es difícil y/o costosa	Se pueden utilizar como material de enmienda residuos orgánicos	
	Requiere infraestructura (techo)		
	A gran escala sería necesarios zocriaderos		

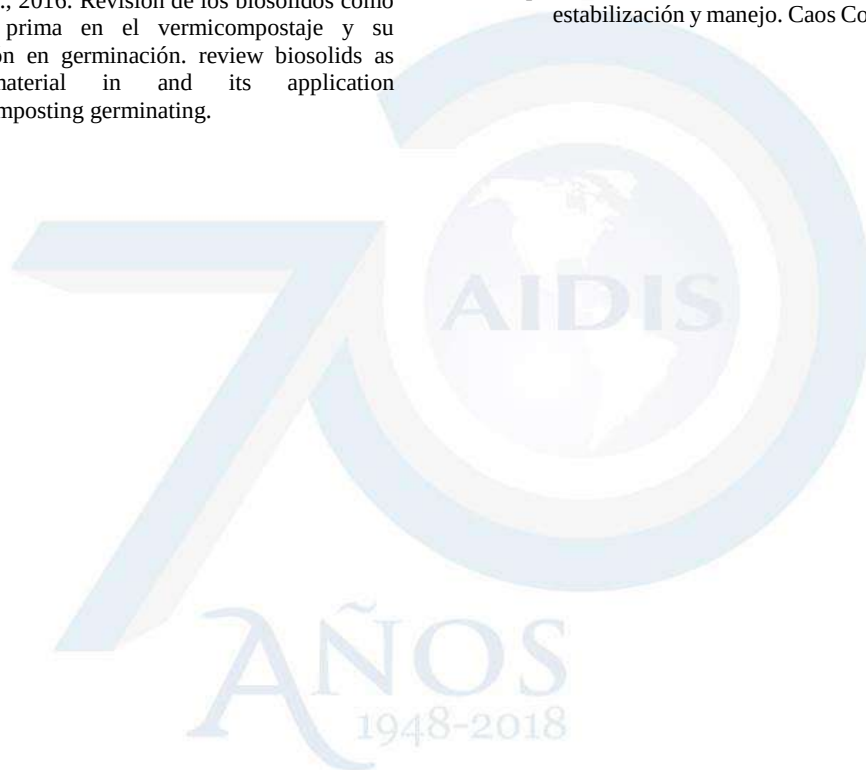
7.- CONCLUSIONES

Después de analizar los resultados de las matrices DOFA es pertinente proponer que los diferentes procesos utilizados en el manejo y disposición de lodos no son excluyentes sino complementarios, es decir, el proceso ideal que se le podría aplicar a los lodos sería llevarlos a los lechos de secado para que pierda la mayor parte de la humedad y sea más fácil su manejo (proceso preliminar). Posteriormente pasarlo a las pilas de compost para eliminar patógenos, una vez estabilizados las condiciones de pH y temperatura, agregar a estas pilas los animales detritívoros para el proceso de vermicompost y de esta manera eliminar el resto de contaminantes, cumpliendo así con la normatividad y dándole una utilidad a un desecho que se produce en grandes cantidades

Además se sugiere caracterizar los lodos en su estado crudo para decidir los procesos a los cuales se va a someter, pues si los resultados microbiológicos demuestran la ausencia de patógenos, se puede pasar directamente al vermicompost

8.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, Yudith; Zárraga, Anghie; Rodríguez, Lesdybeth; El Zauahre, M., 2012. Cambios en las propiedades fisicoquímicas en el proceso de compostaje de lodos residuales. Multiciencias 12.
- Bedoya, K., Acevedo, J.M., Peláez, C.A., Agudelo, S. del P., 2013. Caracterización de biosólidos generados en la planta de tratamiento de agua residual San Fernando, Itagüí (Antioquia, Colombia). Rev. Salud Publica 15, 778–790.
- Domínguez, J., 2016. Comparison of vermicomposting and composting.
- Gonzalez, M.N., 2016. Revisión de los biosolidos como materia prima en el vermicompostaje y su aplicación en germinación. review biosolids as raw material in and its application vermicomposting germinating.
- ICONTEC, 2004. NTC 5167. Colombia.
- Lechuga A, J., Rodríguez, M., Lloveras, J., 2007. Analysis of desalinization processes for sea water applying the Competitive Technology Intelligence 3, 5–14.
- López, A., 2015. Manejo De Biosólidos a Raíz De La Nueva Normatividad En La Ptar Río Frío, Bucaramanga (Santander).
- Mantilla, G.A., 2015. Validación de Uso de Lodos Generados en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Tipo UASB como Insumo en Recuperación de Suelos Agrícolas. Esaica 1, 18–23.
- Ministerios de Vivienda Ciudad y Territorio, 2014. Decreto 1287. Colombia.
- Oropeza García, N., 2006. Lodos residuales : estabilización y manejo. Caos Concienc. 1, 51–58.



[00325] BIOFILTRACIÓN CON LANTANA CÁMARA PARA EL TRATAMIENTO UNIFAMILIAR DE AGUAS RESIDUALES

CINTHYA LARA¹; VERÓNICA EUGENIO²; NATHALIA VALENCIA³

Escuela Politécnica Nacional^{1,2,3}

cinthya.lara@epn.edu.ec¹; veronica.eugenio@epn.edu.ec²; nathalia.valencia@epn.edu.ec³

PALABRAS CLAVE: Biofiltración, *Lantana cámara*, Tratamiento de aguas residuales.

RESUMEN

El presente estudio se enfoca en la caracterización del residuo de poda de *Lantana camara* y su evaluación como biomaterial en sistemas de tratamiento de aguas residuales. La caracterización del material, incluye ensayos de humedad, lignina, celulosa y porosidad, mientras que la evaluación de su eficiencia en el tratamiento de las aguas residuales se realiza a través de ensayos de DQO y nutrientes.

La experimentación se desarrolló en un reactor a escala laboratorio con un volumen útil de 1.88 litros, utilizando como sustrato agua residual sintética. El reactor fue diseñado para operar con una carga hidráulica de 0.55 m³/m² día y un tiempo de retención hidráulico de 0.63 días.

Los resultados obtenidos indican que el residuo de poda de *Lantana camara*, presenta porcentajes de remoción de DQO del 69%, las eficiencias de remoción de NH₄⁺ y N-NO₂⁻ son del 87% y 52% respectivamente, cumpliendo con la norma ecuatoriana de descarga de aguas residuales a un cuerpo de agua dulce para el parámetro normado, NH₄⁺.

La optimización del biofiltro para remoción de nutrientes, incluye la evaluación de un sistema anaerobio-aerobio-anóxico en serie, alcanzando eficiencias de remoción para las diferentes formas de nitrógeno de: 92.36% NH₄⁺, 87.01% N-NO₃⁻ y 50.39% N-NO₂⁻.

BIOFILTRATION WITH LANTANA CHAMBER FOR THE UNIFAMILIAR TREATMENT OF WASTEWATER

ABSTRACT

The present study focuses on the characterization of the pruning residue of *Lantana camara* and its evaluation as a biomaterial in wastewater treatment systems. The characterization of the material includes moisture, lignin, cellulose and porosity tests, while the evaluation of its efficiency in wastewater treatment is carried out through COD and nutrient tests.

The experimentation was developed in a laboratory scale reactor with a useful volume of 1.88 liters, using synthetic waste water as substrate. The reactor was designed to operate with a hydraulic load of 0.55 m³/m².day and a hydraulic retention time of 0.63 days.

The results indicate that the pruning residue of *Lantana camara* presents percentages of COD removal of 69%, the removal efficiencies of NH₄⁺ and N-NO₂⁻ are 87% and 52% respectively, complying with the Ecuadorian standard of discharge of wastewater to a body of fresh water for the normed parameter, NH₄⁺.

The biofilter optimization for nutrient removal includes the evaluation of an anaerobic-aerobic-anoxic system in series, achieving elimination efficiencies for the different nitrogen forms of: 92.36% NH₄⁺, 87.01% N-NO₃⁻ y 50.39% N-NO₂⁻.

KEYWORDS: Biofiltration, *Lantana camara*, Wastewater treatment.

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas ambientales en el Ecuador es el alto grado de contaminación en los ríos, especialmente en las zonas rurales y urbano-marginales, donde existen viviendas ubicadas en las márgenes de los ríos que no logran conectarse a la red de alcantarillado local, optando por realizar descargas directas al mar, río, lago o quebrada, constituyendo el 1.71% de la realidad nacional (INEC, 2010).

La biofiltración presenta ciertas ventajas frente a los sistemas tradicionales, entre las que se destacan: adaptarse a las condiciones técnicas y económicas de las viviendas, como: calidad del agua a tratar, área disponible y características del terreno (Sosa et al., 2014). A su vez, la versatilidad a la hora de escoger el material filtrante ha contribuido al desarrollo de esta tecnología.

Por mucho tiempo el material idóneo utilizado en los procesos de biofiltración fue la turba, sin embargo, en los últimos años se han desarrollado investigaciones encaminadas a encontrar otros medios de soporte más accesibles. En Colombia se estudia la biofiltración a escala de laboratorio utilizando hojas de café (Higuera et al., 2009), mientras que en México ya se encuentran implementados sistemas de biofiltración utilizando restos de poda del Tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*) y Jacaranda (*Jacaranda mimosifolia*), presentando remociones del 97% para la DBO y 71% para la DQO (Buelna et al., 2011).

Debido a la semejanza física con los materiales probados en países de la región, se plantea como una alternativa el uso del residuo de poda de *Lantana camara* como material de soporte en biofiltros, para su implementación en sistemas de tratamiento unifamiliares.

La *Lantana camara* es un material leñoso formado por matrices celulares que contienen polímeros estructurales: lignina, celulosa y hemicelulosa. Sus tallos ramificados de color café, son largos y con espinos recurvados. Es una planta altamente disponible en el país, al encontrarse distribuido en linderos de jardines, parques y áreas verdes. Al momento el residuo de poda es considerado como desecho; sin embargo, puede ser reutilizado en el tratamiento de aguas residuales domésticas.

OBJETIVOS

El objetivo de la presente investigación es caracterizar el residuo de poda de *Lantana camara* para determinar la factibilidad de utilizarlo como material filtrante en sistemas de biofiltración unifamiliar, mediante la evaluación de remoción de DQO y nutrientes en un reactor a escala piloto.

METODOLOGÍA

Los reactores a escala piloto fueron ubicados en las instalaciones del Laboratorio Docente de Ingeniería Ambiental (LDIA) de la Escuela Politécnica Nacional (EPN). El desarrollo de la experimentación comprende el acondicionamiento del material, su caracterización, la alimentación del sistema y por último el monitoreo del biofiltro por un lapso de 221 días.

Acondicionamiento del material

El acondicionamiento consiste en el secado, triturado y tamizado del material en mallas de $\frac{3}{8}$ " y $\frac{1}{4}$ ".

Caracterización del material

Una vez seco y triturado el material se procede con la caracterización mediante la metodología detallada en la tabla 1.

Tabla 1. Metodología empleada para la caracterización.

Parámetro	Metodología
Humedad	ASTM D4442-16
Lignina	ASTM D1106-96
Celulosa	ASTM D1103-60
Porosidad	INEN 856

Construcción del biofiltro a escala laboratorio

Se procede con el empaqueo del material en una estructura de Tereftalato de Polietileno (PET) de 66 cm de altura y 8.15 cm de diámetro, mediante una mezcla de 60% de material retenido en la malla de $\frac{3}{8}$ " y 40% retenido en la malla de $\frac{1}{4}$ ".

La distribución en el biofiltro, consta de tres capas: i) 10 cm de grava para brindar soporte al lecho, ii) 49 cm de material filtrante que permite el crecimiento de los microorganismos y iii) 5 cm de viruta de madera para la distribución uniforme del influente; tal como se muestra en la Figura 1.

El reactor a escala piloto trabaja con una carga hidráulica de $0.55 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{día}$, un tiempo de retención hidráulico de 0.63 días y un volumen efectivo de 1.88 litros.

Alimentación del sistema

La alimentación del sistema se realiza con un caudal continuo de 2 mL/min en flujo descendente, mediante bombas peristálticas con agua residual sintética, utilizando la composición detallada en la investigación de Tenecota (2016).

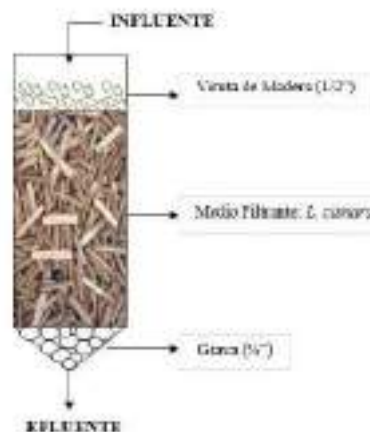


Figura 9. Empaque del biofiltro

La caracterización del sustrato empleado se muestra en la Tabla 2, mismos que corresponden a valores de parámetros físico-químicos característicos de un agua residual doméstica cruda de zonas rurales de la región andina ecuatoriana.

Tabla 2. Características generales del sustrato sintético.

Parámetro	Unidad	Valor promedio	N*
Temperatura	°C	17.72	24
pH	-	7.46	24
DQO	mg/L	332.91	11
DBO ₅	mg/L	240	3
N-Nitratos	mg/L	7.2	18
N-Nitritos	mg/L	0.026	20
N. Amoniacal	mg/L	18.48	20
Fosfatos	mg/L	41.7	20
Fósforo total	mg/L	89.01	20

*N: Número de mediciones realizadas

2.3 Monitoreo

La evaluación del material en el reactor a escala piloto se realiza en tres etapas: la primera etapa evalúa la capacidad del material para la remoción de DQO por un lapso de 67 días, la segunda etapa presenta la evaluación de remoción y comportamiento de nutrientes: nitrógeno amoniacal (NH_4^+), nitratos (N-NO_3^-), nitritos (N-NO_2^-) y ortofosfatos (PO_4^{3-}) durante 80 días. La tercera etapa incluye la evaluación de un sistema anaerobio-aerobio-anóxico por un lapso de 45 días, con el objetivo de optimizar la remoción de nutrientes en el biofiltro. Se incluye el monitoreo diario de pH y temperatura, con el objetivo de determinar las condiciones de funcionamiento de los biofiltros. Los análisis se desarrollan con base a la metodología detallada en la Tabla 3.

Tabla 3. Parámetros monitoreados

Parámetro	Equipo utilizado	Método
Potencial hidrógeno	Potenciómetro HACH modelo Oakton	4500-H ⁺ B
Temperatura	Multiparámetro Oakton CD650	2550
Demanda química de oxígeno	Digestor HACH DRB200	H8000*
	Espectrofotómetro HACH DR2700	
Nitrógeno Amoniacal	Espectrofotómetro HACH DR2700	H8038*
Nitratos		H8039*
Nitritos		H8507*
Fósforo total		H8190*

Fuente: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Water Analysis Manual - Hach Company.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del material

Los resultados de la caracterización de la *Lantana camara* utilizada en el presente estudio se muestran en la tabla 4.

Tabla 4. Características del material.

Parámetro	Metodología
Humedad	52.69 %
Lignina	21.49 %
Celulosa	51.34 %
Porosidad	82.48%

El contenido de lignina y celulosa indican que el material cuenta con un porcentaje significativo de los componentes que permite una degradación más lenta del lecho. El ensayo de porosidad proporciona información asociada a una gran área superficial que facilita el crecimiento de los microorganismos en el lecho, mientras que el valor de contenido de humedad expresa que la biomasa adherida contará con suficiente recurso para la realización de sus procesos (Galindo, 2015).

Parámetros de control

Se realiza la evaluación de dos parámetros del proceso, temperatura y pH, con el objetivo de evaluar el funcionamiento del sistema, así como conocer las variaciones de estos parámetros y su influencia en la eficiencia de depuración del sistema.

Durante la primera etapa, se opera con temperaturas promedio del influente de 17.56°C y del efluente de 16.04°C, mientras que en la segunda etapa, dado las condiciones ambientales, la temperatura aumenta levemente, siendo en el influente de 17.92°C y 17.1°C del efluente.

Los sistemas de biofiltración operando en países de la región, se encuentran trabajando en un rango de temperaturas de 19°C a 25°C, beneficiando el proceso de tratamiento (García, 2007). Esta investigación presenta remociones significativas aun cuando se encuentra trabajando con un rango de temperatura menor, entre 15°C y 18°C. Por esta razón, los sistemas de biofiltración propuestos son una alternativa incluso en las zonas de la sierra ecuatoriana con temperaturas entre los 14°C y 22°C.

Con relación al pH, los valores del efluente permanecen cercanos a 7.5. Se evidencia una significativa estabilidad en el pH del efluente, lo que se traduce a condiciones neutras adecuadas para el desarrollo de microorganismos en el sistema.

Los resultados mostrados en la figura 2, indican que el biofiltro de *L. camara* presenta una eficiencia de remoción de DQO promedio del 69%. Adicionalmente, la investigación permite identificar una remoción máxima, alcanzada el día 11, con un valor del 94.9%. En los días 43 y 57 se aprecia una disminución en la eficiencia de remoción de DQO asociado a problemas de operación; sin embargo días posteriores a estos acontecimientos se presentan eficiencias mayores al 50%, resultando un sistema tolerante a variaciones de caudal y carga de DQO.

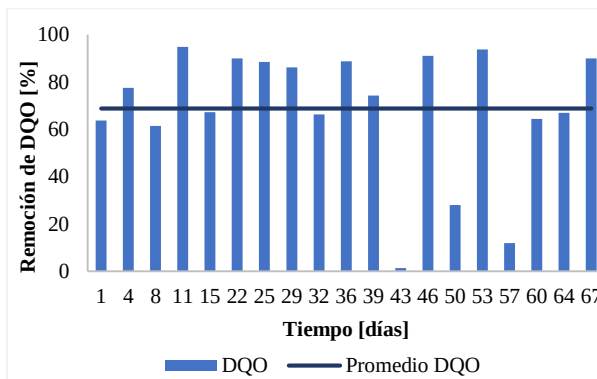


Figura 2. Eficiencias de remoción de DQO

En cuanto a nutrientes, el sistema presenta remociones de NH_4^+ 87% y N-NO_2^- 52%, presentados en la figura 3. La disminución en la concentración de estas formas de nitrógeno (NH_4^+ y N-NO_2^-), evidencia la acción de procesos de nitrificación que tienen lugar mediante dos fases: i) el ión amonio se oxida a nitritos por acción de bacterias amonio-oxidantes, ii) los nitritos pasan a nitratos por acción de bacterias nitrito-oxidantes (Sanz, 2014). Al final de este proceso se liberan nitratos y energía.

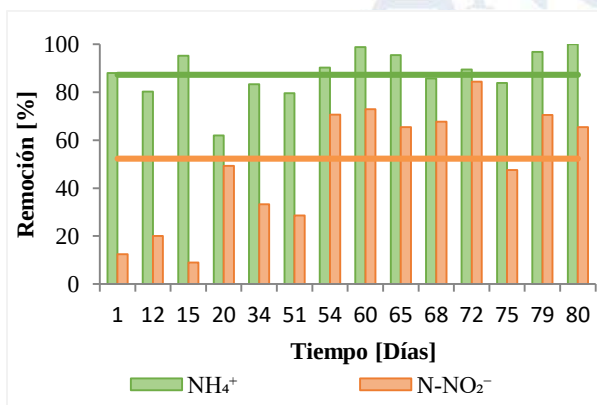


Figura 3. Eficiencia de remoción de nitrógeno

En el caso de los N-NO_3^- se presenta un aumento en la concentración del 29%, mismo que se atribuye a un comportamiento usual presentado en tratamientos biológicos, como resultado del proceso de desnitrificación, dado que las concentraciones de nitratos y nitritos se incrementan si no existen condiciones adecuadas que permitan a los microorganismos asimilar dichas formas de nitrógeno (Metcalf & Eddy, 1995). El comportamiento en la variación de las concentraciones de las formas de nitrógeno, se muestra en la figura 4, donde se observa que la concentración de NH_4^+ y N-NO_2^- se reduce reportándose valores entre 0 a 7.5 mg/L de NH_4^+ y 0.01 a 0.05 mg/L de N-NO_2^- , mientras que debido al aumento de N-NO_3^- se presentan valores máximos de 13.8 a 14.5 mg/L.

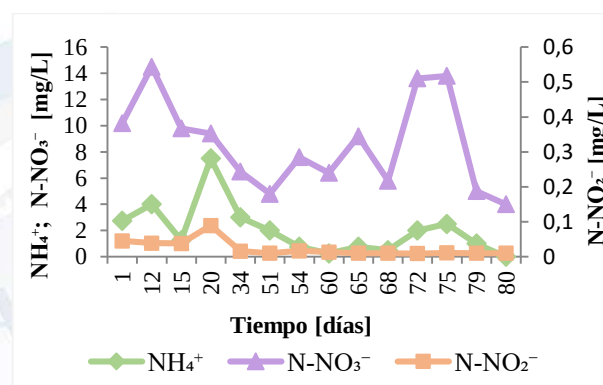


Figura 4. Variación de las concentraciones de las formas de nitrógeno durante el monitoreo.

De igual manera para el caso del PO_4^{3-} existe un incremento del 52%, como se aprecia en la figura 5, una de las causas de este comportamiento se debe al aporte de fosfatos por microorganismos que liberan dicho compuesto al encontrarse en zonas anaerobias dentro del reactor (Castillo et al., 1999).

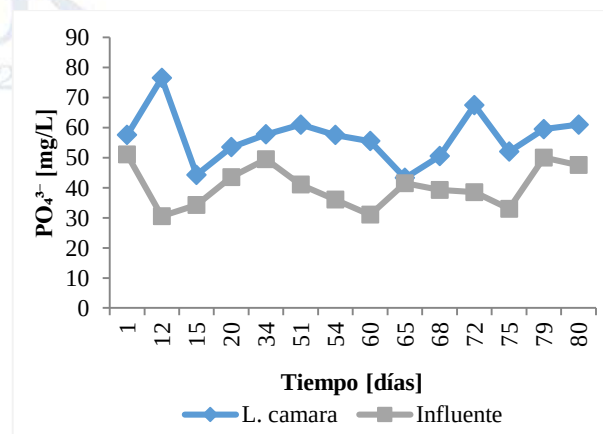


Figura 5. Variación de las concentraciones de fósforo durante el monitoreo.

Con estos resultados, al proceder con la evaluación del sistema en serie anaerobio-aerobio-anóxico por un periodo de 45 días, se analizan las bondades del material en la remoción de nutrientes, evidenciando remociones significativas de las diferentes formas de nitrógeno: 92.36 % para NH_4^+ , 50.39% en N-NO_3^- y 87.01%, para N-NO_2^- ; y de remoción de fósforo como PO_4^{3-} y PT del 9.24% y 18.97% respectivamente.

CONCLUSIONES

El residuo de poda de *Lantana camara* presenta características similares (porcentajes de porosidad y humedad) a la turba, material utilizado en sistemas de biofiltración como medio de soporte con eficiencias significativas, por lo cual lo convierten en un material factible para ser utilizado en el tratamiento de aguas residuales.

El sistema de biofiltración a escala laboratorio, con material de empaque de residuo de poda de *Lantana camara* presenta una capacidad de adaptarse a las variaciones de caudal y de carga de DQO, manteniendo porcentajes de remoción significativos. Se registran remociones significativas de DQO (69%), nitrógeno amoniacal (87%) y nitritos (52%), concluyendo que el mismo es una alternativa de medio filtrante en sistemas de biofiltración adaptados para viviendas que no logran conectarse a la red de alcantarillado.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Buelna, G., Garzón-Zuñiga, M., y Moeller-Chávez, G. (2011). Los biofiltros de empaque orgánico: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales. *Ide@s CONCYTEG*, 6(71), 540-551.

Castillo, P.A., Tejero, I. 1999. Consideraciones de diseño para la eliminación biológica de fósforo empleando procesos de biopelícula. *Ingeniería del Agua*, 6(1), 69-80.

Galindo, J. M. (2015). Evaluación del desempeño de dos sistemas de tratameinto para la remoción de esteroides en aguas residuales. Universidad Nacional Autónoma de México, México DF.

García, L. (2007). Decoloración fúngica de efluentes industriales con colorantes azo en sistemas de biofiltración con diferentes empaques orgánicos. Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F.

Hach Company. (1997-2000). Manual de análisis de agua (Vol. Segunda edición español). Colorado, EE.UU.

Higuera, O., Arroyave, J., & Florez, L. (2009). Diseño de un biofiltro para reducir el índice de contaminación por cromo generado en las industrias del curtido de cueros. *Dyna*, 76(160), 107-119.

Instituto Nacional de Estadística y Censos (2010), Censo de Población y Vivienda 2010.

Metcalf & Eddy. (1995). Ingeniería de aguas residuales Tratamiento, vertido y utilización (Vol. I). Madrid, España: McGraw-Hill.

Sanz, M. 2014. Eliminación biológica de nitrógeno y fósforo en EDAR's.

Sosa, D., Viguera, J., y Holguín, E. (2014). La biofiltración: una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas residuales. *Vidsupra, Visión Científica*, 6(2), 56-60.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2012). 22a ed., American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

Tejero, J., Esteban, A., Florio, L (2012). Tecnologías de biopelícula innovadoras para la depuración de aguas residuales: veinticinco años de investigación del grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria. *Ingeniería Civil* 168 año IX(23).

Tenecota, D. (2016). Estudio de la eficiencia en la remoción de DQO mediante reactores anaerobios UASB en zonas frías andinas. Escuela Politécnica Nacional, Quit

[00333] TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DE LAVADOR DE GASES, CON ALTO CONTENIDO DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES

ANDREA BARAHONA¹; LORNA GUERRERO²; EDUARDO MORAGA³

Universidad Técnica Federico Santa María^{1,2,3}

andrea.barahona@usm.cl1; lorna.guerrero@usm.cl2; eduardo.moraga@alumnos.usm.cl3

ABSTRACT

Treatment alternatives have been studied for wastewater coming of gas scrubber of a polyester and vinyl ester synthetic resin manufacturing plant, where main pollutant are volatile organic compounds (VOC's). These alternatives are biological aerobic (activated sludge) and anaerobic (UASB) treatments and advanced oxidations treatments black fenton and photo fenton.

Based on the results obtained in biological treatments, the aerobic process is discarded due to the high rates of volatilization of pollutants that it presents, only 35% of the organic load (COD) by direct aeration is reduced. In opposite, anaerobic treatment achieve 90% efficiency in COD reduction. For oxidations, the optimal ratio addition of H_2O_2 and Fe^{+2} is looking for, which allows the organic matter removal, prioritizing low reagent consumption. The best results are obtained with photo fenton, with COD removal efficiencies between 40% and 85%.

The alternatives were economically analyzed, a UASB reactor of 4.1 m³ is designed for load feed of 40 m³/month, this alternative involves an investment of € 31 500 and treated water operational costs of 9.6 €/m³. On the other hand, a photo fenton reactor of 2 m³ is designed, in this case, means an investment of 24 150 € and treated water operational cost of 11.9 €/m³.

Therefore, the alternative chosen is anaerobic treatment, due to lesser operating costs and greater organic matter degradation percentage.

1. INTRODUCCIÓN

La empresa en estudio se encuentra constituida por las plantas productivas de fertilizantes, dispersiones y

SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Palabras claves: COV's, Fenton, UASB

resinas sintéticas del tipo poliéster y viniléster. En este último proceso, se realiza un lavado de gases con agua de servicio, el cual tiene por objetivo retener los COV's que se desprenden de la reacción principal, generando un agua residual con altas cargas orgánicas, el cual debe ser tratado para cumplir con la normativa vigente en Chile, referente al vertido de aguas residuales al alcantarillado.

La planta de procesos presenta otros focos de producción de aguas residuales, en las áreas ya mencionadas de producción de fertilizantes y dispersiones, como también en la zona de lavado de camiones. Éstas se tratan en conjunto en una planta de tratamiento de residuos líquidos (PTR), pero el agua residual en estudio presenta la mayor cantidad de carga orgánica de la planta y la PTR no es capaz de degradarla eficientemente, condicionando el cumplimiento de la normativa vigente de toda la empresa.

2. OBJETIVOS

El objetivo del presente trabajo es realizar un estudio de factibilidad técnica y económica, para la reducción de materia orgánica del residuo industrial líquido proveniente del lavado de gases de la planta de resinas, maximizando eficiencia y minimizando consumo de reactivos. Se estudian tratamientos biológicos aerobio y anaerobio, y oxidaciones avanzadas *black fenton* y *photo fenton*.

3. METODOLOGÍA

3.1 Etapas del Estudio

Según la caracterización del agua residual a tratar, se investigan dos tipos de procesos: tratamientos biológicos y tratamientos químicos por oxidación avanzada.

En los tratamientos biológicos se realizaron estudios de tratabilidad a nivel laboratorio con procesos aeróbicos y anaeróbicos, determinando la máxima degradabilidad de la materia orgánica, medida como DQO, de cada proceso. Para los tratamientos químicos, se realizaron oxidaciones avanzadas del tipo *black fenton* y *photo fenton*, determinando la dosificación óptima y degradabilidad asociada al consumo de reactivos.

En una segunda etapa, se seleccionan el mejor proceso biológico y el mejor proceso de oxidación. Los efluentes de éstos son sometidos a un proceso aerobio, para así obtener la degradación de DQO necesaria para cumplir la norma de alcantarillado. Este tratamiento aerobio se realiza tomando en cuenta la planta de lodos activos que la empresa dispone para el tratamiento de las aguas residuales similares a domésticas. Un diagrama de las etapas del estudio es presentado en la Figura 1.

3.2 Caracterización del Agua Residual a estudiar

La caracterización del agua residual a tratar se realiza según lo indicado en el Standard Methods (1998).

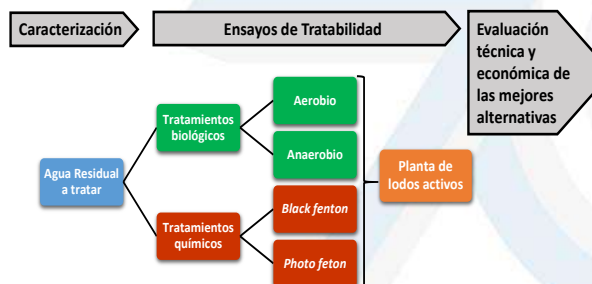


Figura 1. Etapas para la realización del presente estudio.

Los parámetros medidos fueron: temperatura, pH, sólidos (totales, ST; volátiles, SV; suspendidos totales, SST; suspendidos volátiles, SSV) y DQO (total y soluble).

3.3 Ensayos de biodegradabilidad aerobia y volatilización del agua residual

Este proceso se hace en triplicado. Se montan 3 reactores *batch* de 500 mL de capacidad, cuyas características son las siguientes: inóculo, 3 gSSV/L; DQO, 5 g/L; relación DQO/N/P, 100/5/1; pH, 7; aireación: 2 L/min.

Se realiza la medición de DQO y SS diariamente, determinando tanto la degradación biológica de la DQO como su volatilización debido a la aireación (en el caso del agua residual cruda).

Este mismo ensayo se aplicará al efluente del proceso anaerobio de resultar el mejor tratamiento biológico y al mejor proceso de oxidación avanzada (ver Figura 1).

3.4 Ensayos de biodegradabilidad anaerobia

Como parte de los objetivos de este ensayo es determinar si existe una mejora en la biodegradabilidad anaerobia al aplicar pretratamiento térmico (Bernal, 2011) y usar cenizas (Guerrero, 2017; Montalvo y Guerrero, 2003). Las características de los reactores son las siguientes: volumen, 350 mL; inóculo, 5 gSSV/L; DQO, 5 g/L; relación DQO/N/P, 400/5/1; pH, 7; temperatura de operación: 37°C y agitación intermitente (Esposito, 2012). En la Figura 2 se presenta el esquema del ensayo anaerobio.

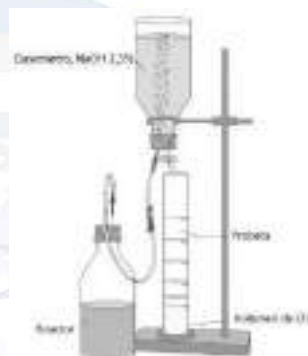


Figura 2 Sistema del montaje de un reactor para el ensayo de degradabilidad anaerobia por método 1. (Esposito, 2012)

El estudio para cada condición se realiza en cuadruplicado. Se estudió la biodegradabilidad anaerobia con pretratamiento térmico (CP), sin pretratamiento térmico (SP), con uso de cenizas (CC) y sin cenizas (SC). Los tipos de montajes de reactores se detallan a continuación:

- 4 reactores con pretratamiento térmico y con cenizas.
- 4 reactores sin pretratamiento térmico y con cenizas.
- 4 reactores con pretratamiento térmico y sin cenizas.
- 4 reactores sin pretratamiento térmico y sin cenizas.
- 2 reactores blancos.

Las cenizas son provenientes de una termoeléctrica. Se usan en una concentración de 100 mg/L. Estudios anteriores demostraron que su aplicación puede aumentar hasta en un 10% la biodegradabilidad (Montalvo y Guerrero, 2003).

3.5 Oxidación avanzada black fenton

Se realiza un diseño experimental, construyendo 3 regiones variando las concentraciones del uso de reactivos (Moraga, 2017). En la Tabla 1 se presenta las regiones del diseño experimental y las dosificaciones utilizadas en cada una de ellas.

Tabla 1 Definición de regiones para ensayo *black fenton*.

Región	g H ₂ O ₂ /g DQO	g Fe ⁺² /g DQO
1	1.636	0.242
	1.636	0.121
	0.818	0.242
	0.818	0.121
2	1.636	0.121
	1.636	0.061
	1.227	0.121
	1.227	0.061
3	1.227	0.061
	1.227	0.024
	0.818	0.061
	0.818	0.024

En el ensayo *black fenton* se carga cada reactor con sulfato férrico, posteriormente se agregan 50 mL del agua a tratar agitando permanentemente. Durante la reacción, los reactores se encuentran en un baño termorregulador a fin de controlar la exotermicidad de la reacción principal. Una vez que el sulfato férrico se encuentra totalmente disuelto, se añade la cantidad de peróxido según indica el diseño de cada región. La reacción se interrumpe a las 3 horas de iniciada la reacción.

3.6 Oxidación avanzada *photo fenton*

Se realiza un diseño experimental, construyendo 4 regiones variando las concentraciones del uso de reactivos (Cruz, 2012; Moraga, 2017). En la Tabla 2 se presentan las regiones del diseño experimental.

Tabla 2 Definición de regiones para ensayo *photo fenton*

Región	g H ₂ O ₂ /g DQO	g Fe ⁺² /g DQO
1	1.636	0.242
	1.636	0.121
	0.818	0.242
	0.818	0.121

2	0.818	0.121
	0.818	0.061
	0.409	0.121
	0.409	0.061
3	0.818	0.061
	0.818	0.030
	0.614	0.061
	0.614	0.030
4	0.614	0.030
	0.614	0.018
	0.409	0.030
	0.409	0.018

Las condiciones son replicadas del ensayo de *black fenton* y se trabaja en duplicado para cada dosificación constituyente de cada región. Para cada *batch* en el reactor se cargó una cantidad fija de agua a tratar (100 mL). Luego se adiciona el sulfato ferroso heptahidratado, agitando permanentemente. Al final se adiciona lentamente el peróxido de hidrógeno (solución al 30%) cuidando que la reacción no se comporte de manera violenta. Cada reactor se sumergió en baño de agua de servicio, para efectos de controlar la temperatura de la reacción. La capacidad de los reactores utilizados fue de 200 [mL] para maximizar el área de contacto con el enfriamiento y mejorar el área sumergida de la bombilla UV-C que se dispuso (García, 2014).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Características del agua a tratar.

Las características del agua a tratar se detallan en la Tabla 3. Como se puede observar en ella, la variabilidad en cuando al contenido de materia orgánica, medida como DQO, es alta.

4.2 Volatilización del agua a tratar por la aireación.

Los resultados de este ensayo indican que en promedio, la volatilización de los COV's es de un 35%. Este resultado hace descartar el proceso aerobio como tratamiento, ya que el lavador de gases se utiliza justamente para evitar emanaciones de COV's a la atmósfera.

Tabla 3 Características del agua residual a tratar

Parámetro	Rango	Unidad
Temperatura	30 - 32	°C
pH	2.7 – 3.1	-
ST	1.90 – 1.96	g/L
SV	1.33 – 1.41	g/L
SST	0.30 - 0.32	g/L
SSV	0.15 – 0.17	g/L
DQO Total	20.8 – 33.7	g/L
DQO Soluble	19.7 – 32.0	g/L

4.3 Ensayos de biodegradabilidad anaerobia

Los resultados de este ensayo en cuanto a la producción de metano, se muestran en la Figura 3.

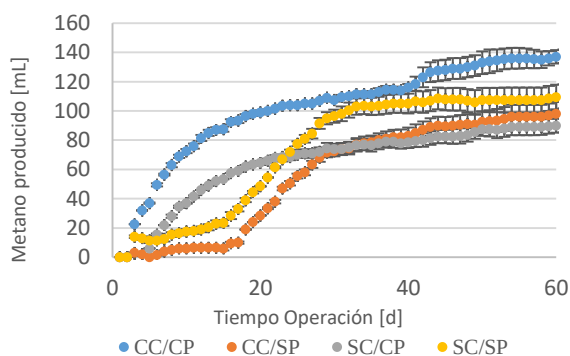


Figura 3 Producción de metano en cada una de las condiciones estudiadas: CC y SC (con y sin cenizas) y CP y SP (con y sin pretratamiento térmico).

Evaluando las curvas de la figura anterior, la única ventaja al utilizar pretratamiento térmico y cenizas, es la mayor velocidad de degradación, pero no tiene una influencia importante en la biodegradabilidad final, lo que se ve reflejado en los resultados mostrados en la Tabla 4.

Tabla 4 Biodegradabilidades a los 60 días. CC y SC (con y sin cenizas); CP y SP (con y sin pretratamiento térmico).

Reactor	DQO inicial [mg DQO/L]	DQO final [mg DQO/L]	Porcentaje de Biodegradación
CC/CP	13400	767	94
SC/CP	12450	1400	89
CC/SP	13600	1411	90
SC/SP	14433	1733	88

4.4 Ensayos por oxidación black fenton

Se trabajó en regiones indicadas en el capítulo anterior, generando un plano por región, evaluando eficiencias y minimizando el consumo de reactivos. En la Tabla 5 se presentan los resultados obtenidos.

Tabla 5 Resultados de consumo y eficiencias en ensayo black fenton

Región	g H ₂ O ₂ /g DQO	g Fe ⁺² /g DQO	Degradación
1	1.636	0.242	74.4%
	1.636	0.121	73.6%
	0.818	0.242	55.5%
	0.818	0.121	49.6%
2	1.636	0.121	73.6%
	1.636	0.061	76.4%
	1.227	0.121	70.5%
	1.227	0.061	70.7%
3	1.227	0.061	70.7%
	1.227	0.024	8.7%
	0.818	0.061	38.2%
	0.818	0.024	10.7%

La eficiencia se encuentra directamente relacionada con el consumo de peróxido como reactivo (a mayor consumo, mejores resultados). Por otra parte, la cinética de la reacción se ve influenciada por la cantidad de hierro que se carga al reactor, lo que queda evidenciado en las regiones de más bajo consumo de sulfato ferroso, en los cuales la reacción continúa más allá de las 3 horas establecidas para el ensayo, tiempo suficiente para culminación de la reacciones para el resto de las regiones planteadas.

4.5 Ensayos por oxidación photo fenton

Para los ensayos realizados bajo la metodología *photo fenton* se trabajó en regiones de experimentos, en donde se hicieron las experiencias necesarias para generar un plano por región evaluando eficiencias y minimizando el consumo de reactivos. De manera adicional, la construcción de la primera región se realiza a las mismas concentraciones de reactivos que la primera región estudiada para la metodología *black fenton*, para comparar la incidencia en los resultados al utilizar luz UV-C. En la tabla 6 se presentan los resultados obtenidos.

Con la metodología *photo fenton* se obtienen eficiencias más altas que con *black fenton* (ver Figura 4). Al contrastar ambas tecnologías, se detecta que al aplicar luz UV-C, se generan alzas en las eficiencias cercanas al

10%, bajo igualdad de condiciones y reactivos añadidos, por lo que se decide seleccionar la oxidación avanzada *photo fenton* como un método válido para realizar el diseño técnico y económico de la propuesta.

4.6 Ensayos aerobios post tratamientos anaerobio y *photo fenton*

El ensayo aerobio se aplicó a los efluentes de los tratamientos con los que se obtuvieron mejores resultados: anaerobio y *photo fenton*.

Tabla 6 Resultados de consumo y eficiencias en ensayo *photo fenton*

Región	g H ₂ O ₂ /g DQO	g Fe ⁺² /g DQO	Degradación
1	1.636	0.242	82.7%
	1.636	0.121	79.5%
	0.818	0.242	63.8%
	0.818	0.121	60.2%
2	0.818	0.121	60.2%
	0.818	0.061	59.1%
	0.409	0.121	42.1%
	0.409	0.061	40.9%
3	0.818	0.061	59.1%
	0.818	0.030	58.7%
	0.614	0.061	57.1%
	0.614	0.030	55.9%
4	0.614	0.030	55.9%
	0.614	0.018	55.9%
	0.409	0.030	45.7%
	0.409	0.018	43.3%

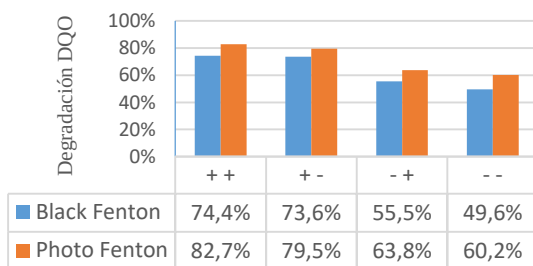


Figura 4 Comparación de eficiencias para métodos *black fenton* y *photo fenton*

Al realizar el ensayo aerobio al efluente del tratamiento anaerobio, se estudió el perfil de la variación de la carga orgánica en función al tiempo. Los resultados obtenidos

se muestran en la Figura 5, donde se puede observar que la eficiencia de remoción promedio es de 89%.

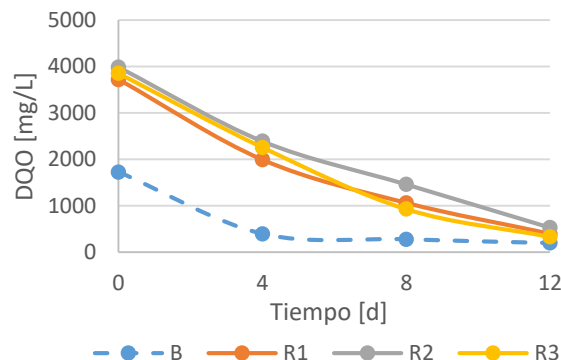


Figura 5 Resultados del ensayo aerobio como post tratamiento del proceso anaerobio. B: Reactor Blanco.

Los resultados del ensayo aerobio aplicado a los efluentes del tratamiento por oxidación *photo fenton* se presentan en la Figura 6. Se evalúa si trazas de peróxido del primer tratamiento afectan al inóculo del proceso biológico, determinando la máxima remoción de carga orgánica.

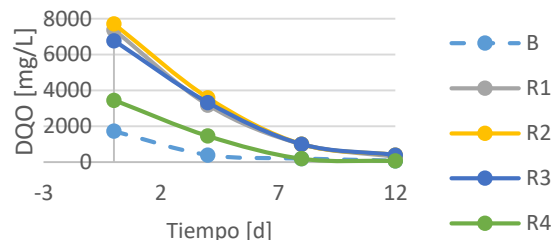


Figura 6 Resultados ensayo aerobio como post tratamiento del proceso *photo fenton*. B: Reactor Blanco.

Descartando el reactor R4, el valor promedio de biodegradabilidad que se obtiene es de un 95%, lo que indica que las trazas de peróxido no afectan la población microbiana.

4.7 Diseño del reactor anaerobio: UASB

En base a los parámetros obtenidos desde las experiencias de los ensayos en laboratorio, se procede a calcular el volumen necesario del reactor UASB, con valores de Velocidad de Carga Orgánica, VCO, de 12 kg DQO/(m³ d), un caudal diario de 1.5 m³ y una concentración de materia orgánica en el agua a tratar de 33 kg DQO/m³. Por lo tanto, el volumen del UASB es de 4.1 m³.

4.8 Diseño del reactor *photo fenton*

Por seguridad en la operatividad de este reactor, de 4 m³, se debe operar con una capacidad del 50%, correspondiente a la altura de los serpentines teniendo un valor efectivo por lote de 2.2 m².

4.9 Estimación de costos de inversión y operación.

Para el reactor UASB, los costos de inversión son de 31 500 €, mientras que los costos de operación de este tratamiento biológico, son de 9.6 €/m³ de agua tratada.

Para el reactor *photo fenton*, los costos de inversión necesarios son de 24 150 €, mientras que los costos de operación de esta oxidación química, son de 11.9 €/m³ de agua tratada.

5. CONCLUSIONES

La primera conclusión es que no es factible aplicar un tratamiento aerobio al agua residual, debido a las altas tasas de arrastre de COV's hacia la atmósfera.

La propuesta de tratamiento anaerobio es factible técnica y económicamente, alcanzando eficiencias del 90% en la degradación de la carga orgánica, siendo muy importante adicionar nutrientes para tener una relación C:N:P = 400:5:1.

Las propuestas de tratamiento por oxidación avanzada son factibles técnicamente, alcanzando remociones de hasta un 85% de remoción de materia orgánica. Al aplicar un proceso *photo fenton* se obtienen mejoras de un 10% en las eficiencias obtenidas, por sobre un proceso *black fenton*.

En base al estudio económico realizado, el proyecto con costos de inversión más bajos es el reactor *photo fenton*, incurriendo en una inversión de 24 150 €, contrastando con un reactor UASB con una inversión total de 31 500 €. Evaluando costos operacionales, la opción más viable corresponde al tratamiento biológico, con un costo operacional de 9.6 €/m³ de agua tratada. Por su parte, el tratamiento *photo fenton* presenta un costo operacional de 11.9 €/m³ de agua tratada.

Finalmente se determina que la mejor alternativa es realizar un sistema secuencial de tratamientos biológicos, realizando una primera fase anaerobia mediante la

implementación de un reactor UASB y una segunda fase de tratamiento aerobio en la planta de lodos activos que tiene la empresa y que utiliza para el tratamiento de las aguas residuales domésticas. Esta alternativa además de ser más sustentable permite un mayor control sobre la carga orgánica del RIL.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bernal, A. (2011). Evaluación de un pretratamiento térmico sobre la digestión anaerobia de lodos residuales. Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería, Guanajuato.

<https://smbb.mx/congresos%20smbb/queretaro11/TRA-BAJOS/trabajos/IV/carteles/CIV-34.pdf>. Visitado en octubre 2017.

Cruz, N. D. (2012). Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. IWA Water Research.

Esposito, G. (2012). Bio-Methane Potential Tests To Measure The Biogas Production From The Digestion and Co-Digestion of Complex Organic Substrates. Cassino: The Open Environmental Engineering Journal. doi:1874-8295/12.

Guerrero. (2017). Apuntes de Clases: Tratamiento de Residuos Industriales Líquidos. Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso, Chile.

Montalvo y Guerrero (2003). Tratamiento Anaerobio de Residuos: Producción de Biogás. Ed. Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso, Chile.

Moraga. E. (2017). Factibilidad técnica y económica para propuestas de tratamientos de un residuo industrial líquido proveniente del lavado de gases de la planta de producción de resinas BASF-PALATAL. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Químico, Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso, Chile.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998). 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

[00345] REMOCIÓN DE NITRÓGENO AMONIAACAL MEDIANTE NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN AUTÓTROFA SIMULTÁNEA

SILVIO MONTALVO¹; CESAR HUILINIR²; ANDREA BARAHONA³; LORNA GUERRERO⁴; JUAN CARLOS RUBIO⁵; ROSA GÓMEZ⁶

Universidad de Santiago de Chile^{1,2}; Universidad Técnica Federico Santa María^{3,4,5,6}

silvio.montalvo@usach.cl¹; cesar.huilimir@usach.cl²; andrea.barahona@usm.cl³;
lorna.guerrero@usm.cl⁴; juan.rubiop@sansano.usm.cl⁵; rosa.gomez@sansano.usm.cl⁶

Abstract: Simultaneous autotrophic nitrification-denitrification (SaND) was carried out for the removal of ammonium in synthetic wastewater (SW) using sulfur as an electron donation in denitrification. Three reactors were operated in batches, two with zeolite used as support (1 mm and 3 mm) and the third without support to validate the effect of this in the SaND. Aeration, anoxic and anaerobic cycles were established, where 96% removal was achieved in nitrification and 93% in

denitrification. It was evidenced that the use of support decreases 70% of the time in nitrification. Inhibition and accumulation of nitrite in the denitrification was recorded by increasing the concentration of nitrogen in the SW.

Palabras claves: Nitrificación-Desnitrificación autótrofa simultánea, reactor-batch, zeolita

1- Introducción

El vertimiento de residuos líquidos de industrias como la pecuaria o textiles, con contenido de nitrógeno en forma de amonio (N-NH_4^+) en fuentes hídricas provoca eutrofización, acidez y toxicidad al ecosistema (Ingole, 2016). Actualmente existen diferentes procesos biológicos para la remoción de N-NH_4^+ presentes en corrientes de aguas residuales, destacando la nitrificación-desnitrificación convencional (ND), que ha demostrado altas eficiencias; sin embargo, tiene dos grandes desventajas: la ND se lleva a cabo en dos reactores diferentes; y se requiere materia orgánica (MO) adicional para los microorganismos heterótrofos. Todo esto conlleva a costos elevados de inversión y operación. Una solución a la segunda desventaja mencionada, es el uso de microorganismos autótrofos anaerobios (MAAn) en la desnitrificación (Driscoll and Bisogni, 1978), lo que conlleva a la eliminación de los requerimientos de sustrato orgánico adicionales y evitar posibles contaminantes secundarios.

En cuanto a la problemática en los requerimientos de espacio, se han presentado estudios para llevar a cabo el proceso ND de forma simultánea en un mismo reactor. Estudios realizados para la nitrificación-desnitrificación simultánea (NDS) se han realizado con microorganismos desnitrificantes heterótrofos, en donde se ha demostrado

reducción de N-NH_4^+ mayores al 80% (Guo *et al.*, 2005). De igual forma, dichos avances se han logrado usando diferentes soportes para permitir que el inóculo mixto se fije y se creen zonas anóxicas para la desnitrificación por la formación de biopelículas. También, se han realizado estudios usando tiosulfato, sulfuro o azufre elemental (S^0) como donador de electrones para la desnitrificación (Campos *et al.*, 2008), en donde se ha obtenido remoción de nitrato (NO_3^-) cercanas al 100%. Por tanto, el presente estudio plantea la operación de un reactor por lotes para nitrificación-desnitrificación autótrofa simultánea (NDaS) a partir de un inóculo mixto enriquecido para la eliminación de N-NH_4^+ usando S^0 como donador de electrones en la desnitrificación, zeolita chilena como soporte y con agua residual sintética (ARS). Se estudiarán los ciclos de aireación, en la relación estequiométrica de azufre/nitrógeno (S/N) y se identificará la influencia de la zeolita dentro del proceso simultáneo.

2- Metodología

2.1- Reactores por lotes

Se utilizaron tres reactores con dos diámetros de zeolita (1, 3 mm) y finalmente un reactor sin zeolita para evaluar la influencia del soporte dentro del proceso de NDaS. La

cantidad de zeolita en el reactor fue de 20 g/g SSV (Montalvo *et al.*, 2016). Los reactores fueron construidos en vidrio de color ámbar. Los reactores (volumen efectivo de 1.3 L) se mantuvieron aireados mediante difusores distribuidos en la base, con agitación a 300 RPM y a 25°. Se mantuvo controlado el pH y oxígeno disuelto (OD). (Figura 1).

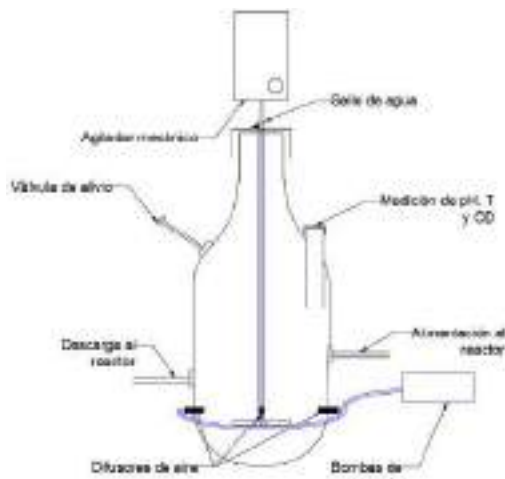


Figura 1. Esquema del reactor por lotes para NDAS.

2.2- Inóculos

Se realizó el enriquecimiento de los inóculos por separado. Para la nitrificación (NT), se utilizó el inóculo trabajado por Gómez (2018) el cual está acondicionado para la NDAS que utilizó tiosulfato de sodio como donador de electrones para la desnitrificación. Este inóculo se enriqueció con ARS compuesta por (g/l): K_2HPO_4 (3.5), KH_2PO_4 (4), $NaHCO_3$ (4.9), NH_4Cl (0.7), $NaCl$ (0.2); y 5 mL de micronutrientes cuya composición es reportada por Beristain-Cardoson *et al.* (2010). El OD promedio es 5 ppm O_2 .

Por otra parte, para el inóculo de la desnitrificación autótrofa (DNa), se enriqueció un lodo proveniente de una laguna cubierta perteneciente a una empresa de la industria porcina. La composición del ARS para el enriquecimiento fue (g/L): K_2HPO_4 (2.0), $NaHCO_3$ (1.0), NH_4Cl (0.5), KNO_3 (2.0), $MgCl \cdot 6H_2O$ (0.5); y 5 mL de micronutrientes cuya composición es reportada por Fajardo (2011). El S^0 fue alimentado estequiométricamente (2.51 g $S-S^0$ / g $N-NO_3$) basado en la reacción reportada por Campos *et al.* (2008); el azufre fue molido y tamizado para obtener un tamaño promedio de 125 μm .

Una vez enriquecidos los inóculos, se llevó a cabo el montaje de los reactores del proceso de NDAS, para lo cual se adicionó a cada reactor 0.260 L (20% del

volumen efectivo del reactor) de inóculo mixto (2:3 nitrificante-desnitrificante, respectivamente).

2.3- Condiciones de operación

Para la NDAS se planearon dos períodos de alimentación, en el primero, la alimentación tuvo las características del ARS con la concentración determinada de $N-NH_4^+$ y su respectivo sustrato y micronutrientes, esta alimentación fue aforada a 1L. Posteriormente se aireó por un periodo determinado y se dejó que el oxígeno acumulado se consumiera por los microorganismos nitrificantes autótrofos. Después de ello, se ingresó el S^0 .

En la alimentación inicial, la concentración de $N-NH_4$ fue 50% menor a la máxima analizada por Sun *et al.* (2012). Luego, se aumentó dos veces la concentración de $N-NH_4$ (en 40%) para determinar el comportamiento de inóculo mixto en la NDAS al aumentar la concentración de nitrógeno. La concentración de los sustratos y micronutrientes fueron aumentados proporcionalmente. La eficiencia del proceso se determinó porcentualmente mediante balances de nitrógeno. Es aceptado que exista acumulación de nitrito cuando hay 50% de $N-NO_2$ resultante como subproducto de alguno de los dos procesos estudiados (Zhang *et al.*, 2009).

2.4-Métodos de análisis

La determinación de la concentración de nitrito, nitrato, amonio, sulfato, sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV), pH y OD se realizaron con base a lo estipulado por el *Standars Methods* (1998).

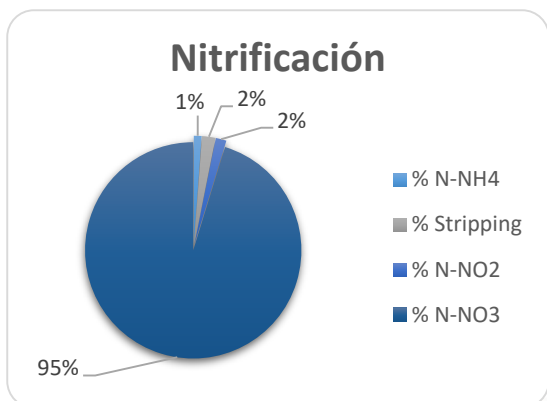
3- Resultados y discusiones

3.1 -Enriquecimiento de inóculos

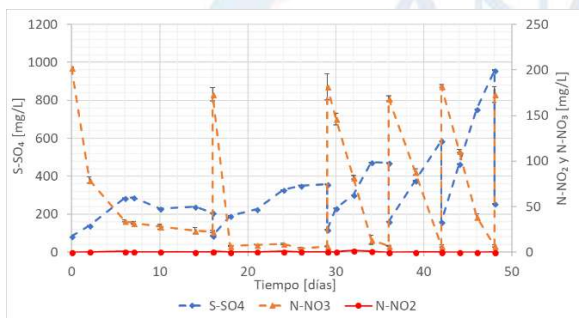
Se llevó a cabo el enriquecimiento por separado de los inóculos, en la gráfica 1 de evidenció el comportamiento del inóculo nitrificante.

Este resultado fue obtenido al suministrar aire al reactor por 8 h al inóculo de Gómez (2018). Al realizar el balance de nitrógeno, existió una pequeña diferencia del 1% el cual es atribuido a posible *stripping* en el reactor.

Grafica 1. Oxidación de amonio mediante nitrificación.



Por otra parte, para el enriquecimiento del inóculo DNA, gráfica 2, se observa que los dos primeros ciclos fueron de 16 y 13 días, esto ya que se esperaba que la remoción de nitrato fuese alta (>90%) y a su vez que la formación de sulfatos (SO₄) llegara a su máximo. Para el tercero, cuarto y quinto ciclo, los tiempos se redujeron a 7 y 6 días. Sin embargo, no fue sino hasta el cuarto ciclo que la formación de sulfatos correspondió a lo consumidos de nitrato de acuerdo con la reacción de DNA con S⁰ reportada por Campos et al. (2008), por lo cual se atribuye a los tres primeros ciclos que la desnitrificación se dio por acción de microorganismos heterótrofos ya que se denotó disminución de la demanda química de oxígeno (DQO) soluble durante esos ciclos (resultado no mostrados), y a su vez un ligero aumento del pH. Después del cuarto ciclo, el pH disminuyó acorde a la formación de H⁺ en la DNA y se mantuvo en el rango de 7.3-8.



Grafica 2. Reducción de nitrato mediante DNA.

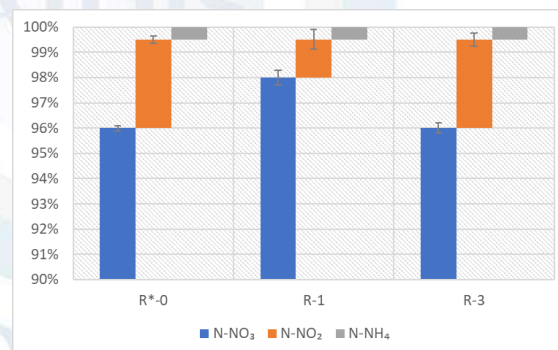
A diferencia de los resultados obtenidos por Kostytsia *et al.* (2018), no existió acumulación de nitrito ya que como lo menciona en su trabajo, el aumento del área superficial del S⁰ (usó lentejas de azufre con tamaño promedio de 3 mm) mejora la tasa de solubilidad del mismo, lo que favorece a la DNA.

3.2- Proceso en simultaneo (NDaS)

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

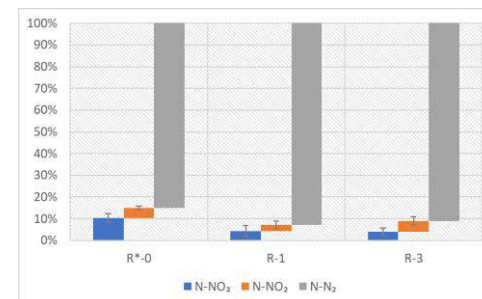
Tel: (55)(11) 3812-4080 – Fax: (55)(11) 3814-2441 – email: aidis@aidisnet.org – Web Site: <http://www.aidisnet.org>

Cada reactor, fue provisto con 100 mL de inóculo enriquecido nitrificante (3.5 g SSV/L), 156 mL de inóculo enriquecido DNA (25 g SSV/L) y 85 g de zeolita. Los reactores fueron alimentados inicialmente con 0.5 mg NH₄Cl/L y 0.33 g de S⁰. Se aireó 5 horas, seguido a ello se dejó un tiempo anóxico de 6 horas para que la concentración oxígeno disuelto cayera alrededor de 0.4 mg O₂/L por acción de los microorganismos nitrificantes, posteriormente se alimenta el S⁰ dando inicio al ciclo anaerobio por 56 h (Gómez (2018) necesito 48 h usando tiosulfato). Los resultados demostraron que el uso de soporte favorece la actividad microbiana, puesto que, una vez terminado el ciclo de aireación de 5 horas, el reactor sin zeolita (R-0) logro oxidación de amonio del 56%, en comparación a los reactores con soporte de 1 mm (R-1) y 3 mm (R-3) que obtuvieron remoción de 98% y 96% respectivamente. El tiempo es congruente con lo obtenido por Zhang et al. (2009). A modo de comparación, se decidió aumentar el ciclo de aireación para R-0 y determinar el tiempo requerido de aireación para obtener remoción de amonio mayor al 96%, el valor fue 16 h (Gráfica 3).



Grafica 3. Ciclo de nitrificación de 5 horas en la NDaS.
*Ciclo de aireación de 16 h.

En el ciclo anóxico, fue necesario dejar los reactores 12 h, en donde se logró una concentración mínima de 0.5 mg O₂/L. En la desnitrificación, la eliminación de nitrato fue cercana a 94% para R-1 y R-3 y del 89% para R-0 (Gráfica 4).

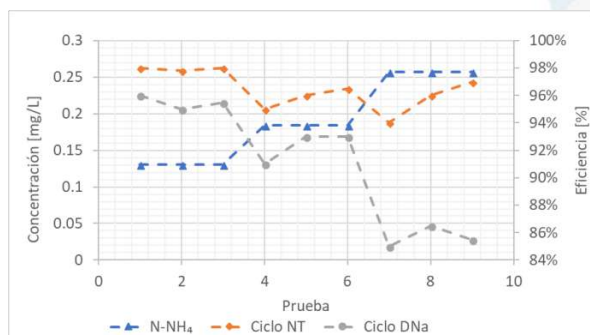


Grafica 4. Ciclo de desnitrificación (56 horas) en la NDaS.
*A partir del ciclo de nitrificación de 16 h.

Según graficas 3 y 4, es posible validar la necesidad de utilizar soportes para la estabilización de la cinética de los microorganismos en el proceso de NDaS, al igual que lo demostrado en diferentes trabajos (Montalvo et al., 2005). De igual forma, demuestra la posibilidad de llevar a cabo el proceso de forma simultánea sin presentar inhibición por sustratos.

3.3- Aumento en la concentración de $N-NH_4$

Considerando los ciclos definidos anteriormente, se aumentó dos veces la concentración de $N-NH_4Cl$. Se preparó el ARS con 0.7 g NH_4Cl/L (0.184 g N/L) y 0.98 g NH_4Cl/L (0.257 g N/L). En la gráfica 5 presenta los resultados obtenidos para el reactor R-1, puesto que los resultados obtenidos para el reactor R-3 no presentan diferencia significativa (resultados no mostrados).



Grafica 5. Resultado en la remoción de nitrógeno al cambio de concentración en el ARS en R-1.

Es posible llevar a cabo el proceso de NDaS a mayores concentraciones bajo los ciclos aerobio/anaerobios fijados. Sin embargo, a medida que aumenta la concentración de $N-NH_4$ la eficiencia del ciclo de DNa presenta reducción cercana al 10%. Esto es debido a que al aumentar la concentración de nitrógeno en la alimentación, aumenta la concentración de nitrato para la DNa, y como se ha reportado en varios estudios (Sun et al., 2012; Kostytsia et al., 2018) las enzimas reductores de $N-NO_3$ tienen una actividad más alta que la de las reductores de $N-NO_2$. De igual forma, en los ciclos con la mayor concentración de $N-NH_4$ estudiada se presentó acumulación de nitrito de 53.2% del nitrato reducido.

4- Conclusiones

Fue posible lograr el proceso NDaS usando S^0 como donador de electrones. Se evidencio la necesidad de utilizar soportes para estabilizar el microorganismo, mejorar las eficiencias de remoción y reducir el tiempo de aireación (cerca del 71%). Además, para el proceso planteado de 5 horas de aireación, 12 de ciclo anóxico y 56 de anaerobio es posible trabajar a concentraciones de 0.184 g N/L sin presentar inhibición por sustrato.

5- Referencias

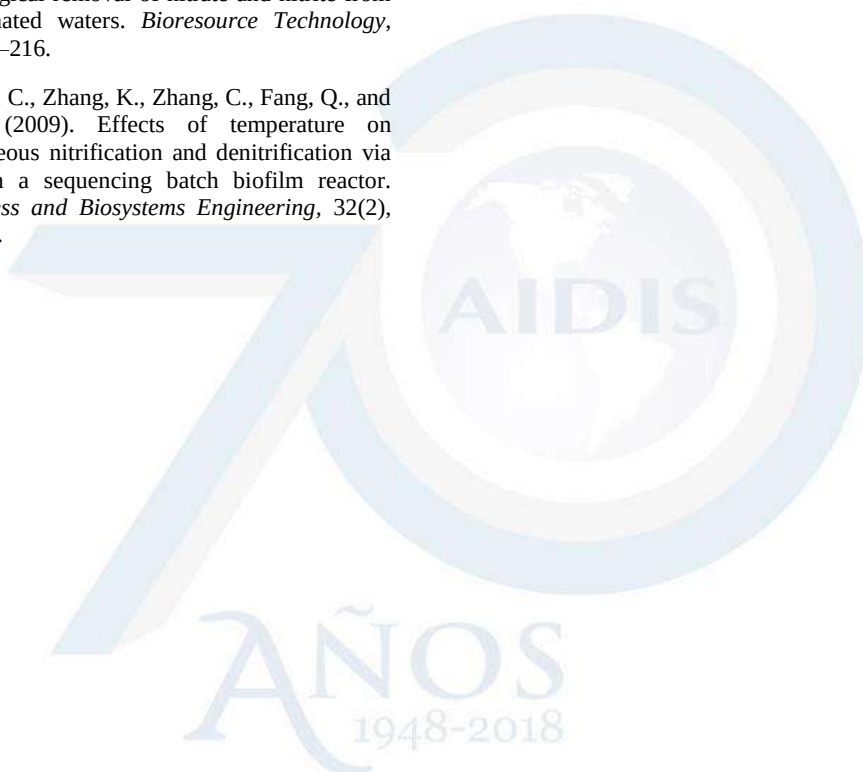
- Beristain-Cardoso, R., Gómez, J., and Méndez-Pampín, R. (2010). The behavior of nitrifying sludge in presence of sulfur compounds using a floating biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 101(22), 8593–8598.
- Campos, J. L., Carvalho, S., Portela, R., Mosquera-Corral, A., and Méndez, R. (2008). Kinetics of denitrification using sulphur compounds: Effects of S/N ratio, endogenous and exogenous compounds. *Bioresource Technology*, 99(5), 1293–1299.
- Driscoll, C. T., and Bisogni, J. J. (1978). The Use of Sulfur and Sulfide in Packed Bed Reactors for Autotrophic Denitrification. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 50(3), 569–577.
- Fajardo M. C. (2011). Autotrophic denitrification for treatment of wastewater with high concentration of sulphur and nitrogen compounds. Departamento de Ingeniería Química. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela, España.
- Gómez R. A. (2018). Nitrificación-desnitrificación conjunta, utilizando zeolita como soporte: efecto de la zeolita, ciclos de aireación y relación azufre-nitrógeno en un reactor fed-batch. Programa de Magister en Ciencias de la Ingeniería Química. Tesis Magister. Grupo de tratamiento de residuos líquidos industriales (RILES). Universidad técnica Federico Santa María. Valparaíso, Chile.
- Guo, H., Zhou, J., Su, J., and Zhang, Z. (2005). Integration of nitrification and denitrification in airlift bioreactor. *Biochemical Engineering Journal*, 23(1), 57–62.
- Ingoles, N. W. (2016). Biological Denitrification- a Review *Journal of Environmental Science, Computer Science and Engineering & Technology*, (February 2014).
- Kostytsia, A., Papirio, S., Frunzo, L., Mattei, M. R., Porca, E., Collins, G., and Esposito, G. (2018). Elemental sulfur-based autotrophic denitrification and denitritation: microbially catalyzed sulfur hydrolysis and nitrogen conversions. *Journal of Environmental Management*, 211, 313–322.
- Montalvo, S., Díaz, F., Guerrero, L., Sánchez, E., and Borja, R. (2005). Effect of particle size and doses of zeolite addition on anaerobic digestion processes of synthetic and piggery wastes. *Process Biochemistry*, 40(3–4), 1475–1481.
- Montalvo, S., Huiliñir, C., Gálvez, D., Roca, N., and Guerrero, L. (2016). Autotrophic denitrification with sulfide as electron donor: Effect of zeolite,

organic matter and temperature in batch and continuous UASB reactors. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 108, 158–165.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998). 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

Sun, Y., and Nemati, M. (2012). Evaluation of sulfur-based autotrophic denitrification and denitrification for biological removal of nitrate and nitrite from contaminated waters. *Bioresource Technology*, 114, 207–216.

Zhang, L., Wei, C., Zhang, K., Zhang, C., Fang, Q., and Li, S. (2009). Effects of temperature on simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequencing batch biofilm reactor. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 32(2), 175–182.



**[00364] DEGRADACIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN CON ASPERGILLUS NIGER
INMOVILIZADO SOBRE CELULOSA OBTENIDA DE ESPINAS DE NOPAL**

**RAYMUNDO GUZMÁN GIL¹; VIOLETA GÓMEZ CHÁVEZ²; MARIA ELBA ORTIZ
ROMERO VARGAS³; MARGARITA GONZÁLEZ BRAMBILA⁴; JOSÉ CONTRERAS
LARIOS⁵; FEDERICO AUGUSTO TRAMPE TORIJA⁶**

Universidad Autónoma Metropolitana^{1,3,4,5,6}; Universidad Nacional Autónoma de México²

**zafes_oldnick@hotmail.com¹; mavio56@gmail.com²; mariaelbaortiz@gmail.com³; mmgb@correo.azc.uam.mx⁴;
jlcl@correo.azc.uam.mx⁵; fede_trampe@hotmail.com⁶**

Palabras clave

Aspergillus niger
Índigo carmín
Celulosa

Keywords

Aspergillus niger
Indigo carmine
Cellulose

RESUMEN

En el presente trabajo se obtuvo un 89% de decoloración de índigo carmín mediante una fermentación con *Aspergillus niger* inmovilizado sobre celulosa obtenida de espinas de nopal. Para esto se diseñó un experimento adicionando co-sustrato y controlando el pH en el medio de cultivo. Inicialmente se pre-adaptó al hongo a vivir en agar contaminado con índigo carmín a una concentración de 50 ppm para que en la inoculación en medio líquido con una concentración de 68 ppm de índigo carmín pudiera generar enzimas que degradaran el contaminante y lo usara como fuente de carbono.

ABSTRACT

In this paper was obtained an 89% indigo carmine's discoloration by fermentation with *Aspergillus niger* immobilized on cellulose obtained from nopal spines. For this, was designed an experiment adding co-substrate and controlling pH in medium culture. First pre-adapted to *Aspergillus niger* to live on contaminated agar with indigo carmine at a concentration 50 ppm for that in inoculation in medium liquid with a concentration 68 ppm of indigo carmine it could generate enzymes for degradation of contaminated and will use it as a carbon source.

Introducción

Los procesos biotecnológicos recrean artificialmente a los naturales llevando a cabo la limpieza del agua residual, tal como sucede por medio de diversos organismos como lo son bacterias, protozoos, algas y hongos, una opción viable es el uso de hongos ligninolíticos (Gómez-Bertel et al., 2008). Los biorreactores permiten que haya crecimiento biológico (bacterias, hongos, entre otros), ya sea en condiciones aerobias o anaerobias, asimismo permiten la mezcla de organismos y

materiales con el fin de degradar contaminantes, como los presentes en el agua residual (Hopp, 1994).

Aunque *Aspergillus sp.* no es capaz de degradar la lignocelulosa ya que carece de enzimas ligninolíticas, un estudio reportado por Fontana (2012) menciona que dicho hongo es capaz de degradar pectina ya que produce pectinasas, esto sugiere que es posible utilizar sustratos que permitan su crecimiento e inmovilización (soporte/sustrato) (Arroyo M. 1998; Fernández et al., 2009), aprovechando de esa manera la celulosa producida

por un residuo se favorece la biodegradación de contaminantes en efluentes de aguas residuales de la industria textil.

Frecuentemente los colorantes textiles son contaminantes debido a su toxicidad (López y Martín Crespi, 2015), el índigo carmín, IC, se popularizó debido a sus diversas aplicaciones como en el teñido de prendas de mezclilla. Este colorante es muy estable a la luz y al calor (Reyes-Valerio, 2006). En este trabajo se decolora IC mediante una fermentación con *Aspergillus niger* inmovilizado sobre celulosa obtenida de espinas de nopal.

Aspergillus niger es un hongo conocido por su subclase como *Ascomycota*, su principal función es la descomposición de materia orgánica, consta de pared celular rígida constituida principalmente de celulosa y quitina (Ingraham et al., 1998). Sus enzimas: Amilasas lisozima, proteasas, celulasas, pectinasas y quimiolitropinas permiten llevar a cabo fermentaciones tales como la del ácido cítrico (Viniegra, 2003). Actualmente la utilización de microorganismos como *A. niger* resulta favorable para el ambiente y pretende ser una alternativa de bajo costo ya que sus tiempos de generación son relativamente cortos.

Se han hecho estudios de degradación de pigmentos de la industria textil con hongos de podredumbre blanca para la remoción del negro reactivo 5, en la cual se utilizó 3 cepas determinando que la *Trametes versicolor* fue la de mayor rendimiento, ésta fue inmovilizada con estropajo puesto que es material que se obtiene fácilmente, es natural y aumenta la eficiencia de remoción hasta el 98% al combinar adsorción y uso de la enzima lacasa producida por este microorganismo (Fernández et al., 2009).

Una investigación hecha por Saratale (2006) fue la remoción de color por fermentación, utilizando hongo *Aspergillus ochraceus* para decolorar azul de metileno, congo rojo, verde y metil violeta. Este hongo es del género *Aspergillus*, mismo género del que se utiliza en la presente investigación para evaluar su capacidad de biodegradación del colorante IC, además se inmoviliza al microorganismo sobre celulosa obtenida de un material lignocelulósico.

Objetivos

Adaptar al microorganismo *Aspergillus niger* a degradar IC mediante la producción de enzimas extracelulares utilizando una fermentación en un biorreactor de tanque agitado.

1. Evaluar el porcentaje de degradación del IC por espectroscopía UV-vis
2. Evaluar el crecimiento de biomasa
3. Analizar la degradación de índigo carmín por espectroscopía UV-vis e IR

Metodología

Se empleó una cepa de *Aspergillus niger* adaptándolo previamente en agar contaminado con IC, para producir enzimas capaces de degradar dicho colorante, para inmovilizar las esporas del microorganismo en medio líquido se utilizó celulosa proveniente de residuos de espinas de nopal, el soporte/sustrato tiene bajo contenido de lignocelulosa la cual contiene pectina y en su mayor proporción celulosa, lo que propicia al microorganismo a producir pectinasas y celulasas.

Pretratamiento

Para el pretratamiento de la celulosa se lavó con agua destilada a 80 °C, se secó en horno a 60 °C durante 24 horas, a continuación se esterilizó a 121 °C, 15 psi, durante 15 minutos, se sembró el microorganismo en agar contaminado con IC y micronutrientes necesarios para el crecimiento de *Aspergillus niger*, se incubó las primeras 5 horas a 25 °C, el cual es el tiempo de germinación de esporas, después se incrementó la temperatura a 29 °C. Se extrajeron las esporas con una solución de agua salina estéril (NaCl 0.1 % m/v) (ver operación de biorreactor).

Técnicas analíticas

Para la cuantificación de IC y evaluar el porcentaje de degradación se preparó una solución madre de 150 ppm de IC, se determinó el espectro ultravioleta visible (UV-vis) del IC. Se elaboró una curva de calibración del IC para evaluar su degradación durante la fermentación. Se preparó una solución Buffer (Dean y Lange, 1999) para iniciar con el pH favorable al crecimiento del microorganismo. Se elaboró una curva de calibración para cuantificación de proteínas (Bradford, 1976).

Operación de biorreactor

Para esta etapa se usó un biorreactor de 1 L, se colocó 10 g de materia prima (celulosa), 1 L de medio de cultivo proporcionándole micronutrientes y macronutrientes: NaCl, KH₂PO₄, NH₄NO₃, CaCl₂, MgSO₄•7H₂O, FeSO₄. Los medios de cultivo se esterilizaron a 121 °C y 15 psi, durante 15 minutos.

Se inoculó el biorreactor con 10 mL de la solución salina que contenía esporas de *A. niger*. Se proporcionó agitación mecánica, se utilizó un baño con recirculación (25 °C), marca: PRENDO, modelo: FC-06.

Resultados y discusión

Se adaptó a *Aspergillus niger* a crecer en un ambiente contaminado con IC, para generar enzimas que propiciaron el

descenso en la concentración de éste. Para determinar el porcentaje de degradación se hizo mediciones de absorbancia en UV-vis obteniendo durante 7 días la concentración de IC en la solución y mediante un cálculo comparativo del día 0 al día 7 se obtuvo una disminución del 89% en la concentración. (Figura 1, Línea azul).

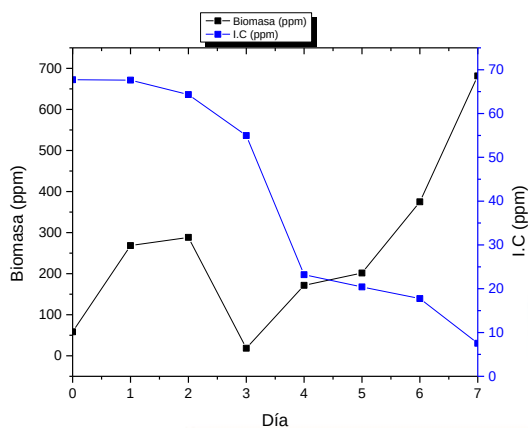


Figura 1 Comparación de crecimiento de biomasa y degradación de IC

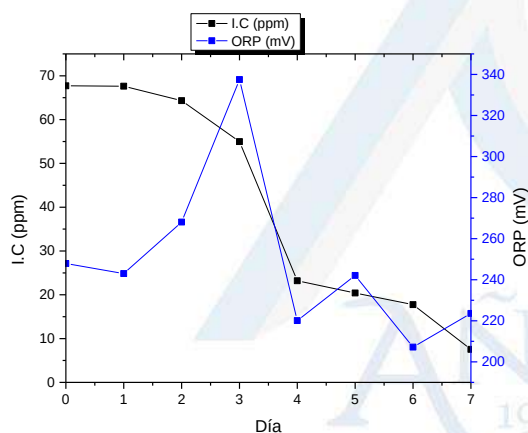


Figura 2 Comparación de ORP y degradación de IC

La cuantificación de biomasa muestra 2 fases exponenciales siendo la primera del día 0 a 1, y del día 3 al 7. Sin embargo, se observa que del día 2 al día 3 hay descenso en la biomasa debido a la generación de enzimas extracelulares y autoconsumo de biomoléculas generando una nueva etapa de adaptación (Bizukoje y Ledakowicz, 2006), ocurriendo un descenso significativo de concentración al tercer día, por lo tanto, *A. niger* es capaz de sobrevivir al ambiente contaminado y degradarlo (Figura 1).

Un aspecto importante para determinar la degradación de IC son las mediciones de ORP, la aplicación de *A. niger* para la biorremediación de efluentes contaminados con colorantes es una alternativa a los procesos fisicoquímicos, en este caso, el análisis de ORP permite ver su influencia en la biodegradación de IC (Figura 2), en este experimento se obtienen bajas concentraciones finales de IC, lo que muestra la existencia de sustancias o productos oxidados, aunque los valores de potencial redox disminuyeron de forma importante a partir del día 3 lo que indicó un mayor descenso en la concentración de IC y se generó un ambiente no tan tóxico para el microorganismo.

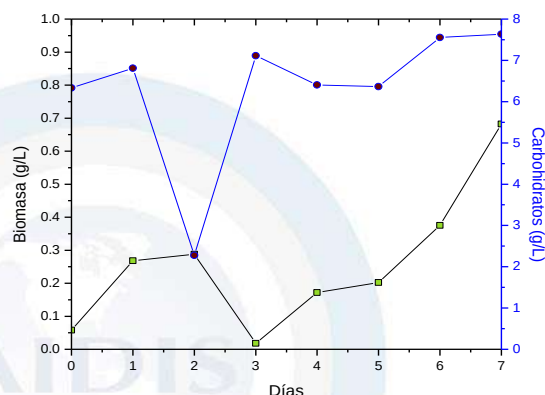


Figura 3 Influencia del sustrato en el crecimiento celular

La sacarosa generó un aumento en la biomasa en los primeros días, así mismo, la sacarificación de la celulosa permitió que *A. niger* pudiera tomar como fuente de carbono a ésta y mediante el ataque con enzimas extracelulares al IC (Figura 3).

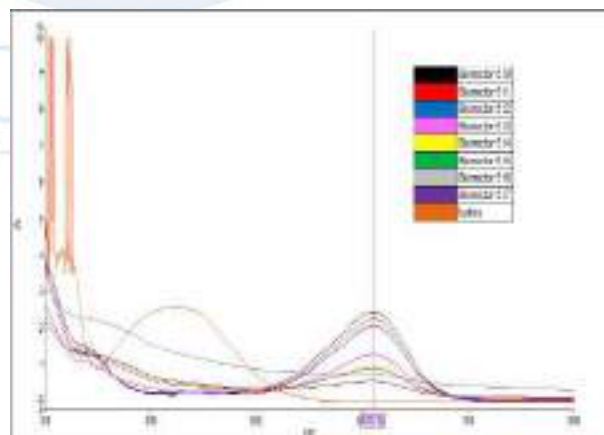


Figura 10 Espectro UV-vis de degradación de IC comparado con UV-vis de isatina.

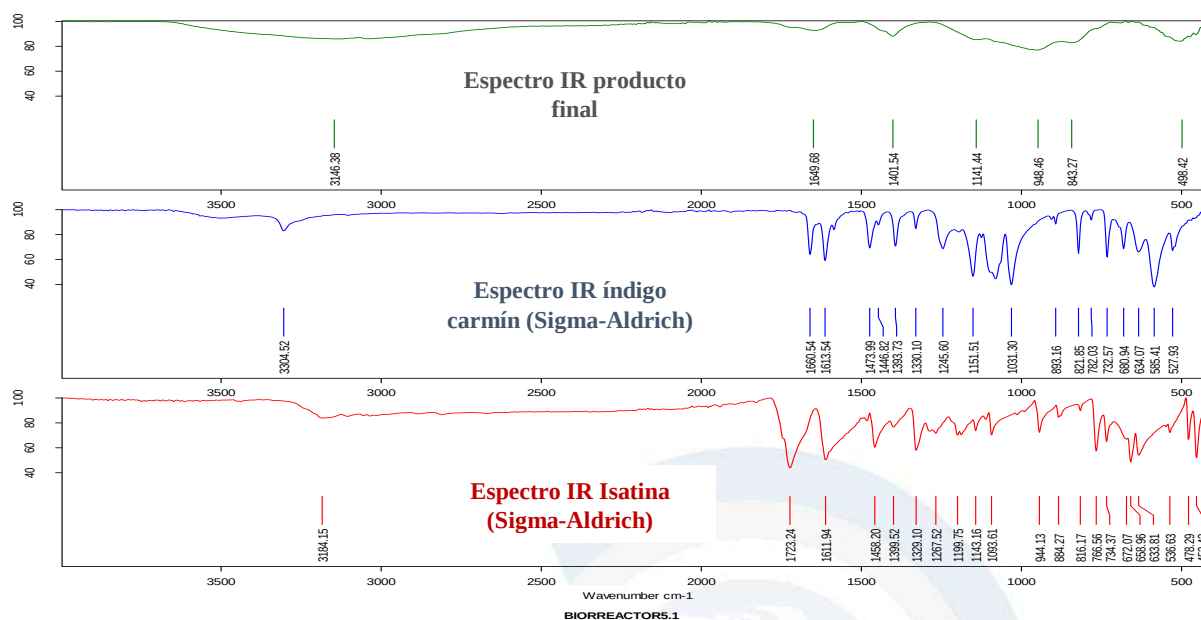


Figura 5 Espectros IR de producto final comparado con índigo carmín e isatina.

El espectro UV-vis (Figura 4) muestra las absorbancias obtenidas, éstas indican la no formación de isatina ya que un estudio reportado por Ramya, Anusha y Kalavathy (2008) indica que la degradación de índigo carmín genera isatina, así mismo, mediante los grupos funcionales del espectro IR (Figura 5) se comprueba que se degrada IC pero sin obtención de isatina.

Conclusiones

La pre-adaptación de *Aspergillus niger* en agar contaminado con IC a una concentración de 50 ppm, permitió degradar dicho contaminante en una fermentación en medio líquido inmovilizado sobre celulosa obtenida de espigas de nopal, debido a la generación de enzimas.

Aspergillus niger fue capaz de degradar el IC. La remoción de color obtenida fue de 89%. La degradación del IC generó cambios fisicoquímicos, con un potencial de óxido-reducción positivo que representó la oxidación de compuestos, y comprobó la actividad enzimática de celulasas y pectinasas.

El empleo de técnicas para cuantificación de proteínas mostró un crecimiento diauxico, así mismo, al tiempo que el microorganismo crecía en la reproducción asexual (trofofase) ocurre un deterioro de las hifas durante la esporulación, encapsulando los nutrientes necesarios para la germinación de las conidiosporas y generación de enzimas que degradaron el IC.

Usando espectroscopia IR y UV-vis se identificaron los grupos funcionales y absorbancia del componente final de degradación, de estos se hace notar que no se obtuvo isatina, por lo tanto, el producto obtenido genera menor impacto.

Referencias

- Arroyo M. (1998). Inmovilización de enzimas. Fundamentos, métodos y aplicaciones. *Ars Pharmaceutica*, 1-17.
- Bizukojc, M. y Ledakowicz, S., 2006. A kinetic model to predict biomass content for *Aspergillus niger* germinating spores in the submerged culture. *Process Biochemistry*, 41(5), pp.1063-1071
- Bradford, M. M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein using the principle of protein dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72, 248-254.
- Dean, J. A., y Lange, N. A. (1999). *Lange's Handbook of Chemistry*. McGraw-Hill.
- Fernández, J. A., Henao, L. M., Pedroza-Rodríguez, A. M., y Quevedo-Hidalgo, B. (2009). Inmovilización de hongos ligninolíticos para la remoción del colorante negro reactivo 5. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 11(1), 59-72.

Fontana, R. C., y Silveira, M. M. (2012). Influence of pectin, glucose, and pH on the production of endo- and exopolygalacturonase by *Aspergillus oryzae* in liquid medium. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 29(4), 683–690.

Gómez-Bertel, S., Amaya-Bulla, D., Maldonado-Saavedra, C., Martínez-Salgado, M. M., Quevedo-Hidalgo, B., Soto-Guzmán, A. B., y Pedroza-Rodríguez, A. M. (2008). Evaluación de tres hongos lignolíticos y de *Aspergillus niger* como alternativa para el tratamiento de aguas residuales del curtido de pieles. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 24(3), 93–106.

Gómez-Chávez, V., Cortés-Romero, C. M., Solís, H., Ortiz, E., Ruiz-Ramos, R., y Loera-Serna, S. (2016). Degradation of Indigo Carmine Using Advanced Oxidation Processes: Synergy Effects and Toxicological Study. *Journal of Environmental Protection*, 07(12), 1693–1706.

Hopp, V. (1994). *Fundamentos de tecnología química para formación profesional* (1a edición). Reverté.

Ingraham, J. L., Ingraham, C. A., Prentiss, H., y Nieto, J. J. (1998). *Introducción a la microbiología* (1a edición). Reverté.

Kaushik, P., y Malik, A. (2009). Fungal dye decolorization: Recent advances and future potential. *Environment International*, 35(1), 127–141.

López, V., y Martín Crespi Rosell. (2015). *Gestión de los efluentes de la industria textil*. Instituto de Investigación Textil y Cooperación Industrial de la Universidad Politécnica de Cataluña.

Ramya, M., Anusha, B. y Kalavathy, S., 2008. Decolorization and biodegradation of Indigo carmine by a textile soil isolate *Paenibacillus larvae*. *Biodegradation*, 19(2), pp.283–291.

Reyes-Valerio, C. (2006). Azul Maya / Maya Blue Pigment. Revisado 9 de Junio de 2017, de <http://www.azulmaya.com/bonampak/cap1.php>

Saratale, G. D., Kalme, S. D., y Govindwar, S. P. (2006). Decolorisation of textile dyes by *Aspergillus ochraceus* (NCIM-1146). *Indian Journal of Biotechnology*, 5(3), 407–410.

Viniegra, G. (2003). Producción de Enzimas por *Aspergillus*. *BioTecnología*, 8(2), 1–13.

[00367] APLICAÇÃO DE TANATO QUATERNÁRIO DE AMÔNIO EM EFLUENTE DE LAGOA AERADA PARA REDUÇÃO DE DBO

RODRIGO M TAKAMATSU¹; KEIKO A SEMURA²; PATRICIA DE O ROCHA³;
SÉRGIO S SEMURA⁴

SABESP^{1,2,3,4}

rtakamatsu@sabesp.com.br¹; ksemura@sabesp.com.br²; porocha@sabesp.com.br³;
ssemura@sabesp.com.br⁴

Palavras-chave: esgoto, floculante, tanato, lagoa.

Abstract: Among a number of operations to reduce the BOD of the effluent from a wastewater treatment plant without physical changes to its facilities, it was chosen to add the flocculating agent prior to the settling step so that the suspended material was removed by sedimentation of flakes, resulting in the expected decrease of the final effluent BOD load.

Introdução

Em um processo de tratamento de esgoto doméstico de lagoa aerada formam-se flocos de colônias de bactérias. O efluente desta lagoa que contém estes flocos passa por uma lagoa de decantação onde estes se precipitam devido à diferença de densidade em relação à água.

A necessidade de reduzir o valor da DBO₅ motivou a consideração de alternativas que contribuíssem com o processo de formação de flocos cuja densidade estivesse dentro da faixa de trabalho do processo unitário de decantação.

Objetivos

Redução do parâmetro DBO do efluente final da estação de tratamento de esgotos de Arujá pela adição de agente floculante ao efluente da lagoa de aeração para aumentar o tamanho dos flocos o suficiente para propiciar sua decantação e consequentemente a eficiência de sedimentação destes na lagoa de decantação.

Metodologia

Foi tomada uma amostra do efluente de lagoa de aeração da estação de tratamento de esgotos de Arujá para aplicação do Tanato Quaternário de Amônio com teor de sólidos variando de 30 a 34%. Esta amostra foi fracionada em diferentes recipientes e a estes foram adicionadas diferentes dosagens do agente floculante. Esta mistura foi submetida à homogeneização moderada, de no máximo, 60 rotações por minuto por 1 minuto. Após este período de tempo, esta mistura repousou por uma hora antes da tomada de sobrenadante para ensaios de turbidez (de acordo com o método AWWA 2130) e demanda bioquímica de oxigênio (de acordo com o método AWWA 5210B). As características do efluente da lagoa aerada estão descritos na tabela abaixo:

Cuba de 2L em Jar Test	Turbidez z NTU	DBO ₅ mgO ₂ /L	SDT mg/L	SDV mg/L	SDF mg/L
Bruto	78,4	90	322,2	57,4	264,8

A amostra de efluente de lagoa aerada foi fracionada em 6 partes de 2 litros e cada uma recebeu dosagem de agente floculante como segue:

Cuba de 2L	Dosagem (ppm)
1	100
2	120
3	140

4	160
5	180
6	200

Bruto	0,0	-
1	77,2	74,4
2	85,3	74,4
3	86,5	76,7
4	92,1	77,8
5	92,5	76,7
6	93,1	77,8

Resultados e discussão

Observou-se que o Tanato Quaternário de Amônio não acrescentou SDT, SDV ou SDF em quantidades consideráveis ao nosso processo de tratamento de efluentes. Em contrapartida, contribuiu significativamente para com a remoção de Turbidez e DBO5 conforme apresentado na tabela abaixo:

Cuba de 2L	Turbidez NTU	DBO5 mgO2/L	SDT mg/L	SDV mg/L	SDF mg/L
Bruto	78,4	90	322,2	57,4	264,8
1	17,9	23	306,0	68,0	238,0
2	11,5	23	322,0	72,0	250,0
3	10,6	21	311,8	72,5	239,2
4	6,22	20	324,0	70,0	254,0
5	5,89	21	292,2	76,5	215,7
6	5,41	20	302,9	70,0	232,9

Em termos de porcentagem, foram obtidos os seguintes valores:

Cuba de 2L	% Remoção Turbidez	% Remoção DBO5

Conclusões

A aplicação de coagulante contribuiu com a formação de flocos atingindo o objetivo procurado, contudo, algumas considerações são imprescindíveis. É preciso que se considere a quantidade de sólidos suspensos, que é o foco da atuação do tanato quaternário de amônio. Também é importante considerar a turbulência ou mistura do floculante com o efluente, bem como o tempo de contato.

Estas variáveis devem ser medidas e a avaliação de aplicação deve ser documentada e divulgada para todos os envolvidos.

Referência Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION®, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION®, WATER ENVIRONMENT FEDERATION®. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Baltimore: Port City Press, 2012.

[00370] OXIDACIÓN FOTOCATALÍTICA POR DIÓXIDO DE TITANIO (TiO₂) Y LUZ ULTRAVIOLETA (UV) EN EL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL DE LAVANDERÍA DEL INSTITUTO NACIONAL DE SALUD DEL NIÑO, SAN BORJA – 2017

ELMER BENITES ALFARO¹; ANTONY JHON TOLENTINO CASTILLO²

UNIVERSIDAD CESAR VALLEJO^{1,2}

ebenitesa@ucv.edu.pe; a.tolentinocas@gmail.com

RESUMEN

Los efluentes de aguas residuales tratados para esta investigación fueron suministrados por la lavandería del Instituto Nacional de Salud del niño de San Borja, en base a muestras líquidas reales y no muestras sintéticas preparadas en algún laboratorio. Utilizando para este proceso como medio de tecnología la Oxidación Fotocatalítica con TiO₂ y Luz UV. Logrando buscar a través de esta tecnología disminuir las concentraciones de contaminantes presentes en este tipo de agua residual que van directamente a la red de alcantarillado ya que por sus características son altamente biocontaminados. Los resultados de esta investigación fueron proyectados al diseño experimental, evaluando la concentración del TiO₂, Tiempo de recirculación, pH, DQO, DBO y tensoactivos, demostrando según los datos recogidos que se logró una máxima eficiencia de DQO sin la presencia de H₂O₂ del 34.21% y una degradación máxima con presencia de H₂O₂ del 35.27%.

Palabras clave: aguas residuales, Oxidación Fotocatalítica, Proceso de oxidación avanzada, Tratamiento, Fotocatálisis.

ABSTRAC

The effluents of the water flows treated for this investigation were supplied by the laundry of the National Institute of Health of the child of San Borja, based on real liquid samples and synthetic samples prepared in a laboratory. Using Photocatalytic Oxidation with TiO₂ and UV Light for this process as a means of technology. Achieving through this technology to reduce the levels of contaminants present in this type of wastewater that go directly to the sewerage network because their characteristics are highly biocontaminated. The results of this investigation were projected to the experimental design, evaluating the concentration of TiO₂, recirculation time, pH, COD, BOD and surfactants,

demonstrating the collected data that achieved the maximum efficiency of COD without the presence of H₂O₂ of 34.21% and a maximum degradation with presence of H₂O₂ of 35.27%.

Keywords: wastewater, photocatalytic oxidation, advanced oxidation process, treatment, photocatalysis.

INTRODUCCIÓN

El elevado volumen de consumo de agua de uso nacional, la baja degradabilidad de insumos químicos, la potencial bioconcentración de agentes biológicos patógenos dentro un hospital y la toxicidad de los detergentes empleados en la industria de la Lavandería ha sido de motivación para la búsqueda de técnicas de tratamientos de oxidación avanzadas que permiten mineralizar los agentes tensoactivos de los detergentes empleados en esta industria a sustancias con menor contaminantes.

El Instituto Nacional de Salud del Niño de San Borja es un centro de prestación de servicios especializados quirúrgicos que brinda atención a pacientes en fase de convalecencia ya sea por quemaduras, cáncer, TBC entre otras. Haciéndolo un centro de potencial peligro en cualquier fase de su generación de residuos, del cual esta investigación se centra es en la generación de las aguas residuales provenientes de su Lavandería ya que es un punto crítico por el cual pasan todas las prendas intrahospitalarias para ser lavadas, y sus aguas residuales son tiradas a las redes de desagüe sin ningún tipo de tratamiento.

La investigación determina el proceso de oxidación fotocatalítica mediante TiO₂ y luz UV para tratamiento de agua residual de la lavandería dentro Instituto

Nacional de Salud del Niño, San Borja. Para determinar que existe una elevada carga de agentes contaminantes y parámetros que sobrepasan los estándares de calidad del agua residual, se realizaron muestras de agua.

Los resultados obtenidos inicialmente muestran valores de DQO 232 mg/L, DBO 745 mg/L, SST 512 mg/L, Aceites y Grasas 323 mg/L, pH 12, Temperatura de 42 °C y tensoactivos de 18.87 mg/L., observándose que el agua residual de la Lavandería sobrepasan los valores máximos permisibles de la calidad del agua, por otra parte se realizaron 3 ensayos y 3 análisis en diferentes tiempos de trabajo del Instituto Nacional del Niño ya habiendo pasado el agua residual el tratamiento de Oxidación Fotocatalítica, obteniendo como resultados considerables disminución de cada parámetro y el porcentaje de eficiencia máxima de un 35.27% de la DQO.

OBJETIVOS

Determinar la eficiencia del proceso de oxidación fotocatalítica empleando el dióxido de titanio (TiO₂), del agua residual biocontaminada generada por el servicio de lavandería del Instituto Nacional de Salud del Niño de San Borja, 2017

Conocer la concentración máxima de peróxido de hidrogeno (H₂O₂) presente en el agua residual del servicio de lavandería del Instituto Nacional de Salud del Niño de San Borja, 2017.

Conocer la concentración de carga de los contaminantes de las aguas residuales generadas por el servicio de lavandería del Instituto Nacional del Niño de San Borja, 2017.

Conocer los niveles de concentración de dióxido de titanio (TiO₂) que degradaran los residuos líquidos biocontaminados generados por el servicio de lavandería del Instituto Nacional del Niño de San Borja, 2017.

Conocer el tiempo conveniente que el dióxido de titanio (TiO₂) lograra la degradación de la carga orgánica y química de los residuos líquidos biocontaminados generados por el servicio de lavandería del Instituto Nacional del Niño de San Borja, 2017.

METODOLOGÍA

Diseño: De acuerdo con las variantes de estudio y los objetivos proyectados la investigación compete al diseño experimental, el cual se rige de acuerdo con el tipo pre experimental, donde se realizará un pre test, luego se aplicará el proceso de oxidación avanzado fotocatalítica empleando el TiO₂, y finalmente se realizará el post- test de la que se tomará una muestra real del agua residual biocontaminada del servicio de Lavandería pasando el proceso de tratamiento.

Para la cual se busca ajustar los datos experimentales, que permitan inspeccionar de manera visual la respuesta para cierta zona de factores y sus niveles de interés, así llegando evaluar la optimización del tratamiento.

Población: Este estudio se realizará en un laboratorio obteniendo una muestra real de cada turno de trabajo el cual genera un total de 43.5m³ por día de agua procesada para el lavado de ropa intrahospitalaria en la lavandería del Instituto Nacional de Salud del niño de San Borja.

La población objetiva será tomada de forma aleatoria en cada rutina de lavado el cual genera cargas en Kg de ropa lavada determinando de esta manera la cantidad de agua consumida durante el día. Ver tabla N° 1

Tabla 1.- Consumo de agua en cada rutina laborable

Rutina	ROPA (Kg)	Agua (m ³)
Turno Mañana	366	15
Turno Tarde	202	14
Turno Noche	144	14.5

Proceso: Con la información inicial de la etapa de gabinete y etapa de campo, se llevará a cabo el tratamiento de interés donde las condiciones operativas para los factores de proceso de oxidación fotocatalítica son realizadas en un laboratorio.

Los equipos empleados en este proceso de tratamiento de agua residual fueron:

- Balanza analítica
- Medido de pH
- Centrifuga
- Probeta 1000 ml
- Espátula
- Balde para preparación de muestras
- Cronometro

- Agitador magnético con calentamiento
- Reactor de lecho fluidizado

Se realizaron 20 ensayos por cada muestra de agua residual tratada variando las condiciones de operación. Empleando 2 casos de estudios para cada ensayo de las aguas residuales de diferentes características, esto debido a que en el Instituto Nacional del Niño de San Borja se realizan continuamente cambios en los procesos de lavado y frecuencias de rutina, lo que dificulta tener un agua con características similares.

Los parámetros operacionales se realizaron siguiendo las condiciones de la tabla N° 2.

Tabla 2.- Caso de estudio

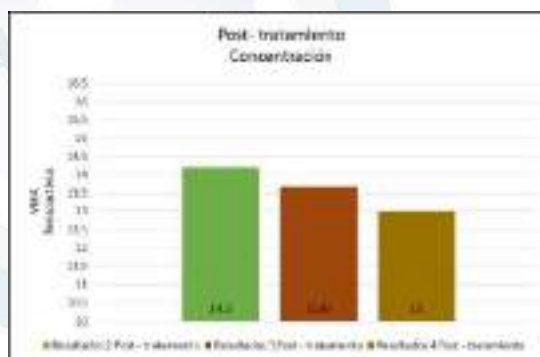
Ensayo (n)	TiO ₂ (g/l)	Tiempo (h)	pH Inicial
1	1	2	9
2	0.5	3	6
3	0.5	1	9
4	0	3	8
5	1	1	8
6	0.5	3	9
7	1	1	8
8	0	1	8
9	0.5	2	6
10	0.5	2	8
11	0	2	6
12	0	2	9
13	0.5	2	8
14	1	2	6
15	0.5	2	8
16	1	1	8
17	1	1	8
18	0.5	1	9
19	0.5	3	6
20	0	3	8

Para cada ensayo se realizaron medidas de 20 litros de muestras de agua residual, el catalizador de TiO₂ es pesado en la balanza digital y mezclado con la muestra ya obtenida. Posteriormente es encendido el sistema de bombeo del reactor de lecho fluidizado, haciendo uso de los tiempos de recirculación mostrados en la tabla N° 2.

RESULTADOS

Pruebas de medición por concentración de H₂O₂

Los resultados obtenidos muestran en la figura N°1, que el tratamiento fotocatalítico logra reducir los compuestos de tensoactivos presentes en el agua residual de la lavandería del INSN-SB, logrando obtener un 27.80% de eficiencia. Ver figura 1.

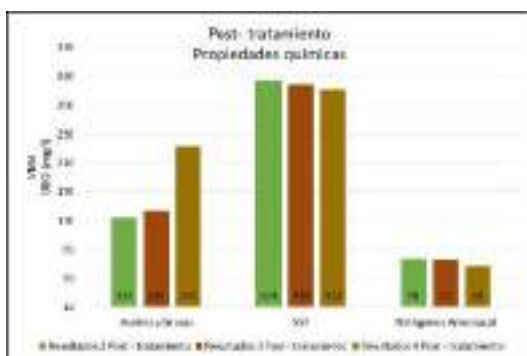


Fuente: Elaboración propia

Figura 1.- Viabilidad del tensoactivo

Pruebas de medición por cargas químicas

Los resultados obtenidos muestran en la figura 2, que el tratamiento fotocatalítico logra disminuir la concentración de los parámetros químicos presentes en el agua residual de la lavandería del INSN-SB, logrando obtener resultados óptimos con porcentajes de remoción de: AyG (47.06%), SST (37.83%), Nitrógeno amoniacal (26.40%). Ver figura 2.



Elaboración: En base a los datos obtenidos por el investigador

Figura 2.- Viabilidad de la carga química

Pruebas de medición por cargas biológicas

Los resultados obtenidos muestran en la figura N°3, que el tratamiento fotocatalítico logra disminuir la concentración de la DBO presentes en el agua residual de la lavandería del INSN-SB, logrando obtener un 33.83% de eficiencia. Ver figura 3.



Elaboración: En base a los datos obtenidos por el investigador

Figura 3.- Viabilidad de la carga biológica.

Resultados de la concentración del catalizador TiO2



Elaboración: En base a los datos obtenidos por el investigador

Figura 4.- Degradación DQO vs TiO2 sin H2O2

La figura N°4, muestran valores óptimos sin la presencia del H₂O₂, que permiten minimizar el valor la DQO, con un 34.21% de eficiencia con una concentración de 1g/l de TiO₂.

La figura N°5, muestran valores óptimos con la presencia del H₂O₂, que permiten minimizar el valor la DQO, con un 35.27% de eficiencia con una concentración de 0.5g/l de TiO₂.

Elaboración: En base a los datos obtenidos por el investigador

Figura 5.- Degradación DQO vs TiO2 con H2O2

Resultados del tiempo de degradación



Elaboración: En base a los datos obtenidos por el investigador

Figura 6.- Degradación DQO vs Tiempo sin H2O2

La figura N°6, muestran valores óptimos sin la presencia del H₂O₂, que permite evaluar el tiempo de degradación de la DQO, con un resultado favorable de degradación de 34.21% en 2 horas.

La figura N°7, muestran valores óptimos sin la presencia del H₂O₂, que permite evaluar el tiempo de degradación de la DQO, con un resultado favorable de degradación de 35.27% en 2 horas



Elaboración: En base a los datos obtenidos por el investigador

Figura 7.- Degradación DQO vs Tiempo con H2O2

DISCUSIÓN

La eficiencia del proceso de oxidación fotocatalítica empleando el dióxido de titanio (TiO_2) en aguas residuales con cargas de contaminantes elevadas como las de un hospital, el resultado de degradación de DQO sin presencia de H_2O_2 fue de 34.21% y 35.27% con presencia de H_2O_2 . Según Gil, P., (2005) obtuvo resultado de degradación de la DQO sin presencia de H_2O_2 de 26.49% y con presencia de H_2O_2 de 41.8%, estas muestras de aguas residuales no sintéticas fueron tomadas de una lavandería industrial no hospitalaria, por lo que ambos resultados no son muy distantes con una eficiencia de degradación positiva.

En un estudio pre tratamiento realizado para determinar la concentración de carga de los contaminantes se verificó que los resultados iniciales eran superiores a los valores máximos admisibles (VMA), obteniendo como resultado parámetros como AyG de 323 mg/l, DBO de 745mg/l, SST de 512 mg/l, pH de 12, Tensoactivos de 18.87 mg/l, Nitrógeno amoniacal de 101 mg/l. superando el nivel admisible establecidos (L. Visitación, 2004), determina que los detergentes domésticos de lavanderías e industriales presentan agentes tensoactivos comerciales adicionales como dodecilsulfonato de sodio que sobre pasan los valores máximos admisibles. Revelando de esta manera coincidencia con los valores obtenidos que se muestran en la presente investigación.

El nivel de concentración de dióxido de titanio que se logró degradar contaminantes en los residuos líquidos de la lavandería del Instituto Nacional de Salud del Niño fueron de un máximo de 1 g/l y un mínimo de 0.5 g/l. Este resultado fue muy cercano a lo establecido por Gil, P (2005) ya que muestran valores de concentraciones de Máximos de 0.8 g/l y mínimos de 0.6 g/l.

Se encontró que el tiempo de recirculación conveniente para que el dióxido de titanio TiO_2 tuviera efecto en la eficiencia de degradación de los contaminantes en el agua residual del Instituto Nacional de Salud del Niño fue de 1 a 2 horas. Este resultado fue comparado con Gil, P. (2005) ya que muestra valores de tiempos de recirculación similares de 2 horas como máximo y 1 hora mínimo.

CONCLUSIÓN

Experimentalmente se comprobó que si existe una eficiencia positiva en el proceso de oxidación fotocatalítica empleando como catalizador el TiO_2 , encontrando que el tiempo y la concentración del contaminante influyen en la evolución y eficiencia del proceso de fotocatalisis.

Se concluye que las condiciones adicionales de diversos tensoactivos (H_2O_2) utilizadas en el proceso de la lavandería influyen positivamente en el proceso de degradación de los contaminantes en el agua residual del Instituto Nacional de Salud del Niño

La totalidad de cargas de contaminantes presentes en el agua residual de la lavandería inicialmente fueron superior durante el pre tratamiento del proceso de oxidación fotocatalítica, posteriormente al tratamiento se determina que las concentraciones de cargas de contaminantes son admisibles para poder ser desechados al sistema de alcantarillado.

Las condiciones de niveles de concentración obtenidas de los 6 ensayos con el tratamiento de oxidación fotocatalítica del agua residual de la lavandería del Instituto Nacional de Salud del Niño de San Borja fueron: pH 4 y concentración de TiO_2 de 0.5 g/l - 1g/l.

El tiempo conveniente obtenido de los 6 ensayos con el tratamiento de oxidación fotocatalítica del agua residual de la lavandería del Instituto Nacional de Salud del Niño de San Borja fueron: 1 hora y 2 horas.

Finalmente, el tratamiento permite una disminución de la carga de contaminantes del efluente al ensayar sobre aguas biocontaminados de un hospital, mostrando que es una técnica para mejorar las condiciones en efluentes de las aguas residuales.

REFERENCIAS

ALEXANDRA ALÁRCON, Tratamiento de Aguas Residuales Provenientes de la fase de teñido de la Curtiembre mediante un Sistema físico-químico basado en la oxidación avanzada con la ayuda del semiconductor TiO_2 en presencia de la luz UV. Quito (2014).

CAROLAY GUARÍN, Fotocatálisis Heterogénea con TiO_2 para el tratamiento de desechos líquidos con presencia del indicador verde de bromocresol. Medellín (2011).

EDISON GIL, Oxidación Fotocatalítica de aguas residuales de la industria de Lavandería utilizando TiO_2 como catalizador y luz UV. Universidad EAFIT de Bogotá: Colombia (2004). 25- 40p. ISSN 1794-9165.

FUNDACIÓN CHILE, Procesos de Oxidación Avanzada, POA's. Gobierno de Chile. (2005).

GEPEHO, Matriz de aspecto e Impacto Ambiental de Lavandería del Instituto Nacional de Salud del Niño: San Borja (2016). LA-MT-04 V01.

GEPEHO, Plan Operativo Anual del Servicio de Lavandería del Instituto Nacional de Salud del Niño: San Borja (2016). DEGIOVIG-PL LAV-001.

GLORIA RESTREPO, Evaluación del Tratamiento Fotocatalítico de Aguas Residuales Industriales Empleando Energía Solar. Universidad de Antioquia Medellín: Colombia (2008). 145-153p. ISSN 0012-7353.

JULIAN BLANCO, Purificación de Aguas por Fotocatálisis Heterogénea, Estado del Arte. Comunidad Científica Internacional (2010).

JAIME CARBAJO, Aplicación de la fotocatalisis solar a la degradación de contaminantes orgánicos en fase acuosa con catalizadores nanoestructurados de TiO_2 . Madrid (2013).

LUIS FERNANDO, Degradación de Aguas Residuales de la Industria Textil por Medio de Fotocatálisis, Lasallista de Investigación – Vol. 2). (2005).

LUIS FERNANDO, Fotodegradación sensibilizada con TiO_2 del colorante rojo rocoltite utilizando lámpara de luz UV, Producción más limpia, Vol. (I). (2006).

LIZARDO FIGUEROA, Degradación Fotocatalítica de Detergentes en Efluentes Domésticos. Pontificia Universidad Católica del Perú: Perú. (2004).

MINISTERIO DE VIVIENDA CONSTRUCCIÓN Y SANEAMIENTO, Valores Máximos admisibles de las descargas de aguas residuales no domésticas. D.S. N° 021-2009-VIVIENDA.

MINISTERIO DEL AMBIENTE, Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Agua. D.S. N° 002-2008-MINAM.

OFICINA DE EPIDEMIOLOGIA Y SALUD AMBIENTAL, Análisis de la situación de salud del Instituto Nacional de Salud del Niño, San Borja 2015. Perú: Lima.

PILAR FERNANDEZ, Propiedades Coloidales de partículas de TiO_2 en aplicación al tratamiento fotocatalítico solar de agua. Granada (2003).

RAFAEL TINOCO, Tratamiento de efluentes textiles con luz ultravioleta solar. Universidad Nacional Mayor de San Marcos: Perú (2011). 09-15p. ISSN: 1560-9146 (Impreso)/ ISSN: 1810-9993 (Electrónico).

YOLANDA QUIROA, Estudio de las Sustancias Inorgánicas más usadas en la Industria Textil y la Importancia de su Conocimiento en los Ingenieros Industriales, Resolución Rectoral N° 2881-2010.

[00375] AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA FOSSA SÉPTICA BIODIGESTORA - MODELO ECONÔMICA COM FILTRO ANAERÓBICO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMICILIAR

VAGNO MOURINO ALVES¹; ADRIANA BARBOSA SALES DE MAGALHÃES²;
MARCOS ALVES DE MAGALHÃES³; MARIALICE TINOCO TRIGO
MIRANDA⁴; PAOLA ALFONSA VIEIRA LO MONACO⁵;

Instituto Federal Do Espírito Santo - Campus Santa Teresa⁵; Centro Universitário De Caratinga^{2,1,3,4}

vmourino@gmail.com¹; adrianabsm@yahoo.com.br²; marcos@ufv.br³; licem@uai.com.br⁵;

paolalm@ifes.edu.br⁵

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento, Efluentes líquidos, Dejetos humanos, Propriedades rurais

ABSTRACT

One of the main forms of pollution of surface and groundwater is the incorrect disposal of the sewage, due to the lack of infrastructure to which they are subjected, mainly the inhabitants of the rural area. The adoption of functionally simple and therefore cost-effective solutions may prove to be advantageous. In Brazil, effluents from any source of pollution can only be discharged into the water bodies after treatment and provided they comply with the conditions, standards and requirements set forth in Resolution of the National Environment Council (Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA) 430/2011. This work evaluated the efficiency of the Biodigestore Septic Tank with anaerobic filter, an

economic model, according to what establishes this Resolution. This septic tank model, constructed with containers of high density polyethylene (HDPE), is widely used in rural environments and in small communities in the eastern region of the state of Minas Gerais, Brazil. The parameters Temperature, pH, Sedimented Solids and Apparent Color were in accordance with the values established in CONAMA Resolution 430/2011. Although the Resolution did not establish standard values for chemical demand for oxygen, Total suspended solids, apparent color, total phosphorus, turbidity, oils and greases and Escherichia coli, there was a reduction in the values of these parameters along the treatment and increase in dissolved oxygen concentration. Ammoniacal nitrogen and sulphide were in disagreement with established standards. The results indicated that the installation of economic septic tanks with anaerobic filter made in cylinders is a viable alternative to avoid contamination of surface water and groundwater.

1.- INTRODUÇÃO

Em vários países uma das principais formas de poluição das águas superficiais e subterrâneas é o destino incorreto do esgoto, e isto se deve à inexistência ou a ineficiência do sistema de tratamento a que estão submetidos, principalmente os moradores da área rural. Os padrões construtivos das moradias, nas áreas rurais, não são servidos por sistemas de saneamento, coleta e tratamento de esgotos, tendo o destino final das águas residuárias os sistemas de “fossas negras” (SOUSA & ANTONELLI, 2010).

De acordo com Campos (2014) a população rural em sua maioria é desprovida de sistema de disposição adequada do esgoto, sendo assim em algumas localidades ainda se

utiliza fossas negras ou lançamento a céu aberto. Essa disposição inadequada é responsável pela contaminação das águas superficiais e subterrâneas que abastecem os poços e cisternas onde é retirada normalmente a água para o consumo da população rural.

Diante das condições ambientais, culturais e econômicas do Brasil, soluções funcionalmente simples são as que utilizamos processos menos mecanizados e reatores mais fáceis de serem construídos e operados (ÁVILA, 2005).

Neste contexto, Sousa & Antonelli (2010) sugerem as fossas sépticas biodigestoras como uma alternativa contra a poluição dos recursos hídricos, pois reduz o

impacto dos dejetos humanos sobre o meio ambiente, podendo ser implantada nas moradias não são servidos por sistemas de saneamento, coleta e tratamento de esgotos.

De acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 430, de 13 de maio de 2011, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedçam as condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis (BRASIL, 2011).

As fossas sépticas biodigestoras avaliadas no presente trabalho é um modelo que foi finalista do Prêmio Fundação Banco do Brasil de Tecnologia Social no ano 2011. Apesar de essa tecnologia estar sendo largamente utilizada em meios rurais e em comunidades de pequeno porte na região leste do estado de Minas Gerais, o sistema adotado carece de análise do funcionamento quanto a sua eficiência ao atendimento a Resolução CONAMA 430/2011.

2.- OBJETIVO

Avaliar a eficiência da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbico, modelo econômico, de acordo com os padrões de lançamento estabelecidos na Resolução CONAMA 430/2011.

3.- METODOLOGIA

O efluente analisado foi coletado de uma moradia localizada na área rural do município de Raul Soares, Minas Gerais, Brasil.

Salienta-se que o modelo analisado trata somente o esgoto do vaso sanitário de uma moradia onde residem cinco pessoas.

A fossa séptica foi construída com quatro recipientes de polietileno de alta densidade (PEAD), conhecidos como bombonas, cada uma com capacidade para 200 litros. Três bombonas foram dispostas em sequência (sempre a nível abaixo uma da outra e abaixo do nível do vaso sanitário) e a quarta foi usada com leito filtrante de brita acoplada à terceira, na qual o efluente é disposto em fluxo ascendente (Figura 1).

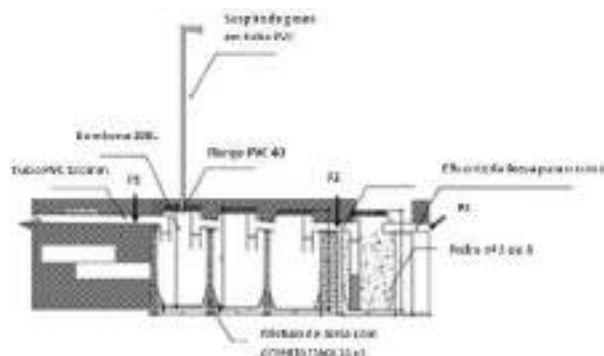


Figura 1. Estrutura geral da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbico confeccionados com bombonas

Foram selecionados três pontos amostrais, nos quais foram efetuadas as coletas: entrada da primeira bombona (P1), saída da terceira bombona (P2) e saída da quarta bombona - filtro anaeróbico (P3). Para a coleta das amostras, foram utilizados frascos previamente preparados e identificados disponibilizados pelo laboratório responsável pelas análises.

Foram analisados os seguintes parâmetros: *Escherichia coli*, Cor Aparente, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fosforo Total, Nitrogênio Amoniacal, Óleos e Graxas, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Suspensos Totais, Sulfeto, Temperatura e Turbidez.

4.- RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura encontrada no esgoto bruto (P1) foi 24 °C. Na saída da terceira bombona (P2) e no efluente final foi de 23°C. De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), ao estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluente direta ou indiretamente em corpos de água, determina que a temperatura não deva exceder os 40°C. Portanto, todas as amostras encontram-se dentro dos padrões estabelecidos.

Na Tabela 1 são apresentados os valores de pH, Turbidez, Sólidos sedimentáveis (SS), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Cor Aparente encontrados nos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbico.

Tabela 1. Resultados das análises dos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbico referente aos parâmetros: Temperatura, Turbidez, Sólidos sedimentáveis, Sólidos Suspensos Totais e Cor Aparente.

Pontos Amostrais	pH	Turbidez (uT)	SS (mL/L)	SST (mg/L)	Cor Aparente (uH)
P1	6,16	22.000	575,00	24.450	128.100
P2	7,60	164	0,50	85	2.300
P3	7,62	181	< 0,30	52	2.310

Legenda: uT-Unidade de turbidez; SS-Sólidos sedimentáveis; SST-Sólidos suspensos Totais; uH- Unidade Hazen.

Os valores de pH encontrados nos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora variam entre 6,16 a 7,62. De acordo com Silva et al. (2007) os valores de pH com o caráter alcalino é devido à degradação de proteínas e ureia em meio anaeróbico, que gera uma quantidade substancial de amônia, que em meio aquoso, passa para a forma de hidróxido de amônio. A Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011) estabelece que para o lançamento de efluentes em corpos d'água, o pH deve estar na faixa de 5 a 9. Dessa forma, o resultado obtido na amostra final do filtro encontra-se dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011.

A turbidez é causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão. Em geral, esgotos mais concentrados tem maior turbidez. Efluentes não tratados e descartados indevidamente podem ocasionar o aumento da turbidez e redução da transparência da água, diminuição da atividade fotossintética, redução do oxigênio dissolvido e impactos na biota aquática. Apesar da Resolução CONAMA 430/2011 não estabelecer padrões de lançamento constatou-se a redução nos valores de turbidez. Uma turbidez elevada, também é esteticamente desagradável, e pode representar risco à saúde devido à possibilidade de abrigo a microrganismos patogênicos nos sólidos suspensos.

Analisando os resultados (Tabela 1), percebe-se que houve eficiência na remoção dos sólidos sedimentáveis e dos sólidos suspensos totais, observando uma redução nos valores desses parâmetros ao longo do tratamento.

A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece padrão de lançamento específico para o parâmetro Sólidos Suspensos Totais, porém para o parâmetro Sólidos Sedimentáveis a Resolução ressalta que deverá ser $\leq 1,0$ mL/L, para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes. Os valores encontrados estão de acordo com o estabelecido na Resolução.

A Resolução 430/2011 não estabelece padrões de lançamento para o parâmetro cor aparente, porém observou-se a redução dos valores das amostras quando

comparado o esgoto bruto com o efluente final, constatando a eficiência na remoção da cor.

Na Tabela 2 são apresentados os valores de DBO, DQO e OD encontrados nos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbico.

Tabela 2. Resultados das análises de DBO, DQO e OD dos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbico.

Pontos Amostrais	OD mg L ⁻¹	DBO ₅ mg L ⁻¹	DQO mg L ⁻¹
P1	0,28	4.816	26.880
P2	0,30	486	1.112
P3	0,41	269	792

Legenda: OD.-Oxigênio dissolvido; DBO₅-Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO-Demanda Química de Oxigênio.

Em baixa quantidade ou ausência de OD, microrganismos anaeróbicos e facultativos, principalmente as bactérias, desenvolvem a degradação e decomposição da matéria orgânica, através do processo de degradação anaeróbica.

A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece valores padrões para o parâmetro OD, porém observa-se o aumento da concentração após o tratamento de biodigestão.

O parâmetro DBO₅ é uma medida do oxigênio consumido após 5 dias pelos microrganismos na oxidação da matéria orgânica. A Resolução CONAMA 430/2011 estabelece para o parâmetro DBO₅ máximo de 120 mg L⁻¹, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor. Observou-se uma considerável redução na DBO₅, apresentando portanto, a eficiência do sistema fossa séptica biodigestora, destacando-se uma eficiência de remoção 89,9% na amostra final do tanque séptico e 94,4% na amostra final do filtro.

A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece valores padrões para o parâmetro DQO, porém observa-se a diminuição da quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea nas amostras após o tratamento de biodigestão.

Na Tabela 3 são apresentados os valores de Fósforo total, Nitrogênio amoniacal, sulfeto e óleos e graxas.

encontrados nos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbio.

Tabela 3. Resultados das análises de Fósforo total, Nitrogênio amoniacal, Sulfeto e Óleos e graxas dos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbio.

Pontos Amostrais	PT (mg/L)	N Amon. (mg/L)	Sulfeto (mg/L)	Óleos e graxas
P1	123	638,2	19,400	2.872,5
P2	45,7	402,9	15,300	5,8
P3	42,8	412,7	10,980	15,4

Legenda: PT – Fósforo total; N. Amon. – Nitrogênio amoniacal

De acordo com Junior & Neto (2011) em geral os esgotos sanitários possuem excesso de nitrogênio e fósforo. Ao ser submetido a tratamento biológico. A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece padrões de lançamento para o parâmetro Fósforo Total, porém quando comparados os resultados para a amostra “entrada”, “final do tanque séptico” e “final do filtro”, observa-se uma redução dos valores, indicando a biodegradação do fósforo pelo processo de biodigestão anaeróbica.

O efluente final é constituído essencialmente de água e matéria orgânica, grande quantidade de compostos nitrogenados (especialmente nitrogênio amoniacal), e demais macro e micronutrientes essenciais às plantas, como potássio, fósforo, cálcio, magnésio, ferro, manganês, zinco e cobre (FAUSTINO, 2007). O nitrogênio participa na constituição de praticamente todas as formas de matéria orgânica particulada dos esgotos (VON SPERLING, 2005). Para o parâmetro Nitrogênio Amoniacal, a Resolução CONAMA 430/2011 estabelece 20 mg/L, estando portanto os resultados fora dos padrões estabelecidos. Quanto ao parâmetro Sulfeto, a Resolução estabelece 1,0 mg/L, estando em desacordo com padrão de lançamento.

A Resolução CONAMA 430/2011 estabelece como padrão de lançamento para o parâmetro óleos e graxas os seguintes valores: óleos minerais: até 20 mg/L; óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/L; ou ainda, substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg/L. Sendo assim, as amostras final do tanque séptico (P2) e Final do Filtro (P3), encontram-se dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução.

Os organismos mais comumente utilizados como indicadores de contaminação fecal são as bactérias do grupo coliforme; Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes e *Escherichia coli*; e são usados como

indicadores da eficiência de remoção de patógenos no processo de tratamento de esgotos.

Na Tabela 4 são apresentados os resultados de *Escherichia coli* encontrado nos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbio. A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece valores padrões para o parâmetro *Escherichia coli*, porém observou-se uma considerável redução no grupo dessas bactérias do P1 para o P2 e P3.

Na Tabela 4 são apresentados os resultados das análises de *Escherichia coli* dos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbio.

Tabela 4. Resultados das análises de *Escherichia coli* dos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora com filtro anaeróbio.

Pontos Amostrais	<i>Escherichia coli</i> (NMP em 100 mL)
P1	1,1 x 10 ⁸
P2	1,2 x 10 ⁶
P3	2,3 x 10 ⁶

Legenda: NMP – Número mais provável

5.- CONCLUSÃO

A fossa biodigestora apresentou um efluente com parâmetros que atendem os padrões e exigências estabelecidas na Resolução CONAMA 430/2011 para lançamento do esgoto em corpos hídricos.

A instalação de fossas sépticas econômicas com filtro anaeróbico confeccionados em bombonas é uma alternativa viável para evitar contaminação da água e do lençol freático, principalmente em comunidades rurais que, em sua maioria é desprovida de sistema de disposição adequada do esgoto

6.- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ÁVILA, R.O. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. Dissertação. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de

lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005, do. Brasília, 2011.

CAMPOS, S.C.S. **Caracterização física, química e microbiológica do afluente e efluente de fossa séptica biodigestora.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária). Centro Universitário de Caratinga. Caratinga, 2014.

SOUSA, L.A; ANTONELLI, V. O problema da falta de saneamento básico na área rural do município de Irati PR e a implementação das fossas biodigestoras como alternativa. XVI Encontro Nacional dos Geógrafos. **Anais....** Crise, práxis e autonomia: espaços de resistência e de esperanças. Espaço de Diálogos e Práticas. Associação de Geógrafos Brasileiros. Realizado de 25 a 31 de julho de 2010. Porto Alegre, 2010.



[00394] ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO DE LA DBO EN UN HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO VERTICAL PARA TRATAR AGUA GRIS

PABLO MARIO PAREDES RAMOS

*Facultad de Ingeniería, Industria y Construcción, Universidad Laica Vicente Rocafuerte

pabloparedes88@hotmail.com

Abstract

The present research project related to the " **Study of the BOD Behavior in Artificial Wetland to treat grey wastewater**", has the fundamental objective of evaluating the removal of the parameter BOD indicator in a vertical flow constructed wetland. In order to comply with the objective, it begins with the theoretical part, taking into account the concepts emitted by several authors on the treatment of grey water and artificial wetlands, detailing the types, elements, advantages, parameters, explaining about types of wetlands, components, mechanisms removal, and design.

Subsequently, it describes the existing treatment system prior to improvements, in the implementation of improvements the bed change, painted structure, among others, doing laboratory tests to determine BOD, detailing the type of samples, range of work, methods, quality manual (PG-01), inferences (toxic substances), principles (five days), safety measures, equipment, materials, reagents, previous operations, procedure, formulas application, results report.

In the results the variation of height of sand beds and the influence of the entrance flow, being applied the parameter of BOD₅, realizing draft in pilot plant of 40 cm, 55 cm, and 70 cm, is so that the variation of height had a wetland efficiency of 87.2%, 78.48%, and 79%, respectively. The use of vertical flow constructed wetlands is beneficial, because it removes the toxic components or substances, so water treated can be reused for irrigation, car washing, except for consumption.

Palabras Claves

Humedal artificial, flujo vertical, agua gris, tratamiento

Introducción

El tratamiento en base a humedales artificiales se está convirtiendo en una opción atractiva para la remoción de diversos contaminantes de los efluentes de aguas residuales domésticas, debido principalmente a sus bajos requerimientos de energía y costos operacionales. La capacidad de separar las aguas residuales domésticas en aguas negras y grises, luego, a través de un tratamiento ambiental sostenible para tratar las aguas grises y reusar éstas como agua de los tanques de los inodoros o para riego, con esto evitar el uso innecesario del agua potable, es un mecanismo de gran utilidad.

El uso final del agua gris tratada en la vivienda o en cualquier edificación, dependerá exclusivamente de su calidad. Muchas autoridades públicas del mundo y del Ecuador, consideran aún el agua gris como una amenaza a la salud, aunque la literatura técnica considera que la cantidad de materia orgánica (en términos de DBO) es baja.

En el Ecuador no se dispone de mucha información de resultados de funcionamiento de humedales artificiales tratando aguas residuales, menos aun tratando agua gris. Existen tesis de investigación de diseños de Sistemas de tratamiento para la depuración de aguas residuales domésticas usando humedales artificiales de flujo libre subsuperficial como para la población de San Eloy en la provincia de Manabí (Zambrano X, et al, 2004), o como para el cantón Rocafuerte de la Provincia de Manabí . (Vélez V, et al, 2016).

A nivel de humedales construidos y funcionando a gran escala en el Ecuador se tienen dos casos: el primero el humedal construido o pantano seco de la población de Shushufindi en el Oriente Ecuatoriano, este humedal trata aguas residuales urbanas municipales con un caudal aproximado de 4500 m³/día, y el otro es el humedal construido o pantano seco de Puerto Azul en la ciudad de Guayaquil con un caudal aproximado de 17.300 m³/día.

Los humedales artificiales son mecanismos ejecutados para reproducir diversos procesos como: físicos, químicos, biológicos con el fin de eliminar agentes contaminantes, en esta área controlada se encuentran aguas subterráneas. (Seoanez, 2010).

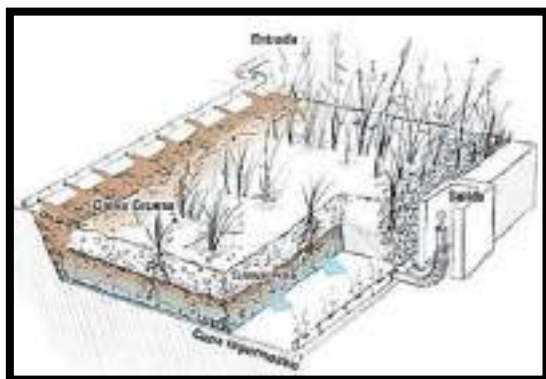


Figura 1. Humedales Artificiales
Fuente Seoanez, 2010

Tipos de Humedales

Existen varios tipos de humedales artificiales como: de flujo superficial, de flujo horizontal subsuperficial, de flujo vertical y sistemas híbridos.

La investigación se trabajó con el humedal artificial de flujo vertical, a continuación se describe este tipo de humedal.

Este tipo de humedal se utiliza como sistema de tratamiento de aguas, en la cual el agua fluye verticalmente a través de filtro formado con raíces de las plantas acuáticas seleccionadas y el conjunto de microbios (microorganismos) existentes en la superficie, para la aireación requiere tubos que facilitan la entrada del oxígeno, esto ayuda a la degradación de los agentes contaminantes provenientes de las aguas grises, inclusive al entrar oxígeno se eliminan la nitrificación, este sistema necesita de superficie o áreas pequeñas para su implementación. (Lara, 2009, p. 43)

Materiales y Métodos

El sistema de tratamiento que se utilizó es una planta piloto ubicada en el Laboratorio de procesos de

El agua gris descargada atraviesa un lecho filtrante compuesto de arena gruesa en donde se fue variando diferentes alturas: 40 cm, 55 cm y 70 cm, con la finalidad

tratamiento en la Universidad Laica Vicente Rocafuerte de Guayaquil. La Planta piloto inicia con un tanque plástico de capacidad de 55 galones donde se almacenó agua gris obtenida de los lavamanos, duchas, lavadora de una vivienda cercana. Desde el tanque plástico el agua gris descarga con la suficiente carga hidráulica a una cámara a través de una tubería de PVC de diámetro $\frac{3}{4}$ ", desde la cual el agua gris riega de forma vertical a toda el área superficial de la cámara del humedal.



**TANQUE PLASTICO
RECOLECTOR DE
AGUA GRIS**

**Fotografía 1. Implantación de junco de río en el humedal
artificial**
Fuente: Autores



**TUBERIA DE
DISTRIBUCION DE AGUA
GRIS PERFORADA D=3/4"**

Fotografía 2. Tubería de distribución de agua gris
Fuente: Autore

de evaluar la eficiencia del humedal con respecto a la remoción de la DBO. En la parte inferior del lecho se colocó una capa de 10 cm de piedra de $\frac{1}{8}$ ". Esta capa

funciona como un dren que lleva el agua que ha pasado el medio filtrante de arena hacia una cámara adyacente final. En la parte superior de la arena se sembró junco de río, la cual es una planta que florece todo el año en las riberas del río Daule.

Resultados y Discusión

En la siguiente Tabla No. 1 se muestra un resumen de los resultados obtenidos en las pruebas realizadas en la planta piloto.

Tabla 1. Resultados obtenidos en la planta piloto humedal artificial de flujo vertical

Parámetros	Unidad	Altura del lecho (en m)		
		0,4	0,55	0,7
Caudal de ingreso	m ³ /día	217,4	197	176,8
Porcentaje de remoción de DBO	%	87,2	78,5	79
Concentración de DBO a la entrada	mg/l	168,8	114,3	183,3
Concentración de DBO a la salida	mg/l	21,6	24,6	38,4

Conclusiones

Los porcentajes de remoción de DBO obtenidos se encuentran dentro de rangos normales que muestra la literatura técnica en este tipo de humedales de flujo vertical, que está entre 75 a 80 %. Además, las concentraciones de DBO obtenidas a la salida de la planta piloto cumplen con el límite máximo permitido de descarga a un cuerpo de agua dulce (100 mg/l) y a un cuerpo de agua marina (200 mg/l) de la legislación ambiental ecuatoriana del TULSMA (Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente Ecuatoriano).

Agradecimientos

Quienes suscriben este artículo tienen un especial agradecimiento a la Universidad Laica Vicente Rocafuerte, y a los directivos principales de la Facultad de Ingeniería, Industria y Construcción.

Referencias

- Seoanez, M. 2010. Aguas Residuales: Tratamiento por Humedales Artificiales. Editorial Mundi-Prensa. Madrid.
- Lara, J. 2009. Introducción a Sistemas Naturales. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Arias C., Brix H. 2003. Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. Ciencia e Ingeniería Neogranadina, número 13, pp. 17-24.

Zambrano X, Saltos X., Villamar F. 2004. Diseño del Sistema de Tratamiento para la depuración de las aguas residuales domésticas de la población San Eloy en la Provincia de Manabí por medio de un Sistema de Tratamiento natural compuesto por un humedal artificial de flujo libre. ESPOL, Ecuador.

Vélez V, Pilligua G. 2016. Diseño de un pantano seco artificial para el tratamiento de las aguas residuales del cantón Rocafuerte de la provincia de Manabí. Universidad Técnica de Manabí, Ecuador

[00400] CARACTERIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA BIODEGRADABLE EN AGUAS RESIDUALES MEDIANTE ENSAYOS DE RESPIROMETRÍA Y BMP

CLAUDIA ANDREA REYES ARRIAGADA¹; MARISOL ANDREA BELMONTE
SOTO²; JOSÉ LUIS CAMPOS GOMEZ³; RICCARDO CAMPOS⁴; OSCAR
FRANCHI⁵; ÁNGELES VAL DEL RÍO⁶; ANUSKA MOSQUERA-CORRAL⁷;
ANDREA FRA⁸

Universidad de Playa Ancha^{1,2}; Universidad Adolfo Ibáñez³; Facoltà di Ingegneria e Architettura,
Università degli Studi di Enna "Kore", Cittadella Universitaria⁴; Facultad de Ingeniería y Ciencias,
Universidad Adolfo Ibáñez⁵; Departamento de Ingeniería Química, Escuela de Ingeniería, Universidad
de Santiago de Compostela^{6,7,8}

claudia.reyes.a@alumnos.upla.cl1; marisol.belmonte@upla.cl2; jluiscampos@uai.cl3;
riccardo.campo@unikore.it4; osfranchi@gmail.com5; mangeles.val@usc.es6;
anuska.mosquera@usc.es7; andrea.fra@usc.es8

Abstract

The productive intensification of the agro industrial area causes severe environmental impacts due to the nature of the resources that it processes. This derives in the generation of waste waters with high organic matter content which, being poured without previous treatment, may alter the natural balance of a receiving water body. These organic waste can be recoverable within a process of anaerobic digestion, which allows to transform the organic matter into renewable energy (biogas). To evaluate the application of a waste water as a substrate for the energy generation, it is necessary to characterize it in terms of its biodegradability, y other significant parameters which are key for the application of the anaerobic digestion. For this, in general, BMP tests are carried out in laboratories which require of a prolonged time to obtain results (30–50 days), what makes difficult the comparison of data and its reproducibility. In this scenario, an alternative method for the theoretical estimation of the biogas production of a waste based on its biodegradable organic composition emerges in its content in protein, lipids, and carbohydrates. On this investigation will be studied four types of agro industrial waste waters (meat industry, fattening of pigs, wine and beer production) which will be characterized in their biodegradable organic fraction and subjected to rapid respirometric tests, with the aim of establishing a correlation between these results and the ones obtained regarding the potential of biogas production of each one of them through BMP tests.

Palabras clave: agua residual, biodegradabilidad, digestión anaerobia, ensayos BMP.

Introducción

La intensificación de la producción agroindustrial en los últimos años ha provocado un gran impacto en el medio ambiente. Éste sector industrial genera diversas externalidades debido a la cantidad de agua requerida en sus procesos y a la alta carga orgánica presente en sus efluentes derivada del procesamiento de recursos de origen orgánico. La eventual descarga de estas aguas residuales (ARs) en un cuerpo de agua, puede causar graves impactos en su equilibrio natural. En base a esto, surge la necesidad de someter estas aguas a sistemas de tratamiento especializados que permitan disminuir su carga contaminante, con el fin de evitar el deterioro de los cuerpos de agua receptor.

Durante años, estas aguas han sido percibidas como un desecho, siendo tratadas mediante procesos que lejos de eliminar el problema, lo transfieren. Hoy en día se conocen tecnologías de tratamiento que permiten gestionar estas ARs de una manera sostenible, transformando la materia orgánica presente en ellas en sub productos aprovechables tanto ambiental como económicamente.

La composición de las ARs resulta clave, ya que a partir de ésta se puede estimar su biodegradabilidad y, por consiguiente, su potencial de valorización. Una de las

tecnologías de tratamiento más idóneas para este tipo de aguas, es la digestión anaerobia (DA). Este proceso biológico permite mediante la acción de microorganismos especializados (*Archaeas*) transformar la materia orgánica presente en estas ARs en: “biogás” una mezcla de gases con potencial energético, compuesta principalmente por dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4); un efluente con calidad de regadío; y lodo estabilizado o “bioabono” con potencial agrícola (Chynoweth et al., 1998).

Una de las principales herramientas para estimar la biodegradabilidad anaerobia de un residuo son los ensayos BMP (por sus siglas en inglés Biochemical Methane Potential). Este ensayo es realizado en modo discontinuo (batch) a escala laboratorio, en donde se calcula la producción de biogás a partir de un sustrato determinado, en condiciones operacionalmente controladas. Los resultados obtenidos a partir de este ensayo son variables, debido a las distintas condiciones experimentales bajo las cuales se puede realizar. Lo anterior, genera discrepancia en los resultados, dificultando la comparación de datos y estandarización del método (Angelidaki et al., 2009). También, por el tiempo que requiere (30-50 días), se dificulta su aplicación a nivel industrial (Lesteur et al., 2009).

Ante este escenario, se ha profundizado la investigación en métodos que permitan estimar de forma empírica el potencial de producción de biogás de un residuo en un menor tiempo de espera, con el fin de optimizar los procesos de bioconversión y evaluar el desempeño en biodigestores. Un método alternativo, sobre el cuál se ha agroindustrial.

Metodología

Recolección y caracterización de las ARs.

Las muestras de AR serán recolectadas en su estado “crudo”, transportadas en bidones de 25 L, y almacenadas a 4°C, para su posterior caracterización en cuanto a los parámetros físico-químicos: DQO, DBO₅, NH_4^+ , SSV, SST, pH. Y análisis orgánico correspondiente a la composición en proteína, lípidos, nitrógeno, fibra, humedad, grasas y carbohidratos.

Caracterización del lodo

Para llevar a cabo los ensayos de BMP y respirométricos, se empleará lodo anaerobio, el cual será recolectado desde una planta de tratamiento de aguas residuales,

investigado ampliamente, es la relación entre la composición orgánica del residuo y la producción de biogás. Se conoce que existe una estrecha relación entre las principales familias de los componentes orgánicos de un residuo (carbohidratos, lípidos, proteínas) y el rendimiento y composición del biogás.

En base a éstos antecedentes, la presente investigación, busca establecer una correlación entre la fracción orgánica biodegradable de un residuo y la producción de biogás. Para esto, se evaluarán ARs provenientes de cuatro agroindustrias (cárnica, engorda de cerdos, vitivinícola y cervecera), las cuáles serán caracterizadas en base a parámetros físico-químicos y composición orgánica. Paralelamente, serán sometidas a ensayos BMP para estimar su máxima biodegradabilidad anaerobia y a ensayos respirométricos, los cuales nos permitirá conocer el consumo de oxígeno (O_2) dentro del proceso de degradación aerobia. Estos resultados serán evaluados y comparados con el fin de poder predecir el potencial de producción de biogás de un residuo de manera más rápida, simple y eficiente.

Objetivo

Evaluar y comparar resultados obtenidos entre ensayos BMP y respirométricos para la estimación experimental del potencial de producción de biogás, en base a la caracterización de la fracción biodegradable de la materia orgánica presente en ARs provenientes del sector

siendo transportado y almacenado bajo las mismas condiciones que las muestras de AR. El lodo será caracterizado en base a su contenido en: DQO, ST, SV SSV.

Ensayos BMP

Estos ensayos se realizarán por triplicado en botellas de 500 ml de volumen total. El procedimiento contempla para cada AR: 3 botellas como blanco (inóculo + agua destilada); 3 botellas de sustrato (que incluye una fuente de carbono fácilmente biodegradable); y 3 botellas con las muestras de AR o mezcla (inóculo + muestra).

Cada una de las botellas será burbujeada con N_2 gas durante 3 min a presión de 1,5 Pa para garantizar las condiciones anaeróbicas. Posteriormente cada botella será sellada e incubada durante 1 hora a 37°C. La producción diaria de metano se registrará durante 30 días aprox. o hasta que el 80 % del sustrato haya sido consumido.

La medición de metano, será mediante desplazamiento de líquido. Cada botella será conectada a una botella invertida con hidróxido de sodio (NaOH) a una concentración de 25 g/L. Este medio alcalino absorbe el CO₂ contenido en el biogás por la formación de carbonato. El CH₄ presente mayormente en el biogás es alcanza el espacio de cabecera del recipiente de medición, provocando el desplazamiento de un volumen equivalente de líquido. Una vez finalizado los ensayos, se evaluará cada botella de muestra en cuanto a: pH, alcalinidad, DQO, ST y SV.

En la siguiente figura se muestra la metodología a seguir para los ensayos BMP.

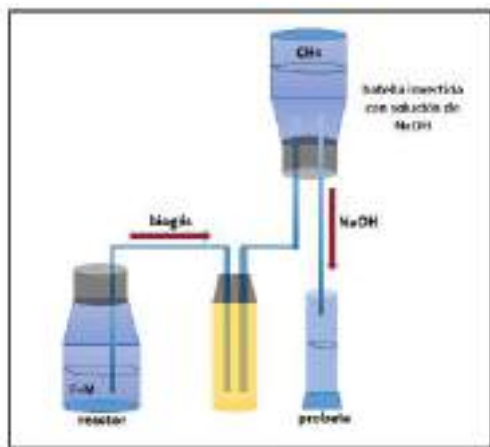


Figura 1. Metodología de ensayos BMP

Ensayos respirométricos

Para la realización de estos ensayos se utilizará el equipo Respirométrico BM - T + (SURCIS, S.L., España), el cual cuenta con un software integrado que permite obtener de forma automática los parámetros de interés. Estos ensayos se realizarán en modo dinámico, mediante el cual se puede obtener la fracción biodegradable y rápidamente biodegradable de la DQO (DQOb y DQOrb), a partir del consumo de O₂ y el coeficiente estequiométrico (YH).

En la siguiente figura, se presentan las etapas del ensayo respirométrico en modo dinámico.

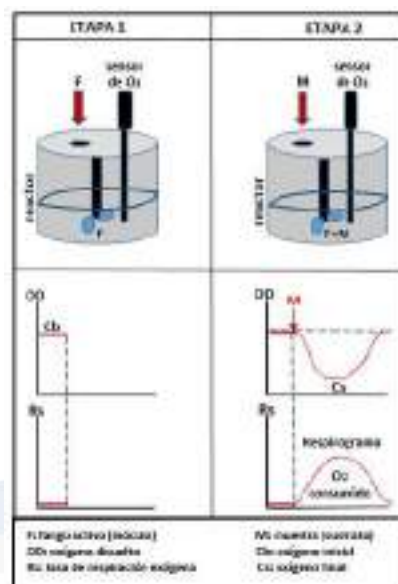


Figura 2. Etapas de ensayo respirométrico

Métodos analíticos

Los parámetros físico-químicos tales como: DQO, DBO₅, NH₄⁺, SSV, SST y análisis orgánico para cada AR, serán medidos según las metodologías establecidas en el Standard Methods (APHA, 2005). La Temperatura, pH, y OD se analizarán por medio de sensores selectivos.

Análisis de resultados

La composición orgánica, y caracterización físico-química de cada AR serán evaluados antes y después de la realización de cada ensayo, con el fin de correlacionar estos resultados con los obtenidos a partir de los ensayos BMP y respirométricos.

Resultados y discusión

La presente investigación se encuentra en curso a la fecha, por lo que los resultados y conclusiones expuestos en este documento son de carácter preliminar basados netamente en la información recopilada a partir de la investigación bibliográfica.

Los resultados finales y respectivas conclusiones se encontrarán disponibles para la fecha correspondiente a la realización del Congreso.

Conclusiones

Se espera que los residuos que presentan mayor rendimiento de biogás correspondan a los que poseen mayor composición en grasas y aceites, con un contenido de CH₄ medio entre 68-73%. Las aguas residuales que contengan proteínas se espera que tengan un rendimiento comparativamente más bajo, pero con el mayor contenido en CH₄ (70-75%). Mientras que las aguas residuales con mayor contenido de carbohidratos, debiesen presentar un menor porcentaje de CH₄ (50-55%) en el biogás.

Preliminarmente, se estima, que el AR proveniente de la industria cárnica puede presentar problemas de biodegradabilidad por su alto contenido en proteínas y lípidos, ya que estos pueden resultar ser en ocasiones de carácter inhibitorio para los microorganismos. Sin embargo, en presencia de grasas animales y contenido intestinal (alto contenido en carbohidratos) puede mejorar la biodegradabilidad de los lípidos. Los purines derivados de la crianza extensiva de cerdos presentan comparativamente (entre los principales residuos de origen tanto animal como vegetal), el mayor contenido en lípidos (11,50%) y un porcentaje considerable en lignina (21,46), la cual no es directamente aprovechable, debiendo ser sometida a un tratamiento previo. En cuanto al AR proveniente de la industria vitivinícola en general, presenta un alto contenido de materia orgánica soluble fácilmente biodegradable, y bajos niveles de pH. El problema surge debido a la variación de las cargas contaminantes según las tecnologías de vinificación y las fluctuaciones estacionales y diarias de volumen y composición. También hay que considerar que estas ARs pueden contener fenoles y pesticidas que resultan perjudiciales para los microorganismos, lo que dificulta su aplicación dentro de sistemas biológicos. Finalmente, la industria cervecera en similitud con la vitivinícola presenta ARs con un alto contenido en materia orgánica fácilmente biodegradable, además, posee una presencia considerable en microorganismos descomponedores, lo que la convierte en un buen candidato para ser aplicada dentro de un sistema de tratamiento anaerobio.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Gobierno de Chile a través de los siguientes proyectos: FONDECYT 1180650, CONICYTFONDAP/15130015, y Tesis de Pregrado de la Dirección General de Investigación-UPLA 2018; y por el Gobierno Español a través de los proyectos: TREASURE (CTQ2017-83225-C2-1-R) y GRANDSEA (CTM2014-55397-JIN). J.L. Campos es miembro del Centro de Investigación UAI Earth. M. Belmonte es miembro del grupo de investigación UPLAguas y del LABMAI-UPLA. Los autores provenientes de la USC son miembros de CRETUS (AGRUP2015/02) y del Grupo de Investigación Competitiva de Galicia (GRC ED431C 2017/29). Todos estos programas son co-financiados por FEDER.

Referencias Bibliográficas

- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J., Guwy, A., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., Van Lier, J. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. 56(5), 927-934.
- APHA-AWWA-WPCF, “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater”, 21st ed.; Washington, USA, 2005.
- Chynoweth, D., Wilkie, A., Owens, J. (1998). Anaerobic processing of piggery wastes: a review. University of Florida, Gainesville, Florida.
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J., Junqua, G., Steyer, J. (2009). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. 45(4), 431-440.

[00403] ANÁLISIS DEL OBJETIVO 6 DE DESARROLLO SOSTENIBLE EN LA CUENCA DEL RÍO JADAN

Ing. MSc. Vicente González Borja¹

¹ Universidad Católica de Cuenca. Av. de las Américas y Humboldt

Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y
Saneamiento de Cuenca, Benigno Malo y Sucre, Cuenca, Ecuador.

vgonzale@etapa.net.ec; vgonzalez@ucacue.edu.ec

Abstract

In 2015, all governments committed to meeting the Sustainable Development Goals (SDG) by the year 2030. In this context it is necessary to study Goal 6, which implies the universalization of drinking water and sanitation services, goals that are articulated to the National Development Plan (PND) 2017-2021 of Ecuador. The Catholic University of Cuenca proposes a research project to evaluate and develop indicators according to the goals set. For this, a pilot study is carried out in the area of the hydrographic basin of the Jadán River.

In Ecuador, INEN has developed indicators to measure Goal 6.1 and Goal 6.2. Following this methodology, the study is carried out through surveys and quality analysis of drinking water, wastewater and the water network; In addition, an investigation is made of the actions on water resources made by ETAPA EP that can be reported if the indicators of Goals 6.5, 6.6a and 6.6b are defined for the monitoring and evaluation of SDG-6.

The results show that 69% of the population has safe access to water and 67% have adequate sanitation and basic hygiene conditions. Regarding the quality of wastewater, the purification plants have efficiencies that allow compliance with discharge regulations. As regards the management of water resources, important advances can be observed that can be reported in the goals of SDG-6.

Palabras clave: Agua y Saneamiento: servicios gestionados de forma segura, **Meta:** objetivo de cumplimiento de la Agenda 2030, **Indicador:** medición de parámetros de gestión integral e integrada de agua, saneamiento y ambientales.

1. INTRODUCCIÓN

En el año 2000, las Naciones Unidas propuso reducir a la mitad los déficits para el 2015 con los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), la mayoría de países cumplieron las metas con fuentes mejoradas de agua al 96 % e instalaciones de saneamiento mejorado al 85% de la población de América Latina y El Caribe; no obstante, estos servicios evaluados posteriormente con el criterio de servicios agua potable y saneamiento gestionados de manera segura, se reducen al 65% y al 22% respectivamente (OMS/JMP/UNICEF, 2017). En la Agenda al año 2030 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, en el Objetivo 6 (ODS-6) Agua Limpia y Saneamiento para todos, las metas 6.1 y 6.2 no solo plantean lograr que el acceso a los servicios de agua potable y saneamiento sean gestionados de manera segura, sino también incorporar lo establecido en las metas 6.3 calidad del agua y aguas residuales, 6.4 uso del agua y escasez hídrica, 6.5 gestión de los recursos hídricos, 6.6 ecosistemas relacionados con el agua, 6.a cooperación internacional y creación de capacidades, y, 6.b participación de las partes interesadas. De esta forma, los requerimientos actuales es implementar servicios enfocados en soluciones sistémicas de agua potable, saneamiento y ambientales de forma integral e integrada que incluya la conservación del patrimonio natural con participación de todos los actores; para lo cual, una planificación adecuada debe considerar el ámbito de las cuencas hidrográficas y el fortalecimiento de capacidades de municipios, empresas públicas, operadores comunitarios y de otros agentes para hacer efectivo estos derechos fundamentales (González, 2018).

En el Ecuador, y en otros países de la Región, se está propiciando la articulación de políticas, planes, programas y proyectos a los ODS-6 para asumir e impulsar su cumplimiento. La “Estrategia Nacional de Agua y Saneamiento” establece intervenciones que permitan movilizar y asegurar el uso eficiente de los recursos

financieros para alcanzar el acceso universal en los próximos 10 años; y, desarrollar procesos para asegurar que los servicios prestados a través de dicha infraestructura sean de calidad, eficientes, sostenibles y asequibles para el conjunto de la población (SENAGUA, 2016). La consecución de estas metas requiere la concurrencia de todos los niveles de gobierno central y local para establecer una línea base e indicadores de los diferentes componentes de gestión para medir el nivel de las intervenciones en el sector. Según el diagnóstico de la capacidad estadística del Ecuador, solamente el 10% de los indicadores del ODS-6 son factibles de cálculo, debido a la disponibilidad de fuentes de información y de metodologías, el resto depende de la calidad y de la carencia de fuentes de información. Por ello, el Objetivo del Plan de Desarrollo Estadístico es implementar espacios técnicos interinstitucionales responsables del análisis, consenso y homologación de indicadores, con participación de organismos de Naciones Unidas, la academia, el sector privado y la sociedad civil (INEC, 2017).

Si se dispone de esta información, se aportará a la toma de decisiones, establecer prioridades y elaborar planes de mejora. Con este propósito la Universidad Católica de Cuenca, propone un plan de investigación y el desarrollo de indicadores de las metas del ODS-6; con este objetivo, realiza un estudio piloto basado en encuestas sobre el estado de los servicios de agua y saneamiento, del análisis de calidad del agua y de la investigación de los componentes que intervienen en la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Jadán; encontrando, que el 67% de la población tiene acceso a agua y saneamiento gestionado de manera segura, existen altos niveles de contaminación de las masas de agua superficiales y en relación a las actividades de gestión integrada de los recursos hídricos se observa que hay procesos avanzados motivados por la escasez hídrica en la zona. Con este estudio se ha podido verificar las prioridades, sus avances y se visualiza la necesidad de desarrollar indicadores para evaluar y reportar las metas hasta el año 2030.

2. OBJETIVO

Analizar las metas del Objetivo 6 de Desarrollo Sostenible a partir de un estudio piloto basado en encuestas sobre el estado de los servicios de agua y saneamiento, del análisis de calidad del agua y de la investigación de los componentes que intervienen en la gestión de los recursos hídricos para el acceso universal, eficiente y sostenible en la cuenca del río Jadán.

3. METODOLOGÍA

El estudio piloto e investigación se desarrolló siguiendo la “Guía para el monitoreo integrado del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 sobre agua y saneamiento” (UNWATER, 2017) elaborado por las Naciones Unidas. La evaluación de las **Metas 6.1 y 6.2** (Figura 1) se realizó a partir de los indicadores definidos en el Diagnóstico Global de Pobreza y Agua, Saneamiento e Higiene del Programa de Agua y Saneamiento (PAS) del Banco Mundial en coordinación con JMP (Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation, agencia de la OMS/UNICEF) (INEC, 2017).

El análisis se realizó en 10 sectores más densificados dentro del territorio de la cuenca que pertenecen a las parroquias de Quingeo, Santa Ana y El Valle, se realizaron 447 encuestas de acuerdo la ficha diseñada por el INEC, lo que representa alrededor del 10% de la población. Para evaluar el indicador de calidad de agua de consumo se midió la presencia de la bacteria E. Coli en 270 muestras.



Figura 1. Definición de indicador de suministro de agua para consumo y saneamiento proporcionados de manera segura.

FUENTE: INEC, 2017.

El análisis de la **Meta 6.3**, complementa las metas anteriores con el análisis de la calidad de las aguas residuales y de las masas de agua. Se verificó en nueve plantas de depuración los procesos unitarios y se analizó la calidad del agua de cuatro cursos principales de la red hidrográfica para establecer las posibilidades de uso.

Para las **Metas 6.4, y 6.5** se revisó la existencia de procesos de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), se analizó el uso y aprovechamiento hídrico para abastecimiento y en actividades económicas; y, mediante el análisis de planes, programas y proyectos con participación de todos los actores en las decisiones para administrarlos y asegurar la

sustentabilidad ambiental (Dourojeanni.1994), para que nos permita conocer hasta qué punto se ha generado un entorno propicio, la participación institucional, los instrumentos de gestión y financiamiento. Así mismo, se analiza si existen áreas de la cuenca del Jadán compartidas y si hay algún arreglo operacional y de cooperación en materia de recursos hídricos.

En cuanto a la **Meta 6.6** del cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua, se analizó acuerdos de cómo se pretende detener la degradación y la destrucción de los ecosistemas, y contribuir a la recuperación de los que ya están dañados para mejorar la cantidad y su calidad del agua. En la investigación se revisó la información disponible de coberturas y uso de suelos en las áreas de recarga hídrica.

Se auscultó la **Meta 6.a** analizando la cooperación internacional y el apoyo del Gobierno para la creación de capacidades que se reflejen en la zona de estudio para fortalecer habilidades, competencias y aptitudes relativas a la gobernanza, para la ordenación de los recursos hídricos con un enfoque sistémico, integral y transdisciplinario que faciliten el diálogo con la diversidad de saberes y actores para la implementación de todas las metas del ODS-6.

Para relacionar la **Meta 6.b** en la gestión, se analizó el nivel de participación de las partes interesadas en las soluciones técnicas, procedimientos operacionales y administrativos ajustadas al contexto local para fomentar en las comunidades prácticas sostenibles. La coordinación interinstitucional impulsa la consecución del resto de metas, puesto que involucrar a las partes interesadas es fundamental en la GIRH para cumplimiento del ODS-6.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Territorio, población y servicios.

La cuenca del río Jadán, afluente del río Paute, se encuentra al Oriente de la ciudad de Cuenca, a una distancia promedio de 25 km. Tiene como principales afluentes el río Quingeo, Maluay, Gordeleg y la Quebrada Guarango, con una extensión de 29.692,5 ha, y está ubicada en las coordenadas 739409,55; 9684377,99 y 721382,89; 9652652573.81 (Figura 2).

En las cinco parroquias del cantón Cuenca con territorio en la cuenca se estima al año 2017 una población en 18.809

personas que habitan en 4.702 viviendas, abastecidas por 64 sistemas de agua potable pequeños y dos sistemas grandes, que abastecen a las cabeceras parroquiales y comunidades aledañas a Quingeo y Santa Ana. Para el saneamiento de sectores aglomerados hay 10 plantas de depuración de aguas residuales proyectadas para menos de 1000 habitantes.

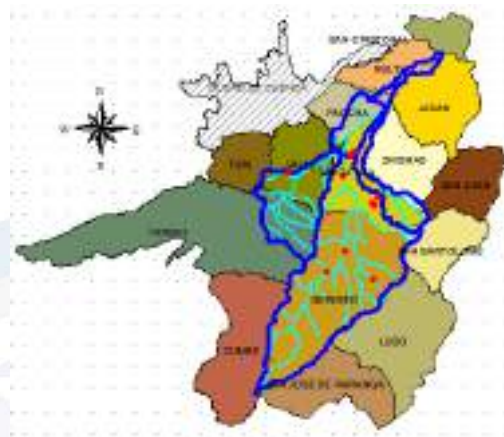


Figura 2. Cuenca hidrográfica del río Jadán, micro cuencas, parroquias dentro y fuera de la cuenca y parroquias que pertenecen al cantón Gualaceo.

FUENTE: ETAPA, 2015. Elaboración propia, 2018.

Evaluación de servicios de agua y saneamiento.

El 97% de la población cuenta con acceso mejorado de agua a través de red pública, por lo que la condición de cercanía al hogar es satisfactoria (Tabla 1). Los esfuerzos para mejorar el acceso deben priorizarse en las zonas de Santa Bárbara y Macas.

En el 23% de las muestras del agua de grifo dio positivo la presencia de bacterias E. coli. En los sectores de Macas, El Chorro y Santa Bárbara el servicio es precario y consecuentemente la contaminación se presenta en más del 52% de las muestras. Este indicador señala un alto riesgo de afección a la salud de la población, siendo prioritario realizar la vigilancia sanitaria del agua para aplicar los correctivos necesarios. Se observa también, que la calidad del agua en la cabecera parroquial de Santa Ana está mejorada.

Tabla 1. Resultados de la encuesta de Meta 6.1. Agua Segura del ODS-6 en la Cuenca del Río Jadán.

6.1.1. AGUA SEGURA									
ZONA	VIV.- MUEST.		SUMINISTRO		CALIDAD		CERCANÍA		SUFICIENCIA
S. Ana Laureles	40	25	40	100%	25	100%	40	100%	28 70%
S. Ana Cementerio	60	30	60	100%	29	97%	60	100%	53 88%
El Chorro	25	25	25	100%	8	32%	12	48%	0 0%
Santa Barbara	50	25	42	84%	12	48%	46	92%	38 76%
San Pedro	50	25	50	100%	25	100%	46	92%	38 76%
Quingeo	62	30	59	95%	23	77%	55	89%	51 82%
Monjas	30	30	30	100%	27	90%	30	100%	5 17%
Monjas Periferia	30	30	30	100%	27	90%	30	100%	5 17%
Macas	50	25	48	96%	10	40%	49	98%	46 92%
Quilopungo	50	25	50	100%	23	92%	50	100%	43 86%
TOTALES	447	270	434	97%	209	77%	418	94%	307 69%

FUENTE: Elaboración propia.

En la cabecera parroquial de Santa Ana y de Quingeo solamente el 75% de la población en promedio dice tener satisfechas las necesidades de agua. En la zona de Monjas solamente el 17% manifiesta disponer de suficiente agua; mientras que en la zona de El Chorro no se dispone de la cantidad requerida para cubrir sus necesidades básicas. En Quilopungo, donde el abastecimiento se realiza desde el sistema Nero, el 86% de usuarios están satisfechos con la cantidad de agua. Para atender esta prioridad, mediante Convenio de Cooperación Técnica no Reembolsable entre ETAP EP y la Corporación Andina de Fomento, se proponen realizar los estudios definitivos del sistema Regional de Agua Potable para las parroquias Quingeo, Santa Ana, Cumbe, Tarqui y El Valle del cantón Cuenca desde el río Moya, ubicado en el cantón Sigsig (Figura 3).



Figura 3. Pre factibilidad “Sistema de Abastecimiento Regional de Agua Potable Moya”.

FUENTE: González, 2016.

En el territorio estudiado se dispone de una alta cobertura con excusado conectado al sistema de alcantarillado, a una fosa séptica o a una letrina adecuada requiriéndose ciertas mejoras; sin embargo, esta instalación es compartida en alrededor del 11% de las viviendas. En Monjas hay total exclusividad en el uso del servicio de saneamiento, pero en la periferia de esta comunidad se requiere mejoras en el 40% de las viviendas (Tabla 2).

En el centro de Monjas, con la planta de depuración de aguas residuales recientemente construida por ETAPA EP, el manejo de las excretas es total, sin embargo, en la periferia se reduce notablemente a un 40% al igual que en la zona de la comunidad de El Chorro. En los asentamientos concentrados de la cuenca el manejo adecuado de excretas llega al 77%.

En concordancia a la infraestructura disponible la instalación para el lavado de manos llega al 82%, la disponibilidad de agua en estas instalaciones en El Chorro es del 40%, observándose que un tercio de viviendas no disponen de implementos de aseo.

Tabla 2. Resultados de la encuesta de Meta 6.2. Saneamiento Seguro e Higiene del ODS-6 en la Cuenca del Río Jadán.

6.1.2. SANEAMIENTO SEGURO E HIGIENE													
ZONA	VIVIENDAS	TIPO	EXCLUSIVIDAD		EXCRETAS		INSTALACIÓN		AGUA		JABON		
S. Ana Laureles	40	39	98%	34	85%	24	60%	26	65%	26	65%	16	40%
S. Ana Cementerio	60	60	100%	56	93%	55	92%	60	100%	52	87%	56	93%
El Chorro	25	25	100%	17	68%	10	40%	24	96%	10	40%	10	40%
Santa Barbara	50	50	100%	41	82%	30	60%	37	74%	31	62%	24	48%
San Pedro	50	50	100%	42	84%	45	90%	37	74%	41	82%	24	48%
Quingeo	62	62	100%	48	77%	56	90%	28	45%	44	71%	41	66%
Monjas Centro	30	30	100%	30	100%	30	100%	30	100%	30	100%	29	97%
Monjas Periferia	30	18	60%	30	100%	12	40%	25	83%	30	100%	28	93%
Macas	50	49	98%	49	98%	32	64%	50	100%	50	100%	48	96%
Quillopungo	50	50	100%	49	98%	49	98%	50	100%	50	100%	22	44%
TOTALES	447	433	97%	396	89%	343	77%	367	82%	364	81%	298	67%

FUENTE: Elaboración propia.

Según el Censo de 2010 la cobertura con agua entubada fue del 52.85% y 62.4% de hogares contaba con servicio higiénico o escusado de uso exclusivo, actualmente existe un notable incremento llegando al 94% y al 89% respectivamente. Considerando la cantidad limitada de agua, los resultados actuales muestran que **la proporción de la población que dispone de servicios de suministro de agua potable gestionados de manera segura llega al 69%.**

El 54% de viviendas se encuentran conectadas a sistemas de alcantarillado con depuración de aguas residuales que permite un manejo adecuado de las excretas (Tabla 4); se concluye que en la cuenca del Jadán **la proporción de población que utiliza servicios de saneamiento gestionados de manera segura, incluida una instalación para lavarse las manos con agua y jabón, llega al 67% de la población.**

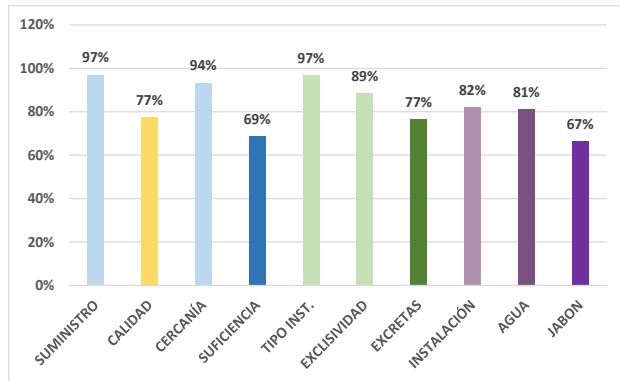


Figura 4. Situación de los servicios de agua, saneamiento e higiene.

FUENTE: Elaboración propia, 2018.

Calidad del agua y de las aguas residuales

En el mes de junio de 2018 se caracterizó el afluente y el efluente de nueve plantas de depuración de aguas residuales que corresponde a cada comunidad (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados de calidad de las aguas residuales.

6.3. Calidad del agua y aguas residuales													
PARÁMETRO	DBO (mg/l)		DQO (mg/l)		FOSFATO (mg/l)		NITRATO (mg/l)		pH		SS (mg/l)		
SISTEMA	af.	ef.	af.	ef.	af.	ef.	af.	ef.	af.	ef.	af.	ef.	
S. Ana Laureles	200	60	402	134	17	16,6	19	15	7,78		100	8	
S. Ana Cementerio	30	30	85	73	6,45	6,09	5	1	7,47		402	108	
El Chorro	50		258						6,97		43		
Santa Barbara	30	10	57	20	10,5	8,55	3,5	2,4	7,88	7,4	182	24	
San Pedro	175	20	400	173	8,75	7,4	14,5	8,3	7,6	7,14	501	361	
Quíngeo	50	30	100	74			1,4	0,9			52	43	
Monjas	200	10	423	19	11,67	7,98	2	2	7,68	8,1	568	42	
Macas	32	10	52	25			0,8	6	7,68		47	34	
Quillopungo	20	10	67	57	8	8,5	9	9	7,51	7,68	22	4	
PROMEDIO	87	23	205	72	10	9	7	6	7,6	7,6	213	78	
% REMOCIÓN			74%		65%		12%		19%			63%	

FUENTE: Elaboración propia.

Se realizó un muestreo puntual en siete depuradoras durante 24 horas para obtener una muestra compuesta de cada una. Los datos de las plantas de El Chorro y de San Pedro fueron SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

proporcionados por ETAPA EP. De los resultados obtenidos se determina que la DBO5 en los Laureles, Monjas y San Pedro están dentro del rango de contaminación media, en el resto está por debajo de parámetros de contaminación débil.

La eficiencia varía entre el 60% y el 70% de remoción de la DBO5, DQO y SS, con lo cual se obtiene descargas por debajo de los 30 mg/L de DBO5 en los cuerpos receptores sensibles por su volumen de flujo.

Los sistemas cuentan al menos con un proceso primario y secundario; incluso uno de ellos dispone un sistema terciario mediante un humedal construido y tres plantas disponen de unidades para el manejo adecuado de lodos (Tabla 4). De lo observado se puede concluir que las aguas residuales se tratan de manera segura a pesar de algunas deficiencias que se pueden encontrar en su operación y mantenimiento.

Tabla 4. Viviendas conectadas al sistema de alcantarillado y procesos unitarios de depuración.

ZONA	VIVIENDAS	CONECTADAS	PRETRAT.	PRIMARIO	SECUNDARIO	TERCIARIO	LODOS
S. Ana Laureles	40	23 58%	X	X	X		
S. Ana Cementerio	60	52 87%	X	X	X	X	
El Chorro	25	24 96%		X	X		
Santa Barbara	50	5 10%		X	X		X
San Pedro	50	45 90%	X	X	X		
Quíngeo	62	19 31%	X	X	X		
Monjas Centro	60	30 50%	X	X	X		X
Macas	50	16 32%		X	X		
Quillopungo	50	26 52%	X	X	X	X	X
TOTALES	447	240 54%					

FUENTE: Elaboración propia.

Si la población conectada a redes de alcantarillado consumiera 123 L/hab/d (ETAPA EP, 2016), se estima un caudal medio de aguas residuales generado por todos los sistemas en alrededor de 1 L/s; por lo que, las masas de agua no se verían afectadas por estos volúmenes y bajas cargas en los efluentes. Por otra parte, si el número viviendas en la zona estudiada es de 4.702, se estima que la población conectada a redes de alcantarillado es del 5.1%; por lo que, **el porcentaje de aguas residuales tratadas de manera segura es muy reducido en la cuenca**, considerando además que la depuración en el sector rural del Ecuador al 2015 llegó al 6% (OMS/JMP/UNICEF, 2017).

La proporción de masas de agua de buena calidad en la red hídrica es baja (Tabla 5). Las aguas son alcalinas, como se refleja en los valores altos del pH, el Nitrato llega al Límite de Detección (LD) y los Cloruros están dentro de los límites normales. La presencia de número incontable de bacterias *E. coli* y bajos niveles de Oxígeno Disuelto nos indica un nivel

alto de contaminación, estos indicadores de contaminación son notables en el río Quingeo, donde se encuentra el Relleno Sanitario de Pichacay. La contaminación en estas aguas superficiales presenta riesgo incluso para el uso de riego. Los niveles de turbiedad son bajos en época de estiaje y el color es alto propio de aguas que atraviesan vegetación y pastos. Se tendrá que verificar y analizar otros parámetros en otras campañas de monitoreo, dado que los resultados indican un **bajo porcentaje de masas de agua de buena calidad** si consideramos que las precipitaciones en la mitad de la cuenca varían de 800 a 1000 mm (ETAPA, 2017).

Tabla 5. Resultados de calidad en cuatro cursos principales de la cuenca del río Jadán.

Indicador 6.3.2. Porcentaje de masas de agua de buena calidad				
PARÁMETRO	GORDELEG	Q. GUARANGO	MALUAY	RIO QUINGEO
O ₂ (mg/l)	4,4	4,8	3,0	2,9
pH	8,0	7,5	8,5	8,5
Nitrato (mg/l)	<LD	<LD	<LD	<LD
Cloruro (mg/l)	12,3	49,4	46,6	115,5
E. Coli	Incontables	Incontables	Incontables	Incontables
Color (UC)		105,0	105,0	
Turbiedad (UNT)		9,0	9,0	
Dureza (mg/l CaCO ₃)	25,2	44,6	49,4	33,4
Alcalinidad P (mg/l CaCO ₃)			165,0	87,5
Alcalinidad M (mg/l CaCO ₃)	175,0	70,0	230,0	187,5
Temperatura °C		18,0		17,0

FUENTE: Elaboración propia.

Gestión integrada de los recursos hídricos

En el inventario realizado por la SENAGUA en el año 2012 en las cinco parroquias que pertenecen al cantón Cuenca (Tabla 6). El 43% del caudal para consumo es utilizado en Quingeo, el 23% en Santa Ana y el resto en las otras parroquias. Con una dotación de 160 L/hab/d, se tiene comprometido la demanda para una población más allá del año 2030. Estas autorizaciones se otorgaron entre 1974 y 2012.

Tabla 6. Autorizaciones de uso para consumo humano en las parroquias de Cuenca dentro de la cuenca del Río Jadán.

JURISDICCIÓN	No de Sistemas	Número de Fuentes	Qautorizado (l/s)	Qmedido (l/s)	POBLACIÓN
PARROQUIA QUINGEO	27	55	13,70	18,90	11.522
PARROQUIA SANTA ANA	11	16	7,31	9,92	10.452
PARROQUIA TARQUI	3	16	1,08	2,42	1.286
PARROQUIA EL VALLE	12	32	3,64	4,05	3.708
PARROQUIA PACCHA	7	7	3,88	4,72	2.680
PARROQUIA NULTI	6	7	2,21	2,68	1.201
TOTALES	66	133	31,81	42,68	30.849

FUENTE: SENAGUA, 2012. Elaborado por el autor.

Del balance de usos (Tabla 7) se observa que el 70% del volumen de consumo está destinado a actividades agro-productivas y solamente el 3% a la actividad industrial. Las extracciones de agua para todas las actividades superan en un 11% a los caudales medidos.

Tabla 7. Proporción del uso y de autorizaciones con relación al recurso hídrico en la cuenca del Río Jadán.

USO	Qautorizado	% de Uso	Qmedido	Autorizado
CONSUMO HUMANO	45,39	27%	56,75	80%
PSCICOLA	7,13	4%	6,90	103%
INDUSTRIAL	5,50	3%	0,00	
RIEGO	109,88	65%	86,94	126%
ABREVADERO	2,45	1%	3,10	79%
TOTALES	170,34	100%	153,69	111%

FUENTE: SENAGUA, 2012. Elaborado por el autor.

Estos resultados muestran la falta de estudios y de un enfoque de manejo sostenible de la oferta y de la demanda del recurso hídrico; al no evaluar las fuentes se afecta los ecosistemas, y al no evaluar la demanda se afecta a la eficiencia en los diferentes usos. Esta situación determina que **es una prioridad el cambio en la eficiencia del uso del agua con el tiempo, redistribuir y gestionar los recursos hídricos disponibles permitirá mantener los caudales ecológicos y reducir el estrés hídrico creciente en la zona.**

Como respuesta a la escasez de agua, ETAPA EP desarrolla un plan para la ordenación integrada del recurso hídrico en la cuenca alta del Jadán, se implementa el proyecto *Manejo Integrado de Cuencas para la Protección del Agua* (MICPA) en las parroquias de Quingeo y Santa Ana desde el año 2009 con un enfoque en la protección, conservación y restauración de las áreas de aporte o de recarga hídrica para garantizar calidad y cantidad en las fuentes (ETAPA, 2010).

Para alcanzar estos objetivos se han trazado varias estrategias: (i) Acuerdos Mutuos por el Agua (AMA), que consisten en una negociación voluntaria con los propietarios de predios para desarrollar acciones de conservación, (ii) apoyo a la conservación de áreas estratégicas a través de la compra de predios y/o apoyo al ingreso al programa Socio Bosque, (iii) coordinación interinstitucional con el Ministerio del Ambiente y la Secretaría del Agua para capacitación, sensibilización ambiental, denuncias y seguimiento a infracciones ambientales.

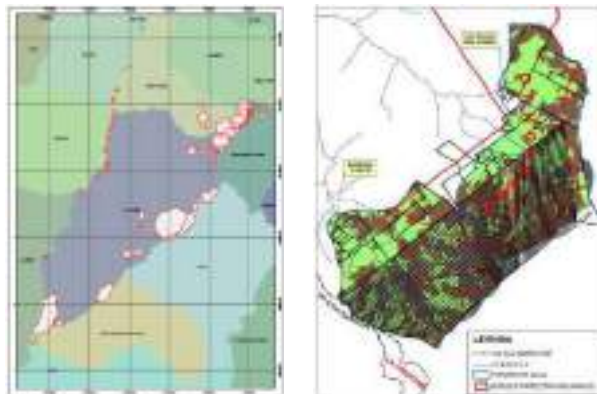
Este proceso se inicia en el sistema de agua de Pillachiquir de Quingeo y en los sistemas administrados por la Cooperativa de Desarrollo de la Comunidad de la Parroquia Santa Ana (CODESA). Se realiza el diagnóstico de fuentes hídricas haciendo un inventario de 92 áreas que aportan a diferentes sistemas de abastecimiento con una superficie de 1.933,47 ha

(Figura 5). El 59,4% del suelo de las áreas de aporte tenían vegetación nativa y el 40,6% restante tenían otras coberturas vegetales; se concluye que la pérdida del bosque nativo está asociada con la disminución significativa de caudales. Para afrontar esta problemática a largo plazo usuarios, dirigentes e instituciones acuerdan lo siguiente (Bustamante, 2016):

- Considerando la práctica institucional de ETAPA EP, en el 2009 se transfiere la administración del sistema de agua de Pillachiquir, sumándose los sistemas de las comunidades de Quingeo Loma, Quinzhaloma y Monjas.
- En 2010, mediante un convenio de Cooperación Interinstitucional entre CODESA y ETAPA EP se acuerda intervenir en las áreas de aporte de las fuentes hídricas.
- En 2011 se ejecutó el programa Gestión Integral de los Recursos Naturales.
- En 2013 se emprende el proyecto Protección de Fuentes Hídricas ampliando la cobertura del programa AMA en micro cuencas de los ríos Gordeleg y Quingeo.
- Con participación multidisciplinaria y multisectorial a partir del 2015 se realizan talleres para socializar políticas, normas y procesos para la GIRH, definir una línea-base, establecer prioridades y trazar una hoja de ruta para el cumplimiento de objetivos.
- En 2015 se propone una RED de Juntas de Agua de la Parroquia para actuar con una planificación estratégica enfocada en la protección de las fuentes y mejorar los servicios de agua y saneamiento.
- En 2016 se acuerda implementar varios AMA entre el GAD Parroquial de Santa Ana, entre ETAPA EP y el sistema de agua de Guanña-Sigsillano para proteger el predio adquirido de 6,46 ha y la restauración de la vegetación nativa en 1,74 ha.
- En 2016 CODESA transfiere a ETAPA-EP la administración de los sistemas de agua.

Estos avances en la gestión para **aplicar de la ordenación integrada de los recursos hídricos deberán ser evaluados mediante el desarrollo de indicadores** para reportar el cumplimiento de la Meta 6.5.

Figura 5. Ubicación de áreas de aporte en las parroquias de Quingeo y Santa Ana. Distribución de la tenencia de tierra en las zonas de recarga hídrica de la parroquia Santa Ana.



Fuente: Bustamante, 2010.

La cuenca del Jadán no es transfronteriza, en lo jurisdiccional comparte territorio con el cantón Gualaceo y sus parroquias Zhidmad, San Bartolo, San Juan y Jadán en la micro cuenca del río Gordeleg donde se encuentran las principales fuentes de los sistemas de Santa Ana: Guncay y Quillosis con 339 ha. La coordinación con estas jurisdicciones y otras requiere de acuerdos en la gestión por la escasez de agua con los siguientes actores:

- En esta zona existieron organizaciones con personería jurídica y con territorio; la figura legal de su conformación era de COMUNAS pero con el tiempo se cambia al de COOPERATIVAS, con lo cual hay adjudicatarios de propiedades.
- Nuevos propietarios están cambiando el uso del suelo expandiendo la frontera agrícola.
- Según el levantamiento de tenencia de tierras de las áreas de aporte de Guncay y Quillosis, el 70% de los propietarios pertenecen a las tres parroquias de Gualaceo, que eran miembros de las ex cooperativas San Bartolomé e Intiraimi de Sigsig y Gualaceo.
- Existen 11 propietarios particulares que poseen superficies considerables dedicadas a actividades agropecuarias extensivas.
- Poblaciones del cantón Sigsig y de las parroquias de Ludo, Jima y San José de Raranga, con recurso hídrico de la cuenca del río Moya, sin acuerdo para el trasvase de aproximadamente 150 L/s (Figura 3) para abastecimiento de las parroquias del cantón Cuenca con territorio en la cuenca del río Jadán.

Se ha avanzado en el levantamiento catastral, la compra de predios, el involucramiento de actores, la mejora de capacidades y la viabilidad para los estudios definitivos de abastecimiento de agua potable denominado Moya. **Para medir la proporción de la superficie de la cuenca con otras jurisdicciones con un arreglo operacional para la**

cooperación en materia de recursos hídricos es necesario definir un indicador que permita el seguimiento de esta meta hasta el año 2030.

Con el sistema de información geográfica implementado por ETAPA EP, que registra el cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua y el de tenencia de tierras en las áreas de aporte de Cuncay, Quillosisas, Machay y Pillachiquir (Figura 5), puede evaluarse las estrategias de gestión.

El problema más notable en las áreas de recarga hídrica es la parcelación de los terrenos, con superficies promedio de 1,5 a 2 ha, ha desencadenado la deforestación, el cambio de uso de páramos, apertura de vías, contaminación de masas de agua por actividades agropecuarias y otras (Bustamante, 2016). Entre 1995 y 2009 se observa los cambios en el uso de suelo de la cuenca y la gestión realizada en las áreas de recarga hídrica.

- En el área de aporte de Cuncay, con 175 ha, la pérdida de vegetación nativa ha disminuido a una tasa de 1% anual a pesar que se reporta haber recuperado 7.01 ha.
- El área de aporte de Quillosisas, con 174,93 ha, aporta el mayor volumen de agua para consumo de Santa Ana; la pérdida de vegetación nativa ha disminuido a una tasa de 0.3% anual a pesar de una mínima recuperación.
- En el área de aporte de Machay, con 85 ha, la pérdida de vegetación nativa es del 3% anual, la más alta de la zona.
- El área de Pillachiquir, con 334,8 ha tiene un deterioro similar a la de Machay.
- En la gestión de compra de predios ETAPA EP ha adquirido 17.74 ha.
- Se han realizado varios AMA en una superficie 31,71 ha.
- Se registra la ejecución del proyecto de Protección de Fuentes Hídricas en Santa Ana.

Estos avances como resultado de acuerdos, convenios, esclarecimiento legal de predios para adjudicación y adquisición, el involucramiento de los GADs parroquiales y desarrollo de capacidades para la recuperación de ecosistemas deben ser reportados; para lo cual, **es necesario desarrollar indicadores para medir el cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua a lo largo del tiempo** para cumplimiento la de la Meta 6.6 del OSD-6.

Creación de capacidades y participación

El GAD de Cuenca promueve la cooperación interinstitucional que tiene como propósito: coordinar y articular acciones que permitan, dentro de sus respectivas competencias, la ejecución de estudios y proyectos de investigación para fortalecer el talento humano. En el año 2013, ETAPA EP crea la

Dependencia de Transferencia Tecnológica para articular, coordinar y profundizar el conocimiento en la gestión de la Empresa mediante convenios con la academia, instituciones locales, nacionales e internacionales en proyectos de investigación y de gestión de financiamiento para tales fines:

- En el 2016 se acuerda entre el GAD de Cuenca, ETAPA EP, la Universidad de Cuenca y la Universidad del Azuay el convenio de Cooperación interinstitucional y de asistencia técnica científica y de asesoramiento que permita avanzar y profundizar en el conocimiento de la temática hidrogeología, gestión minera, aspectos bióticos y el componente social...; en ejecución mediante consultoría con la Universidad de Cuenca y un convenio específico de colaboración con la Universidad del Azuay.
- En el 2017 se acuerda con la Universidad de Cuenca organizar el “1er Encuentro Técnico Internacional de Gestión Integral e Integrada del Agua y Saneamiento (GIAS)”, los cursos internacionales “Utilización de la Herramienta de simulación Hydro-BID” y de “Depuración de Aguas Residuales en Pequeñas Comunidades Rurales: Directrices Generales y Técnicas” con el aval académico correspondiente.
- Se promueve identificar, capturar, documentar aprendizajes y experiencias de los proyectos para que sean replicados para beneficio de la sociedad, comunidades, instituciones públicas y privadas propiciando un proceso continuo de generación de ideas y de transferencia tecnológica en el ámbito urbano y rural para la universalización de los servicios en el marco del Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021 y de los ODS.
- Se realizan colaboraciones con organizaciones e instituciones nacionales y supranacionales: Gobierno Nacional, Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), Asociación Mundial de Empresas Prestadoras de Servicios de Agua Potable y Saneamiento (GWOPAS), Comisión Económica para América Latina y El Caribe (CEPAL), Organización Mundial de la Salud/Organización Panamericana de la Salud (OMS/OPS), Banco Interamericano de Desarrollo, Banco Mundial, Agencia de Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID), Naciones Unidas, entre otras subvencionando la presencia de expertos.

El progreso de esta gestión requiere un indicador para definir el **nivel de la asistencia oficial para el desarrollo destinado al agua y el saneamiento que forme parte de un plan de gastos coordinados con el Gobierno Nacional** para el cumplimiento de la Meta 6.a. que influye en el cumplimiento de las otras metas del ODS-6.

Vincular los procesos de intervención de la gestión integral del agua, saneamiento y ambientales con una estructura multidisciplinaria, con la gestión integrada y transdisciplinaria para la gobernanza, desde la concepción de los proyectos con

todos los actores requiere una decidida cooperación interinstitucional con los siguientes fines.

- Enfoque sistémico que integra actores, territorio y actividades para lograr un entendimiento de los problemas para la toma de decisiones con base a la información producida y con metas que afiancen los compromisos de participación y coordinación.
- Vigilancia, control, mantenimiento y mejora continua de procesos operacionales de cada competencia administrativa, procedimientos evaluados a través de indicadores consensuados que reflejen de forma objetiva la participación de las partes interesadas en el cumplimiento de actividades desde cada disciplina.
- Establecer un presupuesto y un plan coordinado de gastos de cada institución.

Estos componentes para la mejora de los servicios de agua, saneamiento y ambientales sostenibles en la cuenca del río Jandán tienen notables avances, pero deben articularse en un modelo concurrente y de permanente de gestión (Figura 6) para fortalecer acciones, planes, programas y proyectos en desarrollo. En este contexto, se debe **evaluar la participación de las dependencias administrativas locales con políticas y procedimientos operacionales establecidos para la participación de las comunidades en la ordenación del agua y saneamiento** que se deben reportar para el cumplimiento de esta meta.



Figura 6. Participación administrativa en el proceso de implementación de servicios de agua, saneamiento y ambientales en aplicación del marco regulatorio del Ecuador.

MAE: Ministerio del Ambiente; SENPLADES: Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo; SNGR: Secretaría Nacional de Gestión de Riegos; MSP: Ministerio de Salud Pública; SENESCYT: Secretaría Nacional de Educación Superior Ciencia y Tecnología; AUTORIDAD DEL AGUA: Secretaría del Agua.

Fuente: González, 2014.

5. CONCLUSIONES

Del estudio piloto se determina que la población de la cuenca del río Jandán, el 69% dispone de agua potable y el 67% de saneamiento e higiene gestionados de manera segura. Hay un incremento notable de infraestructura es decir agua y saneamiento básico dispone el 94% y 77% de la población respectivamente pero la escasez, higiene y manejo de excretas influye en la seguridad de los servicios.

La calidad de los efluentes de la plantas de depuración cumplen con la normativa a pesar de que falta una adecuada operación y mantenimiento. Sin embargo, las principales masas de aguas superficiales de la cuenca están contaminadas por las descargas incontroladas de la población dispersa en el territorio y de la contaminación por actividades agropecuarias.

La escasez de agua para diferentes usos mantiene el estrés hídrico en la cuenca, donde es necesario racionalizar los usos, redistribuir el agua disponible y mantener el caudal ecológico.

El proceso seguido por ETAPA EP en la implementación del GIRH tiene avances significativos, que deben ser articulados a través de la coordinación multisectorial y mediante indicadores consensuados dar seguimiento y reportar las metas del ODS-6.

El estudio piloto, que podrá ser verificado y mejorado en otra campaña de monitoreo, servirá para implementar el plan de investigación propuesto por la Universidad Católica de Cuenca para el desarrollo de indicadores, que es una prioridad en beneficio del sector agua y saneamiento.

6. REFERENCIAS

Dourojeanni, A. (1994). *Políticas públicas para el desarrollo sustentable: la gestión integrada de cuencas*.

Bustamante, M. (2010): *Informe de Tenencia de Tierra y uso de suelo en el periodo de 1995 y 2009 en las áreas de aporte del Sistema de Agua Potable de CODESA*. Subgerencia de Gestión Ambiental. Programa MICPA. ETAPA EP. Cuenca-Ecuador.

Bustamante, M. (2016): *Diagnóstico de las fuentes hídricas de los sistemas de agua de consumo humano en las parroquias Quingeo y Santa Ana*. Subgerencia de Gestión Ambiental. Programa MICPA. ETAPA EP. Cuenca-Ecuador.

ETAPA EP. (2015): *Cartografía de digital del cantón Cuenca*. Cuenca – Ecuador

ETAPA EP. (2016): *“Estudios de Población y Consumos para el Cantón Cuenca”*. Plan Maestro III. Cuenca – Ecuador

INEMDU. (2016): *Indicadores de ODS de Agua, Saneamiento e Higiene en el Ecuador*. INEC, Quito-Ecuador.

INEC. (2017). *Plan de Desarrollo Estadístico para el Reporte de los Indicadores de los ODS, Tomo I*. INEC, Quito-Ecuador.

González, V. (2014). *Gestión Integral e Integrada de Agua y Saneamiento*. I Congreso Interamericano de Agua Potable y Saneamiento Rural. AIDIS. Cuenca-Ecuador.

González, V. (2016). *Innovación y Transferencia Tecnológica en la gestión Integral Agua en Cuenca del Ecuador*. II Congreso Interamericano de Cambio Climático. AIDIS. Ciudad de México-México.

González, V. (2016): *Perfil de Proyecto “Abastecimiento de Agua Potable para las Parroquias de Quingeo, Santa Ana, Cumbe, Tarqui y El Valle”*. Plan Maestro III. Cuenca-Ecuador.

González, V. (2018). *Plan de Investigación de Indicadores del Objetivo 6 de Desarrollo Sostenible en Ecuador*. II Congreso Interamericano de Agua Potable y Saneamiento Rural. AIDIS. Guatemala-Guatemala.

OMS/JMP/UNICEF, 2017: *Progresos en materia de agua potable, saneamiento e higiene: informe de actualización de 2017 y línea de base de los ODS*. Ginebra: OPS y el Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF).

SENAGUA, 2012: *Banco Inventario Participativo de las Concesiones Vigentes de Agua en La Demarcación de Santiago*. Cuenca-Ecuador.

SENAGUA, 2016: *Estrategia Nacional de Agua Potable y Saneamiento*. Secretaría del Agua. Quito-Ecuador.

Subirats, J. 2015: *Nociones conceptuales de gobernanza, política y administración pública*. SENPLADES/FES-ILDIS. Quito-Ecuador.

UNWATER, 2017. *Guía para el monitoreo integrado del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 sobre agua y saneamiento. Metas e indicadores mundiales*.

AGRADECIMIENTO:

A la Universidad Católica de Cuenca, a los Estudiantes del 7mo y 8vo Ciclo (2018) de la carrera de Ingeniería Civil, a la Ing. Fabiola Uday por su colaboración. A ETAPA EP por las facilidades dadas en el desarrollo del presente estudio.

TEMÁTICA: LEGISLAÇÃO E REGULAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS

[00007] CAPACITAÇÃO E ASSESSORAMENTO NA ELABORAÇÃO DE PLANOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL: ESTUDO DE CASO

DIETER WARTCHOW

UFRGS

dieterw@iph.ufrgs.br

Training and assistance in the elaboration of Municipal Basic Sanitation Plans in Brazil: case study.

Abstract

The National Basic Sanitation Policy, dictated by Federal Law 11 445, of January 5, 2007, obliges municipalities to prepare their Municipal Basic Sanitation Plans (MBSP). The participation of the population in the survey of the negative and positive points contributes greatly to the quality of the process of elaborating a PMSB. The objective of this study is to evaluate the process of training and assistance to municipal employees to elaborate the MBSP. Considering a universe of 28 municipalities in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, propose improvement of the actions necessary to qualify Basic Sanitation. To improve the management of the Basic Sanitation sector, it is necessary to integrate planning, supervision and social control into planning.

KeyWords: Training, Municipal Basic Sanitation Plan, Proposals.

Resumo

A Política Nacional de Saneamento Básico, ditada pela Lei Federal 11 445, de 5 de janeiro de 2 007, obriga os municípios a elaborarem seus Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB). A participação da

população no levantamento dos pontos negativos e positivos na área do saneamento básico contribui muito na qualidade do processo de elaboração de um PMSB. O presente trabalho tem por objetivo avaliar o processo de capacitação e assessoramento de servidores municipais para a elaboração dos PMSB. Considerando um universo de 28 municípios no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, o trabalho propõe o aprimoramento das ações necessárias para qualificar o saneamento básico. Para melhorar a gestão do setor de Saneamento Básico é necessário integrar ao planejamento a regulação, a fiscalização e o controle social.

Palavras chave: Capacitação, Plano Municipal de Saneamento Básico, Propostas.

Introdução

O saneamento básico, no Brasil, regido pela Lei Federal 11 445, de 5 de janeiro de 2 007 (BRASIL, 2 007), estabelece diretrizes políticas para o saneamento básico no país. Esta política tem como princípios fundamentais o abastecimento de água, o esgotamento sanitário, a limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos e a drenagem e manejo de águas pluviais urbanas realizados de forma adequada à saúde pública e à proteção ao meio ambiente.

O Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) é instrumento fundamental de implementação da Política,

como definido por Brasil (2 009, p.2). A Política de Saneamento Básico no âmbito municipal procura de forma interdisciplinar a Política Nacional de Meio Ambiente, a Política Nacional de Recursos Hídricos e a Política Nacional dos Resíduos Sólidos.

Respeitando o Decreto Federal n.º 7 217, de 21 de junho de 2 010 (que regulamenta a Lei Federal n.º 11 445) e a Resolução Recomendada n.º 75, de 02 de julho de 2 009 do Ministério das Cidades (que estabelece orientações relativas à Política de Saneamento Básico e ao conteúdo mínimo dos Planos de Saneamento Básico), o processo de construção do PMSB deverá ter caráter participativo e uma instância para o controle social.

De acordo com o inciso IV, do artigo terceiro, da Lei Federal n.º 11 445 de 5 de janeiro de 2 007, controle social é definido como “o conjunto de mecanismos e procedimentos que garantem à sociedade informações, representações técnicas e participações nos processos de formulação de políticas, de planejamento e de avaliação relacionados aos serviços públicos de saneamento básico”. (BRASIL, 2 007, p.3)

O objetivo deste trabalho é avaliar o processo de capacitação e assessoramento de servidores municipais para a elaboração dos PMSB, bem como a participação dos munícipes e comitês para a construção do Plano. Além de propor aprimoramento de ações necessárias para qualificar o Saneamento Básico.

Metodologia

Com o intuito de dar apoio técnico aos municípios, garantindo o caráter participativo na elaboração do PMSB, foi firmado, em 2 015, o Termo de Execução Descentralizada (TED n.º 02/2 015) entre a Universidade Federal do Rio Grande do Sul e a Fundação Nacional da Saúde dando origem ao Sistema de Apoio ao Saneamento Básico (SASB).

O SASB tem por função auxiliar no desenvolvimento do PMSB através de atividades de capacitação e assessoramento dos servidores dos municípios do interior do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil, de 28 municípios com população inferior a 50 000 habitantes.

Iniciou-se o trabalho de elaboração do PMSB, com a constituição de um comitê executivo e comitê de coordenação nos municípios para levantamento de dados, realizar a mobilização social e levantar problemas e sugestões. Os principais problemas foram debatidos com a população, assim como, as propostas para melhorar a gestão dos serviços de saneamento básico no âmbito municipal. Como instrumento de registro e acompanhamento para a elaboração dos PMSB, construiu-se uma página web – www.ufrgs.br/planomsb (UFRGS, 2 017), onde podem

ser consultadas informações a respeito do andamento do processo de elaboração, manuais e produtos elaborados.

A metodologia para elaboração dos documentos que constituem os PMSB baseia-se no termo de referência da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2 014).

Resultados e Discussão

A Figura 1 apresenta a categorização dos municípios integrantes do projeto do TED/FUNASA em relação ao número de habitantes (IBGE, Censo Demográfico 2 010). Com base nesta figura é possível notar que aproximadamente metade dos municípios atendidos pelo projeto possui população inferior a 5 000 habitantes.

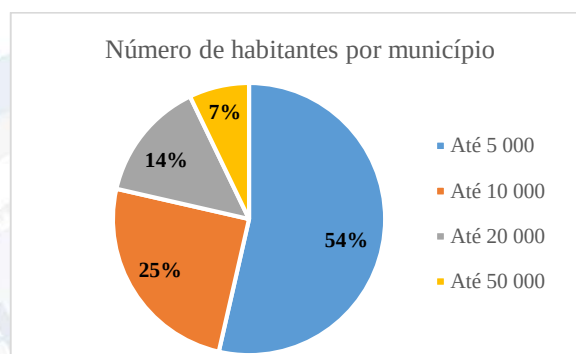


Figura 1. Categorização de municípios por faixa de habitantes

Nas capacitações dos servidores municipais, a exemplo da Fotografia 1, a equipe do SASB apresentou os manuais relativos aos produtos que seriam elaborados pelos servidores.



Fotografia 1. Oficina Regional de Capacitação dos servidores municipais

A Tabela 1 apresenta alguns aspectos verificados durante o processo de capacitação.

Tabela 1. Principais aspectos do processo de capacitação e assessoramento

Introdução de conhecimentos relacionados ao

Saneamento Básicos a servidores municipais

Formação de equipes multidisciplinares

Acompanhamento e auxílio constante dos produtos desenvolvidos

Conhecer a importância da infraestrutura de saneamento básico para a economia local, para a qualidade de vida e meio ambiente

Desenvolvimento de processos relacionados a educação ambiental

A aquisição de dados para a elaboração do PMSB se deu por meio da ação do comitê executivo, grupo de servidores municipais, das empresas prestadoras de serviço ou órgãos competentes.

Realizando uma amostragem de oito dos 28 municípios participantes, verifica-se que durante a primeira etapa de mobilização houve a presença de 922 munícipes. Considerando o número total de habitantes destes municípios, observa-se que fizeram parte dos eventos 0.85% da população.

Os principais problemas levantados pela população durante a primeira fase de mobilização social, na área do abastecimento de água são a intermitência no fornecimento de água e a qualidade da água fora do padrão de potabilidade, principalmente na zona rural, onde são captadas águas de fontes superficiais ou poços próprios sem algum tipo de tratamento. Relacionado ao esgotamento sanitário, na maioria dos municípios inexistem sistemas para coleta e tratamento e muitas residências fazem uso de fossas rudimentares, que não passam por manutenção, ou despejam diretamente no sistema de drenagem urbana, nos rios ou a céu aberto. Quanto à limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, o grande problema verificado na maioria dos municípios é a disposição irregular de resíduos e a separação e destinação incorreta dos resíduos, principalmente na zona rural, que são em grande maioria queimados, resultante da falta de conscientização populacional ou de um serviço de coleta. Na drenagem e manejo de águas pluviais urbanas, foram levantadas questões referentes à falta de infraestrutura e manutenção do sistema, no qual aumenta os casos de alagamentos.

Durante atividades de capacitação e assessoramento na elaboração dos PMSB, os autores constataram que muitos dos serviços são prestados de forma ineficiente pelos responsáveis e existe desconhecimento por parte da população sobre a forma mais adequada de execução destes e como eles devem agir para melhorá-los. Por isso a necessidade de participação da população nas mobilizações sociais, não apenas para o entendimento do processo de saneamento básico, mas para a

apropriação deste conhecimento para posterior controle, cobrança e fiscalização dos serviços prestados.

O pequeno quadro de servidores e a falta de profissionais da área de saneamento, assim como, a falta de recursos financeiros são os maiores problemas apontados pelos municípios.

Após o diagnóstico realizou-se o prognóstico a fim de avaliar e direcionar os esforços visando a universalização do saneamento básico. Mais uma vez, o caráter participativo do processo de elaboração dos PMSB se viu presente ao considerar as demandas locais para o ordenamento dos problemas prioritários para a elaboração de programas, projetos e ações prioritárias para o plano os quais foram submetidos à consulta popular.

A fim de acompanhar a execução e os avanços das medidas propostas no PMSB é fundamental desenvolver ferramentas de avaliação de desempenho e auxílio à tomada de decisão. Através de capacitação oferecida pela equipe SASB, o servidor municipal terá um maior suporte para preencher informações essenciais para um sistema já existente e, de forma conjunta, terá dados concretos e confiáveis para a elaboração de relatórios de avaliação dos avanços futuros do PMSB.

A oficialização do PMSB como política pública do município se dá por meio da aprovação de lei municipal. A fim de facilitar este procedimento, a equipe SASB elaborou uma minuta de lei a ser complementada, pelo comitê executivo, com as particularidades do seu município.

Conclusão

A elaboração dos planos municipais de saneamento básico é de fundamental importância para atingir a universalização deste serviço. Considerar a opinião dos munícipes no processo de concepção dos planos bem como adotar ferramentas de controle social no processo de implantação do mesmo é de suma importância para garantir a participação plena da sociedade tanto na concepção quanto no acompanhamento da implantação dos PMSB.

A falta de recursos financeiros, o quadro técnico restrito e a elevada demanda desses profissionais comprometem o desenvolvimento de um PMSB que atenda os conteúdos mínimos estipulados pela FUNASA. Neste sentido, o apoio técnico dos docentes, discentes e quadro funcional da UFRGS, por meio de capacitação e assessoramento, para os servidores municipais teve papel de suma importância para a elaboração dos 28 planos municipais de saneamento básico.

O processo de capacitação evoluiu constantemente durante o processo de concepção dos PMSB. Isto

porque a opinião dos servidores envolvidos serviu de recurso para a elaboração das oficinas posteriores. Neste sentido, o processo passou de uma dinâmica expositiva para procedimentos de maior integração e interação.

Ainda, o processo de assessoramento dos municípios se mostrou eficiente pois diariamente a equipe SASB estava disponível para sanar dúvidas e instruir os servidores que a mesma se reportassem. No entanto, a inexistência de um cronograma para acompanhar o desenvolvimento dos produtos mostrou-se prejudicial haja vista que os comitês executivos apresentou a tendência de procurar auxílio somente no limite dos prazos pré-estipulados, comprometendo o cronograma proposto.

Além disso, as ações dos atores sociais e comitês na convocação populacional para discussão dos problemas e sugestões não se mostraram a mais adequada, dada o baixo percentual de participação popular. Apesar dos resultados satisfatórios é preciso analisar e revisar a metodologia para alcançar melhora contínua.

Referências bibliográficas

BRASIL. PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. Lei nº 11 445, de 5 de janeiro de 2 007.
<http://www2.planalto.gov.br/acervo/legislacao>
(acessado em 05 Março 2 018)

BRASIL. Ministério das Cidades. Instrumento das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Editora, 2 009.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Política e plano municipal de saneamento básico: convênio Funasa/Assemae. 2. Ed. – Brasília : Funasa, 2 014.

UFRGS. Porto Alegre, 2 017.
http://www.ufrgs.br/planomsb/SASB_FUNASA/productos/Producto%20B%20-%20Modelo%20Plano%20de%20Mobiliza%C3%A7%C3%A3o%20Social.pdf (acessado em 05 Março 2 018)

UFRGS. Porto Alegre, 2 017.
http://www.ufrgs.br/planomsb/SASB_FUNASA/productos/Modelo%20PRODUTO%20C%20-%20Diagn%C3%B3stico%20T%C3%A9cnico-Participativo.pdf (acessado em 05 Março 2 018)

UFRGS. Porto Alegre, 2 017.
http://www.ufrgs.br/planomsb/SASB_FUNASA/productos/PRODUTO%20D%20-%20Prospectiva%20e%20Planejamento%20Estrat%C3%A9gico%20-%20Manual.pdf (acessado em 05 Março 2 018)

UFRGS. Porto Alegre, 2017.
http://www.ufrgs.br/planomsb/SASB_FUNASA/productos/PRODUTO%20E%20%E2%80%93Programas-projetos-a%C3%A7%C3%B5es.pdf (acessado em 05 Março 2 018)

[00064] AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO EN LA REGION CENTROAMERICANA Y EL CUMPLIMIENTO DE METAS DEL ODS6

MANLIA ALICIA ROMERO

Consultora independiente

mcristales@yahoo.com

PALABRAS CLAVE

Agua potable, saneamiento, cobertura

ABSTRAC

The Sustainable Development Goals (SDGs) represent a challenge for the rural areas of the Central American countries, since it is usually the communities that manage their projects and receive little (financial and technical) support from central governments.

The first challenge will be to reduce the gap between potable water and sanitation coverage, caused by poorly understood prioritization of water supply, when projects must be matched; The second challenge will be the financing of the projects necessary to achieve goals, since the analysis of the

required investments and the planned evidences deficits from 20 to 60%.

The sustainability of the systems will also represent a challenge to achieve affordable rates for all, without compromising the necessary funds for the correct operation and maintenance of the systems, including future investments that may be required. Targets can not be reached by 2030 in rural areas unless communal organizations are strengthened and regulated. There is also evidence of the need to regulate the technology used especially in sanitation solutions in rural areas.

Finally, climate change, overexploitation and lack of protection of forest cover are factors that affect the availability of water and that in some rural areas put at risk the sustainability of the systems.

INTRODUCCION

En septiembre de 2015 los países que conforman la Organización de las Naciones Unidas (ONU) aprobaron la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, un ambicioso plan compuesto por 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y 169 metas.

El ODS 6 es específico para agua potable y saneamiento que tiene por objetivo “garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos.” Este ODS amplía el enfoque de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), incorporando dentro de sus metas no solo la ampliación del acceso a servicios de calidad,

sino tratamiento, gestión y uso eficiente, protección de ecosistemas, gestión transfronteriza, cooperación internacional y participación comunitaria.

En el caso de Centroamérica, en materia de agua potable, Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica y Panamá, alcanzaron la meta de los ODM entre 1990 y 2015 cuyo enunciado es “reducir a la mitad la proporción de la población sin acceso a una fuente de agua mejorada”. En el caso de saneamiento solo Costa Rica, El Salvador y Honduras alcanzaron la meta, definida como “reducir a la mitad la proporción de la población sin acceso a saneamiento básico”, mientras que Panamá y Nicaragua presentan

“progreso satisfactorio” y Guatemala “progreso moderado”.

Sin embargo, es cuando se comienza a desglosar en zona urbana y rural las coberturas alcanzadas que las verdaderas brechas y retos afloran.

Además, con los efectos del cambio climático, especialmente en el régimen de lluvias, desastres naturales, contaminación, deficientes recursos financieros y débil regulación, el alcance de las coberturas podría convertirse en algo temporal en muchos países.

Por lo cual, en este trabajo se hace un breve análisis del reto que representa para la Región alcanzar las metas 6.1 y 6.2 planteadas y lograr su sostenibilidad.

OBJETIVOS

Determinar la brecha de cobertura de agua potable y saneamiento en la zona rural y urbana de los países de Centroamérica de cara a cumplir los ODS, específicamente las Metas 6.1 y 6.2.

METODOLOGÍA

Se procesará y analizará la información disponible para 6 países de Centroamérica: Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica y Panamá, referente a agua potable y saneamiento y datos estadísticos sobre población y servicios básicos.

Se parte de la línea base dejada por los ODM en 2015 en cuanto a los porcentajes de cobertura y se analizan los porcentajes que deben alcanzar los países para lograr las metas 6.1 y 6.2 de los ODS:

Meta 6.1 De aquí a 2030, lograr el acceso universal y equitativo al agua potable a un precio asequible para todos

Meta 6.2 “De aquí a 2030, lograr el acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos y poner fin a la defecación al aire libre, prestando especial atención a las necesidades de las mujeres y las niñas y las personas en situaciones de vulnerabilidad”

También se analizan las inversiones realizadas y los datos sobre déficit en inversiones y cooperación para alcanzar estas metas.

Finalmente, se realiza un análisis de las acciones y actores relevantes para alcanzar las metas 6.a “Para 2030, ampliar la cooperación internacional y el apoyo prestado a los países en desarrollo para la creación de capacidad en actividades y programas relativos al agua y el saneamiento” y 6.b “Apoyar y fortalecer la participación de las comunidades locales en la mejora de la gestión del agua y el saneamiento”, que, si bien cuentan con sus indicadores de medición, requieren de una coordinación intersectorial y multidisciplinaria tanto para la ejecución de acciones como para la medición de resultados.

RESULTADOS Y DISCUSION

Análisis de la Meta 6.1: Acceso universal y equitativo al agua potable a un precio asequible para todos

Si analizamos la cobertura actual, las brechas para alcanzar el 100% de la población oscilan entre 2% (Costa Rica) y 13% (Nicaragua). Sin embargo, cuando se desglosa entre sector urbano y rural es cuando la verdadera brecha surge:

Tabla 1. Cobertura de agua potable para el año 2015 total, zona urbana y rural para países de Centroamérica

País	Cobertura agua potable				
	Total	Urbano	Brecha ODS	Rural	Brecha ODS

País	Cobertura agua potable				
	Total	Urbano	Brecha ODS	Rural	Brecha ODS
Costa Rica	98%	100%	0%	91%	9%
El Salvador	94%	99%	1%	74%	26%
Guatemala	93%	99%	1%	89%	11%
Honduras	91%	97%	3%	84%	16%
Nicaragua	87%	98%	2%	68%	32%
Panamá	95%	98%	2%	89%	11%

Fuente: Elaboración propia en base al Informe Progresos en materia de saneamiento y agua potable. Informe de actualización 2015 y evaluación del ODM. Panorámicas para LATINOSAN 2016.

Muchas de estas coberturas solo reflejan acceso a infraestructura, pero no consideran tiempo de servicio y calidad de este.

En el caso del agua potable en el sector rural, algunos de los países de Centroamérica deben avanzar al 2030 (15 años) el mismo porcentaje que con los ODM (25 años), como el caso de El Salvador.

Tabla 2. Avances en cobertura de agua potable en la zona rural para países de Centroamérica

País	Rural			
	Cobertura 1990	Cobertura 2015	Avance 1990 - 2015	Brecha ODS
Costa Rica	88%	91%	3%	9%
El Salvador	48%	74%	26%	26%
Guatemala	72%	89%	17%	11%
Honduras	60%	84%	24%	16%
Nicaragua	46%	68%	22%	32%
Panamá	-	89%	-	11%

Fuente: Elaboración propia en base al Informe Progresos en materia de saneamiento y agua potable. Informe de actualización 2015 y evaluación del ODM. Panorámicas para LATINOSAN 2016.

Según el Informe Agua Potable Gestionada de forma segura (UNICEF-OMS, 2017), el agua potable gestionada de manera segura “representa una nueva norma mundial altamente ambiciosa con respecto a la prestación de estos servicios”, prácticamente hablamos de agua en cantidad y calidad suficiente para cubrir las necesidades de la población en general.

Los retos para aumentar la cobertura y alcanzar “acceso universal” son variados, van desde desarrollo de nuevos sistemas, ampliaciones, rehabilitaciones o reparaciones

de sistemas existentes, construir sistemas resilientes a fenómenos naturales.

Aunque se tenga claro las inversiones necesarias nos encontraremos con dos aspectos fundamentales: la disponibilidad de fuentes de agua, ¿hay agua suficiente y de calidad aceptable? Y el financiamiento de los sistemas ¿Cuánto y por cuánto tiempo deberán invertirán los gobiernos, la cooperación y la comunidad? ¿Están los países Centroamericanos en condiciones de efectuar las inversiones necesarias?

Respecto a la prestación de servicios en la zona rural, el informe de la Confederación Latinoamericana de Organizaciones Comunitarias de Servicios de Agua y Saneamiento, “CLOCSAS. Antecedentes, evolución y potencialidades”, establece que en Centroamérica existen unas 38,530 Organizaciones Comunitarias de Servicios de Agua y Saneamiento (OCSAS) que atienden unos 12.35 millones de habitantes.

Basta realizar una pequeña comparación entre dos o tres sistemas para determinar las disparidades de gestión de las OCSAS y ahora se han desarrollado herramientas como el Sistema de Información de Agua Potable y Saneamiento Rural (SIASAR) que permite visibilizar estas disparidades y establecer programas de fortalecimiento, algunos ejemplos de aspectos que pueden determinarse a través del SIASAR son: Legalidad de las OCSAS, sostenibilidad, disponibilidad de recurso capacitado, participación de la mujer, etc.

La gestión de las OCSAS cobra relevancia cuando hablamos de “equitativo” y “para todos”, estamos hablando que las brechas no solo de cobertura, sino de calidad de servicio deben reducirse entre la zona urbana y la rural, esto significa que deben fortalecerse las OCSAS que administran servicios en la zona rural, pero también que éstas necesitan ser reguladas.

Finalmente, hablaremos de agua potable “a un precio asequible”, el término asequible es definido por el Diccionario de la Lengua Española como “que puede alcanzarse o conseguirse”; es decir, que los que reciben el servicio puedan pagar por él, y dada las diferencias entre las familias que integran una comunidad, tenemos que plantearnos si una tarifa basada en los costos del sistema será asequible para todos en la comunidad o se deben definir subsidios y si hay que definirlos, ¿Quién los absorbe?

Análisis de la Meta 6.2: lograr el acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos y poner fin a la defecación al aire libre, prestando especial atención a las necesidades de las mujeres y las niñas y las personas en situaciones de vulnerabilidad

Iniciemos hablando “de acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos” y analicemos las coberturas de saneamiento en la región que, aunque la mayoría de los países cumplió con lo establecido en los ODM, con excepción de Costa Rica y Panamá, no superan el 76% a nivel general y cuando se segrega entre lo urbano y lo rural, países como El Salvador, Nicaragua y Panamá no superan el 55% de cobertura.

Tabla 3. Cobertura de saneamiento para el año 2015 total, zona urbana y rural para países de Centroamérica

País	Cobertura de saneamiento 2015			
	Meta ODM	Total	Urbano	Rural
Costa Rica	94%	95%	95%	92%
El Salvador	76%	75%	79%	53%
Guatemala	74%	64%	88%	72%
Honduras	74%	83%	87%	78%
Nicaragua	72%	68%	63%	37%
Panamá	80%	75%	92%	64%

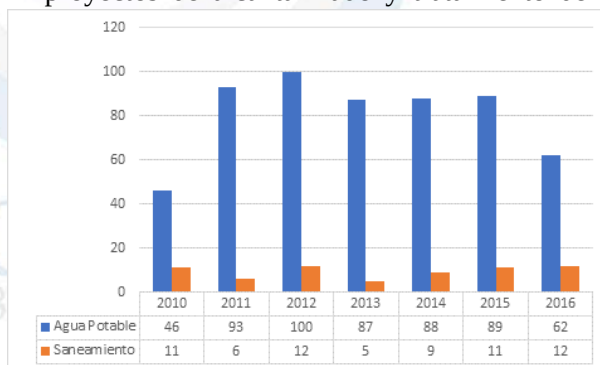
Fuente: Elaboración propia en base al Informe Progresos en materia de saneamiento y agua potable. Informe de actualización 2015 y evaluación del ODM. Panorámicas para LATINOSAN 2016.

Esta tendencia de crecer en cobertura de agua potable pero no en saneamiento es porque, por diferentes motivos, se adoptó el modelo de formular los proyectos separados y la “priorización” se volcó hacia los proyectos de abastecimiento.

Por ejemplo, analizando las memorias de labores de la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) de El Salvador, respecto al número de proyectos anuales construidos podemos ver las grandes diferencias.

Figura 1. Proyectos anuales finalizados en agua potable y saneamiento en El Salvador período 2010 - 2016

De igual forma, según la Memoria de Labores 2014-2015 del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA), para el año 2014 se ejecutaron \$13.54 millones en proyectos de agua potable y \$1.07 en proyectos de alcantarillado y tratamiento de



aguas residuales.

Respecto a las tecnologías implementadas, en las zonas rurales se han utilizado diferentes sistemas, desde las letrinas aboneras (en todas sus variantes) hasta las unidades básicas de saneamiento y sistemas como las biojardineras; muchos de éstos no están normalizados lo que provoca que se repliquen sin un diseño previo.

Se ha experimentado con los sistemas de saneamiento para la zona rural, buscando una

fórmula que funcione en todos los casos, pero hay que aceptar que tal fórmula no existe y deben adaptarse a las condiciones de cada comunidad, diseñarse correctamente y construirse bajo normas de calidad.

Poner fin a la defecación al aire libre, prestando especial atención a las necesidades de las mujeres y las niñas y las personas en situaciones de vulnerabilidad, es un reto en sí mismo, en Centroamérica de acuerdo con el Informe Progresos en materia de saneamiento y agua potable. Informe de actualización 2015 y evaluación del ODM, hay países que han avanzado hasta alcanzar la meta de 0% de la población como Costa Rica, a otros como Nicaragua que aún tienen un 7% de población que defeca al aire libre.

Tabla 4. Porcentaje de población que defeca al aire libre en países de Centroamérica al año 2015

País	Defecación al aire libre		
	Urbano	Rural	Total
Costa Rica	0%	0%	0%
El Salvador	1%	7%	3%
Guatemala	2%	9%	5%
Honduras	0%	11%	5%
Nicaragua	2%	14%	7%
Panamá	1%	9%	3%

Fuente: Elaboración propia en base al Informe Progresos en materia de saneamiento y agua potable. Informe de actualización 2015 y evaluación del ODM.

La defecación al aire libre implica un reto mayor en la zona rural, y representa no solo un problema de salud pública; sino también tiene incidencia en la calidad de vida de mujeres y niñas que no tienen privacidad para esta actividad o tienen que alejarse mucho y se exponen a otra clase de peligros; también afecta sensiblemente a las comunidades indígenas de la región.

Inversiones y financiamiento para cumplimiento de metas

La información sobre financiamiento necesario para el cumplimiento de metas está disponible en el Segundo Informe de

Monitoreo de los Avances de País en Agua Potable y Saneamiento (MAPAS II) para Honduras, Panamá y Costa Rica; ya que por diferentes razones el resto de los países de Centroamérica no participó en esta iniciativa o no finalizó los informes

Honduras: Cuenta con un Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento (2014-2022) que establece inversiones de hasta \$503 millones en el período 2015-2018, equivalentes a US\$ 126 millones por año; mientras que para alcanzar las metas sectoriales al año 2022, el sector requiere aproximadamente \$1,671.0 millones, aproximadamente \$209.0 millones anuales. En cualquiera de los dos escenarios, según datos de la Comisión Nacional de Agua y Saneamiento (CONASA) “duplica los registros históricos de ejecución”.

Para alcanzar las metas de cobertura al año 2022 (entre 84 y 95% dependiendo de la zona), la inversión total requerida se estima en \$314.1 millones, de los cuales únicamente un 25% están planificadas para realizarse anualmente del 2016 al 2022 con fondos del Gobierno, cooperación externa o contribución de los usuarios.

Tabla 5. Estimado de inversiones anuales necesarias en Honduras para alcanzar metas 2022 de PLANASA

Sub-sector		Inversiones (millones de \$/año)		
		Requeridas	Planificadas	Déficit
Agua Potable	Urbano	54.2	22.4	66.87
	Rural	62.7	22.7	45.28
	Total	116.9	45.2	112.15
Saneamiento	Urbano	52.8	20.0	55.40
	Rural	57.0	12.9	68.52
	Total	109.7	32.8	123.92

Fuente: Segundo Informe de Monitoreo de los Avances de País en Agua Potable y Saneamiento -Mapas II Honduras. Dic 2016

Panamá: El Plan Estratégico del Gobierno (PEG) tiene planificadas inversiones para el período 2015 – 2019 de \$215 millones para agua potable y \$154 millones para saneamiento, que en conjunto equivalen al 19% del total de inversión planificado, muy

superior a los \$98 millones ejecutados en el quinquenio anterior.

Tabla 6. Estimado de inversiones anuales necesarias en Panamá para alcanzar metas 2019 del PEG

Sub-sector		Inversiones (millones de \$/año)		
		Requeridas	Planificadas	Déficit
Agua Potable	Urbano	204.3	161.8	42.5
	Rural	63.0	60.6	2.4
	Total	267.3	222.4	44.9
Saneamiento	Urbano	328.7	184.6	144.1
	Rural	130.1	54.0	76.1
	Total	458.8	238.6	220.2

Fuente: Segundo Informe de Monitoreo de los Avances de País en Agua Potable y Saneamiento -Mapas II Panamá. Nov 2016

Costa Rica: Dado que han alcanzado coberturas muy buenas de agua potable tanto en la zona urbana como en la rural, se han enfocado en desarrollar e impulsar el Programa Nacional de Mejoramiento y Sostenibilidad de la Calidad de los Servicios de Agua Potable (PNMSCSAP) y en caso de saneamiento el Programa Nacional de Manejo Adecuado de Aguas Residuales (PNMAAR), ambos con metas al 2022 y al 2030.

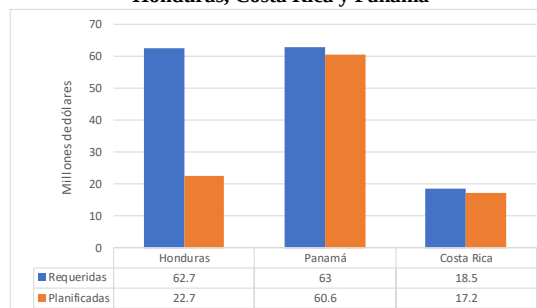
Tabla 7. Estimado de inversiones anuales necesarias en Costa Rica al 2025

Sub-sector		Inversiones (millones de \$/año)		
		Requeridas	Planificadas	Déficit
Agua Potable	Urbano	83.5	47.8	35.7
	Rural	18.5	17.2	1.3
	Total	102	65	37
Saneamiento	Urbano	56.9	33.1	23.8
	Rural	10	15.0	-5
	Total	66.9	48.1	18.8

Fuente: Segundo Informe de Monitoreo de los Avances de País en Agua Potable y Saneamiento -Mapas II Costa Rica, 2016

En el caso de agua potable en la zona rural, países como Costa Rica y Panamá tienen un reto menor que Honduras y metas de cobertura mayores.

Figura 2. Inversiones requeridas y planificadas para alcanzar metas nacionales en agua potable rural en Honduras, Costa Rica y Panamá



En el caso de saneamiento en la zona rural, de los tres países analizados, el mayor reto lo tienen Panamá y Honduras, Costa Rica en cambio, tiene una inversión planificada mayor que la necesaria.

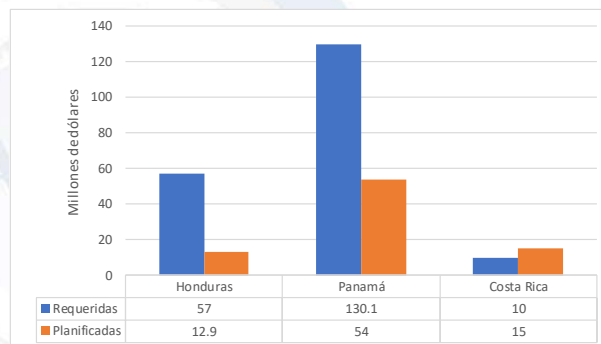


Figura 3. Inversiones requeridas y planificadas para alcanzar metas nacionales en saneamiento rural en Honduras, Costa Rica y Panamá

Analizando el ODS 6.a: Para 2030, ampliar la cooperación internacional y el apoyo prestado a los países en desarrollo para la creación de capacidad en actividades y programas relativos al agua y el saneamiento, incluidos el acopio y almacenamiento de agua, la desalinización, el aprovechamiento eficiente de los recursos hídricos, el tratamiento de aguas residuales y las tecnologías de reciclaje y reutilización.

Debido a la imposibilidad de los países de financiar las obras necesarias a través de las tarifas de cobro, muchas de las inversiones realizadas en Centroamérica provienen de cooperaciones no reembolsables y préstamos provenientes principalmente del Banco

Interamericano de Desarrollo (BID), Agencia Española de Cooperación para el Desarrollo (AECID), Banco Mundial (BM), Banco KfW, Banco Centroamericano de Integración Económica (BCIE) entre otros.

Cabe destacar la cooperación no reembolsable que el Reino de España aporta a América Latina, y que según datos del Informe Anual 2016 del Fondo de Cooperación en Agua y Saneamiento (FCA) las donaciones en Centroamérica ascienden a 258 millones de Euros equivalentes a \$318 millones de dólares, distribuidos de la siguiente forma:

Tabla 8. Inversiones realizadas por el FCA en Centroamérica

País	Donaciones	
	Millones de Euros	Millones de dólares
Costa Rica	14.53	17.92
El Salvador	59.99	73.97
Guatemala	69.37	85.54
Honduras	41.45	51.11
Nicaragua	62.68	77.29
Panamá	10.53	12.98
Total	258.55	318.81

Fuente: Informe Anual 2016 Fondo de Cooperación en Agua y Saneamiento (FCA)

CONCLUSIONES

El cumplimiento de las metas 6.1 y 6.2 para los países de Centroamérica requerirán de un compromiso político fuerte, en el que se involucren no solo las instituciones rectoras y prestadoras de los servicios, sino otros actores como los Ministerios o Secretarías de Planificación, Finanzas, Relaciones Exteriores, Medio Ambiente, Salud, Mujeres e Inclusión Social, entre otras, así como el compromiso de las Cámaras de Diputados o Asambleas Legislativas.

Se han identificado cuatro aspectos principales, que pueden ampliarse conforme se analizan las otras metas que no abarcan el

presente trabajo, pero que serán clave para la sostenibilidad de los sistemas como la protección de ecosistemas, la gestión transfronteriza del recurso y el tratamiento de aguas residuales.

El primer aspecto, es el **cambio de paradigmas**, es decir, se tiene que cambiar la forma en que se conciben los proyectos, en agua potable no se trata solo de construir infraestructura, se trata de proporcionar a toda la población (urbana y rural) servicios de calidad a precio asequible, determinando que calidad no solo se refiere a la calidad del agua, sino que abarca la disponibilidad del servicio y la cantidad suministrada.

En el caso de saneamiento, equiparar la importancia del agua potable con la de saneamiento y la higiene, por razones políticas, económicas o por simple populismo, los proyectos de agua potable son priorizados sobre los de saneamiento, cuando deben ser paralelos y complementarios, generando déficit en los servicios de saneamiento que luego no son cubiertos a la población, generando condiciones insalubres en las comunidades.

El segundo aspecto por considerar es el **financiamiento**, que posiblemente representa el reto más grande del sector, ya que los países de la región han dejado de acceder a fondos no reembolsables para los grandes proyectos y tienen que recurrir a préstamos, debido a que los ingresos por prestación del servicio y las asignaciones gubernamentales son insuficientes para cubrir las inversiones.

Asimismo, los planes de inversión deben considerar la rehabilitación y ampliación de sistemas existentes y no solo las nuevas inversiones necesarias para alcanzar las metas de cobertura.

Ante el reto de los ODS la comunidad internacional tendrá que revisar nuevamente sus políticas de acceso a fondos no

reembolsables, pues se ha verificado que las grandes inversiones pendientes estarán concentradas en el sector rural, el cual ha sido relegado por años en los presupuestos estatales, sin políticas claras de priorización de inversiones.

El tercer aspecto está muy relacionado con el sector rural, se trata del **fortalecimiento y regulación de los prestadores de servicios comunitarios o municipales**, se deben crear capacidades de operación, mantenimiento y administración, pero también se debe crear un tejido estatal que apoye y colabore con estas organizaciones, facilidades para legalización de las organizaciones, instancias permanentes para la participación ciudadana y la resolución de conflictos.

Los países deben establecer políticas públicas que fomenten una participación ciudadana activa y sustantiva y no solo limitarse a presentar los proyectos ya elaborados en una asamblea comunal, como un requisito para ejecución del proyecto, para que esa participación sea efectiva hay que crear capacidades en las instituciones involucradas pero también hay que trabajar con las comunidades en la importancia de su participación, es decir, es un camino de dos vías y las dos deben crecer equitativamente para que exista un verdadero entendimiento entre las partes.

El cuarto aspecto es más técnico y está relacionado con el **desarrollo de normativa técnica** que permita un desarrollo ordenado del sector, los países deben reglamentar la utilización de tecnologías sobre todo en saneamiento, más allá de la reglamentación de alcantarillado sanitario.

En muchos proyectos de saneamiento que se desarrollan simplemente se adaptan soluciones que han sido utilizados en otras comunidades sin detenerse a considerar si condiciones como cantidad, calidad, aspectos

socioeconómicos y características físicas del lugar, son al menos similares.

Un claro ejemplo lo representan las letrinas aboneras secas, que han resultado en proyectos fracasados en toda la región, son pocos los proyectos logran sostenibilidad luego que los cooperantes u otras instituciones de apoyo se retiran del sitio, porque la idiosincrasia de las comunidades de la región no termina de aceptar la manipulación de las excretas, finalmente el mantenimiento de estos sistemas recae en las mujeres y conforme existen otras prioridades, se abandona el mantenimiento.

Otro caso de estudio puede ser la utilización de biojardineras, que, si bien han comprobado sus buenos resultados para pequeñas comunidades, fueron replicadas en muchos proyectos sin diseñar propiamente para ellos y sin considerar los aspectos más básicos de su diseño.

El gran riesgo de no reglamentar es que buenas tecnologías pueden llegar a ser rechazadas por las comunidades por malos resultados que no tienen que ver con ellas, sino en la poca experiencia para implementarlas.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- (i) Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA), Memorias de Labores de los años 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 y 2016.
- (ii) Confederación Latinoamericana de Organizaciones Comunitarias de Servicios de Agua y Saneamiento, “CLOCSAS. Antecedentes, evolución y potencialidades”, 2016
- (iii) FOCARD-APS y Banco Mundial. Segundo Informe de Monitoreo de los Avances de País en Agua Potable y

Saneamiento - Mapas II Costa Rica, Panamá y Honduras. 2016.

- (iv) Fondo de Cooperación en Agua y Saneamiento (FCA). Informe Anual 2016.

<https://issuu.com/publicacionesaacid/docs/ydray-fcas-informe-anual-2016-anexo> (accessed marzo 2018)

- (v) Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA), Memoria de Labores 2014 – 2015.

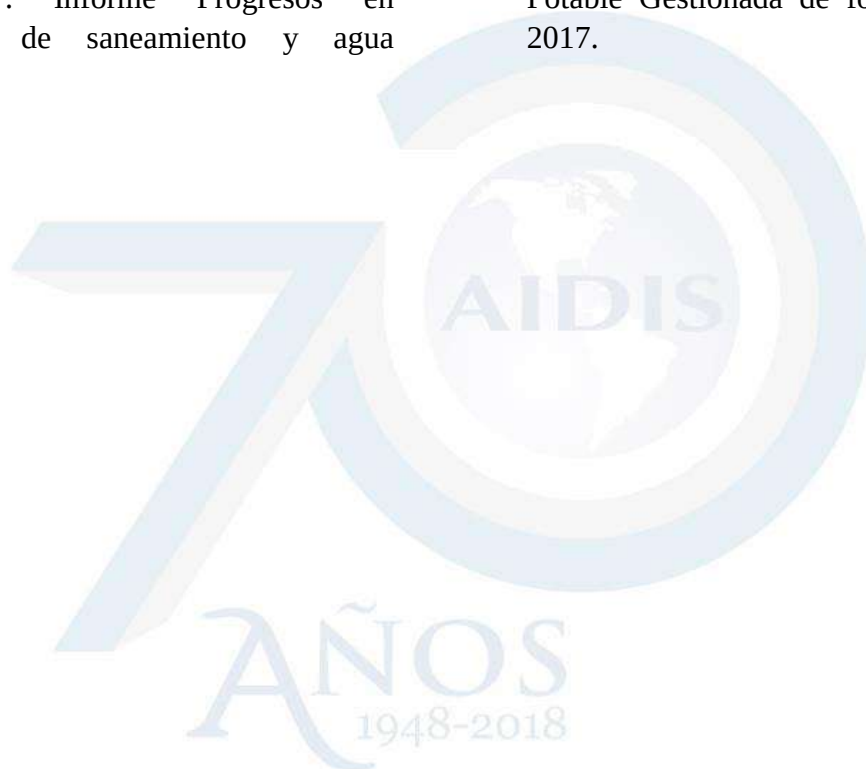
- (vi) JMP. Informe Progresos en materia de saneamiento y agua

potable. Informe de actualización 2015 y evaluación del ODM. Panorámicas para LATINOSAN 2016.

- (vii) ONU. Objetivos de Desarrollo Sostenible.

<http://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals/goal-6-clean-water-and-sanitation.html> (accessed febrero 2018)

- (viii) UNICEF-OMS. Informe Agua Potable Gestionada de forma segura, 2017.



[00099] LA IDI EN LOS OPERADORES DE AGUA

RICARDO VÁZQUEZ PÉREZ¹; JAIME CASTIÑEIRA DE LA TORRE²

EMALCSA^{1,2}

rvazquezp@emalcsa.es1; jcastineiradlt@emalcsa.es2

• PALABRAS CLAVE.

IDi, estrategia, proyectos, colaboración.

• ABSTRACT.

R+D+i seems to be the solution to almost all the problems of the activities of the human being. While it is true that companies have always done so, if their progress would be impossible, since the beginning of this century this activity has acquired its own identity. This entity is determined by two factors: the competence and the economic. The first refers to the need to improve products and services as a strategy of differentiation or competitiveness. The second is due to the impulse that the states have given to this activity in an explicit manner and that is substantiated in direct aid lines through subsidies or credits, and indirect ones with fiscal advantages. Small and medium companies need to implement this new activity in their organizations and EMALCSA has developed over the last five years one of the most intense implementations for a company of its size with disparate results regarding the approaches of its strategy. The definition of this, its implementation and development have been an enriching experience in any case, and the analysis of its results have led to important decisions such as collaboration for success and the creation of associated structures such as the *Catedra EMALCSA-UDC*, milestone fundamental in the future of the company's innovation and an answer to the problems encountered in the performance of the activity in last five years.

• INTRODUCCION.

EMALCSA nacida a principios del s. XX para resolver una de las cuestiones que limitaba el desarrollo de una ciudad con una importante actividad pero sometida por la falta de recursos hídricos importantes a una sed que amenazaba con sus aspiraciones. AGUA DE LA CORUÑA, S.A., fundada en 1903 por un grupo de comerciantes, afronto el reto técnico y económico de traer agua de calidad y cantidad desde mas de 20 km de distancia, y no fue hasta 1908 que la ciudad pudo disponer de agua abundante e iniciar una nueva etapa de crecimiento que nos lleva hasta nuestros días. En estos primeros tiempos nace la vinculación de la sociedad con la I+D+i. En este caso gracias a la ambición de sus administradores por implantar la tecnología mas avanzada y las soluciones técnicas mas modernas. Prueba de ello es la puesta en servicio en 1924 de una batería de filtros rápidos y un sistema de desinfección por cloro liquido (hipoclorito), los segundos que se implantaban en todo el estado español. Y desde ahí la compañía nunca abandonó la vanguardia de la tecnología que ha permitido cumplir uno de sus objetivos mas importantes: no ser nunca un limite al desarrollo, sino un vector del mismo.

En ésta línea la sociedad moderna plantea nuevos retos que un sector como el del agua urbana está obligado a superar para seguir siendo un elemento clave en el dinamismo de las comunidades. Disponer de agua en calidad y cantidad suficiente ya no es un reto, es una exigencia irrenunciable que asumimos de forma natural. Para ello contamos con conocimiento e infraestructuras en una situación de madurez que nos obliga a pensar mas allá. Ese mas allá es el reto que la empresa se plantea en el año 2012 cuando se crea un departamento

específico para desarrollar la I+D+i.

• LA I+D+i, APLICACION SECTORIAL.

I+D+i, corresponde al trinomio de actividades que implican una apuesta por la curiosidad, la tecnología y la eficiencia. La investigación (I), es un campo que tiene que ver con la curiosidad humana por conocer los secretos del universo. El desarrollo (D), es aplicabilidad de la ciencia a problemas concretos mediante la tecnología y la técnica. La innovación (i), es consustancial al proceso mercantil, que está sujeto permanentemente a cambiar, innovar, para ofrecer mejores o diferentes productos y servicios que permitan competir o mejorar el desempeño. Aplicar esto al sector del agua urbana supone un reto teniendo en cuenta que esta actividad se desarrolla por empresas o entidades que gestionan el servicio en régimen de monopolio, sin competencia tan útil para el procesos de mejora continua de la actividad humana.

Es relativamente fácil para grandes empresas, que gestionen en régimen concesional o prestando servicios de forma parcial, desarrollar IDi, dado que su dimensión y dispersión de actividades les empuja a estar al día de tecnologías y a plantear soluciones a problemas que surgen. El problema viene cuando las compañía e instituciones mas pequeñas queremos pasar del modelo de compradores de tecnología a desarrolladores. Tenemos un conocimiento empírico y técnico en el desempeño diario, pero carecemos de las herramientas para poder valorizarlo y plantear nuevas y mejores soluciones, ligadas a situaciones particulares de territorio, sociales o administrativas. La aplicación de un modelo de I+D+i en una empresa pequeña debe superar numerosas trabas que van desde la falta de cultura, el desconocimiento del método, falta de recursos económicos/humanos y la competencia con otros entornos que disponen de mas recursos y que, muchas veces, nos hacen cuestionarnos sino será mejor esperar a ver que hacen otros y después implantarlo, como hemos hecho en los últimos 100 años de nuestra actividad.

• PLANTEAMIENTO ESTRATEGICO.

En el año 2013, se crea un Area especifica dedicada a I+D+i dentro de la compañía con el propósito de dar respuesta a los retos planteados en ésta actividad.

La configuración europea de la I+D+i implica la participación directa en Consorcios que plantean proyectos y que pueden obtener diversas ayudas para su desarrollo. En éste sentido existe un ecosistema en el que es relativamente fácil entrar, pero que es tremendamente complejo desde el punto de vista de actividades y soluciones. Como primera necesidad se diseñó una estrategia que establece unas líneas de trabajo que van mas allá de la ejecución de proyectos concretos y que podemos resumir mediante dos ejes de la siguiente forma:



Figura 1.- Estrategia Innovación EMALCSA.

Los ejes transversales hacen referencia a la búsqueda de **retornos** en la actividad, que fundamentalmente se orientan a la restitución de la inversión en el ámbito económico, pero que también están relacionados con intangibles como el posicionamiento de marca o la imagen de empresa innovadora que debe asociarse a EMALCSA y a la ciudad de A Coruña. El aspecto clave es convertir el conocimiento y la experiencia de gestión de EMALCSA en dinero, o prestigio, mediante las iniciativas y proyectos desarrollados en este ámbito.

La **cultura innovadora** tiene que ver con la oportunidad de trasladar a los trabajadores de la empresa la

oportunidad de buscar nuevas y mejores soluciones de nuestras actividades y procesos en el ánimo de mejora permanente del servicio que prestamos a los ciudadanos.

El **efecto tractor** es la capacidad que podamos darle a otras empresas de nuestro entorno para incorporarse a proyectos e iniciativas innovadoras y de mercado.

Además de este planteamiento transversal, se acotaron las temáticas verticales, para lo que definimos tres líneas estratégicas:

- **Gestión avanzada de la demanda**, relacionada con la optimización del uso del agua.
- **Calidad del agua**, su calidad sanitaria y como producto
- **Agua y sociedad**, y la necesaria participación social en los retos de la compañía.

Este escenario estratégico permite organizar el esfuerzo y establecer las líneas de colaboración, dado que es clave para el desarrollo de la IDi, y desde luego el fundamental para una compañía pequeña.

• ACTIVIDAD Y ANALISIS DE RESULTADOS.

El siguiente esquema refleja de forma secuencial la evolución de los proyectos de innovación en los últimos años:

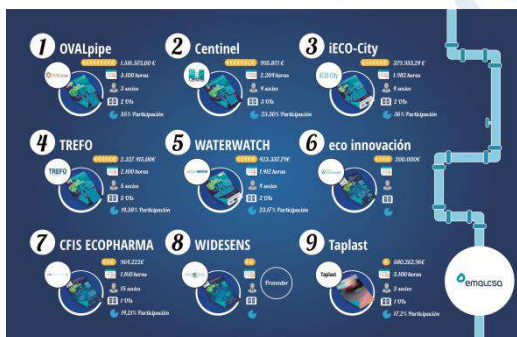


Figura 2.- Esquema de proyectos desarrollados en el ámbito IDi

Desde un punto de vista cuantitativo podemos establecer que, de acuerdo al tamaño y experiencia previa, los resultados son un éxito. Se han movilizad mas de 12 M€, de los que hemos aportado casi 2 M€, y hemos obtenido financiación externa para casi el 50%. Aparte de estos, existen otros cuatro en marcha iniciados en el 2018, e infinidad de pequeñas colaboraciones que han ido aportando experiencia a la compañía.

No obstante desde el punto de vista del análisis estratégico podemos concluir que el retorno de inversión, por la parte monetaria, ha sido muy pobre (mas allá de las subvenciones), sobre todo porque hemos comprendido que es difícil en tiempos tasados conseguir resultados viables comercialmente. En cuanto a la cultura innovadora los resultados son limitados, al haber coincidido esta experiencia con una etapa de fuerte reducción de personal, lo que ha limitado mucho la colaboración. La falta de tamaño es un *hándicap* en éste sentido. Finalmente el efecto tractor si ha significado una satisfacción, ya que con nuestra participación en los distintos proyectos, mas de 10 empresas del área coruñesa se han incorporado al mundo de la IDi, consolidándose algunas de ellas como empresas innovadoras. Además hay que considerar la participación de los centros de conocimiento locales como la UDC o otras entidades de consultoría.

Sobre los ejes verticales decir que es relativamente sencillo encontrar entornos de colaboración en la gestión avanzada de la demanda y los aspectos de calidad de agua, pero hay una limitación importante en lo referente a la relación del sector con la sociedad y no es un tema que esté siendo abordado desde la IDi.

• RETOS Y SOLUCIONES.

Como se deduce de éste escenario estratégico los retos son:

- Continuidad en proyectos: trabajar mas en las líneas que en actuaciones concretas, donde

los resultados nunca llegan a ser completos por falta de tiempo.

- Mejorar la relación con el mundo científico para seguir en la línea de implantar cultura innovadora.
- Búsqueda de líneas relacionadas con necesidades propias pero con una visión universal.
- Mejorar la relación con la sociedad en general y en el marco de la innovación.

Para mantener la estrategia y desarrollar las soluciones planteadas a los retos de futuro es necesario una alianza mas firme y con voluntad continuista con nuestros socios y colaboradores. En éste sentido, el análisis de oportunidades nos propone aprovechar las sinergias con la UNIVERSIDAD DE A CORUÑA, uno de nuestros principales colaboradores científicos desde su creación hace 25 años. Además es necesario optimizar la colaboración, mas allá de sus aspectos mas prácticos, con aspectos relacionados con la difusión del conocimiento y su sistematización de cara a su posible exportación a otros ayuntamientos, entidades e instituciones de nuestro entorno cercano, tanto desde un punto de vista geográfico, entorno gallego, como sociocultural, en forma de oportunidades de colaboración en proyectos multilaterales de desarrollo de sistemas de agua urbana en el mundo, sobre todo en Hispano américa.

Esta oportunidad requiere figuras de colaboración institucional que permitan agilidad en la configuración y desarrollo de iniciativas, así como la necesaria difusión de las mismas y la posibilidad de sistematización del conocimiento en programas, cursos, publicaciones y, por supuesto, nuevos proyectos de

I+D+i en el ámbito de los sistemas de agua urbana.

En este sentido la creación de una Cátedra, de acuerdo al reglamento interno de la UDC, puede ser la figura que necesitamos para canalizar el potencial que se ha configurado en los últimos años y darle el impulso social definitivo que necesitamos en el ámbito de IDi, pero también en su compromiso global con la sociedad para un servicio sostenible en sus tres ejes fundamentales: económico, social y medioambiental.

• CATEDRA EMALCSA-UDC.

La configuración de una herramienta como la Cátedra EMALCSA-UDC pretende ir mas allá de un planteamiento generalista asociado a una estrategia de mejora. Es necesario que la figura institucional tenga un objetivo mas elevado y para ello introducimos un elemento clave: la sostenibilidad. Este aspecto es estratégico en el futuro de la sociedad en nuestros compromisos sociales, lo que se comprende como una iniciativa que afecta no solo al entorno directo de la empresa, sino a los servicios urbanos, lo que supone un aspecto estratégico en la evolución de cómo se organizan y planifican con una visión transversal que permita obtener mejoras en los tres ejes de la sostenibilidad: medio ambiente, economía y sociedad.



[00318] POLITICAS PÚBLICAS PARA LA GESTION DE RESIDUOS EN CIUDADES INTERMEDIA

MARIO RUBEN BERENT

UNNE

mrberent@hotmail.com

Abstract

The region and the Province of Chaco in particular have today is a fundamental contradiction between crisis and opportunity in the Urban Management - Environmental generally and management of waste in particular. The environmental crisis itself a developing country, but inserted in a privileged region in environmental terms, but disadvantaged in their socioeconomic indicators. The only chance; to advance on the road is being built, to a place characterized in environmental management with a clear mission in the line of integration of the environment with human activities, solving properly and according to available resources, the problems generated. The contribution of public policies for Urban Sustainability and Environmental acquire a relevant role in the possible actions of local governments, which is highlighted, to overcome the cyclical weakness, the synergy of political action in heterogeneous institutional context.

This work is part of the research project "ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY IN ARCHITECTURE AND CITIES" PI-007/13 Accredited by the Higher Council of the UNNE. Framed in Priority Strategic Issues in Thematic Area: Environment and

Sustainability within the framework of Teaching and Research Universidad.

KeyWords: Diagnosis, recycling, environment..

Introducción

La Iniciativa que abordaremos, por otra parte, al estar dirigida a aquel tipo de ciudades que son la mayoría en la región, ocupa un lugar de importancia, precisamente por estar dando respuesta a aquello que es una prioridad para gobernantes y gobernados: la adecuada gestión integral de los residuos sólidos urbanos. El modelo

planteado como base para la propuesta provincial posee la flexibilidad para ser adaptado y adecuado en momentos de su aplicación atendiendo a los distintos contextos sociales, económicos y territoriales en que se apliquen. La propuesta se constituye así en una importante contribución y herramienta para el diseño de políticas públicas que tengan como objetivo el alcanzar el ansiado desarrollo sostenible.

Material y metodología

Se plantea una metodología donde las actividades a desarrollar suponen una etapa de análisis y diagnóstico, relevamiento, inventario de las principales acciones, elaboración de alternativas de intervención, para luego arribar a la de propuesta de desarrollo de aportes a un plan de acción y la asistencia en el proceso de intervención y el diseño de la propuesta de intervención. El cronograma de trabajo, plantea las siguientes actividades: Análisis y diagnóstico de la situación. Alternativas estratégicas y Anteproyecto de intervención. Integración de los actores sociales relevantes concientizados de la importancia de la sustentabilidad. Concientización de la importancia de la dimensión ambiental, en el marco del desarrollo sustentable, a los involucrados en el desarrollo del proyecto.

Resultados y discusión

CIUDADES y GESTION DE RESIDUOS.

En el Plan Estratégico Territorial Nacional recibe especial mención la problemática de gestión de residuos, respecto de la cual nuestro país tiene mucho por avanzar. En términos cuantitativos, sobre un total de 10.059.866 de hogares, el 10,3% no poseen el servicio, coincidiendo los departamentos que presentan el mayor déficit (superior al 50%) con las zonas con menor densidad de población. Sin embargo, es en los centros urbanos donde la gestión de residuos cobra una dimensión económica y ambiental preponderante,

acerca de la cual se identifican las siguientes cuestiones críticas:

A. Inadecuado tratamiento de los residuos tanto en cuanto a recurso, como a su disposición final. Esto se debe a la falta de conciencia ambiental respecto de la noción de recuperación y valorización de residuos, así como al desconocimiento de la noción de “rentabilidad ambiental”.

B. Escasez de mecanismos administrativos y legales destinados a la remediación de pasivos ambientales: existencia de basurales a cielo abierto, presencia de focos de infección, etc.

C. Debilidad de mecanismos de fiscalización y control respecto de la disposición final de los residuos tóxicos y peligrosos.



Figura 1 Estación de Transferencia Oberá



Figura 2 Estación de Transferencia Apóstoles.
Fuente: AESA Misiones.

Entre los mayores problemas ambientales que presentan las provincias argentinas, y en particular las ciudades intermedias de la región, se encuentra la incorrecta gestión de sus residuos, que trae como consecuencia un alto impacto ambiental. El insensato desperdicio de bienes y energía que se permite nuestra sociedad moldeada bajo la consigna de “usar y tirar”, así como

los cada vez mayores desequilibrios que semejante despilfarro introduce en el ambiente, hacen imprescindible buscar y poner en práctica alternativas para evitar, o al menos reducir el impacto que esto genera. Si bien, en el campo de la gestión de residuos sólidos existe una amplia bibliografía internacional, en la región NEA son pocas las experiencias de gestión (ambiental adecuada) de residuos sólidos y mínima la información sistematizada y publicada.

Rol del Sistema Urbano.

El sistema urbano regional del Nordeste Argentino sigue perdiendo relevancia a pesar de su estratégica localización, su crecimiento demográfico y la disponibilidad de recursos naturales subutilizados. El sistema urbano regional está estructurado por el nodo Resistencia Corrientes, con centros de segunda jerarquía en Formosa, Sáenz Peña, Goya y Reconquista (N. de Santa Fe). Posadas tiende a manejar su propia área de influencia, comandando la provincia de Misiones y el Norte de Corrientes, conectándose hacia el Sur con la Capital del país, enhebrando los centros de la ribera del Uruguay.

Se desprende del siguiente análisis que las pequeñas ciudades se reducirán, produciéndose un importante aumento de la cantidad de ciudades intermedias pequeñas, de 20 a 50 mil habitantes, cuyo número aumentará de 22 a 36 para el año 2030. Más aún las ciudades de 50 a 100 mil habitantes aumentarán su número en más del 100 % de 5 a 11 ciudades y en idéntica proporción lo harán las de más de 100 mil cuyo número aumentará a 7.

POLITICAS PUBLICAS Y SUSTENTABILIDAD URBANA - AMBIENTAL.

Las ciudades intermedias se corresponden a unas escalas espaciales y humanas adecuadas a la comprensión, definición y ordenación y planificación. Las ciudades de estas escalas tienen un tamaño y dimensión urbana, y en ellas la realización de planes, urbanos o de desarrollo, puede ser más eficiente que en una gran ciudad. Estas ciudades pueden y deben desempeñar un papel más activo frente al proceso de urbanización y concentración, equilibrando los procesos. Esta función de re-equilibrio territorial debe tener en cuenta la diversidad de patrones de urbanización y funcionamiento de los sistemas urbanos, así como las potencialidades y roles que juegan las diferentes ciudades/municipios en cada contexto territorial regional.

- Los recursos financieros adecuados y en condiciones tales que permitan lograr la sostenibilidad de los servicios y realizar las inversiones necesarias.

A nivel regional y nacional, es importante que el sector de los RS sea reconocido y tratado por los gobiernos como un sector económicamente viable, con las potencialidades y restricciones que le son propias. En esta línea es correcto avanzar en las estimaciones del valor económico del mismo en términos de: generación de trabajo, intercambio de bienes y servicios, desarrollo de infraestructura, reducción de riesgos a la salud humana y ambiental, el desarrollo de la pequeña empresa y el reciclaje.

Universidad, gobierno y emprendedores privados deben facilitar en la realización directa o indirecta de investigaciones y experiencias para la valorización de residuos con el objetivo de facilitar el aprovechamiento de los mismos y favorecer la formación de microempresas.

La gestión de los RSU es una actividad eminentemente local en la que los gobiernos provinciales y nacionales deben apoyar cada vez más a los municipios, especialmente a los que tienen poca capacidad de gestión y de recursos, donde también la escasez de información es mayor.

En función de que la línea de base genérica encubre importantes diferencias de capacidades y desempeño entre los municipios, es necesario avanzar en el fortalecimiento de sus estructuras en la materia. A modo de referencia se puede citar una serie de criterios y procedimientos: (PET 2016)

- Apoyar el fortalecimiento institucional de los municipios integrando instrumentos legales financieros y técnicos para su modernización.
- Promover y premiar el mejor desempeño ambiental de las administraciones locales.
- Crear sistemas de información con indicadores que permitan evaluar el desarrollo a lo largo del proceso de gestión.
- Proveer capacitación y asistencia técnica orientada a informar y formar el personal de los municipios en los distintos niveles de gestión de los RSU

En el futuro a corto y mediano plazo es posible que la legislación sea una parte importante de la gestión de los residuos sólidos. La adopción de estrategias y jerarquías para la gestión ambiental de los residuos sólidos (reducción en origen, reciclaje, etc.) establece líneas

directrices en el gobierno local. La reducción en origen, el rango más alto de una jerarquía, es la actividad más difícil de implantar en el ámbito local. El dinero invertido en los programas ambientales generalmente no proporciona beneficios visibles, y los políticos en el gobierno de turno son esquivos a implementar este tipo de programas. El reciclaje tiene las mismas dificultades para su implantación en los gobiernos locales, generalmente condicionado por la incapacidad de financiamiento, gestión y comercialización.

Todos los métodos de recolección y procesamiento son tecnologías que tienen sus ventajas y limitaciones. No hay una respuesta o solución única. El reciclaje en la forma que se realice, es y debe ser parte de las estrategias de una gestión integral de los residuos sólidos. Cuando se compara con los riesgos ambientales asociados a los basurales a cielo abierto o los rellenos sanitarios y la incineración, el reciclaje se presenta como una estrategia preferencial para la gestión de los residuos sólidos.

La legislación que implante exigencias a los sistemas de gestión de residuos sólidos debe ser lo suficientemente flexible como para permitir a los gobiernos locales implementar instalaciones de gestión de residuos encuadrados en su capacidad para pagarlas, operarlas y mantenerlas. El gobierno Nacional y Provincial pueden ayudar a los gobiernos locales mediante el apoyo para desarrollar los mercados y patrocinar el uso de productos a partir de materiales reciclados.

Asociaciones civiles y ciudadanos cada vez más informados y comprometidos con la sustentabilidad del ambiente reclamarán más eficiencia en la gestión de residuos en sus ciudades. Los gobiernos locales deberán llevar adelante programas exitosos. Es previsible que los costos de la gestión de los residuos sólidos continúen incrementándose, y también, se aplicarán legislaciones más restrictivas.

Actualmente para las pequeñas ciudades el basural es la unidad de gestión de residuos predominante. La gestión ambiental de residuos sólidos oscila entre la reducción en origen, el reciclaje, los productos de conversión (compost) y la evacuación en tierra. Para conseguir programas más equilibrados de gestión ambiental de residuos sólidos es necesario que los estados adopten una serie estable de normativas ambientales para los residuos y otros contaminantes. Por último, la tendencia indica que se desarrollarán la educación ambiental del ciudadano y una mejor preparación técnica de los gestores y gobernantes.

En un futuro cercano, Autoridades y habitantes asumiendo una actitud constructiva, adoptaran criterios

ambientales y de gestión integral para los residuos sólidos urbanos.

Entre otras soluciones, como en la mayoría de las ciudades intermedias los componentes orgánicos representan más del 50 % de los residuos y los mismos admiten el compostaje, un elemental proceso natural que descompone la materia transformándola en abono; la clasificación y el compostaje serán pilares de la manipulación y tratamiento en cada hogar reduciendo, re-usando y facilitando el reciclaje.

Con una generación consciente, Clasificando los residuos en secos y húmedos, con iniciativas individuales y comunitarias de compostaje. Con un servicio de Higiene Urbana eficiente considerando los elementos funcionales de la gestión integral, con plantas de compostaje, recuperación de materiales y transferencia hacia sitios de disposición final segura.



Figura 4. Planta de clasificación RSU Barranqueras.



Figura 5. Programa Barranqueras te quiero limpia.

Conclusiones

El proyecto explora simultáneamente con un enfoque original e innovativo varias escalas de intervención y distintos niveles de la problemática de la Gestión Ambiental y los residuos domiciliarios y urbanos **abarcando los elementos funcionales con una visión**

sistémica e integral. Los sectores beneficiados serán en principio la ingeniería y la arquitectura, dentro de los campos específicos del diseño arquitectónico y urbano. Los otros sectores del ámbito científico serán el **planeamiento urbano y regional**, la **gestión pública** y la formación de recursos humanos. A partir de los resultados del proyecto integrador y de las tres problemáticas se formularán nuevos interrogantes que serán el paso inicial para nuevas investigaciones. La problemática ambiental vinculada a la producción del hábitat está aún ausente; por ello, sentar precedentes y entablar el diálogo, parece ser un paso ineludible, para avanzar hacia la **concreción del hábitat sostenible, desde su dimensión urbana.**

Los estudios llevados a cabo generarán información sobre la situación de la disposición final que tienen los residuos en general. Los resultados obtenidos son de rápida aplicación tanto para el sistema científico como para la comunidad del NEA, pues permitirán **elaborar políticas de gestión que contribuyan al manejo racional** de los distintos flujos de residuos, ya sea desde la participación responsable, la educación de los consumidores, hasta la optimización de la gestión interna institucional a través de adecuados criterios de adquisición, cuidado en la conservación y eliminación de materiales presentes en los residuos. El manejo seguro que pueden tener los residuos en general y los peligrosos domiciliarios y urbanos en particular dependerá principalmente de las acciones centradas en el reciclaje, reutilización, el tratamiento o el confinamiento de los residuos, y por eso se hace necesaria la creación de instancias de información, educación, capacitación de actores sociales involucrados, y creación de infraestructura en las diferentes instituciones comprometidas con el tema. La tierra ha demostrado varias veces a lo largo de la historia de que es capaz de darnos señales de lo que nosotros, sus habitantes hacemos en y con ella, “lo que hagamos cuenta” reza un refrán, fundemos nuestra acciones en lo bueno. “El futuro en la gestión Integral de residuos sólidos está en la generación de los residuos”. (TCHOBANOGLIOUS 2009).

Para concluir, todos debemos seguir buscando nuevos métodos y estrategias para cambiar el statu quo actual con respecto a la generación, tratamiento y eliminación de los residuos sólidos, si queremos desarrollar un futuro más sustentable - un reto digno de los lectores de este trabajo.

Sin duda, las **POLITICAS PÚBLICAS** a la **SUSTENTABILIDAD URBANO AMBIENTAL** en la **GESTION DE RESIDUOS** son relevantes y deben tener

un espacio preponderante en la agenda pública de municipios y gobiernos provinciales.

Referencias bibliográficas

- AIDIS - DIRSA. Informe Argentina. SARAFIAN, Rosalba. 2004. Mimeo.
- BELLET, C. y LLOP J. M. 1999. *Ciudades Intermedias y Urbanización Mundial*. Ayuntamiento de Lleida, UNESCO, UIA, Ministerio de Asuntos Exteriores de España. Versión digital.
- BERENT, Mario R. 2010. “Gestión de Residuos. Modelos de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos para Ciudades Intermedias”. Con prologo de Josep M. LLOP TORNE, Sara MUR ESTADA, Atilio SAVINO, Secretaria General de Ciencia y Técnica. EUDENE. ISBN 978-950-656-128-4
- TCHOBANOGLIOUS, George y otros. Gestión Integral de Residuos Sólidos. Madrid, McGRAW-HILL, 1994. 2 Tomos. ISBN: 84-481-1766-2.
- “La Gestión de los Residuos Urbanos; Como minimizar impactos, racionalizar costos, sistematizar procesos” Argentina. MERCADO & EMPRESAS para servicios públicos N° 58. 2010. pp 38/53 ISSN: s/d.
- ALESSANDRONI, Patricia. BERENT, Mario R. SAVINO, Atilio. CORBI, Ana. FIGUERAS, Maximiliano. GRACIA, Eduardo. MESA, Pablo. ROLLANDI, Ricardo y SEGHEZZO, Pablo.
- AIDIS - DIRSA. Informe Argentina. SARAFIAN, Rosalba. 2004. Mimeo.
- ENGIRSU. (2005). Estrategia Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Ministerio de Salud y Ambiente. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 170 pg. Mimeo.
- Plan Provincial para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Provincia del Chaco. TECNOMAK SA. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2010 Mimeo.
- PLAN ESTRATEGICO TERRITORIAL. (2008) 1816 – 2016 Argentina del Bicentenario. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios 298 pg. Impresora ALLONI SRL. ISBN 978-987-23585-2-5

[00335] DERECHOS DE LOS NIÑOS Y LAS NIÑAS FRENTE AL MERCURIO EN LA SIERRA GORDA QUERETANA

IZARELLY ROSILLO PANTOJA¹; MANUEL HERNÁNDEZ RODRÍGUEZ²;
HILDA ROMERO ZEPEDA³

Universidad Autónoma de Querétaro^{1,2,3}

izarellerosillo@msn.com; mhernandezro@queretar.gob.mx; phd.hromero@gmail.com

PALABRAS CLAVE

Mercurio, derechos humanos, niñas y niños.

ABSTRACT

The Minamata Convention on Mercury links the parties to control anthropogenic emissions and releases of mercury. In Mexico, this mineral is very important because it not only has entities that produce it, but it is also used in the extraction of other minerals such as gold and silver.

However, Mexico does not have sufficient capacity to control and monitor the legality of the operation of all the mines in the country. Illegal mines represent a serious risk of exposure to mercury and its toxic effects.

At Sierra Gorda Queretana, the exposure and vulnerability of its inhabitants produce a risk situation that prevents them from enjoying the greater scope of their rights. Legal and illegal mercury violates the right of children to health and, therefore, other human rights that depend on health.

INTRODUCCIÓN

Los esfuerzos internacionales por garantizar el sano desarrollo de los infantes ha tenido intervenciones como la Declaración sobre los principios sociales y jurídicos relativos a la protección y el bienestar de los niños (1986) donde se proclama que el bienestar del niño depende del bienestar de la familia y que, como primera prioridad, el niño ha de ser cuidado por sus propios padres.

A lo largo del mundo, los niños sufren y enfrentan amenazas significativas a su salud física y psicosocial por muchas causas, inclusive se encuentran expuestos a una fuerte cantidad de riesgos medioambientales provenientes de variadas fuentes, por lo que su bienestar no depende únicamente de su familia. El permitir que todos los niños puedan crecer en un medio ambiente sano, mediante el cual puedan obtener las condiciones apropiadas para el desarrollo de sus actividades diarias, es una responsabilidad compartida por toda la humanidad.

Los distintos instrumentos que atienden al derecho de los infantes resaltan el derecho de los niños a gozar de salud y atenciones, tanto médicas como de cualquier índole, con fin de garantizar un adecuado desarrollo físico y moral.

Considerando que los niños se encuentran en una etapa de desarrollo y crecimiento, es importante señalar que son particularmente propensos a efectos nocivos en la salud, causados por la exposición a riesgos medioambientales. Por ello, los riesgos enfrentados por los niños deben prevenirse integralmente.

El establecimiento de normas e instrumentos efectivos de control que protejan apropiadamente el derecho a la salud y medio ambiente de los niños es fundamental; sobretodo en un Estado como el mexicano, que está manchado por la corrupción, el clandestinaje y la impunidad de actos que atentan contra estos bienes jurídicos.

OBJETIVOS

Señalar la relación existente entre el Convenio de Minamata sobre Mercurio y los derechos de los niños en razón de su vulnerabilidad e incapacidad para ejercer sus derechos por sí. Se evidencia al mismo tiempo el panorama actual de la minería de mercurio, para identificar los retos que la realización del mencionado Tratado Internacional conlleva en México.

Finalmente, subrayar la necesidad de que las políticas y acciones tendientes al cumplimiento de obligaciones internacionales en materia ambiental, específicamente de mercurio, consideren la presencia transversal del interés superior del menor, trascendiendo este principio de la esfera del derecho privado hacia este otro contexto.

METODOLOGÍA

Revisión documental de los instrumentos internacionales que reconocen los derechos de los niños. También se integra un análisis de las condiciones actuales del manejo de mercurio en México para

deducir la eficacia de los derechos del menor y las obligaciones estatales y de la sociedad civil.

Además un análisis de las evidencias obtenidas respecto a las condiciones de exposición y riesgo de los menores al mercurio, aproxima un diagnóstico para definir si el interés superior del menor está presente como principio en la norma y su materialización.

RESULTADOS

Los Estados han reconocido la importancia de salvaguardar la vida de los menores en razón a su vulnerabilidad: como sujetos de derechos, son incapaces de ejercer sus derechos por sí mismos, sus condiciones físicas y mentales se encuentran en desarrollo, demandando especial atención para que no sufran por su debilidad o inmadurez.

Entre un catálogo casi interminable de los derechos de los menores, sin limitarlos, se encuentran el derecho a vida, a la salud, a ser atendidos de forma prioritaria, a la educación, a disfrutar de juegos y a la restricción de edad para emplearse. Los menores son titulares de estos derechos no como accesorios a los derechos humanos, sino como presupuestos fundamentales que garantizan su eficacia a corto, mediano y largo plazo.

Es el derecho a la salud uno de los primeros en señalarse cuando se habla del mercurio y la urgencia por eliminar su presencia en el entorno. Cuando se aprobó la Convención Internacional sobre los Derechos del Niño (1989), los Estados parte acordaron velar por el nivel más alto de salud posible de su salud con un alcance amplio, a grado tal que una nación pueda ir en contra de sus tradiciones aboliendo su práctica cuando esta ponga en riesgo la salud y el bienestar de los menores. Tal Convención fundó el principio de Interés Superior del Niño, que los tribunales federales mexicanos definieron como el catálogo de acciones dirigidas al desarrollo humano integral y a la generación de condiciones que permitan al menor alcanzar el máximo bienestar posible.

El Convenio de Minamata sobre Mercurio centró su objetivo en la protección de la salud humana y el medio ambiente respecto a las emisiones y liberaciones antropógenas, por lo que encuentra una relación muy estrecha con las garantías que el Estado y la sociedad en general se deben hacia los menores.

A cinco años de haberse emitido este tratado internacional, el gobierno mexicano no ha dejado de enfrentar problemas para atender a la problemática del mercurio. Son veintiún entidades federativas las que poseen yacimientos naturales de minerales que contienen mercurio (Castro, 2013), encontrándose las reservas más importantes en Zacatecas, Querétaro, Guerrero, San Luis Potosí y Durango. La figura 1 permite visualizar dichas entidades situadas, su mayoría, en el centro del territorio mexicano.



Figura 1. Entidades federativas con mayor cantidad de minas de mercurio.

La información que corre por los medios electrónicos sobre la cantidad de minas activas es incierta, dándose casos como el del Estado de Querétaro donde hacia el año 2013, veinticinco de las cuarenta y siete minas establecidas para la extracción de mercurio estuvieron operando de forma irregular. Dato que varía con información del año posterior en la que se acusa la existencia de hasta trescientas minas y la irregularidad de al menos la mitad de ellas en el territorio denominado “Sierra Gorda Queretana”.

La inaccesibilidad de vías de transporte y comunicación, la necesidad de generar un ingreso para subsistir y la facilidad para burlar la ley estando tan lejos de los agentes estatales, hace deducir que, si bien es cierto no hay información accesible para conocer con exactitud las cifras reales, sí hay un ejercicio clandestino que pone en riesgo a los ecosistemas y a las personas que habitan a su alrededor.

Tratándose del mercurio secundario (Castro, 2011), es decir, de aquel que ya tuvo un procesamiento de transformación, se han identificado seis sectores de la economía mexicana que generan mayor tonelaje. Como se aprecia en la tabla 1, la biofarmacéutica, los servicios dentales y hospitalarios, así como los fabricantes de electrónicos, aun tienen mucho que contribuir para evitar la exposición al mercurio.

Tabla 1. Generación de mercurio secundario en México.

Sector	Prod. Nacional	Prod. importados	Total
PRODUCCIÓN DE SUSTANCIAS QUÍMICAS Y BIOFARMACÉUTICA			66.7
Cloro-álcali	5.0		
Producción de química inorgánica básica	9.1		
Usos en biofarmacéutica y laboratorio	3.9		
Importaciones netas de compuestos de mercurio desconocidos		48.7	
SERVICIOS DENTALES Y HOSPITALARIOS			15.2
Amalgamas	3.5	5.5	
Termómetros		2.4	

<i>Esfigmomanómetros</i>	1.9	1.9	
FABRICACIÓN DE EQUIPO, APARATOS Y COMPONENTES ELÉCTRICOS			14.0
Iluminación, producción nacional		0.5	
Anuncios de Neón	1.0		
Baterías, reveladores e interruptores		12.5	
FABRICACIÓN DE PRODUCTOS DIVERSOS			1.4
Flujómetros, manómetros y termostatos		1.4	
FABRICACIÓN DE COMPUTADORAS Y PRODUCTOS ELECTRÓNICOS			0.1
Pantallas LCD, computadoras portátiles y videocámaras		0.1	
SERVICIOS PROFESIONALES, CIENTÍFICOS Y TÉCNICOS			1.6
Barómetros, termómetros no médicos, psicrómetros o higrómetros		1.6	
TOTAL	24.4	74.6	99.0

Por otro lado, la Sierra Gorda de Querétaro manifiesta índices de vulnerabilidad preocupantes que, en suma a la exposición al mercurio dan resultado a una verdadera situación de riesgo. Al menos tres de sus dieciocho municipios tienen un alto grado de marginación (CONAPO, 2016); además, Querétaro es la décimo cuarta entidad con mayor flujo migratorio (CONAPO, 2012), además de contar con municipios cuya razón de dependencia económica llegan hasta noventa y dos personas por cada cien en edad productiva (INEGI, 2011), dejando de manifiesto que la demografía de estos municipios se integra principalmente por mujeres y menores de edad.

El panorama de los menores en la Sierra Gorda es de pobreza, abandono, clandestinaje, falta de oportunidades para disfrutar sus derechos; son letra muerta. En una realidad que combina la exposición con la vulnerabilidad, no puede realizarse el derecho a una vida digna, a la salud, a ser atendidos de forma prioritaria, a disfrutar de la recreación, ni de todos aquellos derechos que, como se señaló, les corresponden en razón a su condición de vulnerabilidad frente al resto de la población para el disfrute de los derechos humanos reconocidos para la totalidad de la población.

Ante ello, la Universidad Autónoma de Querétaro ha impulsado diálogos entre instituciones, habitantes y mineros de la Sierra Gorda para llegar a un consenso y programar las soluciones más adecuadas dentro de un margen de respeto a la ley y a los derechos humanos.

CONCLUSIONES

La inaccesibilidad de la Sierra Gorda Queretana supone un gran reto para autoridades locales y federales en el cumplimiento de las obligaciones del Convenio de Minamata. Tal factor además juega en contra de los derechos de los niños y las niñas pues, la actividad minera presente en la sierra es producto de una necesidad económica que persiste y potencializa su vulnerabilidad.

Las condiciones actuales del territorio no son favorables para el adecuado desarrollo de la infancia: desintegración familiar, carencias, acceso limitado a los servicios de salud y, muy importante, acceso prácticamente nulo a la información relativa a sus derechos, al perjuicio que juega el mercurio en su contra y a los medios para exigir su derecho.

Las distintas autoridades mexicanas deben considerar que el cumplimiento de las obligaciones relativas al Convenio de Minamata sobre el mercurio favorecen a la reducción de riesgos epidemiológicos, pero acentúan la vulnerabilidad económica al limitar el uso y extracción de mercurio en la región; mientras que omitir su cumplimiento implicaría no aumentar la vulnerabilidad económica pero mantener el riesgo constante de la generación de daños en la salud humana y el medio ambiente.

Por ello es que el tema debe de abordarse con especial atención al interés superior del infante, programando todas y cada una de las medidas dirigidas a cumplir con la obligación internacional, de forma tal que no exista menoscabo en los derechos del menor, antes bien, se garantice el mayor bienestar posible.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Castro Díaz, J. (2011). Informe sobre el mercado del mercurio en México. Comisión para la Cooperación Ambiental.
<http://www3.cec.org/islandora/es/item/10100-mexican-mercury-market-report-es.pdf> (Accesed 24 May 2018)
- Castro Díaz, J. (2013). Evaluación de los suministros de mercurio primario y secundario en México. Comisión para la Cooperación Ambiental.
<http://www3.cec.org/islandora/es/item/11208-assessment-primary-and-secondary-mercury-supplies-in-mexico-es.pdf> (Accesed 24 May 2018)
- CONAPO. (2012). Índices de intensidad migratoria México-Estados Unidos 2010. México. 2012.
- CONAPO. (2016). Índice de marginación por entidad federativa y municipio 2015. México. 2016.

Convención Internacional sobre los Derechos del Niño

Convenio de Minamata sobre Mercurio.

Declaración sobre los principios sociales y jurídicos relativos a la protección y el bienestar de los niños

Flores Hernández Francisco. (12 de junio de 2013). 25 minas de mercurio en Querétaro operan informalmente. *El Financiero*. Consultado el 25 de agosto de 2017 en <http://www.elfinanciero.com.mx/economia/25-minas-de-mercurio-en-queretaro-operan-irregularmente.html>

Flores Hernández Francisco. (14 de abril de 2014). Explotación ilegal de mercurio, actividad para la sobrevivencia. *El Financiero*. Consultado el 25 de agosto de 2017 en <http://www.elfinanciero.com.mx/economia/explotacion-ilegal-de-mercurio-actividad-para-la-sobrevivencia.html>

INEGI. Panorama sociodemográfico de Querétaro. México, 2011.



[00338] ESTUDIO DE CASO ADMINISTRACION DEL SERVICIO DE AGUA POTABLE POR MEDIO DE LA COOPERATIVA LIHUAJTAYPI

MAIRA CECILIA ROSAS RIOS¹; PAMELA PEREDO BARRERO²

Particular^{1,2}

cecilia.rosas.rios@gmail.com¹; pameperedob@gmail.com²

1.- PALABRAS CLAVE

Cooperativa, Agua Potable, Servicio, Administración

2. - ABSTRACT

The water service in the smaller or remote towns of the urban centers depended on the local efforts to be provided with the liquid element. The Water Cooperatives were created as a response to this need. The community management model in which several partners with a common interest manage and administer a service with a vocation of solidarity overcame the economic difficulties and the inability of local and national governments to expand the coverage of the potable water service.

The cooperative Lihujtaypi fulfills the function of drinking water distributor, it buys the water in block of EPSAS and distributes it with its own adduction to different tanks of the populations of your service area. However, the service provided to these populations is characterized by lack of pressure, rationing, endowment by hours, irregular filling of tanks and increased water cost in relation to the prices. These factors make users show their dissatisfaction and dissatisfaction regarding the operation of the service. The present research work is aimed at analyzing the management practice of the water service of the “Cooperativa de Agua Lihujtaypi” in different stages, taking into account the perspectives of the actors involved.

3.- INTRODUCCIÓN

El servicio de agua en las poblaciones más pequeñas o alejadas de los centros urbanos dependía de los esfuerzos locales para proveerse del líquido elemento. Las Cooperativas de Agua se crearon como una respuesta a esta necesidad. El modelo de gestión comunal en el que varios socios con un interés común

gestionan y administran un servicio con una vocación de solidaridad superaba las dificultades económicas y la incapacidad de los gobiernos locales y nacional por ampliar la cobertura del servicio de agua potable.

La Cooperativa Lihujtaypi, fundada en 1986 nace con el objetivo de la abastecer de agua potable a las Comunidades de Lipari, Huajchilla y Taypichulo del municipio de Mecapaca. El servicio prestado por la cooperativa, en su momento más alto durante la primera mitad de la década de los noventa, alcanzó a trece poblaciones de Mecapaca, cubriendo un gran porcentaje de la población de este municipio.

La cooperativa no tiene fuentes de agua propias, por lo tanto cumple la función de distribuidora de agua potable puesto que compra el agua en bloque de la “Empresa Pública Social de Agua Potable y Saneamiento de La Paz – El Alto” - EPSAS y la distribuye con su propia aducción a distintos tanques de las poblaciones de su área de servicio. Sin embargo el servicio prestado a estas poblaciones se caracteriza por la falta de presión, racionamiento, dotación por horas, llenado irregular de tanques y costo de agua incrementado en relación a los precios que sostiene el operador EPSAS en la ciudad de La Paz y El Alto. Estos factores hacen que los usuarios muestren su descontento e insatisfacción en cuanto a la operación del servicio realizado por la Cooperativa de Agua Lihujtaypi. En este ámbito el presente trabajo de investigación se dirige a analizar la práctica gerencial del servicio de agua a cargo de la Cooperativa de Agua Lihujtaypi en sus diferentes etapas, tomando en cuenta las perspectivas de los actores involucrados.

Fotografía N°1. Municipio de Mecapaca



Fotografía N°2. Distribución de agua en un periodo de escasez

4.- OBJETIVOS

- Analizar la práctica gerencial del servicio de agua potable realizado por la Cooperativa de Agua Lihujatypi en la localidad de Rio Abajo, Municipio Mecapaca del Departamento de La Paz de Bolivia.
- Recopilar información relacionada al modelo de gerenciamiento social y cooperativo aplicado en el servicio de agua, en el caso específico de la Cooperativa Lihujatypi.
- Analizar y extraer lecciones importantes del desempeño administrativo, técnico y financiero de la Cooperativa de Agua Lihujatypi, tratando de rastrear las causas de su eventual fracaso.

5.- METODOLOGÍA

Se aplicará el método narrativo de Barzelay con el fin de desarrollar la investigación de un estudio de caso instrumental que permita resolver el problema en cuestión en el campo de la gerencia social. La

herramienta narrativa permite al investigador abordar de manera sistemática tres tareas:

- a) Formulación de los distintos tipos de eventos que componen la experiencia bajo estudio. Se identificarán aquellos eventos que están directamente referidos a la experiencia de administración de agua por la cooperativa de agua Lihujatypi. Se considerará cómo se fueron desarrollando los eventos y la estructura interna de cada uno, mostrando eventos de estudio mayores y sub-eventos.
- b) Establecimiento de relaciones significativas entre dichos eventos a partir de la trama general del relato, de modo que se establezca cómo los diferentes eventos tuvieron efecto los unos sobre los otros.
- c) Generación de preguntas de investigación relevantes de los hechos identificando actores que los promovieron, cómo y por qué ocurrieron y finalmente las lecciones que se puede encontrar de esta experiencia.

Posterior a ello, se efectuará el análisis de la práctica de la gerencia social por medio del método del mismo autor, tomando en cuenta que los relatos sirven como medios para presentar y organizar la evidencia de la experiencia singular. En este sentido se realizará una caracterización funcional que permita diferenciar los tipos de prácticas gerenciales a los que las preguntas teóricas sobre su trayectoria y operación puedan aplicarse.

4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Habiendo recopilado información y realizado entrevistas, se define la estructura narrativa para los episodios 1, 2 y 3 en el periodo de los años 1999 al mes de agosto del 2016 por medio de las figuras 1, 2, 3 respectivamente.



Figura N°1. Estructura narrativa Episodio 1



Figura 3+4 Estructura narrativa Episodio 3

En este ámbito se pudo analizar el gerenciamiento y la trayectoria de la cooperativa de agua potable Lihujaytapi en las comunidades de Río Abajo – Mecapaca. De modo que se han podido formular y responder las siguientes preguntas de investigación.

¿El modelo de gestión de la Cooperativa Lihujaytapi fue sostenible y que problemas adicionales existieron?

La sostenibilidad de la Cooperativa debió lograrse de forma que se garanticen la sostenibilidad económica, técnica y administrativa sobre la base de la participación de los socios y usuarios en el proceso de gestión cooperativa y con transparencia, de esta manera lograr una sostenibilidad social del servicio.

De acuerdo a la investigación realizada, la Cooperativa Lihujaytapi no tuvo sostenibilidad económica, ya que los costos operativos (compra de agua) y los gastos administrativos son superiores a los ingresos que percibe provenientes de la venta de agua potable; tampoco con sostenibilidad técnica y administrativa, debido a que no se crearon capacidades para el manejo de estas áreas y/o no se empleó el personal debidamente capacitado.

La no participación de los usuarios en la gestión de la Cooperativa sumado al manejo económico-administrativo poco transparente de la cooperativa y las

deficiencias en la prestación de servicio generó la desconfianza e insatisfacción de los usuarios, así lo menciona Don Fernando Uzeda “en la cooperativa solo se velan los intereses de los socios y no así el beneficio de todos los vecinos”.

Una adecuada gestión de planificación, organización, recursos humanos y financieros, además de un manejo administrativo transparente hace que una cooperativa sea exitosa.

Por otro lado se perdió la naturaleza solidaria de la Cooperativa al contar con un trato preferencial para los socios de la misma; no tuvo asesoramiento técnico; no cumplió con las leyes y normas del Estado, incremento en el costo de derecho a conexión y tarifas por servicio prestado.

En cuanto se refiere a tarifas, el técnico de la cooperativa Lihujaytapi indicó “nuestras tarifas no están indexadas a la UFV, en cambio las de EPSAS si, la hemos tratado de cubrir por medio de un cobro fijo de 27 Bs. hasta un consumo de 10 metros cúbicos de agua potable. La dotación del servicio en algunas localidades es de una hora durante dos días de la semana.”. Sin embargo no existe punto de comparación con las tarifas que tiene la empresa EPSAS, una muestra es que EPSAS cobra una tarifa solidaria de 10 Bs por 15 metros cúbicos de agua potable con un servicio continuo.

5.- CONCLUSIONES.

Haciendo mención a la creación de la Cooperativa Lihujaytapi, se puede mencionar que la misma si contribuyó a solucionar las necesidades de agua potable en la zona y a la falencia de prestación del servicio de agua, respondiendo de esta manera al fin social para el que fue creada. Sin embargo con el pasar de los años la cooperativa tuvo deficiencias en su práctica.

Las deficiencias fueron identificadas por el ente regulador a raíz de los reclamos de los vecinos y el municipio, en este sentido la regulación fue adecuada en el uso de las funciones específicas de la entidad reguladora del servicio de agua potable en Bolivia. Reduciendo el área de servicio de la cooperativa y notificando a EPSAS para tomar acciones para la operación del sistema de agua potable de Mecapaca.

Finalmente se elaboró la Tabla N°1 donde se realiza recomendaciones a la práctica gerencial de la Cooperativa Lihujaytapi.

Tabla N°1. Recomendaciones por función gerencial

Función gerencial	Deficiencias que tuvo la Cooperativa Lihujtaypi	Recomendaciones
Planificación de recursos	Falta de asignación de recursos económicos para el mantenimiento del sistema de Agua Potable.	Asegurar la existencia del recurso económico para este fin e implementar un plan de operación y mantenimiento.
	Falta de inversión en infraestructura de almacenamiento y distribución	Realizar alianzas estratégicas con el Municipio, entidades nacionales y juntas vecinales, con el fin de generar acuerdos y acciones para la ampliación y mejora del sistema de abastecimiento. Cabe mencionar que el fin de las alianzas estratégicas, se traducen en la instrumentalización del medio cooperativo que ponen en actividad el principal principio cooperativo: la solidaridad.
	Baja cobertura, por el alto costo de conexión domiciliaria	Realizar alianzas estratégicas con los potenciales usuarios
Planificación programática	No se contaron con unidades organizacionales, de planificación ni administrativas	Contar con las unidades mencionadas
	No llego a tener sostenibilidad, no habiéndose generado capital humano suficiente y adecuado para la generación y manejo de información financiera, administrativa y técnica.	Generar sostenibilidad.
Gestión de Operaciones	La tarifa por metro cúbico comprada a EPSAS S.A. va incrementándose mes a mes producto de la indexación a la UFV	Indexar las tarifas a la UFV.
	Se perdió el principio solidario	Manejo transparente.
	No tuvo asesoramiento técnico, modificando las tarifas sin justificación alguna	Contar con personal adecuado para realizar esta función
	Mantener en funcionamiento el sistema y realizar mejoras en el mismo	Esta función va de la mano de una adecuada planificación de recursos y personal previsto para este fin.
Control de gestión	No tuvo fortalecimiento institucional	Se gestione ante el Municipio el fortalecimiento institucional y el asesoramiento técnico requerido para una eficiente gestión del servicio de agua.
	No se realizaron rendiciones de cuentas a los usuarios, lo que denota un manejo poco transparente	La participación de los usuarios en la gestión de la Cooperativa. De modo que el gerenciamiento de las cooperativas avance hacia un modelo con inclusión social (con participación de la población), transparencia, capacidad de gestión, sostenible y eficiente.
	No existió control de gestión interno.	Implementar medidas.

6.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

Barzelay y Cortázar. Una guía práctica para la elaboración de estudios de caso sobre buenas prácticas de gerencia social. INDES. Washington D.C. 2004.

Informe Etapa III: Informe Preliminar - Formulación del Plan Maestro Metropolitano de Agua Potable y Saneamiento de La Paz – El Alto y Zonas Adyacentes.

Estudio de Identificación N°13 del MMAyA, publicado en noviembre del 2013.

Plan Transitorio de Desarrollo del Servicio - Coop. Lihujaytapi.

Decreto Supremo N° 0071.

Ley general de cooperativas N° 356 de 11 de abril de 2013.

Ley de Prestación y Utilización de Servicios de Agua Potable y Alcantarillado Sanitario N°2066 de 11 de abril del 2000.

Resolución Administrativa Regulatoria AAPS No. 551/2014 de fecha 16 de diciembre de 2014.

Aliendre, Freddy. (2016). " Cap. 8 - Nueva Gerencia Pública" Presentación Universidad Mayor de San Andres:19.



[00340] OPERACIONALIZACIÓN DEL DERECHO A UN AMBIENTE SANO: HACIA UNA POLÍTICA PÚBLICA SUSTENTABLE

IZARELLY ROSILLO PANTOJA

Universidad Autónoma de Querétaro

izarellyrosillo@msn.com

PALABRAS CLAVE

Desempeque, políticas públicas, derechos humanos, subderechos.

ABSTRACT

Public policies in Mexico have served to address some problems of public interest, however, they do not always meet their objectives. CONEVAL, the public body that evaluates public policies has identified flaws in the execution of the policies, such as the lack of purpose or the lack of a defined public to which they are directed.

Then, without existing indicators of compliance with a human right to a healthy environment, the deficiencies of public policies make it difficult to guarantee such a right. Therefore, the methodology of unpacking rights and their operationalization through the identification of human rights obligations is suggested. In this way it is intended that public policies can be evaluated in their capacity to give effectiveness to the human right to a healthy environment, and therefore are oriented towards sustainability.

INTRODUCCIÓN

Las políticas públicas son lineamientos que dirigen la actuación de las instituciones de orden público, especialmente de la administración pública, así como de particulares respecto a un tema de actualidad e interés público. Estos lineamientos conducen a un proceso permanente de planeación, ejecución, evaluación y control que permite atacar las problemáticas de la sociedad a la que son dirigidos. De esta manera, los esfuerzos institucionales se enfocan, dentro del margen normativo, en problemas específicos durante de un período definido, priorizando sus actos y presupuesto a los fines de la política.

Históricamente en México, la ejecución de políticas públicas ha servido en promoción del clientelismo electoral y de intereses distintos del común nacional, dificultando la solución de problemas a los que se está dirigido y sin existir mecanismos para evaluar su eficacia. Es hasta el año 2005 que se crea el Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social ‘CONEVAL’, impulsando la identificación de parámetros para observar y corregir las deficiencias de dichas políticas. No obstante, siendo tan joven tanto el CONEVAL como el derecho humano a un medio ambiente sano, no se ha dado la ocasión para empatar los fines de uno con otro. En tal escenario influyen varios factores como la suficiencia presupuestal, la necesaria presencia transversal del derecho humano a un ambiente sano en los sistemas jurídicos y las múltiples dimensiones en las que se manifiesta, así como la ausencia de indicadores de cumplimiento del mismo.

Es por eso que se debe volver operable este derecho, es decir, volverlo medible y útil para la solución de casos prácticos y no dejarlo como un simple concepto jurídico, pues si su vigencia no es garantizada, las personas no podrán ejercer con plenitud otros derechos como la vida y la salud.

OBJETIVOS

El presente trabajo tiene por objetivo evidenciar las deficiencias en la ejecución y evaluación de las políticas públicas en México, la falta de indicadores adecuados para medir el cumplimiento del derecho humano a un medio ambiente sano y, por tanto, la inexistencia de un vínculo entre las políticas públicas y la vigencia del derecho en cuestión. También se proponen los indicadores que permitan generar este vínculo, con la finalidad de que las políticas públicas se realicen con respeto al medio ambiente propiciando los escenarios adecuados para el desarrollo sustentable.

METODOLOGÍA

Es necesaria la revisión bibliográfica y estadística para deducir la calidad de las políticas públicas.

Por otro lado, el desempaque de los derechos es un método analítico que descompone un derecho humano en varios subderechos con sus respectivas obligaciones. Estas últimas, acorde a la teoría de las obligaciones en derechos humanos propuesta por Serrano y Vázquez (2013) son también sometidas a un análisis que identifica las dimensiones que permiten materializar el derecho.

RESULTADOS

En el año 2008 el CONEVAL rindió su primer informe de evaluación, donde emitió un diagnóstico general del funcionamiento de los programas sociales de conformidad con la Política de Desarrollo Social. Este informe señala que, si bien se han logrado avances en materia de desarrollo social, existen aún retos como la brecha de desigualdad en ingreso y acceso a oportunidades, la lentitud en la erradicación de la pobreza, el aumento dispar del precio de los productos básicos frente al salario, entre otros.

De los 119 programas de distintas dependencias y organismos descentralizados (CONEVAL, 2008), se lograron identificar áreas de oportunidad desde su planeación hasta su evaluación, siendo los siguientes algunos de estos hallazgos:

Tabla 1. Hallazgos del CONEVAL en su primer Informe de Evaluación de la Política de Desarrollo Social en México.

Rubro	Hallazgos	
Cobertura y Focalización	23%	Cuenta con estrategia de cobertura a corto, mediano y largo plazo
	21%	Es adecuada su estrategia de cobertura
Operación	72%	Tienen procesos adecuados para la selección de proyectos y beneficiarios
	84%	Cuentan con indicadores de eficacia en la operación
	61%	Tienen información sistematizada adecuada en la operación del programa
Resultados	36%	Demuestran progreso adecuado en alcanzar sus objetivos
	26%	Han llevado a cabo evaluaciones externas que permitan medir su impacto
Evaluación	54%	Cuentan con instrumentos para medir la satisfacción de la población

objetivo

Como se aprecia en la Tabla 1, los programas sociales carecen de una adecuada planeación y, si bien informan su operación, existe los resultados y la evaluación otorgan un panorama desalentador. Se evidencia la relación entre la planeación y los resultados, pues la deficiencia de la primera es causa del entorpecimiento de su ejecución y la disminución de su impacto.

A lo anterior se suma la inexistencia de indicadores adecuados para el cumplimiento del derecho humano a un medio ambiente sano, pues si bien existen algunos indicadores aislados, son deficientes ante la magnitud que este derecho implica.

Por una parte se encuentra el Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México, una cuenta satelital del Sistema Nacional de Cuentas, a cargo del Instituto Nacional de Geografía y Estadística. Este indicador contabiliza los costos totales por agotamiento y degradación ambiental, así como los gastos de protección ambiental, permitiendo hacer un balance monetario con base en activos y pasivos ambientales respecto al Producto Interno Bruto. Si bien este sistema permite cuantificar el impacto ambiental, su finalidad es más bien la de ser una especie de inventario de los recursos naturales. La tabla 2 ilustra parte de los resultados emitidos por el sistema en 2015.

Tabla 2. Costos Totales de Agotamiento y Degradación Ambiental 2015.

Concepto	Monto en millones de pesos	Porcentaje respecto CTADA	Porcentaje respecto PIB
Costos totales	907 473	100	5.0
Costos por agotamiento	122 716	13.5	0.7
- Agotamiento de hidrocarburos	79 175	8.7	0.4
- Agotamiento de recursos forestales	15 658	1.7	0.1
- Agotamiento del agua subterránea	27 883	3.1	0.2
Costos de degradación	784 757	86.5	4.3
- Degradación del suelo	88 402	9.7	0.5
- Residuos sólidos	61 253	6.7	0.3
- Contaminación del agua	57 403	6.3	0.3
- Contaminación atmosférica	577 698	63.7	3.2

Otro posible indicador es el atlas de riesgos en los tres ámbitos competenciales: nacional, estatal y municipal. Este permite identificar la exposición territorial a riesgos de distinta naturaleza, como pueden ser geográficos, hidrometeorológicos o químicos. Aunque

esta herramienta permite identificar la exposición al riesgo, no es adecuada para medir, por ejemplo, la calidad del agua consumida por los habitantes de una región en específico.

Ante tales deficiencias se vuelve atractivo el uso de la metodología del desempaque, puesto que el medio ambiente es un concepto complejo y, por tanto, su derecho también lo es. El derecho a un medio ambiente sano lleva en sí subderechos que pueden señalarse en las siguientes categorías:

- De la biodiversidad
 - o Agua
 - o Aire
 - o Suelo
 - o Vida Silvestre
- Ambiente acústico
- Gestión integral de residuos
- Frente al cambio climático
- Saneamiento

De tales categorías podrán identificarse las obligaciones en derechos humanos (Ferrajoli, 2009), pues es en estas donde se encuentran los parámetros que permiten medir la realización de derechos. La propuesta analítica planteada otorga distintas dimensiones a estas obligaciones, pero es en dos en donde se puede identificar la materialización de su contenido.

La primera dimensión aborda obligaciones generales tanto de acción como omisión del Estado en la materia, como se explica en la Tabla 3.

Tabla 3. Obligaciones Generales en Derechos Humanos

Obligación	Contenido	Objetivo frente al derecho
Respeto	Omisión	No violentarlo
Proteger	Ambas	Evitar violaciones
Garantizar	Acción	Asegurar su vigencia
Promover	Acción	Que la persona lo comprenda y ejerza

La segunda dimensión versa de elementos esenciales de los derechos humanos. En esta dimensión, para efectos de este trabajo, los subderechos actuarán como medio de consecución del derecho a un ambiente sano, sin perjuicio de que en su naturaleza concentren a su vez otros subderechos y obligaciones, en cuyo caso actuarían como fin.

Se identifican cuatro elementos que se desprenden de la obligación de garantizar: disponibilidad, refiriéndose a la suficiencia de los medios para ejercer el derecho; accesibilidad, estando los medios al alcance de cualquier persona; aceptabilidad, siendo los medios

adecuados y adecuables, y; calidad, en satisfacción de los requerimientos para que los medios cumplan su función. Tratándose, por ejemplo, de los subderechos de biodiversidad, los indicadores se construyen de la siguiente manera:

Tabla 4. Elementos esenciales de los subderechos de biodiversidad

	Disponible	Accesible	Aceptable	Calidad
Agua	Suficiente para la población.	Llega a todas las personas.	Se administra con planes locales acorde a las condiciones del entorno.	Apta para consumo e higiene humana.
	Suficiente por persona.	Su precio es el adecuado.		
Aire	Suficiente para la población.	Llega a todas las personas.	Se cuida acorde a la fuente y cantidad de contaminantes.	La menor presencia posible de contaminantes en el aire.
	Suficiente en la distribución territorial de la contaminación.	Es accesible desplazarse a un sitio con aire limpio.		
Suelo	Suficiente en el campo.	Cualquier persona puede acceder a los frutos de un suelo sin contaminación.	Se manejan o no pesticidas.	Libre de contaminante, con capacidad productiva y para filtrar agua.
	Suficiente en bosques.		Se evita la erosión.	
	Suficiente en ciudades.			
Vida Silvestre	Existencia de distintas especies florísticas y faunísticas sin importar la utilidad que tengan para el humano	Cualquier persona puede acceder a los recursos florísticos y faunísticos con la responsabilidad y requisitos que ello implique.	Acciones para el aprovechamiento sustentable del recurso según los ecosistemas en el entorno. Se da especial atención a especies que lo necesitan.	Flora libre de plaguicidas. Animales libres de violencia.

Así, se operacionaliza el derecho a un ambiente sano, respondiendo a las obligaciones generales y los elementos esenciales del mismo, estudiando cada subderecho de forma individual e induciendo a una respuesta armónica: ¿se respeta el derecho humano a un medio ambiente sano?

CONCLUSIONES

Quedan de manifiesto las limitaciones de las políticas públicas en México que impiden realizar su objeto y evaluar sus resultados, problemática que, en un Estado Constitucional de Derecho, deberían perfeccionarse para un ejercicio real de los derechos fundamentales.

Es fundamental contar con indicadores que permitan evaluar de forma integral el derecho humano a un ambiente sano, desmembrándolo y generando un diagnóstico elemento por elemento. Desempacar los derechos humanos permitiría un ejercicio institucional a cargo del CONEVAL para perfeccionar las políticas públicas, haciéndolos efectivos en la práctica desde la administración pública. La formulación de esta metodología obliga al Estado a efectuar actos diversos: exigibilidad del derecho ante tribunales jurisdiccionales, diseño de medidas de prevención, priorización del presupuesto, campañas para conocer y comprender los subderechos ambientales, entre otros. Se observa además, tal flexibilidad en la forma de operar el derecho a un ambiente sano, que su contenido puede ser utilizado en actos o medidas gubernamentales menos complejos, como en la elaboración de sentencias.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Atlas Nacional de Riesgos.
<http://atlasnacionalderiesgos.gob.mx/> (accesed 26 may 2018)

CONEVAL. (2008). Informe de Evaluación de la Política de Desarrollo Social en México 2008. México.

Ferrajoli, L. (2009). Derechos y Garantías, 6a edición, Trotta, España.

INEGI. (2016) Cuentas económicas y ecológicas de México 2015.
http://www.inegi.org.mx/saladeprensa/boletines/2016/especiales/especiales2016_11_10.pdf (accesed 25 may 2018)

Ley de General de Desarrollo Social.

Serrano, S., Vázquez D. (2013) Los derechos humanos en acción. Obligaciones y Principios de los Derechos Humanos. FLACSO. México.

[00359] EVOLUCIÓN DEL ACCESO AL AGUA Y SANEAMIENTO EN AMERICA DEL SUR MEDIANTE TECNICAS ESTADÍSTICAS COMPOSICIONALES

FILIMON ALEJANDRO QUISPE COICA1; AGUSTÍ PÉREZ FOGUET2

Universidad Politécnica de Cataluña1,2

alejandro362@hotmail.com1

Palabras Clave: Agua y saneamiento, Objetivos de Desarrollo del Milenio, datos composicionales.

Abstract

This article seeks to explain what is happening in South America in water and sanitation issues; It deals with the treatment of data that were generated in the period of the Millennium Development Goals (MDGs), through the method of compositional data. And at the same time shows the behavior of each country and the future of South America in the increase of coverage in water and sanitation. It also estimates access to piped water and sanitation in the years 2020, 2025 and 2030.

Introducción

En el período de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), se ha alcanzado logros significativos en acceso al agua y saneamiento (OMS/UNICEF, 2015). En países de América del Sur, también se han visto reflejados estos avances.

En últimos reportes período ODM, Argentina, Brasil, Chile, Paraguay, y Uruguay. En acceso al agua urbano entubado, tienen coberturas mayores al 98% y los demás menores a este pero superiores al 80%. En agua no mejorada superficial urbano, el 95.3% de los datos reportados en período ODM, son menores a 1% y tienen tendencia a cero (ver Figura 1). Estos avances sitúan a muchos países de la región con coberturas cercanos a valores extremos de 0% o 100%. Lo cuál en algunos casos las regresiones lineales, pueden superar esos umbrales sino se tiene cuidado.

Este problema fue abordada por Pérez-Foguet, Giné-Garriga, & Ortego (2017). En el cuál se tomó en cuenta las características composicionales de los datos para la estimación de los niveles de servicio. El análisis exhaustivo realizado por los autores usando OLS, OLS (ilr), GAM y GAM (ilr); demostró que para las estimaciones de cobertura en agua y saneamiento deben de considerarse las características composicionales de estos. Y para el tratamiento de datos.

Fuller, Goldstick, Bartram, & Eisenberg (2016), plantean la clasificación de países según el número de datos, y aplica GAM solo a los países con número de datos mayores o iguales a 6 en el cuál GAM funciona mejor (Fuller et al., 2016).

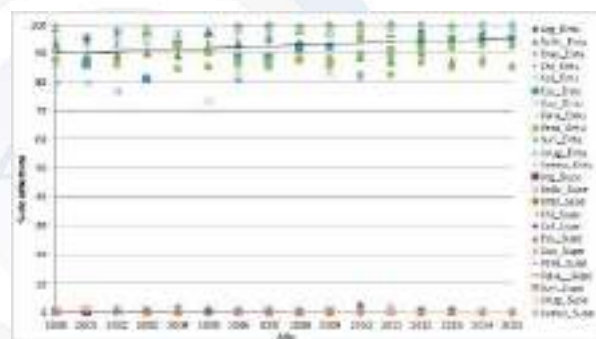


Figura1. Acceso al agua entubado y superficial urbano en América del Sur.

Fuente: Elaborado en base a reportes en JMP

Muchos países como Uruguay, Paraguay, Guyana y otros en el ámbito urbano superficial, han avanzado significativamente. Lo que hace que se presente en la mayoría de estas variables, datos con valores ceros. Estos datos con valores ceros siempre han sido un problema en el método composicional, debido a que las transformaciones llevan proporciones en los cuales esto no es posible. Martín-Fernández, Barceló-Vidal, & Pawlowsky-Glahn (2003), proponen el método de reemplazo multiplicativo. En este último método se debe tomar la decisión de escoger el δ_j adecuado, ya que debe ser pequeño y no superior al valor mínimo. También se ha observado que valores muy pequeños afectan drásticamente la transformación de los datos y consiguientemente las composiciones estimadas. Para esto se tomará los estudios realizados por Martín-Fernández et al. (2003), en el cuál para un δ_j de 0.65 del valor de umbral, se obtienen buenos resultados. En datos de agua y saneamiento, se tiene evolución temporal. En el cuál vamos a tomar en consideración, el mínimo valor de toda la serie histórica. Y seguiremos aplicando la idea de hacer un 0.65 de ese mínimo.

En base a lo indicado en los ítems anteriores, en este documento se analiza para países de América del Sur, la evolución del acceso al agua entubada y acceso al saneamiento en ámbito urbano y rural. La clasificación se lleva a cabo de acuerdo a Fuller et al., (2016) y el tratamiento de valores ceros por reemplazo multiplicativo.

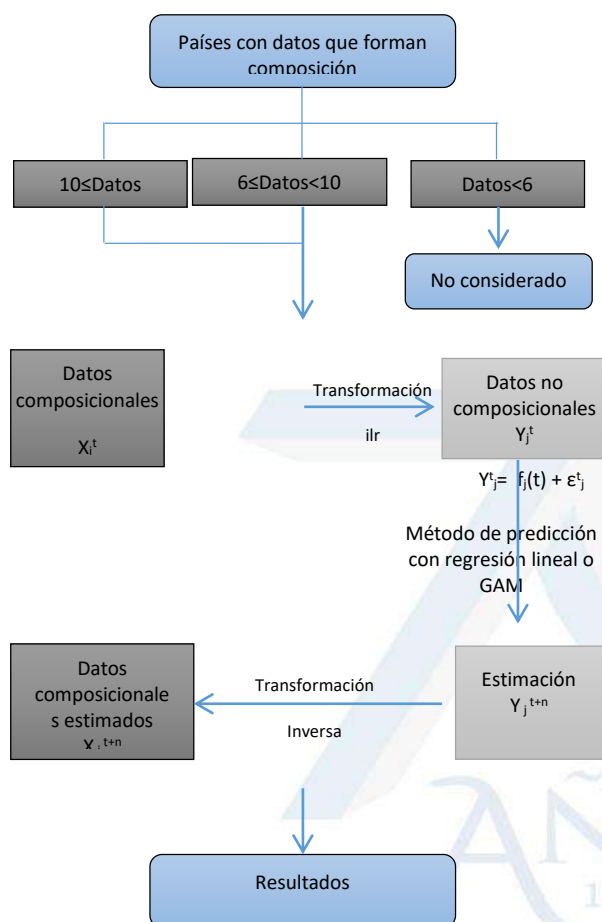


Figura 2. Diagrama de flujo del método

Objetivos

- Verificar que el uso de datos composicionales con OLS y GAM sea una buena opción para países de América del Sur y determinar que método es el más adecuado para cada país.
- Utilizar para estimar la situación en el período (SDG6) 2020-2030.

Metodología

El método a seguir se muestra en figura 2. Se observa, que

cuándo se tenga un país, se evaluará si tiene datos suficientes que forman composiciones. Se considerará un umbral 6, como países con mayor cantidad de datos. Y cuándo se vea datos mayores o iguales a 6, se tratará los datos con valor cero. Se aplicará técnicas clásicas de datos composicionales, en el cuál los datos X_i^t se transforman a Y_j^t . A estas transformaciones se realizan estimaciones mediante métodos estadísticos tradicionales. Luego esos valores se vuelven a datos composicionales en X_i^{t+n} .

Para este método, se cogerá los datos reportados y publicados de los 12 países de América del sur, que se encuentran en la base del JMP (Joint Monitoring Programme, 2017).

En figura 3, se observa que la data urbano y rural del JMP, se divide en 04 subcomposiciones. Lo equivalente para saneamiento se muestra en figura 4.

La composición de acceso al agua de figura 3, está representada por la siguiente ecuación:

$$X_{a1} + X_{a2} + X_{a3} + X_{a4} = 1 \text{ Ec (1)}$$

Dónde: X_{a1} =Agua entubado; X_{a2} =Otras fuentes mejoradas; X_{a3} =Agua superficial; X_{a4} =Otras fuentes no mejoradas.

Agua entubado: Se considera a las instalaciones por red pública dentro de la vivienda, fuera de la vivienda y pilón de uso público

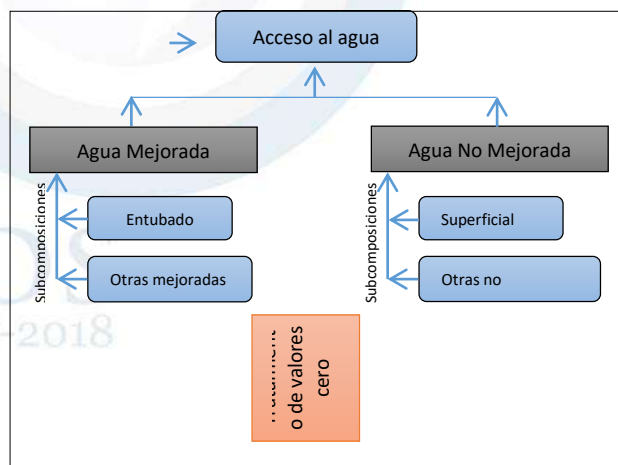
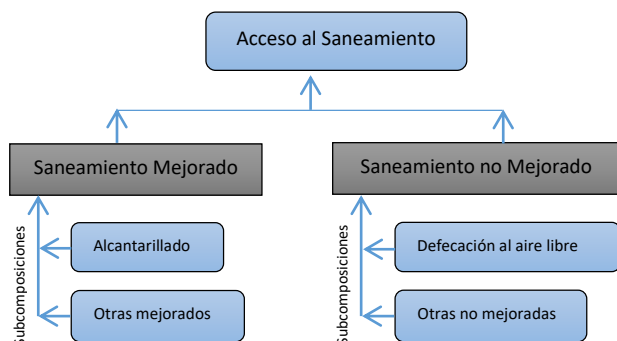


Figura 3. Composición de acceso al agua

El mismo enfoque, se realiza para el acceso al saneamiento, mostrado en Figura 4.

Figura 4. Composición de acceso al saneamiento



Composición de Figura 4, está representada por la siguiente ecuación:

$$X_{s1} + X_{s2} + X_{s3} + X_{s4} = 1 \quad Ec(2)$$

Dónde: X_{s1} = Saneamiento con alcantarillado; X_{s2} = Otras mejoradas; X_{s3} = Defecación al aire libre; X_{s4} = Otras no mejoradas.

En tabla 1 se observa que en acceso al agua, solo 06 países tienen datos mayores a 10

Tabla 1. Países con datos que forman composiciones en materia de acceso al agua

Datos urbano y rural	
rango	Países
$10 \leq \# \text{datos}$	Bolivia, Colombia, Ecuador, Paraguay, Perú, Uruguay
$6 \leq \# \text{datos} < 10$	Guyana
$\# \text{datos} < 6$	Argentina, Brasil, Chile, Suriname, Venezuela

Países con datos menores a 6, no se puede formar composiciones por poca cantidad de datos reportados en variable “agua superficial”.

Tabla 2. Países con datos que forman composiciones en materia de acceso al saneamiento

Datos urbano y rural	
rango	Países
$10 \leq \# \text{datos}$	Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Perú, Uruguay
$6 \leq \# \text{datos} < 10$	Chile, Guyana, Paraguay
$\# \text{datos} < 6$	Argentina, Suriname, Venezuela

En tabla 2, países con datos menores a 6, no se pueden formar composiciones según Ec(2).

De cuadro 1 y cuadro 2, no se consideran países con datos menores a 6.

En tabla 3, se observa que mayor presencia de valores cero es en urbano. Esto se debe al descenso de acceso al agua superficial urbano (Ver figura 1). Países que no se muestran en la tabla 2 y que la cantidad de datos es mayor o igual a 6, son aquellos que no tienen problemas en transformaciones ilr. En saneamiento hay presencia de poca cantidad de datos con valores cero (Paraguay (03 valores) y Uruguay (01 valor)).

Tabla 3. Países con datos de valor cero – Agua – período ODM

Country	# Datos	# Datos con valor cero - Urbano	# Datos con valor cero - Rural
Bolivia	18	1	-
Colombia	19	1	-
Guyana	6	1	-
Paraguay	16	6	-
Uruguay	12	6	2
Total general	71	15	2

Valores cero presentes en datos, se tratan usando el método de reemplazo multiplicativo. Para el cuál se aplica la siguiente ecuación:

$$r_i = \begin{cases} \delta_i, & \text{si } x_i = 0 \\ \left(1 - \frac{\sum_{k|x_k=0} \delta_k}{c}\right) x_i, & \text{si } x_i > 0 \end{cases} \quad Ec(3)$$

Dónde “c” es la constante de cierre ($c=1$).

Siguiendo el trabajo de Egozcue et al. (2003), Pawlowsky-Glahn et al. (2015). Primero se realiza el balance V.

$$V = \begin{pmatrix} r_1, s_1 \\ r_2, s_2 \\ r_3, s_3 \end{pmatrix} \rightarrow \begin{pmatrix} 1 & 1 & -1 & -1 \\ 1 & -1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & -1 \end{pmatrix} \quad (\text{Balance})$$

Luego se hace las transformaciones de variables en las siguientes ecuaciones:

$$Y_1^t = \sqrt{\frac{r_1 \times s_1}{r_1 + s_1}} \ln \frac{(X_{a1} \cdot X_{a2})^{1/r_1}}{(X_{a3} \cdot X_{a4})^{1/s_1}} \quad Ec(4)$$

$$Y_2^t = \sqrt{\frac{r_2 \times s_2}{r_2 + s_2}} \ln \frac{(X_{a1})^{1/r_2}}{(X_{a2})^{1/s_2}} Ec(5)$$

$$Y_3^t = \sqrt{\frac{r_3 \times s_3}{r_3 + s_3}} \ln \frac{(X_{a3})^{1/r_3}}{(X_{a4})^{1/s_3}} Ec(6)$$

r= # de variables positivos de balance V.

s= # de variables negativos de balance V.

Mismo procedimiento anterior se realiza para Saneamiento.

Para los modelos de estadística multivariante, se aplicaron métodos de regresión lineal (OLS), regresión lineal de datos transformados OLS(ils) y modelos Aditivos Generalizados de datos transformados (GAM (ils)).

Transformación y modelización estadística de datos, han sido implementados en R Core Team (2018). Para esto se usó paquetes estadísticos **nlme**, **compositions** y **mgcv**, de Jose Pinheiro, Douglas Bates, Saikat DebRoy, Deepayan Sarkar (2018); K. Gerald van den Boogaart, Raimon Tolosana (2014) & Wood (2017), respectivamente.

Resultados y discusión

Los resultados nos confirman las hipótesis iniciales manejadas y que han sido manifestados por varios autores, pero que en este caso el análisis ha sido realizado para América del Sur.

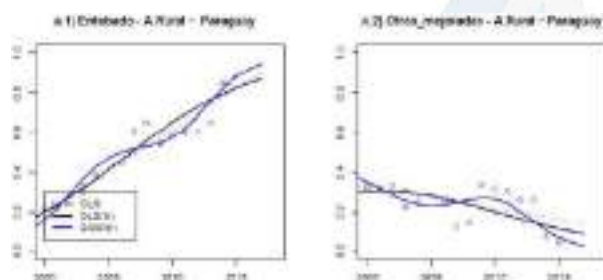


Figura 5. Trayectoria de los datos cuando se analizan como datos de composición. a.1) acceso al agua entubada en el sector rural de Paraguay; a.2) acceso a otras fuentes de agua mejorada en el sector rural de Paraguay.

El grado de libertad de GAM (ils), afecta el comportamiento directo de las estimaciones cuándo hay cambios bruscos en datos de serie de tiempo (ver Figura 5). Evaluación para diferentes grados de libertad (k=1, k=2, k=3, k=4), demostraron que para este estudio lo más recomendable es (k=4).



Figura 6. Trayectoria de los datos cuando se analizan las estimaciones del acceso al agua con y sin método de composición en la zona rural de Paraguay. (ils):datos transformados y procesado con método composicional.

En figura 6, estimaciones OLS de acceso a agua entubado y superficial superan el límite (0 y 1). Se contrasta la hipótesis que se manifestaba al inicio de este trabajo, que cuando hay valores extremos los métodos comunes como OLS, nos dan datos erróneos en las estimaciones.

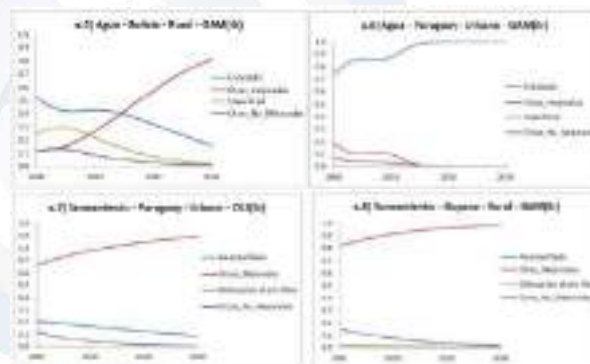


Figura 7. Estimaciones de acceso al agua y saneamiento, cuando se analizan como datos de composición. (Agua: entubado, otras fuentes mejoradas, agua superficial, otras fuentes no mejoradas; Saneamiento: alcantarillado, Otras mejoradas, Defecación al aire libre, Otras no mejoradas).

En a.5), se muestra caso en el cuál el acceso al agua entubada de Bolivia tiene tendencia a bajar, mientras que el acceso al agua mejorada por otras formas ha aumentado en período ODM. Se estima que esta tendencia aumentará en período ODS. En a.7) y a.8) se muestra el caso urbano y rural, en el cuál hay predominancia de acceso al saneamiento mejorado por otras formas, mientras que por alcantarillado tiene una tendencia a bajar.

Tomando en cuenta los casos anteriormente descritos. Se hacen estimaciones de acceso al agua entubada y al acceso al saneamiento por alcantarillado cuyos resultados se muestran en la tabla 4 y tabla 5, respectivamente.

Tabla 4. Estimaciones de acceso al agua entubada urbano y rural en América del Sur (%)

País	Urbano			Rural		
	2020	2025	2030	2020	2025	2030
10≤#datos						
Bolivia	87.2*	84.1*	80.1*	32.3	23.7	16.1
Colombia	95.4	95.1	94.7	61.5	62.5	63.2
Ecuador	97.0	98.0	98.7	79.3	84.9	88.7
Paraguay	99.8	99.9	99.9	98.5	99.8	99.9
Perú	91.6	92.4	92.8	80.8	89.6	94.5
Uruguay	99.98	99.99	99.99	97.8	99.3	99.8
6≤#datos<10						
Guyana	92.9	95.4	97.1	53.6	49.6	45.3

Todas han sido estimaciones GAM (ilr), a excepción de Bolivia - Urbano que fue con OLS (ilr)*.

Ecuador, Guyana, Paraguay, Perú, y Uruguay, tendrán un leve crecimiento en el acceso al agua entubada urbana; mientras que Colombia presenta leve descenso. Estimaciones GAM(ilr) de Bolivia poco creíbles, por el cual se opta por OLS(ilr) que se ajusta mejor. En rural, Colombia, Ecuador, Paraguay, Perú y Uruguay tendrán un aumento de cobertura en agua entubada para el año 2030. Paraguay debido a que ha tenido un aumento acelerado en período ODM. Post-2015 será el país que tenga mayor acceso al agua entubada rural, siempre y cuando mantenga la tasa de progreso. Bolivia y Guyana, en período ODM, han priorizado el acceso al agua rural por otras fuentes mejoradas (JMP, 2017). Estimaciones Post-2015 indican que este aumento hará que el acceso a agua entubada disminuya como lo mostrado tabla 4.

Acceso a saneamiento entubado ha sido menor a comparación de agua en período ODM. Estimaciones Post-2015 indican que Guyana y Paraguay urbano son los que tendrán descenso; mientras que saneamiento mejorado por otras fuentes aumenta como se muestra en a.7) y a.8).

Tabla 5. Estimaciones de acceso al saneamiento con alcantarillado urbano y rural en América del Sur (%)

País	Urbano			Rural		
	2020	2025	2030	2020	2025	2030
10≤#datos						
Bolivia	78.3	82.3	85.6	5.8	7.2	8.8
Brasil	78.7	83.3	87.1	11.0	13.8	16.6
Colombia	93.1	93.6	93.9	11.3	9.5	7.7
Ecuador	80.8	81.6	82.3	34.6	43.8	53.3
Perú	90.2	92.8	94.6	20.4	26.2	32.0
Uruguay	65.8*	67.5*	69.2*	0.4	0.3	0.2
6≤#datos<10						
Chile	97.9	98.4	98.7	26.2	30.1	34.2
Guyana	7.3	6.6	5.9	0.12	0.07	0.03
Paraguay	12.9*	11.1*	9.42*	3.6	8.4	18.2

Estimaciones GAM (ilr), a excepción de Uruguay y Paraguay.

*Estimaciones de Paraguay y Uruguay no creíbles con GAM(ilr). OLS (ilr) más creíble.

En período ODM, rural ha tenido prioridad a acceso a saneamiento mediante “otras formas mejoradas” (JMP, 2017), por el cual el acceso a saneamiento entubado ha sido bajo. Estimaciones Post-2015 indican que Bolivia, Brasil, Ecuador, Perú, Chile y Paraguay tendrán tendencia al aumento de saneamiento rural entubado. Estimaciones de Colombia, Uruguay, y Guyana tienen tendencia a bajar; ya que en período ODM se ha priorizado el saneamiento mediante “otras formas mejoradas”.

Conclusiones

- Método composicional es adecuado para estimaciones y representa una mejora, debido a que estos no superan los límites extremos, siendo así aplicable para los países de América del Sur, cuyos datos de acceso al agua entubada y superficial presentan valores extremos. GAM (ilr) en general es un método adecuado para América del Sur, porque es más flexible en datos no lineales como se muestra en la Figura 5. Pero no siempre GAM (ilr) conduce a buenas predicciones, y para estos casos se propone el uso OLS (ilr), y un análisis más exhaustivo.
- Estimaciones de agua entubada urbana indica que para el año 2030, Colombia (94.7%), Ecuador (98.7%), Perú (92.8%), Paraguay (99.9%), Uruguay (99.99%) y Guyana (97.1%); tendrán accesos superiores al 92%. En el ámbito rural, estimaciones de Bolivia y Guyana muestran tendencia de descenso de agua entubada, debido a que en período ODM se priorizó acceso otras fuentes mejoradas (JMP 2017). Colombia (63.2%), Ecuador (88.7%), Paraguay (99.9%), Perú (94.5%), y Uruguay (99.8%) han tenido tendencia de crecimiento y superiores al 63%. Estimaciones realizadas serán actualizadas conforme los países reporten datos a base del JMP en período ODS.
- En futuros trabajos se abordarán los casos cuya cantidad de datos es muy reducida, menor a seis, así como los casos en que falta información de alguna de las partes de la composición.

TEMÁTICA: AIRE

[00025] ANÁLISIS ARIMA PARA CONCENTRACIONES DE PM₁₀: INFLUENCIA DE LA COBERTURA SUPERFICIAL URBANA

CARLOS ALFONSO ZAFRA MEJIA¹; JUAN ALARCÓN HINCAPIÉ²

Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas^{1,2}

czafra@udistrital.edu.co¹; jcalarconh@udistrital.edu.co²

Palabras Clave: ARIMA, Calidad del aire, Cobertura superficial, PM₁₀.

ABSTRACT

The increase of respiratory diseases in urban areas is related to the increase of atmospheric particulate matter. This paper shows a daily temporal analysis using ARIMA models of the influence of land surface coverage on PM₁₀ concentrations in Bogota city, Colombia. This study was developed from information (years 2007-2012) of six automatic monitoring stations. ARIMA models showed a greater PM₁₀ persistence (2 days) on urban areas with vegetated surface coverage. However, urban areas with vegetated surface coverage showed lower daily PM₁₀ concentrations (-42.7%) in relation to areas of impervious surface coverage.

1.-INTRODUCCIÓN

El monitoreo de la calidad del aire es relevante para las organizaciones encargadas de la salud pública y ambiental en áreas urbanas, debido a que las investigaciones reportan una relación directa entre las enfermedades respiratorias en niños y adultos mayores, y la contaminación atmosférica por material particulado (Wang et al., 2015). El aumento del material particulado de tamaño menor o igual a 10 µm (PM₁₀) está principalmente asociado con la concentración de actividades industriales e incremento del parque automotor en áreas urbanas (Soto et al., 2014). A partir de lo anterior, es relevante desde el punto de vista de la salud pública y ambiental estudiar la variación en el tiempo de las concentraciones de PM₁₀ y su posible relación con el tipo de cobertura superficial existente en áreas urbanas.

En los análisis de variación de las concentraciones de PM₁₀ es necesario incluir las condiciones climáticas del área de estudio. Al respecto, Seinfeld y Pandis (2016) reportaron que la distribución y SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

transporte del PM₁₀ dependieron significativamente del grado de estabilidad atmosférica (velocidad del viento y gradiente térmico). Adicionalmente, el tipo de cobertura superficial urbana también influye en la variación de las concentraciones de PM₁₀. Por ejemplo, Chen et al. (2015) reportaron que la presencia de árboles en la ciudad de Wuhan (China) permitió disminuir entre 7-15% la concentración de PM₁₀. Igualmente, el polvo mineral de suelos descubiertos (sin cobertura vegetal permanente) fue identificado como el responsable de la disminución de la calidad del aire en varias ciudades de Europa Central (p.ej., Zúrich) (Minguillon et al., 2012).

La experiencia en la modelización de la calidad del aire evidencia que los modelos meteorológicos multi-paramétricos más sofisticados tienden a subestimar o sobrestimar significativamente las concentraciones de contaminantes atmosféricos debido a la complejidad de los fenómenos involucrados (Zhang et al., 2013). De esta manera, desde el punto de vista operacional los pronósticos a corto y mediano plazo están fundamentados en técnicas de modelización estadística de series de tiempo (Reisen et al., 2014). Los modelos ARIMA para el análisis de series de tiempo han sido aplicados en varias investigaciones, las cuales reportan un ajuste razonable y gran utilidad para simular y pronosticar el comportamiento de los contaminantes atmosféricos. Adicionalmente, se reporta la utilidad de los modelos ARIMA para evaluar el grado de persistencia en el tiempo de los contaminantes atmosféricos. Es decir, facilitan de una manera auto-regresiva ("memoria" del fenómeno) la interpretación de la variabilidad de los datos en la serie de tiempo (Hsu, 2014).

2.-OBJETIVOS

El objetivo principal de este artículo es presentar un análisis temporal diario mediante modelos ARIMA de la influencia de la cobertura superficial sobre las concentraciones de PM₁₀ en la ciudad de

Bogotá, Colombia. La investigación se desarrolla en seis estaciones automáticas de monitoreo ubicadas sobre cuatro localidades de la ciudad. Las estaciones seleccionadas cubren una distancia de 23,9 km, de los 33 km que posee la ciudad de norte a sur. La investigación permite visualizar la necesidad de desarrollar estrategias diferenciadas por parte de los organismos de control de la calidad del aire, según el tipo de cobertura superficial existente en áreas urbanas.

3.-MATERIALES Y MÉTODOS

3.1.-Lugares de investigación

La investigación se desarrolló en una ciudad latinoamericana de elevada altitud (Bogotá, Colombia), localizada sobre la cordillera de los Andes (04°36'35"N-74°04'54"W) a una altitud promedio de 2600 m.s.n.m. Las seis estaciones automáticas de monitoreo se ubicaron en las localidades de Kennedy (E1 y E2), Puente Aranda (E3), Suba (E4 y E5), y Barrios Unidos (E6). El clima tropical de montaña (clima frío) de los lugares de investigación se caracterizó por presentar durante el período de muestreo una temperatura promedio diaria entre 13,3 y 14,3 °C, con variaciones horarias entre 7,2 y 19 °C. La Tabla 1 presenta las principales características de las zonas de localización de cada estación de monitoreo. Todas las estaciones de monitoreo contaron con instrumentos de medición para PM₁₀, temperatura, y dirección y velocidad del viento. Adicionalmente, las estaciones E1, E5 y E6 fueron proveídas con instrumentos para la medición de radiación solar. Las áreas de influencia de las estaciones seleccionadas no experimentaron cambios significativos en la cobertura superficial durante el periodo de investigación, el cual estuvo comprendido entre los años 2007-2012.

3.2.-Monitoreo de PM₁₀

El periodo de muestreo tuvo una duración de seis años (01/01/2007-31/12/2012). El sistema de muestreo para PM₁₀ estuvo constituido por equipos de monitoreo continuo de partículas mediante atenuación de rayos beta (Met One Instruments, BAM 1020). El protocolo de muestreo para PM₁₀ se basó en lo establecido por la U.S.EPA: EPA/625/R-96/010a-IO-1.2 (U.S.EPA, 1999).

3.3.-Análisis de la estabilidad atmosférica

La condición de estabilidad atmosférica (EA) fue determinada a través de las metodologías de Pasquill (1961) y Gifford (1976), con registros horarios de velocidad del viento y radiación solar. Se analizó a nivel horario la condición de EA predominante según su frecuencia ocurrencia en toda el área urbana de localización de las estaciones de monitoreo. Las estaciones utilizadas para este cálculo fueron E1, E5 y E6 debido a que contaron con instrumentos de medición para radiación solar. En el presente estudio se adaptó la

siguiente escala cuantitativa para identificar cada condición de EA: 1-estable, 2-ligeramente estable, 3-neutra, 3,5-neutra a ligeramente inestable, 4-ligeramente inestable, 4,5-ligeramente inestable a inestable, 5-inestable, 5,5-inestable a muy inestable, y 6-muy inestable.

3.4.-Análisis de la cobertura urbana

Para determinar el tipo de cobertura urbana alrededor de cada estación en estudio se trazó sobre imágenes satelitales un recuadro inicial de 80000 m², con diagonales de 400 m y centro sobre cada una de las estaciones de monitoreo. Adicionalmente, para evaluar la variación espacial en el tipo de cobertura se consideraron recuadros de diferentes longitudes en sus diagonales para cada estación de monitoreo: 100 m (5000 m²), 200 m (20000 m²), 400 m (80000 m²), 800 m (320000 m²), 1600 m (1280000 m²) y 3200 m (10240000 m²). Se consideraron cuatro tipos de cobertura urbana: vegetada (árboles y pastizales), no vegetada (suelos descubiertos), impermeable (tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales) y cuerpos de agua (ríos, lagos y humedales). La identificación y cuantificación de las coberturas se realizó mediante el programa informático Google Earth Pro V. 7.1.5.1557. Los lugares de investigación no estuvieron sometidos a cambios en su cobertura durante el período de monitoreo de PM₁₀ seleccionado.

3.5.-Análisis de series de tiempo

Los registros horarios de PM₁₀ fueron agregados diariamente (media móvil para 24 horas) para el análisis de series de tiempo mediante modelos ARIMA. Se aplicaron las cuatro etapas del proceso iterativo de Box-Jenkins (1978) para el desarrollo de los modelos, las cuales fueron desarrolladas mediante el programa informático IBM-SPSS (Statistical Package for the Social Sciences, V. 21.0.0). No se consideraron datos atípicos para los modelos ARIMA desarrollados.

La verificación de supuestos de los modelos desarrollados fue evaluada mediante el estadístico de Q-(Ljung-Box). Un *p*-valor superior a 0,05 significa que el modelo está correctamente estructurado para describir la información de correlación en las series de tiempo (Ljung y Box, 1978). Otro índice utilizado para identificar el mejor modelo ARIMA fue el criterio de información Bayesiano, BIC (Schwarz, 1978). El modelo óptimo fue aquel que presentó un menor BIC. La bondad del ajuste de cada modelo ARIMA desarrollado fue evaluada mediante el coeficiente de determinación (R²). Finalmente, la estructura temporal de los modelos fue analizada con respecto a la variación espacial de la cobertura superficial según las distancias de influencia establecidas para cada estación de monitoreo (entre 50 m y 1600 m).

Tabla 1. Características de las zonas de localización de las estaciones de monitoreo.

Característica	E1 (Kennedy)	E2 (Carvajal)	E3 (Puente Aranda)	E4 (Corpas)	E5 (Guaymaral)	E6 (Barrios Unidos)
Coordenadas	4°37'30,18"N 74°9'40,80"W	4°35'44,22"N 74°8'54,90"W	4°37'54,36"N 74°7'2,94"W	4°45'40,49"N 74°5'36,46"W	4°47'1,52"N 74°2'39,06"W	4°39'30,48"N 74°5'2,28"W
PM ₁₀ promedio diario (µg/m ³) ^a	85,9	81,7	65,7	58,7	34,9	40,0
Velocidad promedio diaria del viento ^a	2,2	2,0	2,5	1,2	1,0	1,35

Temperatura promedio diaria (°C) ^a	14,3	14,3	14,1	13,3	14,2	14,3
Tipo de zona	Urbana	Urbana	Urbana	Suburbana	Suburbana	Urbana
Uso del suelo ^b	R-C	I-R	I-C	R-IN	IN	R-IN
Impermeable/Vegetada/No vegetada/Cuerpos de agua (%)	68,9/30,7/0,4/0,0	88,2/10,1/0,0/1,7	86,0/4,6/9,5/0,0	35,6/59,7/4,7/0,0	22,6/74,6/1,1/1,7	9,7/86,2/4,1/0,0

Nota. ^a Durante el periodo de investigación; ^b R-residencial, I-industrial, C-comercial, IN-institucional.

4.RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1.-Estabilidad atmosférica

La Figura 1 presenta la condición promedio horaria de EA durante el período de investigación a partir de la escala cuantitativa adoptada en el presente estudio. Se observó que la condición de EA dominante entre las 6 y 18 horas fue ligeramente inestable (EA = 4; frecuencia para 24 h, f-24 h = 19,5%), inestable (EA = 5; f-24 h = 24,5%) e inestable (EA = 5; f-24 h = 22,7%) para las estaciones E1, E5 y E6, respectivamente; la condición de EA dominante entre las 18 y 6 horas fue estable (EA = 1): 35,0% (f-24 h), 49,2% (f-24 h) y 50,0% (f-24 h), respectivamente.

A partir de lo anterior, los resultados mostraron que la condición dominante de EA durante el día (6-18 horas) estuvo entre ligeramente inestable e inestable (EA entre 4 y 5,5; f-24 h: 46,1%) en toda el área de investigación. Durante la noche (18-6 horas) la condición de EA predominante fue estable (EA = 1; f-24 h: 45,1%). Una prueba ANOVA entre las estaciones E1, E5 y E6 mostró que no existieron variaciones horarias significativas en la condición de EA ($p > 0,05$). Lo anterior evidenció un comportamiento similar en la condición horaria de EA para todas las estaciones seleccionadas, y sugirió para el presente estudio, que las diferencias en los términos de los modelos desarrollados (AR, I, MA) probablemente no estuvieron influenciadas por la condición de EA.

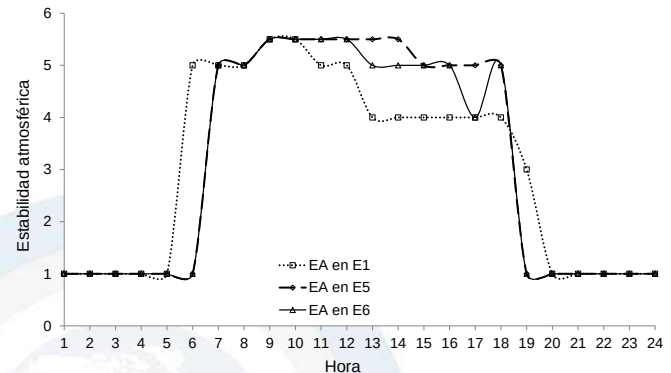


Figura 1. Condición promedio horaria de EA en las áreas de investigación. EA: 1-estable, 2-ligeramente estable, 3-neutra, 3,5-neutra a ligeramente inestable, 4-ligeramente inestable, 4,5-ligeramente inestable a inestable, 5-inestable, 5,5-inestable a muy inestable, y 6-muy inestable.

4.2.-Cobertura urbana

Existieron tres estaciones con predominio de cobertura impermeable: E1, E2 y E3. Este tipo de cobertura representó entre 54,5-85,8%, 80,9-93,3% y 86,0-92,0% del área, respectivamente; a partir de las distancias de influencia establecidas para cada estación de monitoreo (entre 50-1600 m). El orden de precedencia para este tipo de cobertura urbana en las estaciones de monitoreo fue el siguiente: E3 > E2 > E1 (Tabla 2). Por otro lado, existieron tres estaciones con predominio de cobertura vegetada: E4, E5 y E6; este tipo de cobertura representó entre 6,4-71,8%, 40,1-78,4%, y 39,3-97,0% del área, respectivamente. El orden de precedencia para este tipo de cobertura en las estaciones de monitoreo fue el siguiente: E6 > E5 > E4.

Tabla 2. Variación espacial del tipo de cobertura urbana con respecto a las estaciones de monitoreo.

Estación ^a	Tipo de cobertura (%) ^b	Distancia de influencia (m)						Estación ^a	Tipo de cobertura (%) ^b	Distancia de influencia (m)					
		50	100	200	400	800	1600			50	100	200	400	800	1600
E1	V	41,4	45,5	30,7	18,8	12,8	10,9	E4	V	6,36	32,3	59,7	71,8	69,5	55,1
	NV	0,00	0,00	0,39	11,0	5,02	2,90		NV	2,69	4,9	4,66	5,69	3,75	3,2
	I	58,6	54,5	68,9	68,4	80,8	85,8		I	91,0	62,8	35,6	22,1	26,6	40,4
	CA	0,00	0,00	0,00	1,83	1,34	0,34		CA	0,00	0,00	0,00	0,45	0,22	1,3
E2	V	6,71	7,01	10,1	9,66	15,4	16,0	E5	V	40,1	55,8	74,6	76,4	76,2	78,4
	NV	0,00	0,00	0,00	1,01	2,48	2,1		NV	0,00	0,00	1,08	1,29	3,36	2,83
	I	93,3	93,0	88,2	87,7	80,9	80,9		I	59,9	41,9	22,6	21,9	18,8	17,9
	CA	0,00	0,00	1,73	1,6	1,25	1,03		CA	0,00	2,35	1,73	0,44	1,72	0,94
E3	V	11,6	8,81	4,56	3,85	5,24	10,2	E6	V (%)	88,0	97,0	86,2	74,4	57,8	39,3
	NV	0,00	0,00	9,45	8,46	2,74	2,76		T (%)	0,00	0,00	4,05	4,47	1,6	0,42
	I	88,4	91,2	86,0	87,7	92,0	86,5		I (%)	12,0	2,99	9,73	20,7	35,9	56,5
	CA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,53		CA (%)	0,00	0,00	0,00	0,45	4,62	3,70

Nota. ^a E1, E2 y E3: predominio de cobertura impermeable; E4, E5 y E6: predominio de cobertura vegetada. ^b V = Vegetada (árboles y pastizales); NV = no vegetada (suelos descubiertos); I = impermeable (tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales); CA = cuerpos de agua (ríos, lagos y humedales).

4.3.-Concentraciones de PM₁₀

En promedio, se observó en todas las estaciones de monitoreo un incremento en la concentración horaria de PM₁₀ a partir de las 5 a.m., disminuyendo entre las 11 a.m. y 12 p.m. Los picos en las concentraciones de PM₁₀ se registraron entre las 8 y 9 a.m. Los resultados mostraron una tendencia similar en las concentraciones horarias de PM₁₀ para todas las estaciones durante el periodo de estudio (Figura 2). Un análisis de correlación lineal entre todas las estaciones de monitoreo mostró relaciones positivas entre medias y muy fuertes (r -Pearson entre 0,62 y 0,98). De esta manera, los resultados sugirieron un comportamiento uniforme en los ciclos horarios de las fuentes de emisión fijas y móviles de PM₁₀ en toda el área de investigación. Se consideró esta misma tendencia para las series de tiempo diarias de PM₁₀ generadas en este estudio, debido a que las concentraciones horarias de PM₁₀ fueron agregadas diariamente para el análisis ARIMA (media móvil para 24 h).

A partir de lo anterior, los hallazgos también sugirieron que la tendencia horaria de las concentraciones de PM₁₀ estuvo principalmente influenciada por los ciclos uniformes de emisión de las fuentes fijas y móviles de las áreas de estudio, antes que por la condición horaria de EA existente. Lo anterior estuvo sustentado en el hecho de que la condición horaria de EA durante el periodo de investigación no experimentó variaciones significativas entre las estaciones de monitoreo bajo estudio (ANOVA, $p > 0,05$). De esta manera, se consideró en la presente investigación un escenario donde probablemente la condición de EA no tuvo influencia directa sobre la estructura temporal de los modelos ARIMA desarrollados en cada estación de monitoreo.

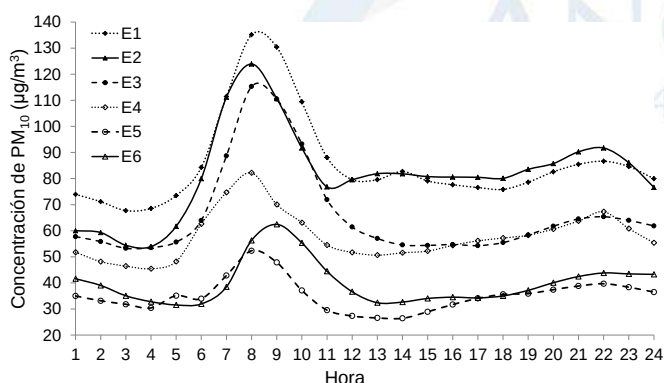


Figura 2. Concentración promedio horaria de PM₁₀ durante el periodo de estudio. E1, E2 y E3: predominio de cobertura impermeable. E4, E5 y E6: predominio de cobertura vegetada.

4.4.-Análisis de series de tiempo para PM₁₀

El análisis de series de tiempo para concentraciones de PM₁₀ fue desarrollado bajo una escala temporal diaria (media móvil

de 24 h). A nivel horario no fue posible desarrollar modelos ARIMA que cumplieran con un p -valor superior a 0,05 en el estadístico de Ljung-Box. Estos modelos no estuvieron correctamente estructurados según lo establecido por Ljung y Box (1978). En el presente estudio, los resultados evidenciaron la dificultad de los modelos ARIMA para interpretar y, por lo tanto, pronosticar la estructura temporal de las concentraciones de PM₁₀ a nivel horario.

La Tabla 3 presenta los términos, tipo de transformación, R^2 , error absoluto porcentual promedio y p -valor del estadístico de Q-(Ljung-Box) para los modelos ARIMA desarrollados a nivel diario. También presenta la distribución de la cobertura urbana según las distancias de influencia seleccionadas para cada estación de monitoreo. Al respecto, un análisis de correlación lineal entre las estaciones donde predominó la cobertura impermeable (E1, E2 y E3) mostró, en promedio, que la estación de monitoreo con las mejores correlaciones para la cobertura urbana fue E1 (r -Pearson promedio = 0,91). El análisis de correlación también permitió observar que las distancias de influencia a cada estación con las mejores y peores correlaciones para la cobertura urbana fueron 1600 m (r -Pearson promedio = 0,97) y 100 m (r = 0,88), respectivamente. Los resultados sugirieron que un incremento en la distancia con respecto a las estaciones de monitoreo donde predominó la cobertura impermeable generó una distribución más similar entre estaciones en este tipo de cobertura urbana (ver Tabla 2).

A partir de lo anterior, se seleccionó a E1 como la estación de referencia para comparar los modelos ARIMA desarrollados; y 100 m, como la distancia de influencia para analizar las posibles diferencias entre los modelos ARIMA de áreas con predominio de cobertura impermeable. Al respecto, los resultados mostraron diferencias entre estaciones en relación a la distribución de la cobertura impermeable (E1 = 54,5%; E2 = 93,0%; y E3 = 91,2%). El término auto-regresivo (AR) de los modelos ARIMA desarrollados permitió sugerir una diferencia probablemente asociada con este tipo de cobertura urbana. Al disminuir la cobertura impermeable alrededor de una estación de monitoreo se sugirió un incremento en el término AR del modelo ARIMA (Tabla 3). Es decir, entre menor sea el área impermeable alrededor de una estación de monitoreo, mayor será la influencia de las concentraciones de PM₁₀ de días anteriores; en este caso particular de dos días inmediatamente anteriores (E1, AR = 2). En el presente estudio, los resultados sugirieron una mayor persistencia en el tiempo del PM₁₀ en áreas urbanas donde disminuyó la cobertura impermeable y aumentó la cobertura vegetada (árboles y pastizales).

Tabla 3. Modelos ARIMA desarrollados a partir de la variación de la cobertura urbana.

Estación	Modelo ARIMA ^a							Cobertura superficial (%) ^b							
	AR	I	MA	Transformación	R ²	Error absoluto promedio (%)	P-valor, Q(Ljung-Box)	V	T	I	CA	V	T	I	CA
Distancia = 100 m															
E1	2	1	2	Log natural	0,993	1,08	0,425	45,5	0	54,5	0	10,9	2,9	85,9	0,3
E2	1	1	0	Log natural	0,969	1,50	0,404	7,0	0	93,0	0	16,0	2,1	80,9	1,0
E3	1	1	1	Log natural	0,971	1,84	1,000	8,8	0	91,2	0	18,2	2,8	86,5	0,5
Distancia = 50 m															
E4	1	1	3	Log natural	0,999	0,77	0,069	6,4	2,7	90,9	0	69,5	3,8	26,5	0,2
E5	1	1	2	Log natural	0,992	1,32	0,076	40,1	0	59,9	0	76,1	3,4	18,8	1,7
E6	2	1	3	Log natural	0,993	1,70	0,176	88,0	0	12,0	0	57,9	1,6	35,9	4,6
Distancia = 800 m															

Nota. ^a Todos los modelos fueron desarrollados sin constante. ^b V = Vegetada (árboles y pastizales); T = No vegetada (suelo descubierto); I = Impermeable (techos, pavimento y senderos peatonales); CA = Cuerpos de agua (ríos, lagos y humedales).

Un análisis de correlación lineal entre las estaciones donde predominó la cobertura vegetada (E4, E5 y E6) mostró, en promedio, que la estación de monitoreo con las mejores correlaciones para la cobertura urbana fue E4 (r -Pearson promedio = 0,73). El análisis de correlación lineal también permitió observar que las distancias de influencia a cada estación con las mejores y peores correlaciones para la cobertura urbana fueron 800 m (r -Pearson promedio = 0,87) y 50 m (r = 0,64), respectivamente. De esta manera, se seleccionó a E4 como la estación de referencia para comparar los modelos ARIMA desarrollados; y 50 m, como la distancia de influencia para analizar las posibles diferencias entre los modelos ARIMA de áreas con predominio de cobertura vegetada.

A partir de lo anterior, los resultados mostraron diferencias entre estaciones para la distribución de la cobertura vegetada (E4 = 6,4%; E5 = 40,1%; E6 = 88,0%). El término auto-regresivo (AR) de los modelos ARIMA desarrollados nuevamente permitió sugerir una diferencia probablemente asociada con la cobertura vegetada. Un incremento en la cobertura vegetada alrededor de una estación de monitoreo probablemente generó un incremento en el término AR del modelo ARIMA (Tabla 3). Es decir, entre mayor sea el área vegetada, mayor será la influencia de las concentraciones de PM₁₀ de los días anteriores; en este caso particular de dos días inmediatamente anteriores (E6, AR = 2). De nuevo los resultados sugirieron una mayor persistencia en el tiempo del PM₁₀ en áreas urbanas donde aumentó la cobertura vegetada y disminuyó la cobertura impermeable (tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales).

Las estaciones con predominio de cobertura vegetada registraron menores concentraciones de

PM₁₀ (42.7%) con respecto de las zonas con predominio de cobertura impermeable (Figura 2). Esta tendencia en las concentraciones de PM₁₀ probablemente influyó en su persistencia sobre áreas con predominio de cobertura vegetada, evidenciada en un incremento del término auto-regresivo (AR) de los modelos ARIMA desarrollados. De esta manera, los resultados sugirieron una mayor persistencia del PM₁₀ en zonas donde se registraron menores concentraciones de este contaminante atmosférico.

Por otro lado, el término de promedios móviles (MA) de los modelos ARIMA desarrollados permitió sugerir una diferencia probablemente asociada con la cobertura vegetada. Los resultados mostraron que en estaciones con predominio de cobertura vegetada (E4, E5 y E6) se tendieron a registrar mayores magnitudes en el término MA (Tabla 3). Es decir, entre mayor sea la cobertura vegetada, mayor será la influencia de las variaciones en la concentración de PM₁₀ de días anteriores; en este estudio la influencia fue de dos a tres días inmediatamente anteriores (MA entre 2 y 3). Por lo tanto, los resultados sugirieron que en áreas con predominio de cobertura vegetada existió una mayor variabilidad de las concentraciones diarias de PM₁₀.

5.-CONCLUSIONES

La condición de EA tiende a registrar un comportamiento horario similar en superficie durante todo el período de estudio: (i) EA diurna entre ligeramente inestable e inestable, con una frecuencia horaria promedio en 24 h de 46,1%; y (ii) EA nocturna estable, con una frecuencia horaria promedio en 24 h de 45,1%. Adicionalmente, en la superficie urbana no se evidencian variaciones espaciales significativas de la condición de EA diurna y nocturna durante el periodo de estudio. Las concentraciones horarias y diarias de PM_{10} están principalmente influenciadas por los ciclos de emisión de las fuentes fijas y móviles en las áreas de estudio antes que por la condición de EA existente.

Los análisis de las series de tiempo evidencian una mayor persistencia en el tiempo del PM_{10} cuando aumenta la cobertura vegetada (árboles y pastizales). En este caso particular la persistencia del PM_{10} en suelos urbanos con predominio de cobertura vegetada es de dos días. Lo anterior se evidencia en un incremento del término auto-regresivo (AR) de los modelos ARIMA desarrollados. Sin embargo, las áreas urbanas con cobertura vegetada registran menores concentraciones diarias de PM_{10} (-42.7%) en comparación con áreas de cobertura impermeable. Adicionalmente, el término de promedios móviles (MA) tiende a aumentar en áreas urbanas con predominio de cobertura vegetada. Los resultados sugieren que en estas áreas también existe una mayor variabilidad de las concentraciones de PM_{10} .

6.-REFERENCIAS

- Wang P., Liu Y., Qin Z. y Zhang G. (2015). A novel hybrid forecasting model for PM_{10} and SO_2 daily concentrations. *Sci. Total Environ.*, 505, 1202-1212.
- Soto D.F.P., Mejía C.A.Z. y Miranda J.P.R. (2014). Evaluation of the air quality by using a mobile laboratory: Puente Aranda (Bogotá D.C., Colombia). *Rev. Fac. Ing.*, 71, 153-166.
- Seinfeld J. y Pandis S. (2016). *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, third ed. John Wiley & Sons, New Jersey.
- Chen X., Pei T., Zhou Z., Teng M., He L., Luo M. y Liu X. (2015). Efficiency differences of roadside greenbelts with three configurations in removing coarse particles (PM_{10}): A street scale investigation in Wuhan, China. *Urban For. Urban Gree.*, 14, 354-360.
- Minguillon M.C., Querol X., Baltensperger U. y Prevot A.S.H. (2012). Fine and coarse PM composition and sources in rural and urban sites in Switzerland: local or regional pollution? *Sci. Total Environ.*, 427, 191-202.
- Zhang H., Liu Y., Shi R. y Yao Q. (2013). Evaluation of PM_{10} forecasting based on the artificial neural network model and intake fraction in an urban area: A case study in Taiyuan City, China. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 63, 755-763.
- Reisen V.A., Sarnaglia A.J.Q., Reis N.C., Lévy-Leduc C. y Santos J.M. (2014). Modeling and forecasting daily average PM_{10} concentrations by a seasonal long-memory model with volatility. *Environ. Model. Softw.*, 51, 286-295.
- Hsu H., Adamkiewicz G., Houseman E.A., Spengler J.D. y Levy J.I. (2014). Using mobile monitoring to characterize roadway and aircraft contributions to ultrafine particle concentrations near a mid-sized airport. *Atmos. Environ.*, 89, 688-695.
- U.S.EPA, Environmental Protection Agency. (1999). *Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air*, U.S.EPA/625/R-96/010a, Washington D.C., 723 pages.
- Pasquill F. (1961). The estimation of the dispersion of windborne material, *Meteorol. Mag.*, vol. 90, 33-49.
- Gifford, F.A., Turbulent Diffusion Typing Schemes: A Review. *Nucl. Safety*, 17, 68-86, 1976.
- Box G.E.P. y Jenkins G.M. (1970). *Time Series Analysis, Forecasting and Control*, first ed. Holden-Day, San Francisco.
- Ljung G.M. y Box G.E.P. (1978). On a Measure of a Lack of Fit in Time Series Models, *Biometrika*, 65, 297-303.
- Schwarz G. (1978). Estimating the dimension of a model. *Ann. Stat.*, 6, 461-464.

[00070] ^{14}C EN CARBONO ORGÁNICO Y TOTAL EN AEROSOLES ATMOSFÉRICOS EN LA CIUDAD DE MÉXICO

VIOLETA GÓMEZ CHÁVEZ¹; CORINA SOLÍS ROSALES²; MARIA ELBA
ORTIZ ROMERO VARGAS³

Universidad Nacional Autónoma de México^{1,2}; Universidad Autónoma Metropolitana³

mavio56@gmail.com¹; corina@fisica.unam.mx²; mariaelbaortiz@gmail.com³

Abstract

Air pollution in the Mexico City continues to be one of the main issues in the last decades. More than 20 million of inhabitants of the City are exposed to one of the worst air pollutions in the world. Carbonaceous atmospheric aerosols endanger human health and potentiate the climate change. Understanding the origin of the aerosols components is of vital importance for the control of air pollution in this megacity.

In this work, aerosol samples collected in the National Autonomous University of Mexico (also known as the University City (CU)) located at South Mexico City, have been analyzed by radiocarbon (^{14}C) with accelerator mass spectrometry (AMS) to determinate the contemporary and fossil sources apportionment of carbonaceous aerosols in $\text{PM}_{2.5}$. The atmospheric

aerosols ($\text{PM}_{2.5}$) were collected at CU at dry-cold season of 2015-2016 and 2017.

Results on ^{14}C of TC and OC showed percentage of modern carbon (pMC) values of $51 \pm 8\%$ and $58 \pm 6\%$, respectively, with a tendency to increase over time. Two pMC maximum values were measured in Christmas and New Year's days, being 78% and 72% for TC, 79% and 72% for OC (average values between campaigns). The results of this study contribute to knowledge of the genesis of the carbonaceous material in aerosols and contribution of the contemporary and fossil sources to the complex mixture of the air of Mexico City.

Key words: ^{14}C , atmospheric aerosols, contemporary and fossil contribution.

Introducción

La contaminación atmosférica en la actualidad es un tema de gran relevancia a nivel mundial. Las emisiones biogénicas y principalmente las antropogénicas, afectan de manera preocupante a los ciclos biogeoquímicos, la salud de todos los seres vivos y por tanto los ecosistemas y el clima. Las emisiones de aerosoles gas-partícula a la atmósfera es motivo de estudio, porque sus fuentes y los patrones de distribución son complejas y no se conocen del todo (Szidat, 2009). Los aerosoles carbonosos tienen efectos negativos sobre la salud humana y son causa del incremento en la frecuencia de enfermedades respiratorias y cardiovasculares en la población (Knaapen et al., 2004). También tienen efectos negativos medibles sobre el ambiente, por ejemplo, el cambio climático (Aiken et al., 2010). Además de disminuir la visibilidad, afectan el balance radiativo a través de la dispersión y absorción de luz solar, e indirectamente, por el cambio en los patrones de condensación, que altera la formación de las nubes en la atmósfera. Los aerosoles carbonosos están formados por partículas de carbono orgánico (OC) y de carbono elemental (CE) principalmente. Entre los componentes del OC encontramos hidrocarburos policíclicos aromáticos, muy tóxicos y poco reactivos. Las partículas

de OC son de interés debido a su toxicidad y a que pueden dar lugar a la formación de compuestos aún más tóxicos. Las principales fuentes de CE y OC son la quema de biomasa y de combustibles fósiles, la resuspensión de suelos y emisiones biogénicas (Szidat, 2009; Zhang et al., 2012).

El carbono catorce (^{14}C) o radiocarbono es un isótopo cosmogénico homogéneamente distribuido en la atmósfera; aunque se encuentra en muy pequeñas cantidades, su origen y propiedades radiactivas lo convierten en un trazador ideal en la determinación del aporte de las fuentes de aerosoles carbonosos, ya que permite distinguir el carbono fósil del carbono contemporáneo (Szidat et al., 2004; Marley et al., 2009).

La Ciudad de México, se ubica en una cuenca con una superficie de 3540 Km^2 , la más grande de Norte América. El estudio de la contaminación atmosférica en la Ciudad de México es uno de los temas prioritarios, no solamente por ser el núcleo urbano más grande de México, con una gran dinámica poblacional, desarrollo industrial, relieve y clima característicos, que la convierten en un foco importante de contaminación y afectación a la salud. La Ciudad de México es considerada una de las ciudades más densamente

pobladas a nivel mundial, con contaminación atmosférica elevada, que representa un riesgo para la salud de sus más de 22 millones de habitantes (Aldape y Flores, 2005; Chow, *et al.*, 2002). El análisis de ^{14}C en aerosoles en la ciudad, ayudará a implementar acciones apropiadas para el control de la fracción antropogénica (Gasca *et al.* 2004; Martínez-Carrillo *et al.*, 2010; Ortiz *et al.* 2011; Seinfeld y Pandis, 2012). El Instituto de Física (IF) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) cuenta con un Espectrómetro de Masas con Aceleradores (EMA) de 1 MV, el cual es empleado para datación de objetos arqueológicos y otros estudios de radioisótopos aplicados a la física nuclear, ciencias de la tierra y ciencias biológicas. El espectrómetro se encuentra en el Laboratorio Nacional de Espectrometría de Masas con Aceleradores (LEMA).

En este estudio de aerosoles atmosféricos se ha incorporado el análisis de ^{14}C por EMA, aprovechando la infraestructura del IF, para determinar las proporciones de carbono proveniente de quema de combustibles fósiles (carbono fósil) y de quema de biomasa y emisiones biogénicas (carbono contemporáneo). En una primera aproximación, se analizó el material carbonoso presente en aerosoles atmosféricos, donde se realizó una primera campaña de muestreo de aerosoles (durante noviembre y diciembre de 2012) de la fracción PM_{10} con el fin de corroborar las relaciones entre las especies carbonosas (CT, CE y OC), el contenido de ^{14}C en el CT y su relación con otras especies químicas (Gómez *et al.* 2016; Solís *et al.*, 2015b). Sin embargo, la fracción PM_{10} de los aerosoles está formada por partículas sólidas mayoritariamente de origen geológico y carece de partículas formadas por condensación de vapores calientes, así como de vapores de baja volatilidad y especies químicas principalmente orgánicas. Las partículas de este origen condensan en tamaños de hasta 2 μm (Seinfeld y Pandis, 2006). Es por eso que, como continuación del estudio, se realizaron tres campañas más de muestreo de aerosoles, estas en la fracción $\text{PM}_{2.5}$ (febrero-abril y noviembre-diciembre de 2015, enero-marzo y diciembre de 2016 y enero de 2017). Es en la fracción $\text{PM}_{2.5}$ en la que la separación del material carbonoso en OC de CT, y la determinación del contenido de ^{14}C en cada una de ellas, aportará mayor información sobre la génesis del material carbonoso en los aerosoles.

Metodología

Se realizaron tres campañas en tres años consecutivos (2015-2017) en Ciudad Universitaria (CU) al sur de la Ciudad de México. Cada campaña se conformó de dos temporadas: 2015-Temporada 1 (febrero 18-abril 26), 2015-Temporada 2 (noviembre 25-diciembre 31), 2016-Temporada 1 (enero 01-marzo 18), 2016-Temporada 2 (noviembre 25-diciembre 31) y 2017-Temporada 1

(enero 01-enero 15). Los aerosoles atmosféricos fueron recolectados en filtros de cuarzo (Pallflex 2500 de 20 x 25cm, QAT-UP; Pall Sciences, Ann Arbor, MI, USA) usando un muestreador de alto volumen de $\text{PM}_{2.5}$ de $1.9 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ (Graseby Andersen SA-2000H). El período de muestreo para cada muestra fue de 48 horas.

A cada muestra se le determinó el contenido de carbono total (TC) y carbono orgánico (OC), y se obtuvo el ^{14}C de cada fracción. Para determinar el contenido de TC y OC se quemó la muestra a 950°C y 530°C , respectivamente, con el analizador elemental (AE) tipo Vario MICRO CUBE (Elementar Analysensysteme GmbH) del LEMA.

Para el análisis de ^{14}C , el carbono de cada muestra se extrae y se convierte a grafito el cual es prensado en un cátodo de aluminio para ser analizado en el sistema de EMA. En el LEMA el proceso de grafitización se lleva a cabo en un equipo de grafitización automatizado III (AGE III, por sus siglas en inglés). En el AGE III cada muestra es quemada en presencia de oxígeno en el AE. El CO_2 generado es llevado con helio como gas acarreador a una trampa de zeolita a 30°C y posteriormente es transferido a uno de los reactores del AGE III. Para la grafitización se colocaron 5 miligramos de hierro (hierro Alfa Aesar 325) en la base de los tubos de reacción. El hierro primeramente se calentó por aire (150 s, 500°C), y luego se redujo en tres pasos por hidrógeno (800 mbar) a la misma temperatura. Ya que estuvieron cargados los tubos de reacción con el CO_2 generado por la combustión de la muestra, se inició la grafitización. Los tubos con el grafito se retiraron, y el grafito se prensó en un cátodo de aluminio y posteriormente se analizó directamente por EMA (Solís *et al.*, 2015a). Los resultados de la medición de ^{14}C , se reportan como porcentaje de carbono moderno (pMC, por sus siglas en inglés), que representa la relación $^{14}\text{C}/^{12}\text{C} = \text{F}^{14}\text{C}$ (fracción de carbono catorce) de la muestra relacionada con la proporción isotópica en el año 1950 multiplicada por cien (Levin *et al.*, 1980).

Resultados y discusión

Se analizó el ^{14}C de TC y ^{14}C de OC de las muestras colectadas en las campañas 2015, 2016 y 2017-T1 después de haber determinado el contenido de TC y OC de cada muestra. En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestran los resultados del porcentaje de carbono moderno (pMC) de TC de la Temporada 1 de cada campaña (2015-T1, 2016-T1 y 2017-T1).

Figura 2. Variación temporal de pMC (TC) en la Temporada 2 de cada campaña.

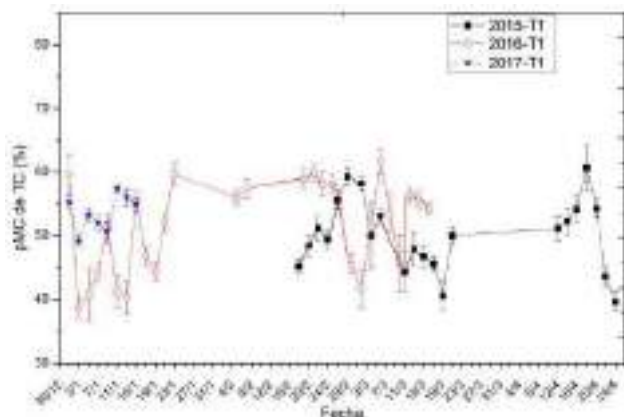
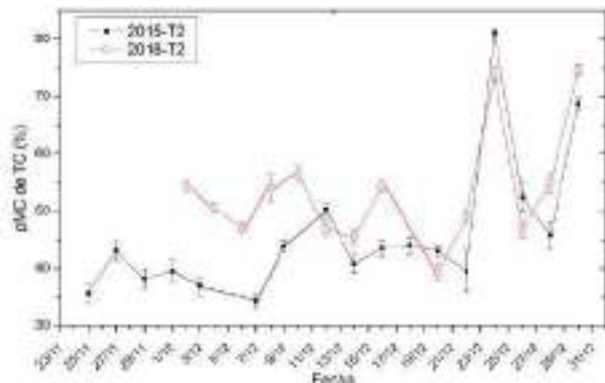


Figura 1. Variación temporal de pMC (TC) en la Temporada 1 de cada campaña.

Se puede observar que no hay una tendencia marcada a lo largo del tiempo de la Temporada 1 (enero-abril) de cada campaña. Pero si se observa que el pMC es mayor en 2017 que en 2016 y 2015, ya que los valores promedios son $50.1 \pm 5.7\%$ para 2015-T1, $51.9 \pm 7.2\%$ para 2016-T1 y $53.6 \pm 2.8\%$ para 2017. Esto puede deberse a un aumento en las emisiones biogénicas y de quema de biomasa o disminución de las emisiones por quema de combustibles fósiles.

En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestra la variación temporal de pMC de TC de la Temporada 2 de cada campaña (2015-T2, 2016-T2). Se observa un incremento de pMC con el tiempo. Mostrando dos máximos, el primero correspondiente al 24 de diciembre y el segundo al 30 de diciembre. Debido a que el periodo de muestreo fue de 48 horas, el máximo del día 24 de diciembre, representa los días 24 (tarde-noche, 12 horas), 25 (día-tarde-noche, 24 horas) y 26 (día-tarde, 12 horas). Y el máximo del día 30 de diciembre, representa los días 30 (tarde-noche, 12 horas), 31 (día-tarde-noche, 24 horas) y 01 de enero de 2016 (día-tarde, 12 horas). Estos máximos pueden deberse a la poca actividad de la población debido a los días festivos de navidad y año nuevo, respectivamente. Por lo que las emisiones de origen fósil disminuyen y aumenta la proporción biogénica.



Los valores promedio de pMC de TC en la Temporada 2 son $45.9 \pm 12.1\%$ para 2015 y $53.3 \pm 2.8\%$ para 2016. Presentando máximos en los días 24 y 30 de diciembre de $81.2 \pm 0.7\%$ y $68.7 \pm 1.1\%$ para 2015 y $73.9 \pm 1.1\%$ y $74.7 \pm 1.0\%$ para 2016. Se puede decir que el pMC de TC es menor a principios de invierno (noviembre) y mayor a lo largo del invierno (febrero-marzo), probablemente por el uso de calentadores, fogatas y fuegos pirotécnicos en las fiestas decembrinas.

La Figura 3 muestra los valores de ^{14}C del OC, que se presenta como pMC de OC para las campañas 2015-T1 y 2016-T1. De nuevo no existe una tendencia a lo largo del tiempo, pero si a través de los años. Los valores promedios son $59.5 \pm 7.1\%$ para 2015-T1 y $60.0 \pm 7.5\%$ para 2016-T1. Se observa una ligera tendencia a aumentar con respecto al tiempo en las dos campañas, con valores más altos en 2016 que en 2015.

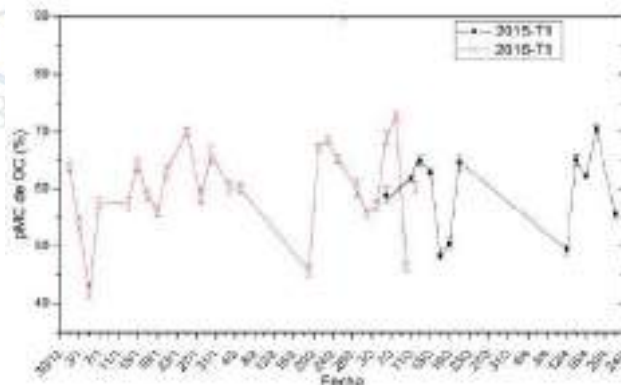


Figura 3. Variación temporal de pMC (OC) en la Temporada 1 de cada campaña.

En la **referencia**, se muestran los resultados de pMC de OC para la campaña 2015-T2. Se observa una tendencia a aumentar a través del tiempo, presentando dos máximos en los días 24 y 30 de diciembre de $79.3 \pm 0.9\%$ y $72.2 \pm 1.1\%$, respectivamente.

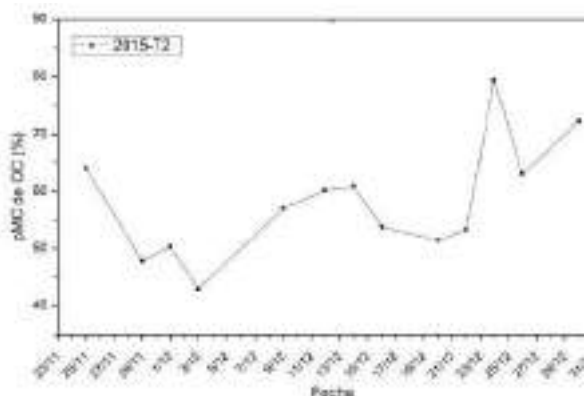


Figura 4. Variación temporal de pMC (OC) en la Temporada 2 de cada campaña.

Conclusión

El análisis de radiocarbono mediante la espectrometría de masas con aceleradores permite determinar el aporte de fuentes biogénicas (o contemporáneas) y fósiles, y deducir el origen de los aerosoles carbonosos. Por lo que hace, a ésta técnica, indispensable como herramienta para mejorar y complementar a las ya existentes, y ayuda a actualizar e implementar nuevas normas y políticas ambientales para reducir los efectos de los aerosoles carbonosos en el cambio climático.

El análisis de radiocarbono en aerosoles atmosféricos permite identificar y cuantificar el carbono procedente de la quema de biomasa o carbono contemporáneo, y el carbono procedente de la quema de combustibles fósiles o carbono fósil.

Las emisiones atmosféricas en CU tienen una contribución contemporánea de 51% y 49% de origen fósil en TC, lo que indica que las emisiones fósiles tales como autos, camiones y equipos que operan a gasolina o con otros combustibles fósiles y las emisiones biogénicas tales como emisiones de la vegetación, suspensión de suelos y quema de biomasa, están en proporciones casi iguales.

La proporción contemporánea de OC es 58%, mientras que la fósil es de 42%, lo que indica una baja contribución por consumo de combustibles fósiles. Con estos resultados, se puede conocer el origen de los aerosoles carbonosos, en este caso, las posibles fuentes

de OC son las partículas biológicas primarias, polén, incendios forestales, emisiones por descomposición de animales y vegetación, procedentes de la reserva ecológica que posee el sitio de CU, tráfico vehicular y humo de cigarro. Para los días 24 y 30 de diciembre, dos días festivos en México, las emisiones más importantes de OC son debidas al uso de fuegos pirotécnicos y quema de neumáticos. Estos valores indican que la mayoría del OC proviene de fuentes contemporáneas o biogénicas.

Agradecimientos. – Los autores agradecen a Armando Retama del Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Ciudad de México y a Juan Carlos Reyes Vallejo por el soporte y monitoreo. A Huerta y M. Rodríguez Ceja por la asistencia Técnica. Esta investigación fue financiada por CONACyT, mediante los proyectos 205317, 232718, 261085 y DGAPA-UNAM IG100313.

Referencias bibliográficas

- Aldape, F y Flores, J. (2005) Elemental composition and source identification of PM_{2.5} particles collected in downtown México city. *International Journal of PIXE*, 5, 3-4, 263-270.
- Aiken, A.C., de Foy, B., Wiedinmyer, C., DeCarlo, P.F., Ulbrich, I.M., Wehrli, M.N., Szidat, S., Prevot, A.S.H., Noda, J., Wacker, L., Volkamer, R.M., Fortner, E., Wang, J., Laskin, A., Shutthanandan, V., Zheng, J., Zhang, R., Paredes-Miranda, G., Arnott, W.P., Molina, L.T., Sosa, G., Querol, X. and Jimenez, J.L. (2010) Mexico city aerosol analysis during MILAGRO using high resolution aerosol mass spectrometry at the urban supersite (T0) –Part 2: Analysis of the biomass burning contribution and the non-fossil carbon fraction. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 5315–5341.
- Chow, J. C.; Watson, J. G.; Edgerton, S. A. & Vega, E. (2002) Chemical composition of PM_{2.5} and PM₁₀ in México city during winter 1997. *The science of the total environment*, 287, 177-201.
- Gasca, J.; Ortiz, E.; Castillo, H.; Jaimes J. L. y González, U. (2004) LPG use in México City: Impact on air quality. *Atmospheric Environment*. 38, 3517–3527.
- Gómez, V.; Solís, C.; Chávez, E.; Andrade, E.; Ortiz, M.E.; Huerta, A.; Aragón, J.; Rodríguez-Ceja, M.; Martínez, M.A. y Ortiz, E. (2016) 14C content in aerosols in Mexico City. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*. 371, 365-369.
- Knaapen, A. M., Borm, P. J. A., Albrecht, C., and Schins, R. P. F. (2004) Inhaled particles and

- lung cancer, part A: mechanisms, *Int. J. Cancer*, 109, 799–809.
- Levin, I., Munnich, KO., Weiss W. 1980. The Effect of Anthropogenic CO₂ and ¹⁴C sources on the distribution of ¹⁴C in the atmosphere. *Radiocarbon*, 22 (2), 79-391.
- Marley, N. A.; Gaffney, J. S.; Tackett, M.; Sturchio, N. C.; Heraty, L.; Martinez, N.; Hardy, K. D.; Marchany-Rivera, A.; Guilderson, T.; MacMillan, A. and Steelman, K. (2009) The impact of biogenic carbon sources on aerosol absorption in Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9, 1537-1549.
- Martinez-Carrillo, M. A.; Solis, C.; Isaac-Olive, K.; Andrade, E.; Beltran-Hernandez, R. I.; Martinez-Resendiz, G.; Ramirez-Reyes, A.; Rivera, C. I.; Lucho-Constantino, C. A. (2010) Atmospheric elemental concentration determined by Particle-Induced X-ray Emission at Tlaxcoapan in central Mexico, and its relation to Tula industrial-corridor emissions. *Microchemical Journal* 94 (1), 48-52.
- Ortiz, E.; Solís, C.; Martínez, M. A.; Iuga, C.; Vivier, A.; Lucho Constantino, C. A.; Beltrán-Hernández, R. I. (2011) Identificación de las fuentes emisoras de PM10 en Tlaxcoapan, Hidalgo: Estudio de caso Contaminación Atmosférica y tecnologías cero emisiones. Capítulo 9 en el libro: Contaminación atmosférica y tecnologías de cero emisiones de carbón. Editado por Leopoldo García Colín y Juan Rubén Varela Ham Universidad Autónoma Metropolitana, México pp 173-196 ISBN 978-607-477-504-4.
- Seinfeld, J. H. and Pandis, S. N. (2006) *Atmospheric chemistry and physics*, J. Wiley & Sons, New York.
- Seinfeld, J. H. y Pandis, S. N. (2012) *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. Wiley-Interscience.
- Szidat, S. 2009. Radiocarbon Analysis of Carbonaceous Aerosols: Recent Developments, 63(3): 157–161. doi:10.2533/chimia.2009.157
- Szidat, S.; Jenk, T. M.; Gaggeler, H. W.; Synal, H. A.; Fisseha, R.; Baltensperger, U.; Kalberer, M.; Samburova, V.; Reimann, S.; Kasper-Giebl, A. and Hajdas, I. (2004) Radiocarbon (C-14)-deduced biogenic and anthropogenic contributions to organic carbon (OC) of urban aerosols from Zurich, Switzerland. *Atmos. Environ.* 38:4035-4044.
- Solis, C., Chavez, E., Ortiz, M.E., Andrade, E., Ortiz, E., Szidat S. y, Wacker L. (2015a). AMS-C14 analysis of graphite obtained with an Automated Graphitization Equipment (AGE III) from aerosol collected on quartz filters. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 361, pp. 419–422.
- Solis, C., Gómez V., Chávez Lomelí E., Miranda J., Aragón J., Martínez-Carrillo M. A, Castro T., Peralta O. y, Ortiz E. (2015b). AMS-RC and chemical composition of atmospheric aerosols from Mexico City. Enviado para su publicación a *Radiocarbon*.
- Zhang, X., Pandis, S. N., & Seinfeld, J. H. (2012) Diffusion-Limited Versus Quasi-Equilibrium Aerosol Growth. *Aerosol Science and Technology*, 46(8): 874–885.

[00122] CONTRIBUCIÓN DE FUENTES DE PM₁₀ EN UN SITIO DE FONDO URBANO EN BOGOTÁ, COLOMBIA

OMAR RAMIREZ

Universidad de Huelva y Universidad de la Costa

omarjrh@yahoo.com

Palabras clave: Calidad del aire, PM₁₀, Composición química, Material particulado.

infecciones respiratorias agudas, enfermedades pulmonares e incluso cáncer de pulmón (WHO, 2016).

Abstract: Bogotá, one of the main Latin American megacities, reports constant episodes of poor air quality due to high concentrations of PM₁₀. The aim of this study was to carry out a source apportionment of PM₁₀ at an urban background site. Daily samples of PM₁₀ were collected (N = 311) from June 01, 2015 to May 31, 2016. Organic carbon (OC), elemental carbon (EC), water soluble compounds (SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻, NH₄⁺), major elements (Al, Fe, Mg, Ca, Na, K, P) and trace metals (V, Cd, Pb, Sr, Ba, among others) were analyzed. The results were interpreted considering their variability during rainy season (PL) and dry season (PS). Six factors were obtained applying the Positive Matrix Factorization model, which explained ~96% of the PM₁₀ mass. Vehicle traffic (exhaust emissions + road dust) was identified as the main contributor to PM₁₀, represented 46% of its concentration. Other identified factors were fugitive enriched dust (28%), secondary particulate matter (21%), non-ferrous metal smelting (4.4%) and industrial Pb (0.5%). The results provided novel data about PM₁₀, its sources and seasonal variability during a year, which can help the local government to define control strategies for the main emission sources during the most critical periods.

La mala calidad del aire en ciudades densamente pobladas ha llamado la atención de la comunidad científica (Baklanov et al., 2016). Esto como resultado de la constante exposición de un amplio número de personas a PM₁₀ emitido, principalmente, por fuentes antropogénicas, tales como tráfico vehicular, combustión industrial, actividades de construcción y demolición, resuspensión de polvo de carretera, entre otras. Con una población proyectada de más de 8 millones de personas para 2018, Bogotá concentra el 16% de la población de Colombia (DANE, 2010). Esto la convierte en una de las cuarenta ciudades de mayor tamaño poblacional a nivel mundial, en una de las metrópolis con mayor densidad poblacional (16 900 hab/km²) (Demographia, 2016) y, como resultado de lo anterior, en una de las ciudades capitales de América Latina con notorios problemas de contaminación del aire (UNEP, 2016).

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es uno de los principales factores de riesgo que aporta a la carga de mortalidad y morbilidad a escala global. La exposición a este tipo de contaminación, especialmente al material particulado respirable (PM₁₀), es responsable de cerca de 3 millones de muertes anualmente a nivel mundial (WHO, 2016). Los efectos sobre la salud están asociados con enfermedades cardiovasculares y accidentes cerebrovasculares (Du et al., 2016). También se registran trastornos respiratorios, aumento de

Diferentes estudios evidencian que la población infantil bogotana es una de las más afectadas por la deteriorada calidad del aire. La vulnerabilidad de niños menores de 5 años a la exposición de PM₁₀ se pone en evidencia en los estudios de Arciniegas et al. (2006) y Sarmiento et al. (2015). De igual forma, la autoridad local de salud (Secretaría Distrital de Salud) ha relacionado la concentración de PM₁₀ con la presencia de casos de Infección Respiratoria Aguda (IRA), los cuales se incrementaron de 723 854 en 2012 a 814 079 en 2016 (SDS, 2016).

Lo anterior ha fomentado el desarrollo de estudios de caracterización química del PM₁₀ y de identificación de fuentes de emisión a través de la aplicación de modelos receptores. Se resaltan los trabajos de SDA (2009a) y Vargas et al. (2012). En el primero se caracterizó el PM₁₀ en tres zonas (industrial, residencial y de alto tráfico vehicular) y se encontró que las fuentes vehiculares explicaban, de forma directa, el 19–23% del

PM₁₀ y, de forma indirecta como polvo resuspendido, el 42–60%. En el segundo trabajo, los autores estudiaron el PM₁₀ de dos zonas residenciales de Bogotá y encontraron que la principal fuente de emisión eran los vehículos, los cuales contribuyeron con un 35–60% al PM₁₀, seguido por el polvo fugitivo que contribuyó hasta con el 21%. Los investigadores consideraron que las emisiones de fuentes móviles y de resuspensión de polvo de carretera estaban relacionadas y representaban la mayoría de la masa del PM₁₀ (56–69%).

Este panorama evidencia que son escasos los estudios de contribución de fuentes de uno de los principales contaminantes que deteriora la calidad del aire de Bogotá (el PM₁₀). Los estudios existentes han tomado como máximo periodos de muestreo de tres meses, por lo que no se tiene información representativa de las variabilidades que ocurren a lo largo de un año continuo. Además, se han enfocado en zonas de influencia vehicular e industrial, pero no hay investigaciones sobre estaciones de fondo urbano, lo que permitiría obtener información de las principales fuentes de emisión del ambiente urbano en general. Estas razones justifican el desarrollo del presente trabajo.

OBJETIVO

Realizar un estudio de contribución de fuentes de PM₁₀, en una zona de fondo urbano en Bogotá, a partir de muestras diarias tomadas durante un año continuo.

METODOLOGÍA

Las muestras de PM₁₀ se recolectaron diariamente (24±1h), entre 01 de junio de 2015 y 31 de mayo de 2016, a las 7:00 h, obteniendo un total de 311 muestras (85% de representatividad). Para la determinación de la concentración de PM₁₀ se siguió el método de referencia CFR 40 Part 50 Appendix J de los Estados Unidos, incorporado en la normatividad nacional (ICONTEC, 1995). Los inlets se localizaron a 3 m del nivel de suelo, se manejó una tasa de flujo en el Hi-Vol de 1.13±0.18 m³/min y se utilizaron filtros de fibra de cuarzo MK 360 (203 x 254 mm) previamente acondicionados durante 4 días (T = 20±1°C y RH = 50±5%).

Según datos meteorológicos de la estación de calidad del aire Centro de Alto Rendimiento (CAR) (04°39'30.48"N; 74° 5'2.28"W), localizada ~1.5 km del punto de muestreo, durante el periodo de trabajo la temperatura promedio fue de 15 °C, predominaron vientos con velocidades < 4 m/s y en el área de estudio confluyeron vientos de diferentes direcciones (particularmente de origen SE–E y NW–W). Durante el SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

muestreo se presentó el fenómeno de El Niño, por lo que los niveles de precipitación fueron menores a los históricos (SDA, 2016). Sin embargo, se registraron dos claros periodos de lluvia con precipitaciones > 50 mm/mes: octubre–noviembre y marzo–mayo (Figura 1). Teniendo en cuenta que en Bogotá la precipitación es el principal factor físico de variabilidad meteorológica durante el año, los resultados obtenidos se analizaron teniendo en cuenta dos periodos: periodo lluvioso (PL) y periodo seco (PS).

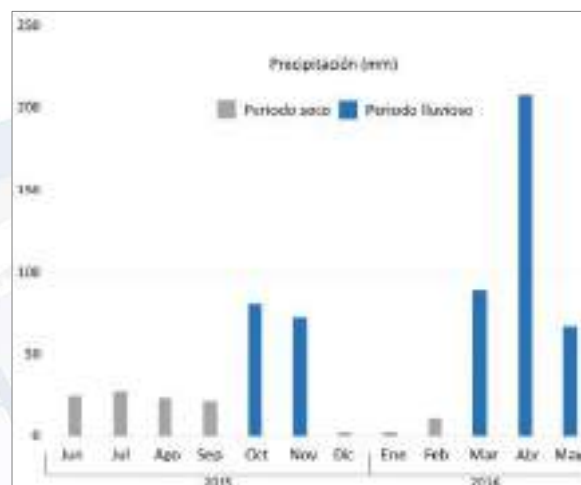


Figura 1. Precipitación (mm) durante el periodo de estudio

Después del respectivo análisis gravimétrico, se realizó un análisis químico siguiendo el método de Querol et al. (2008). Brevemente, se tomó 75 cm² de cada filtro para ser digerido en un medio ácido (2.5 ml HNO₃ y 5 ml HF, 90 °C x 24h). Una vez evaporados los ácidos, se agregó y evaporó 2.5 ml HClO₄ (90 °C x 24h) y, posteriormente, 1 ml HNO₃. Obtenido el residuo, se recuperó con HNO₃ al 5% en solución H₂O Milli-Q y se determinaron las concentraciones de diferentes metales de interés por espectrometría de emisión óptica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP–OES) (Al, Fe, Mg, Ca, Na, K, P) y espectrometría de masas con plasma acoplado (ICP–MS) (V, Cd, Pb, Sr, Ba, Zn, Cu, Cr, As, Ni, Co, entre otros).

Otra porción de 75 cm² de cada filtro se sometió a un lixiviado mediante agua de-ionizada (50 ml H₂O Milli-Q a 60 °C), asistida por ultrasonido, para la determinación de fases solubles (SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻, NH₄⁺) por IC (Dionex DX–120). Finalmente, se tomó una porción de 1.5 cm² de cada filtro para obtener carbono orgánico (OC), carbono elemental (EC) y carbono total (TC = OC+EC) a través de TOT (Lab OC/EC Aerosol Analyzer de Sunset Laboratory Inc.), siguiendo el protocolo EUSAAR2 (European Supersites

for Atmospheric Aerosol Research) (Cavalli et al., 2010).

Con el propósito de no subestimar las concentraciones de PM_{10} en una ciudad de gran altitud como Bogotá, los datos de flujo se corrigieron a condiciones estándar (760 mm Hg y 25°C) (US EPA, 1999).

Se utilizó el modelo receptor *Positive Matrix Factorization* (PMF). Varios estudios han demostrado la efectividad del PMF como modelo receptor de PM_{10} en diversas ciudades del mundo (Owoade et al., 2016), incluyendo Bogotá (Vargas et al., 2012). El modelo utilizado fue EPA-PMF 5.0, desarrollado por US EPA. Este modelo está basado en la Ecuación 1 (US EPA, 2014).

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} * f_{kj} + e_{ij} \quad [1]$$

El conjunto de datos se expresa como una matriz x de i para j dimensiones, donde i es el número de muestras y j el número de especies químicas medidas. Además, p es el número de factores, g_{ik} es la cantidad de masa contribuida por cada factor para cada muestra individual, f_{kj} representa los perfiles de las especies de cada fuente, y e_{ij} es el residuo para cada muestra por especie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el periodo de muestreo se registró una concentración media de $37.51 \pm 21.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un valor mínimo de $9.89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (01/06/2015) y uno máximo de $160.34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (20/01/2016). El valor promedio anual estuvo dentro del límite normativo nacional ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), pero duplicó la concentración recomendada por la Organización Mundial de la Salud ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (WHO, 2006).

La variación de la concentración diaria se presenta en la Figura 2. Durante el periodo de estudio se registraron tres días (13/06/2015, 24/10/2015 y 20/01/2016, equivalente al 1% del tiempo) con concentraciones de 140.8, 103.8 y $160.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente, por encima del límite normativo nacional ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24h). No obstante, tomando en cuenta el valor límite definido por WHO (2006) ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24h), el número de excedencias se incrementó a 69 días por año, equivalente al 22% del tiempo.

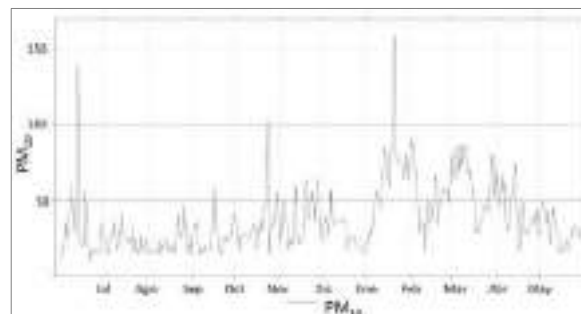


Figura 2. Niveles ambientales de PM_{10} en un fondo urbano de Bogotá determinados por análisis gravimétrico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Durante PL se presentaron valores entre $14.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $103.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con una concentración media de $41.37 \pm 18.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En PS se registraron valores entre $9.89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $160.34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con una concentración media de $34.56 \pm 23.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Estos datos permiten inferir (considerando los valores medios y sus desviaciones estándar) que las principales fuentes de emisión que impactaron la zona de muestreo se mantuvieron relativamente constantes durante todo el año. Si bien la media de PM_{10} fue mayor en PL, los valores pico más importantes se registraron en PS. Por otro lado, el número de excedencias diarias (tomando como referencia las directrices de WHO) fue mayor en PL (26%) que en PS (19%). El incremento del PM_{10} durante la época de mayor precipitación (tanto del valor promedio de concentración como del número de excedencias) pudo estar asociado a dinámicas urbanas y a variables meteorológicas. Dentro de las primeras se identifican el mayor uso de vehículos y las variaciones de los patrones de velocidad, aceleración y frenado del parque automotor, los cuales incrementan la tasa de emisión de contaminantes (He et al., 2009). Dentro de las variables meteorológicas figuran la reducción de la altura de la capa de mezcla (Holst et al., 2008) y los menores niveles de radiación solar (Kong et al., 2010).

Para obtener una solución óptima del modelo PMF se realizaron varias corridas considerando 4–10 factores. La mejor solución se encontró para seis factores (Figura 3), a saber: polvo fugitivo enriquecido, polvo de carretera, cobre industrial, plomo de origen industrial, PM secundario y tráfico vehicular. La modelación explicó ~96% de la masa del PM_{10} .

En el primer factor (F1), denominado polvo fugitivo enriquecido, sobresalió la presencia de especies asociadas con resuspensión eólica de material crustal y polvo de suelo, tales como Mg, Al, Na, Ca, K, Fe y Ti.

Al, K, Fe y Ti han sido considerados como elementos de origen natural y trazadores de material crustal en Bogotá (Vargas et al., 2012). La alta concentración de lantánidos, igualmente relacionados con material crustal y trazadores de suelo local, refuerza la denominación de este factor. Las mayores concentraciones se registraron en enero, caracterizado por presentar bajos niveles de precipitación y humedad relativa, así como niveles medios de velocidad del viento. La significativa presencia de V, Ni y lantánidos (especialmente La–Ce), así como concentraciones de EC, sugirieron una contaminación del polvo fugitivo con emisiones de combustión de hidrocarburos de origen industrial. Estas especies (V, La y Ce) presentaron una alta correlación entre sí ($r > 0.96$), indicando la existencia de una fuente común, aunque mantuvieron una relación moderada con el Ni ($0.5 < r < 0.7$), lo que muestra que esta especie pudo provenir de otras fuentes. Las correlaciones entre V, La y Ce no variaron durante PL y PS, lo que ratifica su procedencia de una fuente estacionaria de tipo industrial. Estas especies pudieron proceder de hornos y calderas de industrias ubicadas en Fontibón, Engativá, Mártires y Puente Aranda. Se resalta esta última zona urbana por su cercanía al punto de muestreo (~2.5 km) y por concentrar el mayor número de industrias asociadas con emisiones atmosféricas en Bogotá (SDA, 2009b), incluyendo actividades petroquímicas. La alta concentración de Ca y de algunos metales como Fe, Al, Sr y Mg pudo indicar el enriquecimiento del polvo fugitivo con partículas emitidas por actividades de construcción (Crilley et al., 2017). Este factor explicó el 28% de la masa de PM₁₀ (Figura 4).

El segundo factor (F2) se denominó polvo de carretera y se caracterizó por una alta concentración de Zn, Cr, Cd, Sn, Sb y Ba. Si bien este polvo se encuentra mezclado con material mineral y partículas emitidas por diversas fuentes móviles y estacionarias, varios estudios concuerdan en afirmar que el polvo de carretera suele contener mayores concentraciones de metales traza asociados con el tráfico (Cu, Zn, Cr, Ni, Pb y Cd) que los encontrados en el material crustal (Luo et al., 2012). En este caso se observó que las especies Cr, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb y Ba presentaron mayores concentraciones en F2 que en F1. Además, estudios previos realizados en Bogotá han señalado como trazadores de polvo de carretera las especies Fe, Cu, Cr y Zn (Vargas et al., 2012). Lo anterior, sumado a la presencia de OC y EC, considerados trazadores típicos de polvo de carretera (Amato et al., 2014), confirman la denominación de este factor. Algunas investigaciones han asociado niveles de Zn, Cr, Cd y Ba con el desgaste de neumáticos (Harrison et al., 2012) y niveles de Cu, Zn, Cr, Sn, Pb y Sb con la abrasión de frenos (Amato et al., 2011). Se observó que las concentraciones de estos elementos variaron durante el año, de tal forma que en PS se presentaron mayores niveles medios de Cr, Cu, Zn y Ba, mientras en PL predominaron las especies Cd, Sn y Sb. Niveles de Ca, Ti y Mg pudieron estar relacionados con actividades de construcción (Amato et al., 2014). Su alta correlación ($0.91 < r < 0.96$ en PS y $0.77 < r < 0.90$ en PL) sugiere una fuente común. Por otro lado, niveles de Al, Ti, Ca y Rb pudieron originarse por el mal estado del pavimento y su continuo desgaste (Amato et al., 2014). La significativa correlación entre estas especies indicó una fuente común ($0.82 < r < 0.98$ en PS y $0.72 < r < 0.95$ en PL). Este factor explicó el 23% de la masa de PM₁₀ (Figura 4).

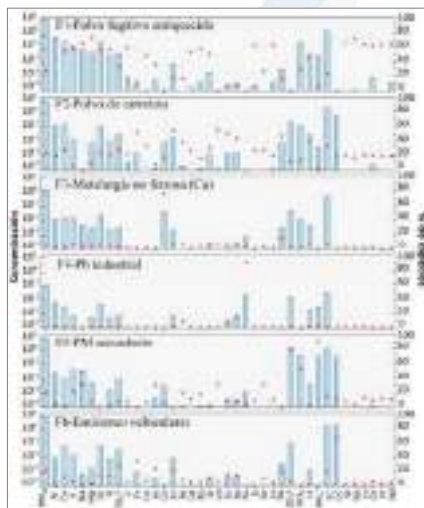


Figura 3. Perfiles de las fuentes de contribución de PM₁₀.

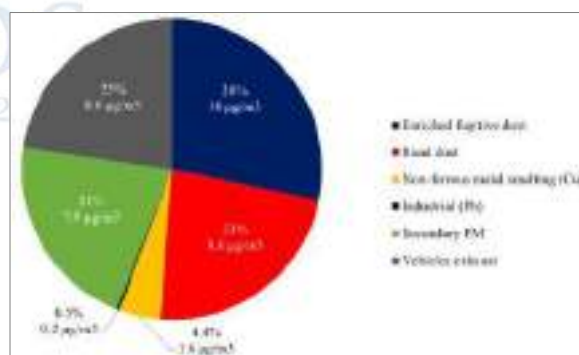
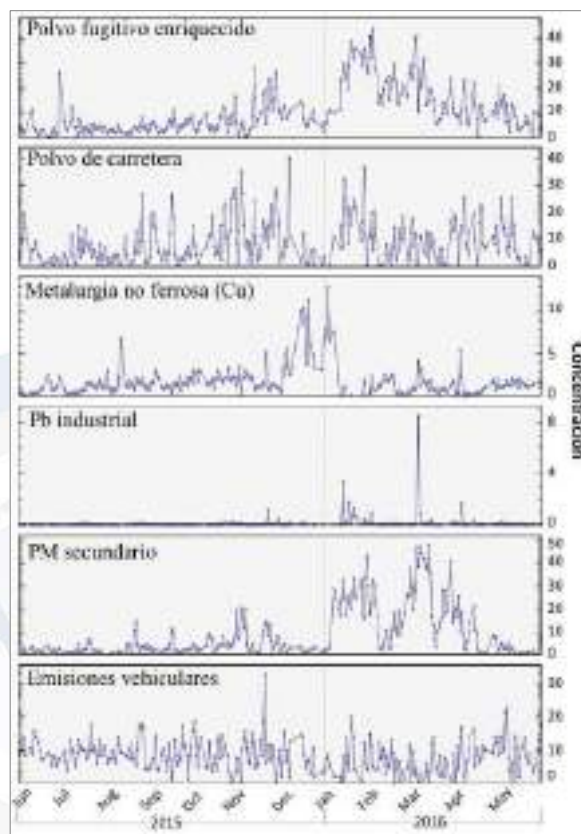


Figura 4. Porcentaje de contribución de fuentes de PM₁₀.

El tercer factor (F3) estuvo integrado principalmente por Cu (76%) y, en menor medida, por metales traza como Ba, Zn, As, Sr, Cd, Sb y Se. Teniendo en cuenta el comportamiento temporal, se evidenció que las mayores concentraciones se alcanzaron en un periodo específico del año (diciembre y enero) (Figura 5), indicando su origen estacionario e industrial. En la literatura se registra que la fundición de cobre se asocia con significativas concentraciones de Cu, así como con niveles de As, Sb, Zn, Cd, Ba, Sr y Se (González et al., 2014), lo que concuerda con el perfil de este tercer factor. Considerando la rosa de los vientos para el día de mayor concentración de este factor (03/01/2016), se observó que los vientos dominantes (y las mayores velocidades del viento) provinieron del S-SW (>50%), donde se ubican las zonas industriales de Fontibón, Kennedy y Puente Aranda, lo que reafirmó el origen antrópico y la denominación industrial de este tercer factor. F3 explicó el 4.4% de la masa de PM₁₀ (Figura 4).

El cuarto factor (F4) lo integra principalmente el Pb (92%), así como concentraciones menores de Sb, Sn y As. Desde 1991 se eliminó el plomo de la gasolina en Colombia, por lo que su presencia en el PM₁₀ de Bogotá se ha relacionado principalmente con fuentes puntuales. Al igual que F3, la dinámica temporal de este factor indicó un comportamiento esporádico (Figura 5), a partir de lo cual se infirió su origen antrópico e industrial. Algunas investigaciones relacionan altas concentraciones de Pb, As, Sb y Sn con procesos industriales a altas temperaturas, incluyendo trabajos metalúrgicos, quema de combustibles fósiles, incineración de residuos sólidos e industria de acero, cerámica y vidrio (Querol et al., 2007). Al graficar la rosa de los vientos para el día de mayor concentración de este factor (06/03/2016), se observó que los vientos dominantes procedieron de W-SW-S (60%), donde se ubica la principal zona industrial de la Ciudad, ratificando con ello el origen antrópico e industrial de las especies. Este factor explicó aproximadamente 0.5% de la masa de PM₁₀ (Figura 4).

Figura 5. Variabilidad temporal de las fuentes de contribución de PM₁₀.



El quinto factor (F5) se caracterizó por altas concentraciones de NH_4^+ , NO_3^- y SO_4^{2-} . Estas especies han sido asociadas en diferentes ciudades con la formación secundaria de PM₁₀ (Waked et al., 2014), incluso en trabajos previos realizados en Bogotá (Vargas et al., 2012). Analizando el comportamiento temporal de este factor se identificaron dos periodos picos: el primero entre enero y los primeros días de febrero (07/01/2016 – 06/02/2016), y el segundo en el mes de marzo (05/03/2016 – 13/03/2016). Durante el primer periodo pico se registran los mayores niveles de radiación solar de todo el año, por lo que la formación de PM secundario pudo atribuirse al incremento de la actividad fotoquímica (Koçak et al., 2011). La presencia de K, Cl, OC, Na y NO_3^- pudo asociarse a la quema de biomasa (Koçak et al., 2011), específicamente a los incendios forestales registrados en los cerros orientales de la Ciudad durante las primeras cinco semanas de 2016. Por otro lado, durante el segundo periodo pico se observó un comportamiento diferente. La rosa de los vientos indicó que la dirección de los vientos predominantes fue NW-W-SW (>60%), abarcando las

zonas industriales de Fontibón, Kennedy y Engativá. La presencia de Ni, Rb, Se y V permitieron inferir que este factor se vio afectado por la combustión de fósiles a nivel industrial (Hsu et al, 2016), lo que sugirió que, durante este periodo, la presencia de contaminantes secundarios se relacionó más con emisiones antrópicas de tipo industrial, que con procesos fotoquímicos e incendios forestales locales. La significativa correlación entre estos elementos ($0.71 < r < 0.96$) indicó la existencia de una fuente común. Este factor explicó el 21% de la masa de PM_{10} (Figura 4).

Finalmente, el sexto factor (F6) lo explicó la presencia de OC y EC, así como metales traza como Cr, Zn, Ni, Ba, Sn, Sb y Fe. La fracción carbonácea se asoció con la combustión de los vehículos (Gupta et al., 2012). La mayor concentración de OC se explicó por el dominio de vehículos a gasolina en Bogotá, los cuales representaron cerca del 95% del parque automotor (SDM, 2016). Algunas especies como Zn y Sb se han relacionado con emisiones del escape de los vehículos, incluyendo motocicletas (Koçak et al., 2011). Especies como Ni, Cr, Zn, Ba, Fe, Sn y Sb se han asociado con procesos de desgaste de frenos y neumáticos (Hsu et al., 2016). Analizando la variación temporal de este factor (Figura 5) se observó que sus niveles de concentración no variaron significativamente en PL y PS. Este factor explicó el 23% de la masa de PM_{10} (Figura 4).

CONCLUSIONES

Este estudio es uno de los primeros en América Latina en analizar muestras diarias de PM_{10} ($N=311$) recopiladas durante un año continuo (01/06/2015 hasta el 31/05/2016) en un fondo urbano de una megaciudad tropical. Los datos obtenidos se analizaron teniendo en cuenta su variabilidad durante el periodo lluvioso (PL) y seco (PS).

El promedio de PM_{10} durante el periodo de muestreo ($37.5 \mu g/m^3$) estuvo dentro del estándar nacional, pero estuvo cerca de duplicar el valor máximo sugerido por la OMS. Este estudio encontró que las concentraciones de PM_{10} variaron a lo largo del año. Los valores promedio más altos y el mayor número de excedencias se registraron durante PL, pero los picos de concentración se midieron en PS.

Seis factores fueron seleccionados utilizando el modelo PMF. Las emisiones asociadas con el tráfico vehicular se identificaron como los principales contribuyentes del PM_{10} , debido a que los escapes de los vehículos y las emisiones de polvo de la carretera representaron ~50% de la masa total. Esto significa que las recomendaciones del Plan decenal de descontaminación del aire de Bogotá 2010–2020 (SDA, 2010), así como la

promoción de buenas prácticas de manejo, la pavimentación de las calles y la mejora de la calidad de los combustibles, son adecuadas para reducir este contaminante. Otros factores identificados fueron polvo fugitivo enriquecido, PM secundario, fundición de metales no ferrosos y plomo industrial, los que representaron 28%, 21%, 4.4% y 0.5% de la masa del PM_{10} , respectivamente.

Estos hallazgos son de interés para la gestión de la calidad del aire, ya que destacan las fuentes críticas de emisión sobre las cuales las autoridades locales deberían enfocar sus esfuerzos de reducción.

REFERENCIAS

- Amato F., Alastuey A., de la Rosa J., Gonzalez Y., Sánchez de la Campa A., Pandolfi M., Lozano A., Contreras J., Querol X. (2014). Trends of road dust emissions contributions on ambient air particulate levels at rural, urban and industrial sites in southern Spain. *Atmos. Chem. Phys.* 14, 3533–3544.
- Amato F., Pandolfi M., Moreno T., Furger M., Pey J., Alastuey A., Bukowiecki N., Prevot A., Baltensperger U., Querol X. (2011). Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. *Atmos. Environ.* 45(37), 6777–6787.
- Arciniegas A., Rodríguez C., Pachón J., Sarmiento H., Hernández L. (2006). Estudio de la morbilidad en niños menores a cinco años por enfermedad respiratoria aguda y su relación con la concentración de partículas en una zona industrial de la ciudad de Bogotá. *Acta Nova* 3(2), 145–154.
- Baklanov A., Molina L., Gauss M. (2016). Megacities, air quality and climate. *Atmos. Environ.* 126, 235–249.
- Cavalli F., Viana M., Yttri K., Genberg J., Putaud, J. (2010). Toward a standardised thermal-optical protocol for measuring atmospheric organic and elemental carbon: the EUSAAR protocol. *Atmos. Meas. Tech.* 3, 79–89.
- Crilley L., Lucarelli F., Bloss W., Harrison R., Beddows D., Calzolari G., Nava S., Valli G., Bernardoni V., Vecchi R. (2017). Source apportionment of fine and coarse particles at a roadside and urban background site in London during the 2012 summer ClearfLo campaign. *Environ. Pollut.* 220, 766–778.
- DANE (2010). *Proyecciones Nacionales y Departamentales de Población 2005–2020*. DANE, Bogotá.

Demographia (2016). *Demographia World Urban Areas. 12th annual edition*. Retrieved November 09, 2016 from <http://www.demographia.com/db-worldua.pdf>.

Du Y., Xu X., Chu M., Guo Y., Wang J. (2016). Air particulate matter and cardiovascular disease: the epidemiological, biomedical and clinical evidence. *J. Thorac. Dis.* 8(1), E8–E19.

González Y., Moreno T., Fernández R., Sanchez de la Campa A., Alastuey A., Querol X., de la Rosa J. (2014). Size distribution and chemical composition of particulate matter stack emissions in and around a copper smelter. *Atmos. Environ.* 98, 271–282.

Gupta I., Salunkhe A., Kumar R. (2012). Source Apportionment of PM₁₀ by Positive Matrix Factorization in Urban Area of Mumbai, India. *Sci. World J.* 2012: 585791.

Harrison R., Jones A., Gietl J., Yin J., Green D. (2012). Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements. *Environ. Sci. Technol.* 46, 6523–6529.

He H., Lu W., Xue Y. (2009). Prediction of PM₁₀ concentrations at urban traffic intersections using semi-empirical box modelling with instantaneous velocity and acceleration. *Atmos. Environ.* 43, 6336–6342.

Holst J., Mayer H., Holst T. (2008). Effect of meteorological exchange conditions on PM₁₀ concentration. *Meteorol. Z.* 17(3), 273–282.

Hsu Ch., Chiang H., Lin Sh., Chena M., Lina T., Chena Y. (2016). Elemental characterization and source apportionment of PM₁₀ and PM_{2.5} in the western coastal area of central Taiwan. *Sci. Total Environ.* 541, 1139–1150.

ICONTEC (1995). NTC – 3704. *Gestión ambiental. Aire ambiente. Determinación de la concentración de partículas suspendidas en el aire ambiente*. Bogotá, ICONTEC.

Koçak M., Theodosi C., Zampas P., Ima U., Bougiatioti A., Yenigun O., Mihalopoulos N. (2011). Particulate matter (PM₁₀) in Istanbul: Origin, source areas and potential impact on surrounding regions. *Atmos. Environ.* 45, 6891–6900.

Kong Sh., Han B., Bai Z., Chen L., Shi J., Xu Z. (2010). Receptor modeling of PM_{2.5}, PM₁₀ and TSP in different seasons and long-range transport analysis at a coastal

site of Tianjin, China. *Sci. Total Environ.* 408, 4681–4694.

Luo X., Yu S., Zhu Y., Li X. (2012). Trace metal contamination in urban soils of China. *Sci. Total Environ.* 421–422, 17–30.

Owoade K., Hopke Ph., Olise F., Adewole O., Ogundele L., Fawole O. (2016). Source apportionment analyses for fine (PM_{2.5}) and coarse (PM_{2.5-10}) mode particulate matter (PM) measured in an urban area in southwestern Nigeria. *Atmos. Pollut. Res.* 7, 843–857.

Querol X., Alastuey A., Moreno T., Viana M., Castillo S., Pey J., Rodríguez S., et al. (2008). Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) across Spain 1999–2005. *Atmos. Environ.* 42, 3964–3979.

Querol X., Viana M., Alastuey A., Amato F., Moreno T., Castillo S., Pey J., et al. (2007). Source origin of trace elements in PM from regional background, urban and industrial sites of Spain. *Atmos. Environ.* 41, 7219–7231.

Sarmiento R., Hernández L., Medina K., Rodríguez N., Reyes J. (2015). Síntomas respiratorios asociados con la exposición a la contaminación del aire en cinco localidades de Bogotá, 2008–2011, estudio en una cohorte dinámica. *Biomédica* 35(2), 167–176.

SDA (2016). *Informe anual de calidad del aire de Bogotá, 2015*. SDA/Alcaldía Mayor de Bogotá, Bogotá.

SDA (2009a). *Elementos Técnicos del Plan Decenal de Descontaminación de Bogotá. Parte 1: Caracterización de Material Particulado y Modelos Receptores*. Alcaldía Mayor de Bogotá /Universidad de Los Andes, Bogotá.

SDA (2009b). *Elementos Técnicos del Plan Decenal de Descontaminación de Bogotá. Parte 2: Inventario de Emisiones Provenientes de Fuentes Fijas y Móviles*. Alcaldía Mayor de Bogotá /Universidad de Los Andes, Bogotá.

SDM (2016). *Observatorio Ambiental de Bogotá*. Bogotá, Secretaría Distrital de Ambiente – SDA. <http://oab.ambienteBogota.gov.co/es/temas?v=6&p=21> (accessed 04 June 2017).

SDS (2016). *Boletín ERA. Enfermedad Respiratoria Aguda (Junio 2016)*. Bogotá, SDS/Alcaldía Mayor de Bogotá.

UNEP (2016). *Global Environment Outlook (GEO–6). Regional Assessment for Latin America and the*



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

Caribbean. Nairobi, United Nations Environment Programme.

US EPA (2014). *EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals & User Guide*. Research Triangle Park, NC.

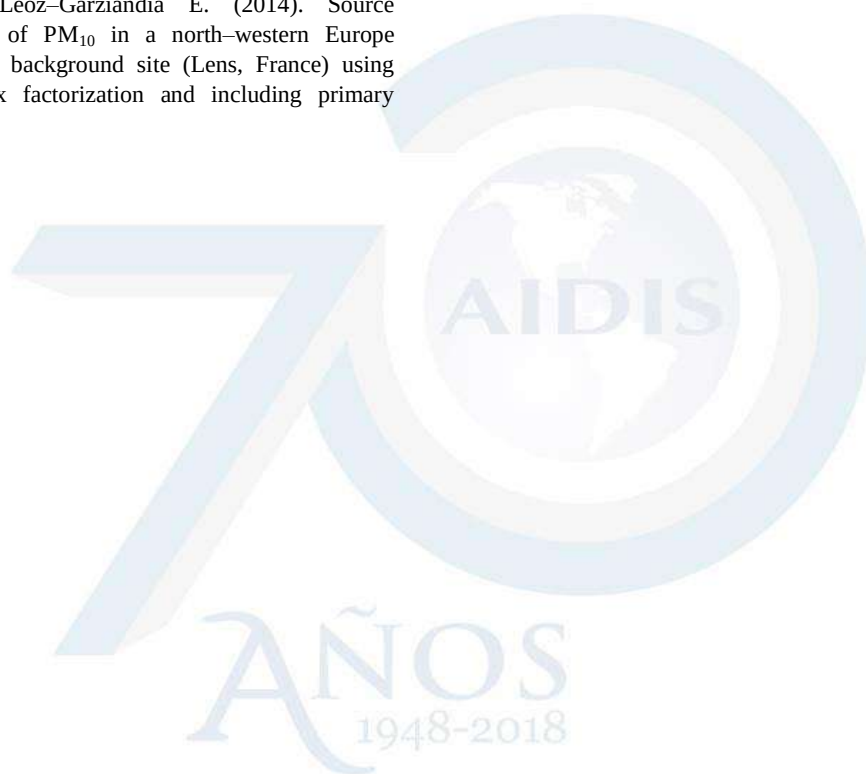
Vargas F., Rojas N., Pachón J., Russell A. (2012). PM₁₀ characterization and source apportionment at two residential areas in Bogota. *Atmos. Pollut. Res.* 3, 72–80.

Waked A., Favez O., Alleman L., Piot C., Petit J., Delaunay T., Verlinden E., Golly B., Besombes J., Jaffrezo J., Leoz-Garziandia E. (2014). Source apportionment of PM₁₀ in a north-western Europe regional urban background site (Lens, France) using positive matrix factorization and including primary

biogenic emissions. *Atmos. Chem. Phys.* 14, 3325–3346.

WHO (2016). *World Health Statistics 2016*. Geneva, WHO.

WHO (2006). *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Geneva, WHO.



[00127] MONITOREO DE HG EN EL AIRE CON LA TÉCNICA "MOSS BAG": INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES EN LA BIOACUMULACIÓN

VERONICA MORALES CASA

Pontificia Universidad Católica de Chile

vemorales@uc.cl

Abstract

The “moss bag” technique has been extensively utilized in European urban, rural, and industrial areas to determine the metal concentration in air. Although this technique offers a simple and economical tool to monitor metal concentration in air, in South America “moss bag” technique is not well known, nor applied due to the lack of experimental data about moss species as well as the susceptibility of the method to ambient conditions. The main objective of this study is to evaluate the influence of ambient conditions (meteorology and air quality) in the mercury (Hg) bioaccumulation and retention in moss-bags utilized for air quality monitoring. We used three (3) Chilean moss species of the *Sphagnum* genus (*falciculatum*, *fimbriatum*, and *magellanicum*) at four (4) exposition times (15, 30, 45, and 60 days) and in three (3) different areas (rural, semi-urban, and urban). The relative accumulation factor (RAF) for each period of time and each species was correlated with the ambient conditions in each area. A multivariable analysis was applied to determine predictive models for each *Sphagnum* species. In all three mosses species, but mainly in the *S. falciculatum*, the maximum temperatures presented negative correlations in the urban area. Also, *S. fimbriatum* presented the largest tendency to lose Hg concentration due to environmental factors. *S. falciculatum* and *S. magellanicum* presented the best Hg bioaccumulation and retention.

Palabras Clave

Metales traza, contaminación del aire, biomonitorio, América del Sur

Introducción

El Hg emitido a la atmósfera puede viajar miles de kilómetros antes que se deposite en los suelos a través de la lluvia o en forma de gas seco (Wu et al., 2014). Diversas investigaciones han demostrado que la

atmósfera es el medio dominante para el transporte del Hg en el ambiente, produciendo zonas remotas con elevadas concentraciones del metal (Xiu et al., 2009). Algunos autores han reportado que los metales se acumulan en la fracción de tamaño fino de partícula (PM_{2.5}) (ver e.j. Xiu et al. 2009; Gonzalez-Castanedo et al. 2015) pudiendo ser transportado a regiones remotas.

La técnica “moss bag” es un método de monitoreo de calidad del aire pasivo, se basa en el uso de musgos como bioacumuladores, al ser estos detectores útiles de contaminantes persistentes en el aire y, a menudo, el único enfoque posible para trazar mapas de contaminantes del aire en las zonas urbanas y remotas (Giordano et al., 2009). Sin embargo, la captura y la retención de metales pueden estar influenciados por las condiciones ambientales produciendo una variación en la retención de metales, y siendo necesario identificar especies de musgo locales que retengan los metales objetivos del estudio (Tretiach et al., 2011).

La literatura no ha reportado ampliamente estudios de biomonitorio de Hg en el aire con la metodología “moss bag” en América del Sur, que debería ser complementaria a metodologías convencionales para monitoreo de calidad del aire. Tampoco se tiene registros de concentraciones de Hg dentro la región, y frente a esta necesidad justifica la búsqueda de alternativas para su detección de forma confiable y económica, siendo la técnica “moss bag” una buena alternativa.

Objetivos

El principal objetivo de este estudio fue evaluar la capacidad de bio-acumulación (captación y retención) de Hg en 3 especies de musgo *Sphagnum* del Sur de Chile para el monitoreo de Hg en el aire mediante la técnica “moss bag” considerando la influencia de las condiciones ambientales de diferentes sectores (urbano, semi-urbano y rural) y a distintos tiempos de exposición (15, 30, 45 y 60 días).

Metodología

Recolección, preparación e instalación de las moss bag

Tres especies de musgos *Sphagnum* provenientes de diferentes tipos de hábitats fueron recolectados en la estación biológica Senda Darwin – Chiloé, Región de Los Lagos, Chile: *S. falcatum*-Acuático (Sfal), *S. fimbriatum*-Terrestre (Sfim), *S. magellanicum*-Semiacuático (Smag). En el laboratorio, las plantas de musgo se limpiaron manualmente de otros restos vegetales y la tierra fue lavada con agua destilada; posteriormente se secaron al aire. Sucesivamente, para su desvitalización, el musgo fue homogenizado y secado en horno por 12 horas a 80° C. Las moss bag para cada especie de musgo fueron confeccionadas manualmente utilizando cuadrados de nylon net comercial de 30 x 30 cm a los que fueron incorporados 1,5 g del material homogeneizado y desnaturalizado.

Con el fin de determinar el comportamiento de las especies de musgos fueron expuestas a 3 sectores con diferentes grados de contaminación ambiental. Se seleccionó un sector urbano (Providencia-Santiago de Chile), semi-urbano (Chimbarongo-VI Región) y rural (Escuela Agrícola-Las Garzas VI Región). Se conoce que Santiago tiene graves problemas de contaminación atmosférica especialmente en invierno por su gran densidad poblacional e industrial (Moreno et al., 2010), por lo tanto es una ciudad representativa de sitios con altos índices de contaminación ambiental. La instalación de las moss bags se realizó sobre un prototipo de torre de exposición de madera a 3 m de altura sobre el nivel del suelo. El período de exposición fue del 06 de agosto al 04 octubre del 2014.

Análisis químico y tratamiento estadístico

La determinación de Hg fue realizada por espectrofotometría de absorción atómica con un DMA-80 Direct Mercury Analyzer marca Milestone (EPA 7473) (límite detección instrumental de 0.7 ng Hg kg⁻¹ musgo seco, recuperación del método 87%).

A fin de evaluar la acumulación de Hg en cada especie de *Sphagnum* moss se determinó el Factor de Acumulación Relativa (FAR). El RAF fue calculado como el contenido de Hg después de la exposición (Cexpuesta) restado y dividido para el contenido de Hg antes de la exposición (Cinicial).

$$FAR = \frac{(C_{expuesta} - C_{inicial})}{C_{inicial}}$$

Se utilizó Minitab 17 para identificar el grado de correlación (Spearman rho p<0.05) entre las variables ambientales (calidad del aire y meteorología) y la acumulación de Hg en las especies de musgo. La

modelación entre variables ambientales y la capacidad de acumulación de las especies de musgo se realizó a través de una regresión lineal múltiple (MANOVA).

Resultados y Discusión

El sector urbano (Santiago) muestran mayor presencia de trazas de Hg probablemente producto de actividades antropológicas-industriales (16.4 – 43.4 µg Kg⁻¹), seguido por el sector semi-urbano (12.7-39.5 µg Kg⁻¹) y para el sector rural (14.1-35.2 µg Kg⁻¹). Las mayores concentraciones de Hg corresponden a *S. fimbriatum*, sin embargo, su blanco también presentó una alta concentración de Hg en comparación con las otras especies. Para identificar la real capacidad de acumulación de Hg se determinó el límite de detección (LOD) para cada especie LOD= 3xσblanco. La concentración del Hg en los 3 sectores considerando [Hg]>LOD tendió a aumentar hasta los 30 días de exposición: *S. falcatum* (+0.106 ppb/día), *S. magellanicum* (+0.109 ppb/día) y *S. fimbriatum* (+0.009 ppb/día). La especie que tuvo menor acumulación real de Hg fue *S. fimbriatum* con el 67% de valores por debajo del LOD.

Los resultados de la variación de la concentración de Hg con respecto al tiempo de exposición (15,30,45,60 días) se presentan en la Figura 1. Las desorciones de Hg en los 3 sectores no están claramente relacionadas con la precipitación (lixiviación) o temperaturas máximas (evaporación).

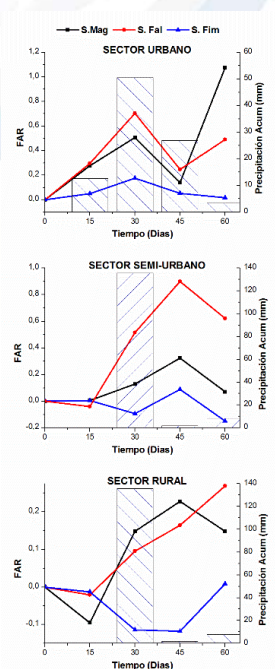


Figura 1: Variación del Factor de Acumulación Relativa (RAF) con respecto al tiempo exposición (15, 30, 45 y 60 días) y precipitación acumulada (15 días)

El coeficiente de correlación de Spearman (r) fue determinado entre el FAR y condiciones ambientales de los diferentes sectores: ozono (O_3), material particulado ($MP_{2.5}$ y MP_{10}), humedad (H), radiación solar (SR), precipitación acumulada_15 días (P), temperatura máxima (T_{max}) y viento (v). Los parámetros ambientales que tuvieron importantes correlaciones significativas fueron: a) Urbano, para *S. falcatum* (T_{max} r : -0.80, p : 0.002) y para *S. magellanicum* (viento r : +0.73, p : 0.007); b) Semi-urbano, para *S. falcatum* (O_3 r : +0.93, p : <0.0001; MP_{10} r : -0.69 p : 0.013, Acum. Precip. r : +0.71 p : 0.011); y c) Rural, para *S. falcatum* (O_3 r : -0.78, p : 0.003, MP_{10} r : -0.97 p : <0.0001, Acum. Precip. r : +0.98 p : <0.0001). En los 3 sectores *S. fimbriatum* presentó bajas correlaciones. Posiblemente la falta de correlación de algunas variables representa la compleja interacción que existe entre variables ambientales y la dinámica del Hg en presencia de otros contaminantes, representado claramente en el caso de Santiago.

Un análisis multivariante (MANOVA) fue realizado para determinar modelos predictivos para cada especie de *Sphagnum* que relacionen diferentes variables ambientales (meteorológicas y calidad del aire) que influyan la variable respuesta [Hg μg Kg⁻¹] (Ec. 1, Ec. 2, Ec. 3). Se consideraron valores del sector urbano y semi-urbano, y se eliminaron extremos para mejorar el ajuste (residuos). Los ajustes finales para cada modelo se realizaron considerando únicamente las variables ambientales estadísticamente significativas (p : <0.05) y el mejor R-cuadrado ajustado que valide el modelo.

Sphagnum falcatum:

$n=24$, R-sq (88.4%) R-sq(adj) (85.2%), $\alpha=0.05$, $p_{modelo}<0.0001$

$$Hg(ppb) = 79.6 - 0.924 * MP_{2.5} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) + 2.278 * SR \left(\frac{MJ}{m^2} \right) - 2.986 * T_{max}(^{\circ}C) + 10.04 * v \left(\frac{m}{s} \right) - 0.2309 * P(mm) \quad (Ec1)$$

Sphagnum fimbriatum:

$n=24$, R-sq (55.5%) R-sq(adj) (46.1%), $\alpha=0.05$, $p_{modelo}:0.003$

$$Hg(ppb) = 73.1 + 1.203 * MP_{2.5} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) - 0.424 * MP_{10} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) - 2.316 * T_{max}(^{\circ}C) - 3.42 * v \left(\frac{m}{s} \right) \quad (Ec 2)$$

Sphagnum magellanicum:

$n=23$, R-sq (76.1%) R-sq(adj) (67.1%), $\alpha=0.05$, $p_{modelo}<0.0001$

$$Hg(ppb) = -12.5 + 20.35 * O_3(ppb) + 3.79 * MP_{2.5} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) + 0.347 * MP_{10} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) - 20.44 * SR \left(\frac{MJ}{m^2} \right) - 33.44 * v \left(\frac{m}{s} \right) + 0.334 * P(mm) \quad (Ec. 3)$$

En los modelos propuestos se deberá restar la concentración inicial de los blancos, con el objetivo de obtener la concentración de Hg acumulada neta. Por otro lado, las calibraciones de los modelos deberán ser realizados con futuros muestreos dentro de la misma zona y el mismo periodo estacional en la que fue realizado este estudio.

Conclusiones

Las concentraciones de Hg encontradas en el sector urbano-Santiago (16.4 – 43.4 μg Kg⁻¹), semi-urbano-Chimbarongo (12.7-39.5 μg Kg⁻¹) y sector rural-Las Garzas (14.1-35.2 μg Kg⁻¹) representan concentraciones trazas, por lo tanto, el método moss bag es adecuado para identificar y cuantificar concentraciones traza de Hg presentes tanto en sectores urbanos, semi-urbanos y rurales.

En este estudio, las 3 especies de musgo *Sphagnum* tuvieron una similar variación de acumulación de Hg en función del tiempo de exposición, la zona urbana presentó una desorción de Hg a los 30 días de exposición, el área semi-urbana a los 45 días de exposición, y en la rural se presentó bajas acumulaciones pero con tendencia al incremento a los 60 días. Las especies de musgo con mejor capacidad de acumulación y retención de Hg fueron *S. falcatum* y *S. magellanicum*.

En las 3 especies la temperatura máxima presentó correlaciones negativas, principalmente *S. falcatum* en el sector urbano. Sin embargo, *S. fimbriatum* presentó mayor tendencia a la pérdida de concentraciones de Hg, fue la especie que presentó menor ajuste al modelo multivariante (46.1%), y tuvo la menor tasa de acumulación por día.

Referencias Bibliográficas

- Giordano, S., Adamo, P., Monaci, F., Pittao, E., Tretiach, M., Bargagli, R., 2009. Bags with oven-dried moss for the active monitoring of airborne trace elements in urban areas. Environ. Pollut. 157, 2798–2805. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.04.020>
- Gonzalez-Castanedo, Y., Sanchez-Rodas, D., de la Campa, A.M.S., Pandolfi, M., Alastuey, A., Cachorro, V.E., Querol, X., de la Rosa, J.D., 2015. Arsenic species in atmospheric particulate matter as tracer of the air quality of Donana Natural Park (SW Spain). Chemosphere 119, 1296–1303.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.093>

Moreno, F., Gramsch, E., Oyola, P., Angelica Rubio, M., 2010. Modification in the Soil and Traffic-Related Sources of Particle Matter between 1998 and 2007 in Santiago de Chile. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 60, 1410–1421.
<https://doi.org/10.3155/1047-3289.60.12.1410>

Tretiach, M., Pittao, E., Crisafulli, P., Adamo, P., 2011. Influence of exposure sites on trace element enrichment in moss-bags and characterization of particles deposited on the biomonitor surface. *Sci. Total Environ.* 409, 822–830.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.026>

Wu, Q.R., Wang, S.X., Wang, L., Liu, F., Lin, C.J., Zhang, L., Wang, F.Y., 2014. Spatial distribution and accumulation of Hg in soil surrounding a Zn/Pb smelter. *Sci. Total Environ.* 496, 668–677.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.067>

Xiu, G., Cai, J., Zhang, W., Zhang, D., Bueeler, A., Lee, S., Shen, Y., Xu, L., Huang, X., Zhang, P., 2009. Speciated mercury in size-fractionated particles in Shanghai ambient air. *Atmos. Environ.* 43, 3145–3154.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.044>



[00175] GUAYAQUIL – CALIDAD DEL AIRE – VISIÓN GLOBAL: 1998 – 2018

GUILLERMO ENRIQUE ESPIN ALARCON¹; ILDAURA NOEMI ESPIN ESPARZA²

CONSEES CIA. LTDA.^{1,2}

geespin@yahoo.com¹; ildauraespin@gmail.com²

Palabras Clave: Calidad del aire, Material particulado.

ABSTRACT

From 1974 to May 2018, outstanding information is collected through published research and master's thesis, by institutions and researchers of the issue of air quality in the city of Guayaquil.

Apologies are requested for not mentioning many relevant investigations of the subject, the results are in the conclusions of the present work.

INTRODUCCION

La ciudad de Guayaquil está ubicada en la margen derecha del río Guayas y río Daule; por el norte, el estero Salado y los cerros Azul y Blanco al oeste, el estuario y la Puntilla de Guayaquil al este y hasta el sur por la isla de Puna. El presente trabajo reúne memorias retrospectivas y varios estudios realizados por los autores en los años 1998, 2012, 2016 y 2017 sobre la calidad del aire en Guayaquil.

“Los actores que la ciudad tiene, son las viviendas, la industria, las canteras (22 actualmente), las obras civiles y los agentes meteorológicos como “la velocidad y dirección del viento, la temperatura ambiental, precipitación”; los problemas de afectación a la población que repercute directamente en problemas epidémicos que son las afectaciones respiratorias agudas en salud, superiores 550 000 casos por año en 1998” Espín 2012 y en la actualidad 2018 la ciudad de Guayaquil, tiene una afectación superior a 800 000 casos.

OBJETIVOS

- Determinar la calidad del aire de la Ciudad de Guayaquil mediante la contaminación del PM₁₀, y montar puntos de PM_{2.5} en la ciudad de Guayaquil.
- Valoración del impacto por el deterioro de la salud por enfermedades respiratorias agudas de calidad del aire. Una aproximación.

METODOLOGIA

Medir con equipos el PM₁₀ y mantener una red de PM_{2.5} en áreas de la ciudad de Guayaquil en los periodos señalados.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la década 90, a la fecha se realizaron estudios de control de las industrias INEC, Efficacitas; Espey Houston Copade, G. Espín 1998, G. Espín 2012, Espín 2016, N. Espín 2017, otros investigadores, se recoge a continuación “a) estimación del material particulado en la zona de influencia de la Cemento Nacional por j. Loor, 1992; b.- evaluación de la combustión de los calderos del parque industrial de Guayaquil, Leal, 1989; c.- determinación de la influencia del parque automotor, Maldonado, 1989; d.- análisis de la calidad del aire, Jarrin et al, 1988; INH, 1997.”; Tomado del mismo informe final. El trabajo de Loor, 1992, que hizo pruebas de medición de polvos mediante cinco medidores direccionales expuestos 8 horas durante 20 días.

Además midió en 14 estaciones, aspirando aire a 1.5 m. del suelo **durante 15 minutos. INEC y Efficacitas** en 1996, Espey Houston Copade; clasificó al material particulado en: A.- emitido por las canteras, B.- Manejo y almacenamiento de material crudo y emitido, C.- manipulación del cemento, fugas, conforme la siguiente tabla 1. que resume:

TABLA 1. Composición química del material particulado. Fuente: Loor, 1992; preparado Espey Houston Copade Associates. ; G. Espín, 1998, tesis maestría UAE.

COMPOSICION QUIMICA DEL MATERIAL PARTICULADO				
COMPONENTE	TIPO A(µg/M3)	TIPO B(µg/M3)	TIPO C(µg/M3)	TOTAL(µg/M3)
SiO ₂	104	139	218	461
Al ₂ O ₃	8	38	60	106
Fe ₂ O ₃	4	21	33	58
CaO	475	421	657	1553

MgO		8	11	19
SO ₃	4	2	5	11
K ₂ O	1	1	2	4
Na ₂ O	1	1	2	4
Cl		0,3	0,02	0,32

Los resultados obtenidos a partir del Inventario son presentados adjuntos. Acorde con los resultados obtenidos, se establece que las fuentes consideradas aportan conjuntamente con emisiones de gases y partículas a la Ciudad de Guayaquil en las siguientes cantidades:

- _ 21 667 toneladas de Dióxido de Azufre al año,
- _ 27 221 toneladas de Óxidos de Nitrógeno al año,
- _ 59 740 toneladas de Monóxido de Carbono al año,
- _ **20 038 toneladas de Material Particulado PM₁₀**
Total al año, y
- _ 23 381 toneladas de Compuestos Orgánicos Volátiles al año

El trabajo de N. Espín 2017, crea 4 puntos de control de PM_{2,5}, estaciones control temperatura, velocidad y dirección del viento, monitoreado durante 24 horas durante 7 días cada parámetro en las 4 estaciones (figura 1) seleccionadas de acuerdo a sectores industriales, residenciales, canteras y centro de la ciudad, para época de lluvia y seca o vera



Figura 1. Ubicación de los puntos de monitoreo en la Ciudad de Guayaquil Ref. IGM (1980); elaborado N. Espín: 2017

Se midió las concentraciones de material particulado PM_{2,5} en la época de lluvia y la época seca, midiendo en simultaneo las variables meteorológicas de temperatura, y velocidad del viento, para los cuatro sectores propuestos de la ciudad; sector industrial, sector cementero, sector centro, sector residencial. Se comparó los valores de concentración de PM_{2,5}-24h para cada sector con la norma ecuatoriana y se realizó la

correlación de PM_{2,5} con las variables meteorológicas monitoreadas para la época seca y de lluvia.

En la época seca y de lluvia se puede determinar que en general las concentraciones en el sector industrial son las más altas con respecto a los demás sectores. Los valores de las concentraciones de material particulado en la época de lluvia tienden a ser menor que en la época seca: el sector industrial en la época de lluvia sigue siendo el más contaminado. Se observa en general un rango de mayor concentración que se repite en el mismo horario (rango de horas pico) los siete días de la semana: el rango de horas pico está homogenizado para la época seca en casi todos los sectores. Se observa que las precipitaciones en los sectores industriales y cementeras no modifican la presencia de horas pico de mayor concentración de contaminantes y muestran valores altos dispersos, mientras en el sector centro y residencial la concentración se observa homogéneas en todo el rango horario durante la época de lluvia. Durante el horario diurno se observa una mayor concentración en todos los sectores muestreados se registran concentraciones más altas en horas del día que en la noche. En el sector industrial y sector cementeras el nivel de PM_{2,5} se mantiene elevado en la época seca y de lluvia, esto se puede suponer debido a la demanda de diésel y bunker a nivel industrial y la presencia de vehículos pesados que circulan alrededor de estos dos sectores. Se debe tomar en cuenta que existe mayor actividad industrial y vehicular en horas del día que en la noche, se cumple con la normativa ecuatoriana. En la época de lluvia, la concentración de PM_{2,5}-24h es notablemente más baja que en la época seca, con valores por debajo de los 10 µg/m³. Se observa una influencia de la lluvia sobre la concentración de este tamaño de partícula, destacando los días que se presentaron lluvias en la tabla 3 con el color rojo. Para la época seca el sector más contaminado es el industrial seguido por el centro, este patrón no se repite con lluvia (Tabla 2 y 3).

Tabla 2. Comportamiento diario µg/m³ por sector/época. N Espín, 2017

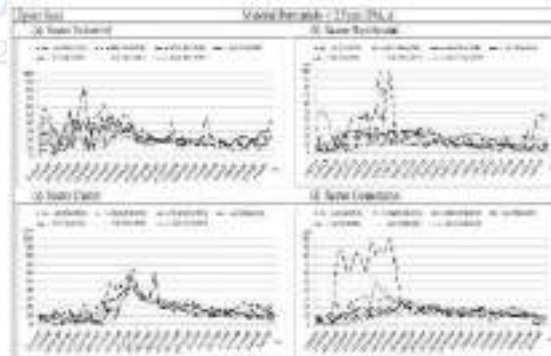
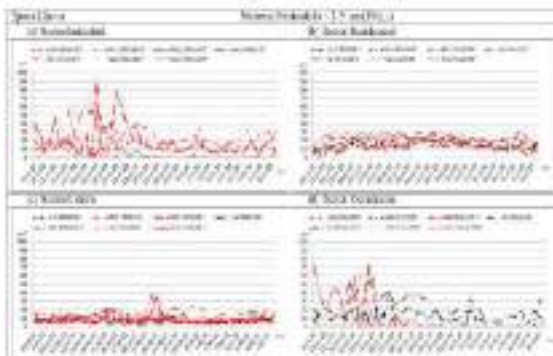


Tabla 3. Comportamiento diario $\mu\text{g}/\text{m}^3$ por sector/época. N. Espín, 2017



G. Espín, 2012, tesis maestría; tomo la decisión de monitorear durante 15 minutos en las avenidas principales de la ciudad y medir PM_{10} , temperatura, velocidad y dirección del viento, estaciones cada 2 km, y graficarlos en el plano de la ciudad analizando la gráfica y sacando la inmisión producida en el punto de monitoreo considerando que inmisión es la contaminación instantánea en el sitio de muestreo ya sea producida por vehículos, polvo, gases es decir no separando su origen.

“El trabajo realizado mediante estaciones móviles y el monitoreo siguiendo las rutas de transporte para facilidad del mismo. Fueron las siguientes; **Ruta 1:** Puerto Marítimo – Pascuales. **Ruta 2:** Calle Los Ríos. **Ruta 3:** Perimetral – Trinitaria. **Ruta 4:** Perimetral - Vía a la Costa. **Ruta 5:** Portete - Malecón Simón Bolívar. **Ruta 6:** Pio Jaramillo – Andec. **Ruta 7:** Martha de Roldós - Puente 5 de Junio. **Ruta 8:** Av. Francisco de Orellana. **Ruta 9:** Perimetral - Intersección vía Daule. **Ruta 10:** Florida - Intersección Perimetral. Se escogieron 10 rutas para monitorear el material particulado PM_{10} , tratando de abarcar la zona urbana y las avenidas principales, el puerto, las termoeléctricas, incluyendo la zona industrial de la ciudad de Guayaquil; se tomó en cuenta la ubicación de las zonas de canteras, residenciales, y asentamiento no controlados, como casas viejas vía a la costa, de igual manera se incorporó en el mapa la dirección y velocidad del viento, la temperatura y el material particulado PM_{10} .”, Espín, 2012

Resultados del monitoreo.- El Equipo usado en el monitoreo Epam – 5000, **Calibration:** NIOSH gravimetric method; **Sensing range:** .001-20.0 mg/m^3 .01-200.0 mg/m^3 (optional); **Particle size range:** 0.1-100 μm ; **Precisión:** +/- 0.003 mg/m^3 (3 $\mu\text{m}/\text{m}^3$)



Mapa # 1.- Mapa de rutas de monitoreo

Las rutas de transporte vial permiten unir los escenarios que se plantearan, ya que unen los diferentes elementos urbanos industriales y mineros que tiene la ciudad de Guayaquil.

Espín, 2012, plantea 3 escenarios a considerar, fuentes fijas, fuentes móviles 2006 y móviles 2012.

Monitoreo a través de fuentes fijas, para las industrias constituyen las fuentes fijas de emisiones de contaminantes y la ciudad de Guayaquil como institución urbana no tiene un plan, para ubicar este Parque Industrial, es decir la M. I. Municipalidad en la práctica no los ha colocado, normado de tal manera que sus emisiones no perjudiquen o sean motivo de reclamo a futuro.

Desde el punto de vista de la Ingeniería Sanitaria, la atmósfera no es un basurero donde los industriales voten los residuos industriales. Esta situación genera el escenario, conociendo los volúmenes enviados a la atmósfera, sin embargo, esto se conoce desde el **año 1996**, en la tabla #1 Eficacias 1996, hace la primera aproximación, más de **5'547386** kilos de material particulado PM_{10} por año enviados a la atmósfera; esto constituye el primer escenario de contaminación atmosférica por fuentes fijas, aporte de la zona industrial independientemente de su ubicación.

Si uso el criterio de la distribución uniforme areal, tratando de llegar a una aproximación a la densidad del material particulado por año distribuido en la ciudad para la zona industrial y para toda el área de Guayaquil, a partir de las emisiones fijas de la zona industrial tenemos el primer mapa de contaminación de la ciudad de Guayaquil.

El mapa # 2 presenta el escenario I de cómo se distribuye la contaminación medida en el sitio de emisión del año 1996 en la zona industrial y como se manifiesta el contaminante en la zona industrial de emisión y una distribución aproximada para toda la ciudad de Guayaquil, por lo tanto, existe una densidad para el área industrial y/o otra densidad areal para toda la ciudad de tal manera que la contaminación sea distribuida homogéneamente con una densidad, igual, homogénea en forma abstracta para la ciudad.



Espin 2012

MAPA # 2.- Escenario I contaminación industrial 1996, datos de Efficacitas

Se entiende por inmisión, la concentración de contaminantes, en el ambiente gaseoso atmosférico, en un punto determinado a escala receptora. Responde también al concepto de concentración ambiental o de nivel de calidad de aire, tanto si se trata de una zona urbana, sub.-urbana, o rural.

El monitoreo mediante fuente móvil constituiría el escenario III. Las unidades de monitoreo son miligramos por metro cúbico, se debe aclarar que estos valores son el promedio de los diferentes puntos tomados a lo largo de la ruta, de la cual se tomó la media, el pico y el valor más bajo. También hay que aclarar que estos valores corresponden al cálculo de concentración realizado para cada punto de monitoreo de la ruta, en donde se tuvo que calcular: 1.- El área bajo la curva, 2.- El momento con respecto al eje inicial, versus tiempo, 3.- Se divide el momento, para el área bajo la curva. 4.- Se obtiene el punto de aplicación del área bajo la curva, 5.- Se calcula la concentración en el punto de aplicación del eje baricentro de la curva, dividiendo el área bajo la curva para el punto de aplicación en el tiempo, hallado en 4.

En 2012, se monitoreo material particulado PM_{10} en más de 140 puntos o estaciones de monitoreo en 10 rutas, que abarcan toda la ciudad, cada punto duro 10 minutos, se realizaron para cada caso el cálculo de concentración. Con el cálculo de las concentraciones puntuales, se puede graficar la ruta numerada y la ubicación versus concentración, de igual manera se obtiene la influencia del punto como un producto determinado, final que es por concepto la concentración, Espín 2012.

La figura # 2, presenta un resumen para las 10 rutas a lo largo del tiempo y del comportamiento de la concentración; los picos para las rutas darán a conocer las zonas de mayor concentración y afectación. G Espín 2012.

De aquí nace el escenario III, la contaminación por material particulado en la ciudad de Guayaquil, es decir conociendo **la inmisión** (contaminación) se puede llegar a valorar diariamente, semanal, mensual, anual, llegar a tener un promedio de concentraciones en el

tiempo y en el espacio urbano, se pueden graficar formando mapa de contaminación y/o afectación para mayorar a toda la ciudad.

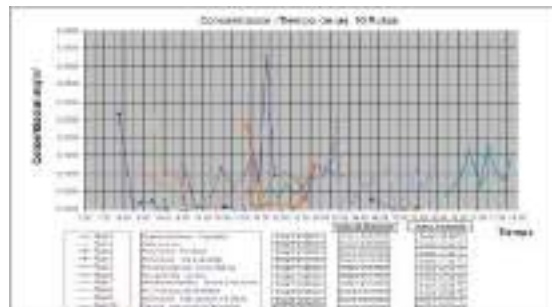


Fig. # 2.- Rutas 1 - 10, para Guayaquil, concentración - Tiempo.

Los tres valores que los diferentes escenarios se han planteado demuestran que existe polvo PM_{10} material particulado en la ciudad de Guayaquil, ya sea por las mediciones de emisión para el año 1996 y 2006 escenarios I y II, inmisión escenario III año 2011, que se emitirían y está presente para la ciudad de Guayaquil. Se debe dejar aclarado que son métodos diferentes de concebir el problema, sin embargo la metodología aplicada permite conocer el comportamiento in situ después de que hayan actuado las variables temperaturas, velocidad y dirección del viento, los errores son aceptables como se verán los resultados a mostrar en el mapa # 3.



Mapa # 3.- Distribución del particulado PM_{10} para la ciudad de Guayaquil a partir de la concentración en $mg/m^2 \times min$.

La tabla #4, se calculó en base al conocimiento promedio superior – inferior, de la contaminación en base a concentraciones como control de calidad, para la ciudad de Guayaquil, la cantidad de polvo PM₁₀ que se produce para la ciudad por año.

Los dos escenarios extremos están arrojando valores de **26147** toneladas por año, para el caso de la media – picos; de PM₁₀, material particulado para la ciudad de Guayaquil, de igual manera para la media - picos bajos, da valores del orden de **6717** toneladas de polvo o material particulado.

El escenario I y II, tienen la propiedad de emisiones, existe concentración en las zonas de emisión, una distribución grosera es dividir la emisión para el área de la ciudad. Espín 2012

Tabla 4. Cuadro De Cálculo De Contaminante Para Guayaquil, 2011

CUADRO DE CONTADOR DE PM10 CONTAMINANTE DE LA CIUDAD DE GUAYAQUIL									
Categoría	Subcategoría	Emissiones 2009	Emissiones 2009	Emissiones 2010 (Media Baja)	Emissiones 2010 (Media Baja)	Emissiones 2010 (Media Baja)	Emissiones 2010 (Media Baja)	Emissiones 2010 (Media Baja)	Emissiones 2010 (Media Baja)
Área total de la Ciudad de Guayaquil	ESCENARIO 1	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año
	ESCENARIO 2	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año
	ESCENARIO 3	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año
	ESCENARIO 4	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año	344000000 kg/año
Área Industrial de la Ciudad de Guayaquil	ESCENARIO 1	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año
	ESCENARIO 2	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año
	ESCENARIO 3	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año
	ESCENARIO 4	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año	100000000 kg/año
1. Área a estudiar		344000000 kg/año							
2. Área a estudiar		344000000 kg/año							
Picos (Contaminante) kg/año	Industria	5547386	5547386	5547386	5547386	5547386	5547386	5547386	5547386
	Transportación	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000
	Residencial	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000
	Comercio	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000	1000000
Picos (Contaminante) kg/año		5547386	5547386	5547386	5547386	5547386	5547386	5547386	5547386
Residencial	Residencial	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007
	Residencial	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007
	Residencial	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007
	Residencial	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007
Residencial		0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007	0.0007

DISCUSIÓN EPIDEMIOLÓGICA, los resultados manifiestan que existen más de 550 000 casos en el año 2012 (1) de atención en centros de salud pública en enfermedades respiratorias agudas. No se registran los casos de consultorios y atenciones particulares, estos valores estadísticos no están contemplados en esta tesis; por encuestas y asunciones particulares, estos valores pueden llegar a 20 casos por consultorio particular diario. Valor que puede hacer modificar los resultados aquí planteados, pueden llegar a crecer al 100 por ciento de lo registrado.

Existen más de quinientos cincuenta mil casos de enfermedades respiratorias agudas registradas para el año 2009, los datos de crecimiento de esta enfermedad es alarmante para la ciudad de Guayaquil que tiene una población mayor dos millones quinientas mil personas, está ligada al problema ambiental, meteorológico, de salud y malos manejos de la calidad del aire.

Mapa # 4.- epidemiología por enfermedades agudas en



la ciudad de Guayaquil, Espín 2011

El Mapa 4 presentado por Espín, 2012, es tomado de los resultados epidemiológicos de la dirección de salud en los centros hospitalarios y centros de salud existentes no del origen y destino de los pacientes es decir de personas atendidas en los centros de salud.

La zona marcada con amarillo es una zona comercial y residencial con ingresos per capita de las familias que habitan o moran el área son altos, es decir no concurren a los centros de salud, generalmente son atendidos en consultorios particulares, una observación directa, es que el área está poblada de grandes centros de boticas y de expendio de medicinas, mas no las zonas afectadas.

CONCLUSIONES

Las conclusiones de G. Espín, 2012 está referida a los datos existentes en la zona, tanto de gases y partículas así como de la salud; la segunda es la valoración del impacto por el deterioro de la calidad del aire en el bienestar social en el periodo 74-94, la tercera es los aportes metodológicos en la valoración del problema. Se requiere un análisis por separado cada una de estas conclusiones ya que son independientes a pesar de estar íntimamente relacionadas.

Los dos escenarios extremos están arrojando valores de **26147** toneladas por año, para el caso de la media – picos; de PM₁₀, material particulado para la ciudad de Guayaquil, de igual manera para la media - picos bajos, da valores del orden de **6717** toneladas de polvo o material particulado.

La zona del Paraíso a partir de la creación del basurero San Eduardo, ha contribuido en el deterioro de la calidad del aire por los incendios que se producían por los malos manejos del basurero.

La valoración económica de la función de la morbilidad por los gastos tabulados para enfermedades respiratorias agudas y crónicas, sumaron \$55.000 para la encuesta y para la población \$287.000 Cdl. El Paraíso, gasto realizado por año en la ciudadela, considerando las elasticidades para este caso se concluyó de que si varían las enfermedades agudas y crónicas en 1 % estas se reducirían en 27 % de la función costo de morbilidad al hacer cero las otras variables, cuyo resultado es bastante aceptable para este tipo de trabajo, esto representan

\$77.500 que no hubiera gastado la comunidad; este análisis para un año crítico. El Paraíso ha soportado con intensidad este fenómeno por un lapso de 15 años, da un resultado de \$4'305.000, valor no despreciable para una comunidad de clase media a media alta. G. Espín 1996

N. Espín, 2017, concluye y recomienda: La concentración del PM_{2,5} se vio disminuida de manera importante por la presencia de la lluvia demostrando que las PM_{2,5} son arrastradas por el agua.

En la ciudad de Guayaquil se recomienda implementar una red de monitoreo de material particulado para control de la calidad del aire y la influencia del carbono negro para la implementación de políticas ambientales.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. ARMIJOS Roberto, 1978. Epidemiología básica, Editorial Intermedica, 2da. Edición, Argentina.
2. ESPEY HOUSTON - COPADE, 1998. Contaminación de Guayaquil, Municipio de Guayaquil.
3. Espín Alarcón Guillermo E. 2012, tesis de maestría en ingeniería sanitaria, Contaminación atmosférica por el polvo PM-10, producto de la explotación minera y la regeneración urbano-industrial de la ciudad de Guayaquil.”, Universidad de Guayaquil. Ecuador
4. Espín Alarcón Guillermo E. 1978, Tesis Maestría en ciencias, Aportes metodológicos en la valoración económica de la calidad del aire en la ciudadela el Paraíso, Universidad Agraria del Ecuador, Guayaquil – Ecuador.
5. Noemi Espín,- 2017, “Estimación del nivel de contaminación de material particulado PM_{2,5} y PM₁ en la ciudad de Guayaquil.”, tesis maestría
6. ESPOLAZQUETA OYARZUN, Diego, 1996. Valoración económica de la calidad ambiental, Ed. Mc. Graw Hill, 1era edición, España.
7. AUSTIN, Harland, 1994. Limitaciones de la aplicación del método de casos y controles. Revista, Epidemiologic reviews, USA.
8. BAZANT S., Jan, 1986. Manual de criterios de diseño urbano, Ed. Trillas, 3era edición, México.
9. CORREA Adolfo, 1994. La medida de la exposición en estudios de casos y controles, métodos y recomendaciones registrados en la literatura, Boletín de la OSP, México.
10. 8. - CROCKER, Thomas D. et al 1979. Methods Development for Assessing Air Pollution Control Benefits, Vol. I: Experiments in the Economics of Epidemiology. Washington D.C.: Enviromental Protection Agency.
11. DE NEVERS Noel, 1998. Ingeniería de control de la contaminación del aire, USA
12. DEVER G. E. Alan, 1991. Epidemiología y administración de servicios de salud, OPS. OMS. BID, USA.
13. .
14. FREEMAN MERRICK A, 1992. Control de la contaminación del agua y el aire, evaluación de costo beneficio. Limusa Grupo Noriega Editores, 1era reimpresión, México.
15. FUNDACION NATURA, 1991. Potencial impacto ambiental de las industrias en El Ecuador, Edumat III, Quito.
16. INEC. EFFICACITAS. VICE PRESIDENCIA DE LA REPUBLICA, 1996. Contaminación industrial en Guayaquil, evaluación preliminar, Quito.
17. INEC, 1998. Atlas de la morbilidad de la población Ecuatoriana, Guayas, Quito.
18. INEC, 1996. Anuario estadístico del transporte, Quito.
19. INEC, 1997. Encuesta de empleo subempleo y desempleo, Quito.
20. LAVE, L.B. Y SESKIN, E.P.(1978). Air Pollution and Human Health, Resources for the Future, Johns Hopkins University Press, Baltimore.
21. MILLER Jr. G. Tyller, 1995. Ecología y medio ambiente, Grupo editorial Iberoamericano, 1era Ed., México
22. MURRAY Christopher J. L. 1994. La carga global de enfermedad en 1990, resumen de los resultados, análisis de la sensibilidad y orientaciones futuras, Vol. 72 # 3, pp 495-509, Bulletin of the world health USA.
23. OSTRO, B.D., ROWE, R.D.,Y CHESNUT, L.G. (1990). Transferring Air Pollution Health Effects Across European Borders: Issues of Measurement and Efficiency, Ponencia presentada en la primera European Conference of Enviroment and Resource Economics, Venecia, abril de 1990.
24. QUADRI Sanchez, 1994. La ciudad de México y la contaminación atmosférica, Ed. Limusa, 1era Ed., México
25. RAO Kolluro, 1998. Manual de evaluación y administración de riesgos, Ed. Mc. Graw Hill, 1ers Ed. Español, España.
26. PLENCOVICH Carcavallo, 1982. Ecología y salud humana, Ed. Intermedica S.A.I.C.I., 1era Ed. Argentina.
27. POPE Jeffrey L., 1992. Investigación de mercados, Grupo Editorial Norma, México.
28. RANDALL Alan, 1985. Economía del recurso natural y político ambiental, Ed. Limusa, 1era Ed., España.
29. 31.- RAO Kolluro, 1998. Manual de evaluación y administración de riesgos, Ed. Mc. Graw Hill, 1ers Ed. Español, España.
30. PLENCOVICH Carcavallo, 1982. Ecología y salud humana, Ed. Intermedica S.A.I.C.I., 1era Ed. Argentina.
31. SAMPIERI Roberto, 1998. Metodología de la investigación, Ed. Mc. Graw Hill, 2da Ed., España.

32. STRAUSS W., MAINWARING S.J. 1993. Contaminación del aire, Ed. Trillas, 1era Edición, México.
33. SECRETARIA TECNICA DEL FRENTE SOCIAL, 1996. La geografía de la pobreza en el Ecuador, julio, Quito.
34. THONSON W. Douglas, 1994. Análisis estadísticos de los estudios de casos y controles, O.S.P. U.S.A.
35. VEGA G. Silvia, 1990. Evaluación epidemiológica de riesgos causados por agentes químicos ambientales, ed. OPS., Noriega - Limusa, México.
36. WARK Kenneth - WARNER Cecil F. 1993. Contaminación del aire, origen y control, Ed. Limusa, Méx



[00190] CONTAMINACIÓN DEL AIRE A FILO DE CALLE, CASO ESTUDIO PUCE SEDE QUITO

DAVID CHUQUER¹; SANTIAGO AMPUDIA²; CAROLINA PUERTAS³;
LEONARDO BUSTAMANTE⁴; JENNY MURILLO⁵; FRANCISCO RAMIREZ⁶

PUCE^{1,2,3,4,6}; UCE⁵

dchuquer295@puce.edu.ec¹; shampudia@puce.edu.ec²; caritocecibelle@gmail.com³;
leonardobg18@hotmail.com⁴; jmurillo@uce.edu.ec⁵; rframirez@puce.edu.ec⁶ Palabras claves

: Calidad del aire; contaminación; monitoreo ambiental; aire interior.

ABSTRACT

Air pollution on street level in one of high traffic zones of the Metropolitan District of Quito (DMQ) was studied between March 16 and 22 of 2018 by monitoring gases and particulate matter (PM) with continuous analyzers. During the monitoring period, there were no violations of the air quality environmental regulations; however, the carbon monoxide values obtained in this study were higher than those registered in the DMQ Environment Secretariat's regional monitoring stations. Time series analysis allowed to understand trends and behaviors of pollutants concentration throughout the day, as well as correlated associating parameters, such as ozone, nitrogen dioxide and PM which behaviors were influenced by the atmospheric conditions and DMQ anthropogenic activity. Additionally, indoors air PM concentration was determined to be higher than outdoors's, but with similar tendency. Statistical analysis showed correlated parameters groups such as secondary pollutants, temperature and humidity that represented the most influential component. Pollutants concentration depend on day time as well as associated meteorological factors like humidity and temperature, demonstrating that DMQ pollution at street level was a unique study case to understand air pollution in high altitude cities.

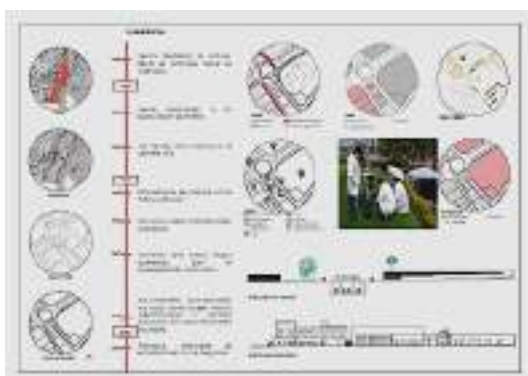


Figura 1. Descripción del punto de monitoreo

INTRODUCCIÓN

El Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) ha llevado a cabo iniciativas para controlar su calidad del aire. Es así que desde el 2004, el Municipio del DMQ dispone de la red automática de monitoreo de calidad del aire con ocho estaciones a lo largo de la ciudad y los valles aledaños, las cuales entregan información horaria sobre la calidad del aire a nivel regional. Factores meteorológicos, el intenso flujo vehicular e incendios forestales promovieron que se superen los límites máximos permisibles recomendados por la OMS en materia de partículas PM₁₀, PM_{2.5} y O₃ durante el 2015 y 2016.

La ciudad dispone de 39 puntos de monitoreo pasivo para la supervisión de calidad del aire a filo de calle, cuyos valores indican la concentración promedio de los contaminantes en un periodo de 15 o 30 días según el parámetro, requiriendo procesos exhaustivos de laboratorio y la utilización de estimaciones respecto a la adsorción de contaminantes en los dispositivos, que pueden provocar discrepancias respecto a los valores medidos por monitores continuos (Lanzafame, Monforte, & Scandura, 2016). El informe de calidad de aire 2016 del DMQ muestra que los niveles NO₂ a filo de calle superan en un 65% a los valores reportados por estaciones regionales de monitoreo continuo (DMQ, 2017).

Numerosos estudios han resaltado la necesidad de realizar monitoreos de contaminación del aire a filo de calle debido a las diferencias encontradas respecto a los niveles registrados por estaciones regionales (Gulliver & Briggs, 2004) (Moore, Figliozzi, & Monsere, 2012) (Wang & Gao, 2011). Los factores que deben tomarse en cuenta al realizar estudios de calidad del aire a filo de calle son la vialidad, volumen de tráfico, diseño de vialidad, distancia entre la vía y monitor de calidad del aire, condiciones meteorológicas y los contaminantes a evaluar (Baldauf, y otros, 2009).

Este estudio pretende ser pionero en el Ecuador respecto a las metodologías para el análisis de calidad del aire con monitores continuos a filo de calle y determinar las condiciones a las que residentes cercanos a vías de alto tráfico y conductores están expuestos, tomando en cuenta el perfil horario para varios contaminantes. En este caso se presentan resultados del monitoreo realizado en la Pontificia Universidad Católica del Ecuador (PUCE), sede Quito, ubicada en el centro-norte del DMQ (figura 1).

OBJETIVOS

- Conocer el estado de la contaminación del aire a filo de calle en la PUCE sede Quito.
- Obtener perfiles horarios para las concentraciones de los contaminantes ambientales.
- Comparar los valores obtenidos con límites máximos permisibles nacionales de calidad del aire.
- Realizar el análisis de componentes principales (ACP) para identificar las variables que están correlacionadas en la contaminación del aire a filo de calle.

METODOLOGÍA

Se ejecutó el monitoreo de calidad del aire en la PUCE sede Quito. Algunas características sociales y arquitectónicas de la zona se especifican en la figura 1. Se realizó el monitoreo de aire exterior y aire interior. El punto de monitoreo de aire exterior se ubicó en la puerta de ingreso a la PUCE ubicada en la intersección de la calle Ladrón de Guevara y 12 de octubre, coordenadas UTM 779054.54m E, 9976791.51m S, zona 17M, mientras que la medición de aire interior se realizó en el Hall de la Torre 1 de la Universidad, coordenadas UTM 779067.89m E, 9976740.01m S, zona 17M. La calidad del aire ambiente fue medido con el AQM60 Environmental Monitor V5.0 de AEROQUAL (AEROQUAL, 2018), adquiriendo datos cada 2 minutos, durante 7 días por 24 horas entre el 16 y 22 de marzo de 2018. Los parámetros analizados fueron monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO₂), dióxido de nitrógeno (NO₂), ozono (O₃), material particulado con diámetro aerodinámico menor a 10 micrómetros en exteriores (PM_{10E}), humedad relativa (RH1), temperatura (TEMP1), dirección del viento (WD) y velocidad del viento (WS). La calidad del aire interior fue monitoreada con el equipo AEROCET 531S de Metone, adquiriendo datos cada 10 minutos, durante 2 días por 12 horas entre las 07h00 y las 19h00 del 21 y 22 de marzo de 2018. Se determinó material particulado en interiores (PM) con diámetro aerodinámico menor a 1 micrómetro (PM₁), menor a 2,5 micrómetros (PM_{2.5}), menor a 4 micrómetros (PM₄), menor a 10 micrómetros (PM_{10I}), y partículas sedimentables totales (TSP) (Met One Instruments Inc, 2018). Los datos de partículas fueron corregidos a condiciones de referencia aplicando la siguiente ecuación:

$$C_c = C_o * \frac{760\text{mmHg}}{P_l} * \frac{(273+t)}{298K} \quad (1)$$

Donde C_c es la concentración en microgramos por metro cubico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) medido a condiciones de referencia (25°C y 760mmHg), C_o es la concentración en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ medido a condiciones locales, P_l es la presión local en mmHg y t es la temperatura local en °C (Registro Oficial, 2011).

El análisis de la información se realizó en unidades de partes por millón (ppm) para los gases (CO, NO₂, SO₂ y O₃) y en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a condiciones de referencia para las partículas (PM_{10E}, PM₁, PM_{2.5}, PM₇, PM_{10I} y TSP). La elaboración de las series de tiempo se realizó en Excel utilizando tablas dinámicas. El ACP se realizó con el complemento de Excel, XLSTAT (XLSTAT, 2017). La comparación de las series de tiempo obtenidos en los monitoreos realizados en este estudio con los datos reportados por el Municipio del DMQ (estación Centro SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Histórico) se realizó aplicando la *Crosscorrelation* con el paquete estadístico Rstudio Version 0.99.903 (Venables & Ripley, 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 2 muestra el comportamiento de los contaminantes NO₂, O₃ y PM_{10E} a través del día en promedios de 1 hora tomando en cuenta las mediciones de los siete días de monitoreo (entre el 16 y 22 de marzo de 2018). Se observan picos definidos de alta concentración de contaminantes, para el caso del PM_{10E} es a las 8h00 debido al alto tráfico vehicular de las primeras horas de la mañana. La intensa actividad antropogénica, acompañada por la alta radiación solar de la ciudad (máxima a las 12h00) provoca condiciones químicas que favorecen la formación de contaminantes secundarios como el O₃ cuyo pico máximo es a las 12h00 y el NO₂ cuyo pico máximo es a las 15h00. Dicho desfase de tiempo es coherente ya que la producción de O₃ y NO₂ están relacionadas mediante la siguiente reacción:

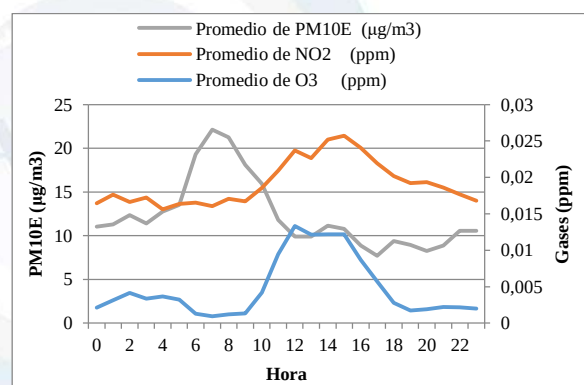
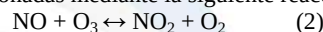
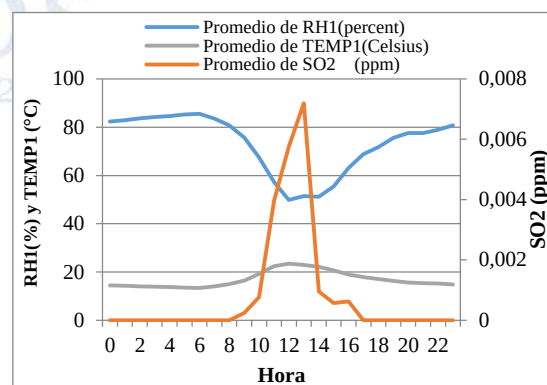


Figura 2. Series de tiempo con promedios de una hora para O₃, NO₂ y PM_{10E}



La humedad relativa y la temperatura son parámetros que influye drásticamente en la concentración de SO₂, el cual aumenta su concentración en periodos del día cuando la humedad disminuye y aumenta la temperatura, es decir entre las 10h00 y 14h00 como se observa en la figura 3. En el caso del CO, su concentración permanece en rangos estrechos entre las 7h00 y 23h00, periodo en el que se registra la mayor actividad antropogénica.

Figura 3. Series de tiempo con promedios de una hora para SO₂, RH1 y TEMP1.

Durante el periodo de monitoreo, en los datos obtenidos por este estudio ningún parámetro criterio registró incumplimientos de la normativa respecto a los límites permisibles establecidos en la normativa ambiental vigente (Registro Oficial, 2011).

Qui y colaboradores (2017) mencionan que las estaciones de monitoreo regional como las controladas por el Municipio del DMQ no están diseñadas para medir las variaciones de las concentraciones de contaminantes a microescala (Qiu, Xu, Song, Hao, & Li, 2017). Sin embargo, se compararon las series de tiempo de los parámetros CO, NO₂, SO₂ y O₃ entre la estación regional “Centro Histórico” y la estación a filo de calle de este estudio obteniéndose los siguientes resultados relevantes:

1. Las concentraciones de CO registrados a filo de calle son superiores y con comportamientos similares a los registrados por la estación regional.
2. Las concentraciones de O₃ y NO₂ medidos en este estudio son menores, pero con comportamientos muy similares a la estación regional.
3. En el caso de SO₂ los comportamientos de ambos tipos de estaciones de monitoreo son diferentes.

Se comparó la concentración de partículas en exteriores e interiores las cuales presentan comportamientos similares registrándose picos máximos entre las 7h00 y 8h00 y entre las 17h00 y 19h00 (Figura 4). Es notorio que las concentraciones de partículas en exteriores son menores que en interiores debido a la baja ventilación y la acumulación de contaminantes que presentan las últimas.

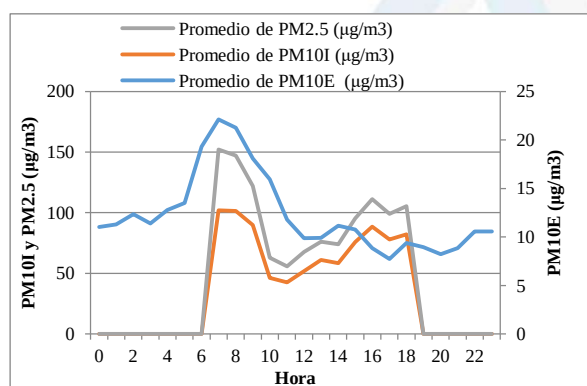
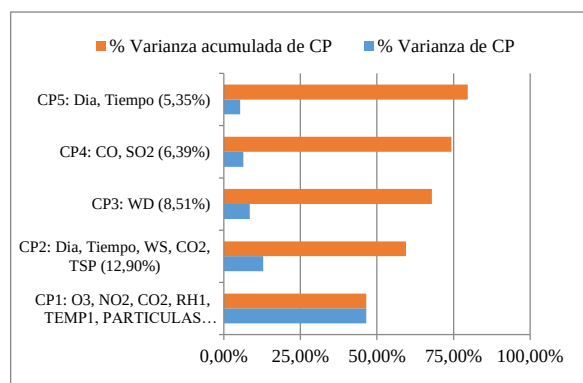


Figura 4. Series de tiempo con promedios de una hora para material particulado en exteriores PM_{10E} e interiores PM_{10I} y PM_{2.5}.

Finalmente el ACP permitió transformar el grupo original de datos correlacionados a un nuevo grupo de datos con un número de variables no correlacionadas o componentes principales (CP) que están en combinaciones lineales con las variables originales (Qiu, Xu, Song, Hao, & Li, 2017). La figura 5 muestra los pesos de cada uno de las CP en la variabilidad total de los datos, observándose que los primeros dos componentes principales explican el 59,42% de la variabilidad. La primera CP aborda los contaminantes secundarios y variables meteorológicas que los generan y la segunda la variabilidad de los datos a través de los días y las horas.

Figura 5. Contribución de las componentes principales a la variabilidad total de los datos.



Respecto al círculo de correlación (Figura 6), es evidente, la formación de grupos de variables que se comportan de manera similar. Un grupo de variables correlacionadas es el formado por PM₁, PM_{2.5}, PM_{10E}, NO₂ y RH1, siendo todas estas variables inversamente correlacionadas con el O₃ y TEMP1. Otro grupo formado es el de las variables medidas en aire interior como PM₇, PM_{10I} y TSP.

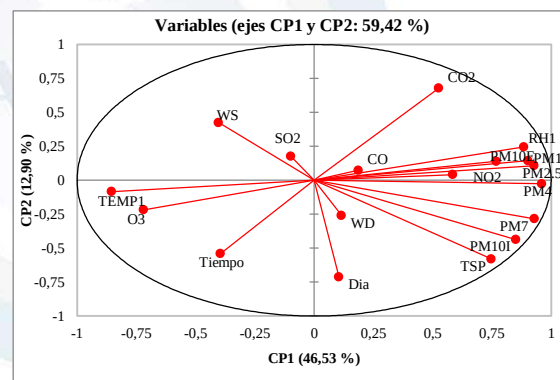


Figura 6. Círculo de correlación de variables

CONCLUSIONES

- Se conoció el estado de la contaminación del aire a filo de calle en la PUCE sede Quito a través de la obtención de perfiles horarios de las concentraciones de los contaminantes.
- No se registraron incumplimientos en la normativa ambiental vigente en el periodo estudiado; sin embargo, al comparar los datos de este estudio con los reportados por la estación regional “Centro Histórico”, los niveles de CO son mayores en la estación de calidad de aire a filo de calle sin llegar a sobrepasar los límites permisibles.
- Se compararon las concentraciones de material particulado medido en interiores (PM_{2.5} y PM_{10I}) y exteriores (PM_{10E}) obteniéndose que tienen comportamientos similares entre sí, sin embargo, los valores reportados en interiores son mayores debido a la infiltración de partículas desde el exterior y a la baja ventilación que presentan los ambientes internos.

- El ACP permitió establecer que existen dos grupos de variables claramente identificados en la población de datos.
- Este modelo de estudio se replicará en otras zonas de alto tráfico del DMQ para establecer un panorama general de la ciudad.

BIBLIOGRAFÍA

- AEROQUAL. (03 de 05 de 2018). *AQM60*. Obtenido de AQM60 User Guide: www.aeroqual.com/wp-content/uploads/AMQ-60-Air-Quality-Monitoring-Station-User-Guide-V1.pdf
- Baldauf, R., Watkins, N., Heist, D., Bailey, C., Rowley, P., & Shores, R. (2009). Near-road air quality monitoring: Factors affecting network design and interpretation of data. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 1-9.
- DMQ, S. d. (2017). *Informe de la calidad de aire - 2016*. Quito: Secretaria de Ambiente del DMQ.
- Gulliver, J., & Briggs, D. (2004). Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. *Atmospheric Environment*, 1-8.
- Lanzafame, R., Monforte, P., & Scandura, P. (2016). Comparative analyses of urban air quality monitoring systems: passive sampling and continuous stations. *Energy Procedia*, 321-328.
- Met One Instruments Inc. (03 de 05 de 2018). *Indoor & Controlled Environments*. Obtenido de Aerocet 531S Handheld Particle Counter: metone.com/indoor-controlled-environments/controlled-environment/aerocet-531s-handheld-particle-counter/
- Moore, A., Figliozzi, M., & Monsere, C. (2012). Air quality at bus stops, empirical analysis of exposure to particulate matter at bus stop shelters. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 76-86.
- Qiu, Z., Xu, X., Song, J., Hao, Y., & Li, X. (2017). Pedestrian exposure to traffic PM on different types of urban roads: A case study of Xi'an. *Sustainable Cities and Society*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2017.04.007>.
- Registro Oficial. (07 de 06 de 2011). TULSMA Libro VI Anexo 4. *Norma de calidad del aire o nivel de*
- inmisión Libro VI Anexo 4*. Quito, Pichincha, Ecuador: Registro Oficial.
- Venables, W., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition*. New York: Springer-Verlag.
- Wang, X., & Gao, H. (2011). Exposure to fine particle mass and number concentrations in urban transportation environments of New York City. *Transportation Research Part D*, 384-391.
- XLSTAT. (20 de 10 de 2017). *XLSTAT-Base*. Obtenido de Factor analysis: https://help.xlstat.com/customer/es/portal/articulos/2062222-como-realizar-un-analisis-de-componentes-principales-acp-con-xlstat?b_id=9283

[00192] QUALIDADE DO AR INTERIOR EM ACADEMIA DE GINÁSTICA: UM ESTUDO DE CASO

MARISTELA SILVA MARTINEZ¹; ALESSANDRA REGINA DOS SANTOS²

Universidade de Ribeirão Preto^{1,2}

mmartinez@unaerp.br¹; alesantoshand@gmail.com²

ABSTRACT

Indoor air quality (QAI) is a new area of study that is being researched by professionals from different backgrounds, thus highlighting the multidisciplinary of the subject. The objective of this study was to evaluate the QAI in a fitness center of a municipality of the interior of the State of São Paulo, Brazil, that uses air conditioner in its dependencies. During three days physical and chemical parameters (temperature, relative humidity, air velocity and carbon dioxide concentration - CO₂) were evaluated; bioaerosol concentration by linear accelerator impactation method and total airborne dispersion concentration by filtration. This study allowed to analyze two environments, one being used for the practice of *weight training* and another for spinning. It was verified that the CO₂ pollutant exceeds the limit allowed by Brazilian legislation in both environments, having the highest concentration in the spinning room. This exceedance is due to the fact that the ventilation is inefficient, and the classes are led by a teacher who conducts the exercise intensity, leading to great variation and CO₂ production. The other pollutants surveyed comply with the recommended values. As for the physical parameters, the temperature in the spinning room is below the recommended operating range, in the internal conditions for summer. The location of the gym is also an important factor. This is located in an urban area with little car traffic, away from shopping centers, and does not interfere with the production of indoor pollutants, with the exception of CO₂.

Keywords: Air quality in a weight training room, Air quality in spinning room, aerodispersóide, indoor pollutants.

RESUMO

A qualidade do ar interior (QAI) é uma nova área de estudo que está sendo pesquisada por profissionais de diferentes formações destacando assim a multidisciplinaridade do assunto. O objetivo deste estudo foi avaliar a QAI em uma academia de ginástica de um município do interior do Estado de São Paulo, Brasil, que utiliza condicionador de ar em suas dependências. Durante três dias foram avaliados parâmetros físicos e químicos (temperatura, umidade relativa, velocidade do ar e concentração de dióxido de carbono - CO₂); concentração de bioaerosol pelo método de impactação com acelerador linear e concentração de aerodispersóides totais no ar por filtração. Este estudo permitiu analisar dois ambientes, sendo um utilizado para a prática de musculação e outro para spinning. Verificou-se que o poluente CO₂ ultrapassa o limite permitido pela legislação brasileira nos dois ambientes, tendo a maior concentração na sala de spinning. Esta excedência se dá pelo fato da ventilação ser pouco eficiente, e as aulas serem comandadas por professor que conduz a intensidade do exercício, levando à grande variação e produção de CO₂. Os outros poluentes pesquisados encontram-se em conformidade com os valores recomendados. Quanto aos parâmetros físicos, a temperatura na sala de spinning encontra-se abaixo da faixa recomendável de operação, nas condições internas para verão. A localização da academia é também um fator importante. Esta se localiza em zona urbana com pouco tráfego automóvel, afastada de centros comerciais, não interferindo na produção de poluentes interiores, com exceção ao CO₂.

Palavras-chave: Qualidade do ar em sala de musculação, Qualidade do ar em sala de spinning, aerodispersóide, poluentes interiores.

Introdução

O ar é um elemento essencial à vida sendo extremamente relevante e necessário estudar sobre a qualidade do mesmo, visto que deve proporcionar bem estar e saúde aos seres humanos.

Segundo Brickus e Aquino Neto (1999), a disciplina que estuda a qualidade do ar de interiores, chamada “Indoor Air Quality”, é uma nova área de estudo que está sendo pesquisada por profissionais de diferentes formações.

A Qualidade do Ar Interior (QAI) torna-se extremamente preocupante, devido às pessoas passarem a maior parte do tempo em ambientes fechados, tais como escolas, residências, edifícios públicos e comerciais, transporte e até mesmo locais de lazer e prática de atividade física, como as academias de ginásticas, o que justifica a preocupação com concentrações de contaminantes no ar desses ambientes.

A poluição de ambientes internos dos edifícios devido aos próprios ocupantes é um fator relevante, levando em conta a respiração, transpiração, bem como o transporte de microorganismos que podem ser causadores de doenças (SCHIRMER et al, 2011).

Buonanno et al, 2013, relatam uma relação entre a ocupação humana e maior concentração de poluentes como dióxido de carbono (CO₂) e material particulado (PM).

Há também uma combinação de poluentes de várias fontes para a determinação da QAI, e é influenciado pela manutenção do edifício, material de construção e tipo de ventilação, porém o que torna esses lugares peculiares são os tipos de atividades desenvolvidas e ocupação por seres humanos. (RAMOS; WOLTERBEEK; ALMEIDA, 2014).

De acordo com Marques (2013), ainda há poucos estudos sobre QAI em instalações esportivas, e a permanência nestes edifícios pode durar algumas horas esporádicas ou diariamente no caso dos atletas e professores.

Andrade, Dominski e Coimbra (2017) também relatam que há poucas publicações sobre a Qualidade do Ar em ambientes utilizados para a prática de exercícios físicos, mostrando que a maioria dos estudos foram publicados na última década, especialmente em 2014 e 2015, contudo, identificou-se apenas um estudo que

investigou a QAI em ambientes para a prática de exercícios físico e esportes na América do Sul.

O Brasil tem o segundo maior número de academias, ficando atrás apenas dos Estados Unidos, e o maior do setor na América Latina. O país está entre os 18 com maior número de academias por habitante, segundo a pesquisa Global Report 2015, realizada pelo IHRSA (International Health, Racquet & Sportsclub Association). (ACAD, 2014).

Portanto, torna-se relevante e necessário publicar sobre a QAI em academias de ginástica no Brasil.

As primeiras normas relacionadas à QAI foram determinadas na década de 80 pela Organização Mundial da Saúde (OMS), porém no Brasil a QAI foi regulamentada inicialmente pela Resolução 176 de 24 de outubro de 2000 da ANVISA e, posteriormente, pela Resolução 09 de 16 de janeiro de 2003 que determina a publicação de Orientação Técnica sobre Padrões Referenciais da Qualidade do Ar de Interiores em ambientes climatizados artificialmente de uso público e coletivo, mas, ainda falta legislação específica que estabeleça padrões e metodologias de amostragem para compostos orgânicos em ambientes internos não industriais, e, a falta de incentivo à pesquisas na área dificulta a divulgação, controle desses contaminantes e conscientização dos ocupantes dos edifícios (SCHIRMER et al, 2011).

A Resolução nº 9, de 16 de janeiro de 2003 da ANVISA, normatiza as metodologias que devem ser empregadas quando da determinação de CO₂, temperatura, umidade relativa, velocidade do ar, bioaerossóis e aerodispersóides (BRASIL, 2003).

Neste estudo foi pesquisado uma academia de ginástica, levantando dados sobre parâmetros físicos e químicos (temperatura, umidade relativa, velocidade do ar e concentração de dióxido de carbono); concentração de bioaerossol pelo método de impactação com acelerador linear e concentração de aerodispersóides por filtração.

As academias de ginásticas têm características distintas em função do tamanho e atividades a serem oferecidas, no entanto, este estudo atentou-se à sala onde dispõe os aparelhos de musculação e outra sala de ginástica, com características próprias para a aula de spinning.

Este estudo é parte da pesquisa de doutorado de uma das autoras.

OBJETIVO

Avaliar a qualidade do ar interior em uma academia de ginástica que utiliza condicionador de ar.

• Materiais e Métodos

A pesquisa foi realizada em 3 dias de medições no período da manhã na estação do ano verão no mês de janeiro, em uma academia de ginástica de um município do interior do Estado de São Paulo, Brasil. A academia localiza-se em zona urbana inserida abaixo da arquibancada de um estádio de futebol, que se encontra rodeado de terrenos livres com pouco fluxo de carros.

A sala de musculação tem área total de 673,4m², seis aparelhos de ar condicionado de 90.000 BTUs. A sala de spinning tem área total de 142m², dois aparelhos de ar condicionado de 60.000 BTUs.

Parâmetros Físicos e Químicos

Para os parâmetros físicos e químicos os dados foram medidos em intervalos de aproximadamente 10 minutos durante uma hora por dia, sendo posteriormente calculado o valor médio dos dados coletados durante os 3 dias. Ao todo foram 18 medições para cada parâmetro.

Para a concentração de dióxido de carbono (CO₂) utilizou-se um aparelho portátil de leitura por meio de sensor infravermelho não dispersivo (Figura 1).



Fonte: Autores

Figura 1: Aparelho medidor de CO₂ – Testo – modelo 535

O aparelho segue as recomendações técnicas para faixa de leitura e exatidão estabelecidas pela RE nº 9 da ANVISA (BRASIL, 2003).

Para a determinação da velocidade do ar foi utilizado um anemômetro portátil, marca Testo, modelo 405-V1, posicionado na região de influência da distribuição do

ar.

Para medidas da temperatura e umidade relativa do ar foi utilizado um Termo-higrômetro portátil, marca Testo, modelo 605-H1.

Todas as amostras foram coletadas com os amostradores na altura de 1,50m com relação ao piso.

Parâmetros microbiológicos

Para analisar a presença de fungos no ar das áreas estudadas foi utilizado um amostrador linear de 1 estágio por impactação (Figura 2), instalado num suporte em tripé, articulado, ajustável até 1,5 m de altura que atende à Norma Técnica 01 da Resolução nº 9 da ANVISA (BRASIL, 2003).



Fonte: Autores

Figura 2: Amostrador de Bioaerosol - BCF.01 - modelo CF-6.

Foi utilizado o meio de cultura Agar Batata Dextrose (ABT) em placas de Petri descartáveis estéreis por Óxido de Etileno, tamanho 90 x 15 mm sob condições assépticas de fluxo laminar. Depois de preparadas no Laboratório, as placas foram seladas com papel alumínio e acondicionadas em sacos plásticos selados para serem levadas a campo, e mantidas em caixa térmica sob temperatura ambiente.

Cada amostragem foi realizada com tempo de coleta de 10 minutos com a bomba operando numa vazão de 30L/min, totalizando um volume de 300 L de ar em cada placa. As análises foram realizadas em triplicata.

Entre a colocação de cada placa no equipamento, a cabeça de amostragem do mesmo foi descontaminada com álcool, de modo a evitar contaminações entre placas.

Foram coletados 9 amostras de ar exterior localizada fora das estruturas prediais na altura de 1,50m do nível da rua.

Após a coleta as placas foram incubadas por um tempo máximo de 7 dias a 25°C, sendo realizadas contagens em 3, 5 e 7 dias.

Parâmetros Químicos

Determinação de Aerodispersóides

A quantidade de material particulado foi determinada por método gravimétrico. O método funciona por meio de sucção de um volume conhecido de ar através de um filtro previamente pesado em balança analítica com sensibilidade mínima de 0,01mg marca Shimadzu com temperatura e umidade controlada. Após a coleta o filtro é novamente pesado e calcula-se a quantidade de MP/m³ de ar.

Os materiais e procedimentos atendem à NHO 03 da FUNDACENTRO (2001), ABNT: NBR 12085 (1991) e RE nº 9 da ANVISA (2003).

Foi utilizado uma unidade de captação constituída por filtros de PVC, diâmetro de 37mm e porosidade de 5µm de diâmetro de poro específico para poeira total a ser coletada (figura 3); suporte de filtro de celulose; porta filtro em plástico transparente com diâmetro de 37mm, localizado na altura de 1,5m do piso, no centro do ambiente a ser coletado.



Fonte: Autores

Figura 3: Filtro de membrana de PVC de 5µm de poro e 37mm de diâmetro, branco liso.

A aparelhagem utilizada foi uma bomba portátil de amostragem de alta vazão para análise de poeiras e fumo, que mantém ao longo do período de coleta a vazão inicial de calibração com variação de 5% (figura 4).



Fonte: Autores

Figura 4: Bomba portátil- Sensidyne, modelo BDX II

Para este estudo foi estipulado a vazão de 3,0 l/min, durante 60 minutos de coleta por dia.

A pesagem de cada filtro foi realizada antes e após a coleta por duas vezes, verificando se a diferença entre as duas pesagens da cada filtro foi menor ou igual a 0,00002g.

Os filtros que não atenderem a especificação acima deverão passar pela terceira pesagem e calcular a média das massas dos filtros.

Análise estatística

Foi realizado através da estatística descritiva, com análise das médias aritméticas, máximos e mínimos. Para o efeito foi utilizado o programa Microsoft Excel.

Resultados e Discussão

Parâmetros físicos e químicos

A tabela 1 revela a média e desvio padrão do número de pessoas presentes durante as medições.

Tabela 1: Média e desvio padrão do número de pessoas

	mus	sp
N	79,3±10,5	23±14,7

N: número de pessoas; mus: msculação; sp: spinning

A ocupação humana segundo Peixoto (2014) e Buonanno et al (2013), é um dos fatores predominantes para a concentração de poluentes, pois condiciona a concentração de material particulado, as oscilações de CO₂ e a presença de microorganismos.

A tabela 2 mostra os valores médios e desvio padrão das 18 medições realizadas em cada ambiente dos parâmetros físicos temperatura, umidade e velocidade.

Tabela 2: Parâmetros físicos (média, desvio padrão, máximo e mínimo)

	mus	sp
T(°C)	23,3±0,97	21,2±1,18
máx	25,3	24,3
mín	22	19,4
U(%)	56,1±1,99	56,0±7,8
máx	61,3	66,4
mín	53,7	41,7
V(m/s)	0,08±0,04	0,16±0,13

máx	0,19	0,53
mín	0,02	0,05

mus: musculação; sp: spinning; i.c: índice de confiabilidade; CO₂: dióxido de carbono; T: temperatura; U: Umidade relativa do ar; V: velocidade do ar.

Comparando os valores adquiridos à RE nº 9 da ANVISA (BRASIL, 2003), observa-se que a temperatura, na sala de spinning encontra-se abaixo da faixa recomendável de operação das temperaturas de bulbo seco, nas condições internas para verão que deve variar de 23 a 27°C. Este resultado se deve ao fato da sala ser pouco frequentada antes do início da aula, sendo a temperatura inicial mais baixa.

Em relação à umidade relativa do ar e velocidade do ar, percebe-se que a média dos resultados das duas salas estão dentro da faixa recomendável de operação, sendo que para umidade relativa, as condições internas para verão deverá variar de 40 a 65% e para o VMR de operação para velocidade do ar é de menos 0,25m/s. A Tabela 3 apresenta os resultados obtidos na análise de dióxido de carbono.

Tabela 3: Concentração de CO₂ medidas nas duas salas (média, desvio padrão, máximo e mínimo.)

	mus	sp
Média (ppm)	2066,1±119,7	3081,5±1236,2
máx	2286	4761
mín	1784	1428

mus: musculação; sp: spinning; ppm: porção por minuto

Quanto ao CO₂, o valor limite de 1000mg/L de dióxido de carbono é ultrapassado nos dois ambientes de prática de exercício físico (tabela 3), porém a maior concentração acontece na sala de spinning. Esse fato pode ser devido aos picos de intensidade da aula comandada pelo professor, o que também relata Ramos (2013) em seu estudo realizado cidade de Lisboa, que apresentou em seus resultados aumentos da concentração de CO₂ representada pela ocupação humana e ocorrência de aula no local. O mesmo autor citado descreve outro fator preponderante nos valores de CO₂ que é a atividade metabólica durante o exercício, sendo que, quanto maior a exigência, maior a produção de CO₂.

Os estudos realizados por Peixoto (2014), também mostram em seus resultados concentrações maiores de CO₂ em locais de práticas de atividades físicas na área metropolitana do Porto, nos períodos do dia que corresponde à maior ocupação de cada espaço, variando conforme o local, ocorrência e hora do dia.

A concentração de CO₂ no ar interior das salas pesquisadas neste estudo fornece uma indicação sobre uma boa ou má taxa de ventilação, e para isso é necessário que os sistemas de ventilação estejam funcionando em ótimo estado para a remoção deste poluente.

A sala de spinning embora seja reservada para as aulas coletivas, também é utilizada por personal training fora dos períodos das aulas, o que pode explicar a concentração mínima já elevada. Na sala de musculação o fluxo é contínuo, pois a academia atende das 6 as 24 hs, o que justifica a elevada concentração em todas as medições.

Embora a ocupação da sala de musculação seja maior que a de spinning, não influenciou no aumento de concentração de CO₂, fato este, que pode ser em função de ter uma área total maior.

O funcionamento da sala de spinning revela uma preocupação com a QAI, uma vez que ao término da aula, o sistema de ar condicionado é desligado, o que não possibilita a renovação do ar contaminado mantendo a concentração de poluentes estável ou continuando a aumentar.

Parâmetros Microbiológicos

O Valor Máximo Recomendável - VMR, para contaminação microbiológica deve ser $\leq 750 \text{ ufc/m}^3$, para a relação $I/E \leq 1,5$, onde I é a quantidade de fungos no ambiente interior e E é a quantidade de fungos no ambiente exterior (BRASIL, 2003).

Na tabela 4 está apresentado a média da contagem das ufc/m³ após diferentes datas de incubação. Foram 3 placas em cada sala por coleta. Ao todo 9 placas por sala e 9 exteriores.

Tabela 4: Média das ufc/m³ em diferentes dias de contagem após incubação no interior.

	mus- 3dias	mus- 5dias	mus- 7dias	sp- 3dias	sp- 5dias	sp- 7dias
1ºcol	233	-	179	78,7	-	63,7
2ºcol	-	114,7	98	-	115,7	105
3ºcol	169	-	165	173,3	-	156,7

mus: musculação; sp: spinning; ufc/m³: unidade formadora de colônia por metro cúbico.

Para efeito do cálculo, utilizou-se a contagem de ufc/m³ do 7º dia de incubação.

As salas pesquisadas apresentam-se em conformidade com a legislação em vigor e revelam concentrações de fungos inferiores às concentrações exteriores (tabela 5)

Tabela 5: Média das ufc/m³ em diferentes dias de contagem após incubação no exterior

	ext-3dias	ext-5d	ext-7dias
1ª coleta	309,3	-	308
2ª coleta		272,3	251,3
3ª coleta	245,7	-	266,7

A maioria das espécies de fungos é proveniente de ambientes externos onde habitam o solo. Os mesmos também vivem nos vegetais e alguns fazem parte da microbiota normal do homem e de animais. Uma vez inseridos em ambientes internos, podem se reproduzir ininterruptamente desde que encontrem condições ambientais e nutrientes adequados (DEGOBBI, GAMBALE, 2008).

Frankel *et al.*, (2012), encontrou em seus estudos realizados ao longo das quatro estações do ano em residências dinamarquesas, uma concentração significativamente mais elevada em ambientes externos do que ambientes fechados no verão e outono.

Neste estudo, embora a concentração de fungos seja maior no ar exterior, não provocou uma desconformidade na concentração de fungos no ar interior, o que pode estar relacionado com a média dos valores encontrados de umidade relativa do ar nos interiores das salas pesquisadas próximo de 50%, que segundo Clark (2004), valores abaixo de 50% não proporciona o crescimento ótimo de fungos.

Parâmetros Químicos: Aerodispersóides totais no ar

De acordo com a RE nº 9 da ANVISA (BRASIL, 2003), os VMR para contaminação química são $\leq 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de aerodispersóides totais no ar como indicador do grau de pureza do ar e limpeza do ambiente climatizado.

A expressão dos resultados se dá pela determinação da massa da amostra coletada sobre o filtro calculando a diferença entre a massa do filtro carregado e a massa do filtro virgem (tabela 5).

Massa da amostra = massa do filtro carregado - massa do filtro virgem. O fator de correção é realizado da seguinte forma: $F = (c-a) + (d-b) \div 2$, onde F = fator de correção; a = massa inicial do filtro testemunho 1; b =

massa inicial do filtro testemunho 2; c = massa final do filtro testemunho 1; d = massa final do filtro testemunho 2.

Se $F > 0$ a massa corrigida = (massa da amostra) - F.

Se $F < 0$ a massa corrigida = (massa da amostra) + F.

Tabela 5: Resultados do cálculo da amostra

	mus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	sp ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1ªcol	0,00	-0,22
2ªcol	0,50	0,17
3ªcol	0,44	-0,17

mus: musculação; sp: spinning

Os resultados mostram que todas as amostras coletadas estão de acordo com os VMR.

CONCLUSÕES

Este estudo permitiu analisar uma academia de ginástica em dois locais de prática de atividade física. Verificou-se que o poluente CO₂ ultrapassa o limite permitido pela legislação brasileira nos dois ambientes, tendo a maior concentração na sala de spinning. Este excesso se dá pelo fato da ventilação ser pouco eficiente, e as aulas serem comandadas por professor que conduz a intensidade do exercício, levando à grande variação e produção de CO₂.

Entende-se que a ocupação humana e o tipo de ventilação são fatores predominantes para a concentração de CO₂.

Os outros poluentes pesquisados encontram-se em conformidade com os valores recomendados.

Quanto aos parâmetros físicos, a temperatura na sala de spinning, encontra-se abaixo da faixa recomendável de operação das temperaturas de bulbo seco, nas condições internas para verão.

A localização da academia é também um fator importante nos dados obtidos nesta pesquisa. Esta se localiza em zona urbana com pouco tráfego automóvel, rodeada de terrenos livres e afastada de centros comerciais, não interferindo na produção de poluentes interiores, com exceção ao CO₂.

Referências

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12085** de 1991. Agentes químicos no ar – Coleta de aerodispersóides por filtração.

ACAD -Associação Brasileira de Academias, 2014. Disponível em: <http://www.acadbrasil.com.br/mercado.html>. Acesso 10 abr 2018.

ANDRADE,A.; DOMINSKI, F.H.; COIMBRA,D.R. Scientific production on indoor air quality of environments used for physical exercise and sports practice: Bibliometric analysis. **Journal of Environmental Management**. V.196,1. July, 2017, p.188-200.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Resolução RE nº 9, de 16 jan. 2003. Brasília: **Diário Oficial da União**, 20 jan 2003.

BRICKUS, L. S. R.; AQUINO NETO, F. R. A qualidade do ar de interiores e a Química. **Química Nova**, v. 22 (1), p. 65 – 74, 1999.

BUONANNO, G.; FUOCO, F.C.; MORAWSKA,L.; STABILE,L. 2013. Airborne particle concentrations at schools measured at different spatial scales. *Atmos. Environ.* 67, 38-45. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231012010308>. Acesso 19 mar 2018.

CLARK, M.N., AMMANN, H.M., BRUNEKREEF, B., EGGLESTON, B., FISK, W.J., FULLILOVE, R.E., GUERNSEY, J., NEVALAINEN, A., VON ESSEN, S.G. **Damp Indoor Spaces and Health**, Institute of Medicine of the National Academies, Washington D.C., 2004.

DEGOBBI, C.M.; GAMBALE, W. Síndrome dos Edifícios doentes: Aspectos microbiológicos, qualidade de ar em ambientes interiores e legislação brasileira. **Microbiologia in Foco**, abr-jun, 2008.

FRANKEL, M.; BEKO, G.; TIMM, M.; GUSTAVSEN, S.; HANSEN, E; MADSEN, A. Seasonal variations of

indoor microbial exposures and their relation to temperature, relative humidity and air exchange rate. **Applied and Environmental Microbiology**, 78 (23), 8289-8297, 2012. Disponível em: <http://aem.asm.org/content/78/23/8289.full>

MARQUES, L.R.D. **Qualidade do ar interior em instalações desportivas**. Dissertação (Mestrado). Engenharia do Ambiente. Universidade de Aveiro, Portugal, 2013.

NHO 03. Norma de Higiene Ocupacional: Método de Ensaio. **Análise gravimétrica de aerodispersóides sólidos coletados sobre filtros de membrana**. Ministério do Trabalho e Emprego. FUNDACENTRO, 2001.

PEIXOTO, C.F.M. **Avaliação da Qualidade do Ar Interior de Ginásios**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Química. ISEP-Instituto Superior de Engenharia do Porto. Porto, 2014.

RAMOS, C.A.; WOLTERBEEK, H.T.; ALMEIDA, S.M., 2014. Exposure to indoor air pollutants during physical activity in fitness centers. *Build. Environ.* 82, 349-360. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.08.026>. Acesso 15 mai 2018.

RAMOS, C.A.A.M.C. **Qualidade do ar interior em ginásios**: Exposição a poluentes do ar interior durante a atividade física. Dissertação (mestrado). ISEC – Instituto Superior de Educação e Ciências. Lisboa, 2013. Regional Publications, Copenhagen, Denmark. Disponível em: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0019/123085/AQG2ndEd_7_3Particulate-matter.pdf

SCHIRMER, W.N., et al., 2011. A poluição do ar em ambientes internos e a síndrome dos edifícios doentes. **Ciência & Saúde Coletiva** 16 (8): 3583-3590

[00283] DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS EN EL MATERIAL PARTICULADO PM₁₀ EN BUCARAMANGA – SANTANDER

ALIX CONTRERAS¹; DINA MARGARITA BERMÚDEZ ORTÍZ²; LUISA FERNANDA SUAREZ³; ANGÉLICA MARÍA CANDELA SOTO⁴

UNIVERSIDAD SANTO TOMAS BUCARAMANGA^{1,2,3,4}

yusaracontreras@gmail.com¹; dinabermudezo@gmail.com²; luisa.suarez1107@gmail.com³; angelica.candela@gmail.com

ABSTRACT

The present study, describes the results of the records contained in the evaluation of air quality, evaluating the elemental composition of Cu, Ni, Pb and Zn in the respirable fraction of air PM₁₀. The samples were collected at the Aurelio Martínez Mutis School station in the “Calle de los Estudiantes”, using a high-volume sampler with fiber optic filters, in 24-hours samples, with a frequency of seven days. The periods of study included May 27 to June 2, 2016 and June 19 to June 25, 2017, periods with presence and school break respectively.

The extraction process was carried out following the IO-3.1 method, standardized by the EPA and for the metal reading, the IO-3.2 method was used by the atomic absorption technique. The average levels of particulate material in 2016 (34, 6 µg / m³) and 2017 (35, 4 µg / m³), did not exceed national and international standards. The results found indicate that Cu (0.22 - 0.24 µg / m³) and Ni (0.04 - 0.09 µg / m³) for the two study periods are the most abundant metals in the samples.

INTRODUCCIÓN

El concepto de material particulado se define como una compleja mezcla de partículas suspendidas en el aire que varían de tamaño y composición dependiendo de sus fuentes de emisión. Se denominan “respirables a las partículas que poseen un diámetro menor o igual a 10 µm (PM₁₀) por su capacidad de introducirse en las vías respiratorias de los seres vivos. Esta condición de respirable se convierte en una amenaza para la salud pública en las zonas altamente urbanizadas. (Vargas, 2011).

En las últimas décadas, el requerimiento de la calidad del aire en las grandes ciudades del mundo obedece principalmente a una preocupación masiva de los organismos ambientales por el impacto que tienen los contaminantes atmosféricos en la salud de la población (Clean Air Institute, 2012). De esta manera, en Bucaramanga (Santander, Colombia), existen diferentes fuentes y tipos de material particulado sólido en suspensión

(PM₁₀) presentes en el aire y que están asociadas principalmente a las actividades comerciales, de transporte y centros industriales. (Tobón, 2006).

Al margen del tamaño de las partículas, la fracción respirable del material particulado PM₁₀ generalmente contiene trazas de metales pesados adheridos, que ingresan a los seres humanos por las vías respiratorias, generando efectos tóxicos ya sea por su composición o por su incidencia a mediano y largo plazo. Cada metal tiene un mecanismo de acción y un lugar de acumulación dentro del organismo de un ser vivo; los daños que causan son severos y en ocasiones ausentes de síntomas. (Revilla, 2009)

Dada la trascendencia, este estudio evaluó y estableció la presencia de los metales pesados cobre, níquel, plomo y zinc, en el material particulado PM₁₀ filtrado en la estación Ciudadela Real de Minas de la ciudad de Bucaramanga, posiblemente presentando influencia por las altas concentraciones de material particulado y de metales pesados, debido a que se encuentra en una zona con alta densidad vehicular. Esto se considera una amenaza hacia la población receptora (viviendas, centros educativos y comercio), dado que afectan la calidad del aire y guardan relación directa sobre la salud.

Por lo tanto, este es el primer estudio realizado para la determinación y cuantificación de metales pesados en la estación mencionada, por lo que se espera que la publicación del mismo tenga un impacto y sea un aporte valioso para las decisiones que en adelante tome la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB) con relación a este sector.

OBJETIVOS

• OBJETIVO GENERAL

Determinar la presencia de metales (cobre, níquel, plomo y zinc) en el material particulado PM₁₀ de la estación de Ciudadela Real de Minas de la red de monitoreo de la calidad del aire de Bucaramanga, mediante la técnica de espectroscopía de absorción atómica de llama.

• OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Evaluar el comportamiento del material particulado PM_{10} y el índice de calidad del aire de Bucaramanga – IBUCA – para el periodo de muestreo, en la estación de Ciudadela Real de Minas de la red de monitoreo de la calidad del aire de Bucaramanga, a partir de la información reportada por la CDMB.

Analizar la información meteorológica que influye en la dispersión del material particulado PM_{10} suspendido en el aire para el sector de Ciudadela Real de Minas de la ciudad de Bucaramanga, mediante la gráfica de rosa de vientos.

Determinar y cuantificar la presencia de cobre, níquel, plomo y zinc en el material particulado PM_{10} monitoreado por la CDMB en el periodo de muestreo de la estación de Ciudadela Real de Minas, mediante la técnica de espectroscopía de absorción atómica.

METODOLOGÍA

ÁREA DE ESTUDIO

Bucaramanga, Capital del departamento de Santander limita por el Oriente con los municipios de Matanza, Charta y Tona; por el Sur con el municipio de Floridablanca, por el Norte con el municipio de Río negro; y, por el Occidente con el municipio de Girón. Se localiza en una terraza inclinada de la Cordillera Oriental a los $7^{\circ} 08'$ de latitud norte con respecto al Meridiano de Bogotá y $73^{\circ} 08'$ de longitud al Oeste de Greenwich. (Área Metropolitana de Bucaramanga, s.f.)

La estación de ciudadela se encuentra ubicada en la zona Occidental del municipio de Bucaramanga, como se observa en la figura 1. El sector de Ciudadela Real de Minas hace parte de la Comuna 7- La Ciudadela donde se encuentran las urbanizaciones: Macaregua, Ciudad Bolívar, Los Almendros, Plazuela Real, Los Naranjos, Plaza Mayor, Plazuela Real (Alcaldía de Bucaramanga, s.f.).

En esta zona se encuentra la Calle de los Estudiantes, donde se ubican varios colegios de secundaria y dos instituciones de educación superior (Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga).

La elaboración de este proyecto incluyó la consecución de la información de la red de monitoreo de la calidad de Bucaramanga. La estación de muestreo se encuentra ubicada en las instalaciones del colegio Aurelio Martínez Mutis en la Calle de los estudiantes. Este punto de monitoreo se seleccionó teniendo en cuenta la permanencia de personas, principalmente estudiantes y residentes del sector. Los periodos de muestreo se registraron entre el 27

de mayo al 2 de junio de 2016 y 19 al 25 de junio de 2017 en muestreos de 24 horas, con una frecuencia de siete días. En el primer año se valoró la presencia de estudiantes en el sector y en el segundo año se seleccionó un periodo con receso estudiantil.

Las muestras de partículas atmosféricas con diámetro inferior a 10 micras, se recolectaron por medio de filtros de cuarzo, mediante el muestreador automático BAM-1020 de alto volumen, propiedad de la CDMB. Los filtros fueron acondicionados 36 horas antes de pesarlos.

ANÁLISIS QUÍMICO

Después del acondicionamiento específico, se retiró la parte innecesaria del filtro y se realizó el respectivo pesaje. Este proceso se realizó para verificación y control interno de las muestras, garantizando la conservación del contenido del material. Sin embargo, las concentraciones de material particulado PM_{10} utilizadas en el análisis son las suministradas por la CDMB.

Los filtros fueron enriquecidos con estándares de Cu, Ni, Pb y Zn (Mol Labs Quimiométricas) para alcanzar una concentración de 0,1 mg/L de cada uno de los metales en estudio. Seguidamente, se realizó la digestión de los filtros de acuerdo al procedimiento establecido por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) en el método EPA-IO 3.1, “Selección, preparación y extracción de material filtrado” de junio de 1999, que proviene del Capítulo IO-3: “Análisis de especies químicas en partículas suspendidas colectadas en filtros” procedimiento extracción con ácido caliente (Center for Environmental Research Information Office of Research and Development, 1999).

Una vez digerida la muestra, los metales (Cu, Ni, Pb y Zn) fueron analizados mediante el espectrofotómetro de Absorción Atómica modelo Thermo Scientific, ICE 3000 series, ubicado en el laboratorio de Investigaciones Ambientales de la Universidad Santo Tomás.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

• METEOROLOGÍA

El tiempo de muestreo en la zona de estudio fue en el periodo del 27 de mayo a 2 de junio de 2016 y 19 al 25 de junio de 2017.

En el sector de ciudadela real de minas la dispersión del material particulado y su disolución en la atmósfera está condicionada por los factores climáticos característicos de una zona Andina que presenta temperatura promedio de $22,6^{\circ}C$. Al medio día la temperatura máxima media oscila alrededor de $28^{\circ}C$. En la madrugada la temperatura mínima está entre los 18 y los $19^{\circ}C$. La humedad relativa es mayor a 80% en promedio y en épocas de lluvias alcanza valores superiores al 84%. (Área Metropolitana de Bucaramanga).

La figura 1 y 2 muestran la rosa de vientos del año 2016 y 2017, allí se puede observar que para los meses mayo- junio del año 2016 la dirección del viento predominante fue hacia el norte con un promedio de velocidad de 0,93 m/s, y para la semana de estudio del año 2017, el noroeste fue la dirección predominante, con un promedio de velocidad de viento de 0,79 m/s. Estos promedios de velocidades son inferiores ya que presentan mayor frecuencia las velocidades que están hacia abajo ($<0,10$ m/s).

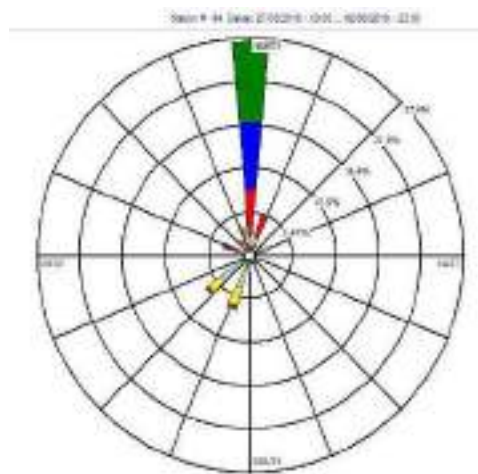


Figura 1. Rosas de viento del año 2016

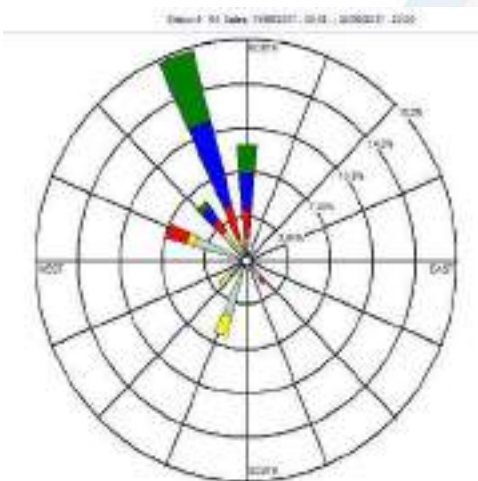


Figura 2. Rosas de viento del año 2017

• CONCENTRACIÓN DE PM_{10}

A finales del mes de mayo y principios del mes de junio del año 2016, en el presente estudio se considera como semana escolar, se encontró un promedio máximo de concentración de PM_{10} ($34,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) para un periodo de 24 horas, que corresponde a la fecha del 31 de mayo como se observa en la figura 3, Las concentraciones determinadas de material

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

particulado en la estación de ciudadela real de minas, en todos los días de muestreo y en promedio, son menores con respecto a los niveles máximos permisibles, establecidos por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial y la norma de Inmisión Ecuatoriana ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De igual forma presenta valores inferiores con respecto al nivel de concentración diario que dispone la Organización mundial de salud ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



Figura 3. Concentraciones ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) promedio de PM_{10} en la semana de estudio del año 2016.

En la figura 4 se muestra el resultado promedio de las concentraciones de la fracción respirable PM_{10} realizados durante el año 2017 en una semana del periodo de vacaciones que realizan las instituciones ubicadas en el sector de estudio. En comparación con el año anterior muestra una continua disminución de la concentración para los primeros días de la semana. Siendo así, se determinó el promedio máximo que corresponde a la fecha 22 de junio con una concentración de ($35,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), se encuentra bajo los límites permisibles de la Norma Colombia, la Norma Ecuatoriana y los niveles presentados por la OMS. Por lo tanto, este sector de Bucaramanga no se considera como foco de contaminación. La norma de calidad del aire (Res 2254 de 2017) ha establecido límites cada vez más estrictos sobre concentración de partículas contaminantes, en este caso de material particulado PM_{10} para el 2030; en el que se establece un límite máximo permitido de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ diarios.



Figura 4. Concentraciones ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) promedio de PM_{10} en la semana de estudio del año 2017.

• ÍNDICE DE LA CALIDAD DEL AIRE

Las categorías atmosféricas del Índice de Calidad del Aire para los dos periodos de estudio correspondientes a las fechas 27 de mayo al 2 de junio de 2016 y 19 al 25 de junio de 2017 se observa en la figura 5, registran una calidad “buena” entre una escala de 0- 1.25, en la que no debe generarse alarma con respecto a la calidad del aire en el sector. Implementando el ICA nacional por la Resolución 2254 del 2017, para unificar la comparación de los niveles de concentración de los contaminantes en las estaciones de monitoreo que conforman el Sistema de Vigilancia de la Calidad del aire en las diferentes ciudades de Colombia, se verifica que según las concentraciones promedio del material particulado, no sobre pasan el índice establecido por la resolución en mención.

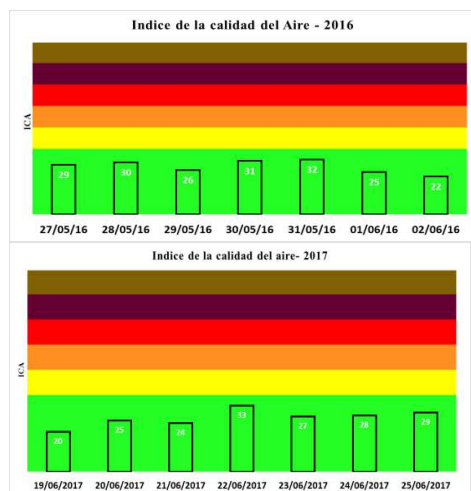


Figura 5. Índice de calidad del aire ICA- PM10 de los dos periodos de estudio.

A continuación, en la tabla 1, se muestran los resultados del porcentaje de recuperación para cada uno de los metales de estudio

Tabla 1. Porcentaje de recuperación de los metales de estudio

Metal	Porcentaje de recuperación
Cobre	100% ± 0.5
Níquel	100% ± 1.1
Plomo	100% ± 0.5
Zinc	99%

El porcentaje de recuperación obtenido muestra que no hubo pérdidas para el Cu, Ni, Pb y Zn durante el proceso de extracción; lo que indica confiabilidad de los resultados obtenidos y del proceso desarrollado.

A continuación en la tabla 2, se pueden apreciar los resultados de las concentraciones promedio diarias obtenidas para los metales de estudio, presentes en el PM₁₀.

Tabla 2. Concentraciones promedio diarias de los metales de estudio

Fecha	Promedio diario Cobre (µg/m ³)	Promedio diario Níquel (µg/m ³)	Promedio diario Plomo (µg/m ³)	Promedio diario Zinc (µg/m ³)
27 – may – 2016	0.22	0.01	0.03	0.04
28 – may – 2016	0.22	0.03	0.02	0
29 – may – 2016	0.21	0.03	0.02	0.01
30 – may – 2016	0.21	0.01	0.02	0.02
31 – may – 2016	0.22	0.02	0.02	0
1 – jun – 2016	0.19	0.04	0.01	0
2 – jun – 2016	0.15	0	0.02	0.06
19 – jun – 2017	0.16	0.02	0.02	0
20 – jun – 2017	0.15	0.09	0.03	0
21 – jun – 2017	0.15	0.04	0.02	0
22 – jun – 2017	0.24	0.02	0.02	0
23 – jun – 2017	0.19	0.04	0.02	0
24 – jun – 2017	0.24	0.02	0.02	0.03
25 – jun – 2017	0.15	0.02	0.02	0
Ontario's Ambient Air Quality Criteria	50	0,1	0,5	120

Las concentraciones más elevadas de metales en partículas atmosféricas PM₁₀ se registraron para el Cu (0.24 µg/m³) y las más bajas para el Zn (0 µg/m³) tal como se muestra en la tabla 2. Las concentraciones de los cuatro metales de estudio, tuvieron comportamientos similares y constantes en los dos periodos. Al comparar las concentraciones de los metales con respecto a la legislación colombiana en la que únicamente se consideran agentes tóxicos en el aire el Ni y el Pb, se instituyen niveles máximos permisibles para un tiempo de exposición anual, que no permiten realizar una comparación con el presente estudio que contempla concentraciones diarias y no anuales. Estos resultados obtenidos para cada uno de los metales al compararlos con los valores de la AAQC (Environment, 2012), resultan ser inferiores a ese estándar.

Es importante resaltar que los niveles de Cu (0.15 – 0.24 µg/m³) en la zona de estudio, probablemente están influenciados por la actividad antropogénica relacionada al desgaste de frenos, por ser una zona con tránsito lento y flujo vehicular de aproximadamente 600 vehículos por hora. A esto se pueden sumar algunos procesos de

industrias que demandan la utilización de combustibles como el carbón mineral y la leña (Qi-Li, 2015). Teniendo en cuenta la información anterior, el cobre está presente en la fracción respirable lo que podría sugerir un posible riesgo para la salud de la población ya que su exposición prolongada puede llegar a provocar ciertos síntomas como irritación de la nariz, la boca, los ojos y causar dolores de cabeza, mareo, náusea y diarrea. (ATSDR, 2004). La presencia de Ni, Pb y Zn podrían a su vez estar relacionadas directamente con las emisiones del parque automotor que circula en la zona, sin embargo sus niveles de concentración no superan los límites permitidos.

CONCLUSIONES

La calidad del aire del sector Ciudadela Real de Minas para el parámetro de material particulado PM_{10} , no presentó valores altos en cuanto a la generación de riesgos en la salud de la población ($34,6 \mu g/m^3$, 2016 – $35,4 \mu g/m^3$, 2017) teniendo en cuenta la Resolución 2254 de 2017 ($100 \mu g/m^3$) y la Guía de la calidad del aire de la OMS ($50 \mu g/m^3$). Esto se corrobora con el Índice de Calidad del aire local que presenta un nivel “aceptable” y el nacional con un nivel “Bueno”.

La obtención de las rosas de los vientos para los periodos estacionales mostró que la dispersión de los contaminantes se desplaza principalmente en dirección norte y noreste, transportando hacia el área de influencia directa las emisiones generadas por la Zona Industrial Ladrillera del barrio Porvenir; posiblemente incrementando el contenido del material particulado y afectando la calidad del aire en el sector.

Los metales más abundantes en la concentración de PM_{10} son Cu y Ni, su aparición se asocia probablemente con el parque automotor que circula en la zona. Estos metales a exposiciones prolongadas pueden llegar a generar riesgos en la salud que van desde diferentes tipos de irritaciones, náuseas, dolores de cabeza; aun así, la probabilidad de presentar enfermedades asociadas al cáncer es reducida.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2004). Resumen de salud pública Cobre.

Ambiente, S.d. (2011). *Norma Ecuatoriana de Calidad del Aire*. Quito.

Center for Environmental Research Information Office of Research and Development. (1999). *Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air*. Compendium Method IO-3.2 Determination of metals in ambient particulate matter using atomic absorption (AA) spectroscopy.

Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la M seta de Bucaramanga. Estaciones de monitoreo de calidad del aire. <http://caracoli.cdm.gov.co/cai/cai2/estaciones.html> (accessed: Marzo 23 de 2018)

Environment, S. D. (2012). Ontario's Ambient Air Quality Criteria. 3-11.

Qi-Li, D., Xiao-Hui, B., Jian-Hui, W., Yu-Fen, Z., Jing, W., Hong, X., Yin-Chang, F. (2015). Characterization and Source Identification of Heavy Metals in Ambient PM_{10} and $PM_{2.5}$ in an Integrated Iron and Steel Industry Zone Compared with a Background Site. *Aerosol and Air Quality Research*, 15, 875–887.

Revilla, C. P. (2009). Contaminación por metales pesados. (K. P. Ledezma, Entrevistador)

Tobón Orozco, D., Sánchez Gandur, A. F., & Cárdenas Londoño, M. V. (2006). *Regulación ambiental sobre la contaminación vehicular en Colombia: ¿hacia dónde vamos?* Medellín: Centro de Investigaciones Económicas Universidad de Antioquia.

Vargas R., C. (2011). *Efectos de la fracción gruesa ($PM_{10-2.5}$) del material particulado sobre la salud humana. Revisión Bibliográfica MINS*

TEMÁTICA: GESTIÓN AMBIENTAL

[00033] GEOPROCESSAMENTO E INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL PARA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: UMA ANÁLISE MUNICIPAL

**MARIA AUXILIADORA PIMENTEL DE SOUZA¹; AÍDA CRISTINA DO
NASCIMENTO SILVA²; SILVANA SÁ DE CARVALHO³; CRISTINA MARIA
DACACH FERNADEZ MARCHI⁴**

UCSAL^{1,3,4}; FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ²

mariatoo123@gmail.com¹; aidanasci@hotmail.com²; silvana.carvalho@ucsal.br³; cristina.marchi@ucsal.br⁴

ABSTRACT

The geoprocessing and the use of environmental quality indicators are important for decision making, especially for the planning and management of Municipal Solid Waste (MSW). In this way, the objective of this article was to present a diagnosis on MSW management in Camaçari (BA), with the use of geoprocessing, and an integrated construction of environmental indicators. The analysis of the information was made from the data of the Secretariat of Public Services, through a systematic collection of the municipality. In the evaluation of the Municipal Waste Management System, a quantity of waste disposed of in the environment could be observed, and only 26% of the public collection service complies with environmental legislation. Environmental quality indicators are also proposed that can capture tendencies of the Public Service of Urban Cleaning and Solid Waste Management, in the chosen municipality, to prioritize public policies and participatory actions of society.

Key words: Geoprocessing, Environmental Quality Indicators, Municipal Solid Waste, Management.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

INTRODUÇÃO

A gestão integrada de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e a busca de soluções e ações de qualidade ambiental nas vias urbanas, em função do grande volume gerado diariamente de resíduos, é uma preocupação das gestões municipais.

Segundo o Panorama da Coleta Domiciliar, realizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2016, pode-se observar a elevada cobertura do serviço regular em 98,6% da população urbana do Brasil; no entanto, mais de 81 mil toneladas de RSU por dia são ainda encaminhados para aterros controlados ou lixões (SNIS, 2016). E amplia inclusive a necessidade de mudança da gestão destes resíduos, numa visão estritamente operacional da manutenção e limpeza, para uma abordagem orgânica de gestão e de processo.

No que se refere à regulamentação brasileira, os municípios são os responsáveis pelo gerenciamento de RSU, e situados no final da corrente de consumo, poucos participam com o bônus da economia de produção, mas têm

a obrigação de arcar com o ônus da sua coleta, tratamento e disposição final (Romani & Segala, 2014). Esta problemática se agrava, diante das dificuldades de ordem técnica e financeira, onde a prestação dos serviços de coleta e manejo de RSU ainda é um desafio, principalmente para os Municípios de menor porte (Souza, 2017).

Num breve cenário constata-se que, a gestão de RSU não pode ser avaliada apenas pelos parâmetros relacionados à coleta e a disposição final. Faz-se necessário, a definição de diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, conforme a nova Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, Lei n.º 12305/2010) (BRASIL, 2010). E devendo-se abordar, o conceito ampliado de resíduos sólidos, considerando a geração com segregação eficiente, o controle e a participação social no ciclo de vida dos produtos, o uso de tecnologias de tratamento, e sistemas de análise e informações ambientais, retratando a complexidade da gestão deste material.

OBJETIVOS

O presente artigo visa apresentar um diagnóstico sobre gerenciamento de RSU na Sede do Município de Camaçari (Bahia), com o uso do geoprocessamento e a proposição integrada de indicadores municipais de qualidade ambiental.

METODOLOGIA

Para o presente trabalho, propõem-se 03 (três) fases para a análise e a coleta de dados. A primeira baseia-se em pesquisa bibliográfica, documentos técnico-normativos associados à gestão e ao manejo de RSU.

Na segunda fase, caracterizada como estudo de caso, de fevereiro de 2015 a abril de 2016, houve a coleta de dados junto à Secretaria de Serviços Públicos (SESP) do Município de Camaçari, atrelando-se ainda os pressupostos conceituais inerentes ao geoprocessamento e as técnicas de processo digital de imagens.

Para fins de representação da área de estudo, na Figura 1, o mapa cartográfico do Município de Camaçari, com uma área de 784,658 km² (população de 286.919 mil habitantes), apresenta os 57 bairros da sede urbana (representado pela cor verde), com base no Censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (BRASIL, 2013). E descreve ainda os dados espaciais dos equipamentos públicos de manejo de RSU (PEV e Caixa Coletora) (representado pela cor amarela), os Pontos de Descarte Irregular (PDI) de RSU (representado por círculos), e a disposição final de resíduos (Aterro Sanitário) (representado pela cor preta).

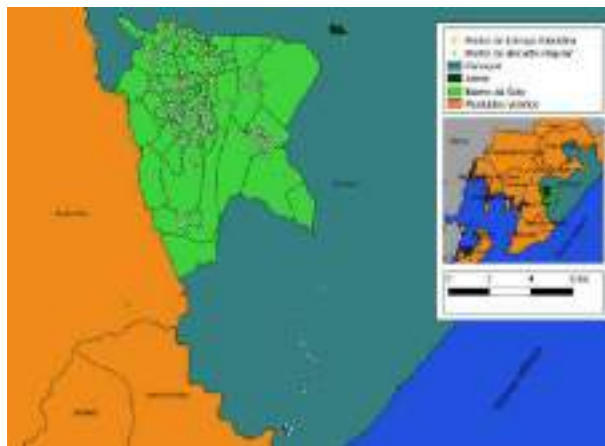


Figura 1. Sede do Município de Camaçari (BA) e a Localização dos Equipamentos Públicos de Manejo de RSU (PEV, PDI, Aterro Sanitário)

Por fim, na terceira fase da pesquisa, tem-se uma análise do geoprocessamento de dados com a proposição do conjunto integrado de indicadores municipais de qualidade ambiental (IQUA) e Resíduos Sólidos. Salientando-se que, os indicadores propostos foram selecionados com base no Painel Nacional de Indicadores Ambientais (PNIA) do Ministério do Meio Ambiente (MMA) (PNIA, 2012), conforme Quadro 1.

Quadro 1. Síntese Conceitual dos Indicadores Nacionais do PNIA/MMA associados à Qualidade Ambiental Urbana (QAU) e Resíduos Sólidos

Indicadores Nacionais	Síntese Conceitual
QAU1 – Coleta per capita de RSU	Total de resíduos domiciliares coletados pelo total da população atendida
QAU2 – Taxa de cobertura da coleta de resíduos domiciliares em relação à população	Percentual (%) de cobertura do serviço de coleta de resíduos domiciliares em relação à população atendida
QAU3 – Taxa de materiais recicláveis em relação à totalidade dos RSU coletados	Quantidade anual de materiais recicláveis recuperados (exceto matéria orgânica e rejeitos) coletados; e a inclusão social dos catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis
QAU4 – Disposição final dos RSU no município por tipo de unidade	Tipo de Unidade de Disposição final utilizada no município

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diagnóstico sobre o Gerenciamento de RSU

Quanto ao aspecto “geração de RSU” na pesquisa de campo, fora calculada a produção per capita de resíduos domiciliares, especificamente, a composição física (gravimétrica), com maior percentual para fração orgânica,

para os 41 bairros da sede do município de Camaçari (Tabela 1).

Tabela 1. Composição Física dos Resíduos Domiciliares da Sede do Município de Camaçari, Bahia (2010)

Frações de Resíduos Domiciliares	Centro I	Centro II	Média Simples
Orgânicos	39,90%	37,70%	38,80%
Madeira	0%	9,40%	5,30%
Papel	33,90%	29,50%	31,80%
Plásticos	22,00%	19,60%	19,80%
Metais	1,90%	2,00%	2,50%
Vidros	2,10%	0%	0,90%
Obras Civis	0%	1,80%	0,90%
Especiais	0%	0%	0%
Total	100%	100%	100%

Segundo o diagnóstico de RSU, a geração de resíduos sólidos na sede do município corresponde a 0,89 kg/hab.dia, e relativamente próximo da média nacional que é de 1,0 kg/hab.dia (SNIS, 2016), demonstrando certa homogeneidade quanto ao cenário nacional.

Quanto à “coleta de resíduos domiciliares”, na Figura 2, verifica-se a maior média mensal, em torno de 4 mil toneladas/mês (ano de 2015), sendo que este índice representa a média quantitativa coletada por mês nos 41 bairros da sede municipal. Frisa-se que, a SESP (2015) relata que apenas 26% do serviço de coleta pública atende às diretrizes da legislação ambiental.



Figura 2. Coleta de Resíduos Domiciliares da Sede de Camaçari

Na fase diferenciada do gerenciamento “coleta seletiva”, fora constatado que o sistema municipal apresenta pontos de baixa eficiência, pois não há destinação dos resíduos recicláveis com retorno ao ciclo produtivo ou comercial; e mesmo no ano de 2016, com a alocação estratégica de 05 (cinco) PEVS no centro da sede municipal, não houve adesão satisfatória da população.

Quanto à disposição final de resíduos, o “Aterro Sanitário” abriga todo volume mensal da coleta de resíduos domiciliares do município, embora não haja a segregação e o reaproveitamento de RSU, com a participação social; e acarretando inclusive na possível redução de sua vida útil (Figura 3).

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

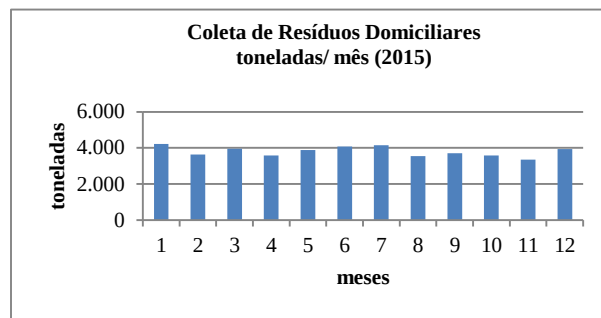


Figura 3. Foto do Aterro Sanitário - Município de Camaçari (BA)

Geoprocessamento e a Proposição de Indicadores Municipais de Qualidade Ambiental Urbana e Resíduos Sólidos

A Figura 4 mostra a “distribuição espacial dos serviços públicos de coleta de RSU”, e a interface com a proposição de “IQUAU”. Observa-se a distribuição espacial da rota de transporte da coleta de resíduos domiciliares (cor verde) nos 08 (oito) setores da sede do município, equivalendo apenas a 26% da área total de cobertura; a rota do transporte da coleta seletiva (linha vermelha); e os equipamentos de coleta seletiva (cor vermelha), com apenas 05 (cinco) PEV nas áreas centrais, e a unidade de disposição final de RSU (Aterro Sanitário) (ponto verde).

Ainda que numa abordagem teórica, os IQUAU contemplaram princípios, como, o acesso à informação, a inclusão da participação e o controle social, e a integração de algumas dimensões de sustentabilidade – social (participação dos atores), econômica (gerenciamento eficiente de RSU), ambiental (qualidade da gestão de RSU) e espacial (distribuição espacial e processamento de imagens dos serviços públicos de coleta de RSU).

Figura 4. Distribuição espacial dos serviços públicos de coleta de RSU no município de Camaçari (BA)



Na categorização dos indicadores, foram organizados em 04 parâmetros (IQUAU1, IQUAU2, IQUAU3, IQUAU4) e sua relação com a tendência do serviço público no gerenciamento de RSU, com valoração (F) – favorável e (D) – desfavorável (Quadro 3).

Desde o primeiro indicador adaptado do PNIA/MMA (Quadro 1), todos foram relacionados à qualidade da gestão de RSU associadas à realidade ambiental do município de Camaçari. O indicador IQUAU1 – coleta per capita de RSU aponta uma situação favorável em relação aos tipos de coletas, mas há falta de segregação. No que se refere ao indicador IQUAU2, houve a identificação de áreas e roteiros de coleta, mas há priorização do serviço em áreas centrais do município.

Outra avaliação tendencial dos indicadores propostos tem-se o IQUAU3 que denota a presença de PEV, apenas em áreas estratégicas, com a existência de projetos educativos, e o apoio às cooperativas ou associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis.

Numa análise do gerenciamento final de RSU, o último indicador – IQUAU4 sintetiza o tipo de disposição por Aterro Sanitário, para todo o volume coletado de resíduos, mas há descarte de material em vias públicas.

Indicadores Municipais de Qualidade Ambiental	Tendências do Serviço Público versus Gerenciamento de RSU
IQUAU1 – Coleta per capita de RSU (frequência da coleta; toneladas de RSU coletados)	(F) Coleta Convencional, Coleta Seletiva, Unidade de Triagem, Compostagem; (D) Ausência de Segregação; Presença de PDI; Despejo de resíduos em calçadas, vias públicas e áreas naturais;
IQUAU2 – Taxa Cobertura da coleta de resíduos domiciliares em relação à população	(F) Identificação de Áreas e Roteiros de Coleta; (D) Ausência de Cobertura, Sinalização e de Participação Popular;
IQUAU3 – Materiais Recicláveis em relação à totalidade dos RSU coletados	(F) Presença de 05 (cinco) PEV de reciclados; Existência de projetos educativos, Apoio às cooperativas ou outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis; (D) Ausência de Segregação; Presença de PDI; Despejo de resíduos em calçadas e vias públicas e áreas naturais;
IQUAU4 – Disposição final dos RSU no município por tipo de unidade	(F) Disposição adequada dos resíduos coletados (Aterro Sanitário e equipamentos de monitoramento para equilíbrio ambiental); (D) Despejo de RSU em vias públicas, no meio ambiente e áreas naturais;

Quadro 3. Indicadores Municipais de Qualidade Ambiental (IQUAU) (F) Favorável (D) Desfavorável

CONCLUSÕES

Assim, esta pesquisa aponta para uma análise favorável quanto ao tratamento de informações com o uso do geoprocessamento e o conjunto propositivo de IQUAU para o gerenciamento de RSU. Contudo, a coleta e a disposição final de resíduos sólidos ainda enfrentam sérias limitações, no âmbito do serviço público municipal, e a sistematização dos indicadores propostos pode favorecer na identificação prévia de ações efetivas por parte dos gestores municipais na gestão de RSU, com a participação social, dada à consideração das particularidades locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brasil. Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei n.º 12.305/2010). Brasília: Diário Oficial da União, 2010. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 28 ago. 2011.

Brasil. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa nacional de saneamento básico 2013. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

PNIA – Painel Nacional de Indicadores Ambientais, 2012. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/pnia/>. Acesso em: 04 jan.2016.

Romani, A. P. de & Segalla, K. Planos de resíduos sólidos: desafios e oportunidades no contexto da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2014.

Secretaria de Serviços Públicos (SESP) do Município de Camaçari (2015). Comunicação Pessoal. Região Metropolitana de Salvador. Brasil.

SNIS (2016). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Disponível em: <http://app3.cidades.gov.br/snisweb/src/Sistema/index>. Acesso em: 02 jan. 2017.

Souza, M.A.P. Uso do Geoprocessamento no Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Ferramenta de Gestão Ambiental. Dissertação de Mestrado, Salvador: Programa de Pós-Graduação em Planejamento Ambiental, Universidade Católica de Salvador, 2017.

[00058] MODELO DE SOSTENIBILIDAD DE EPMAPS – AGUA DE QUITO

VERONICA SANCHEZ

Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento, EPMAPS

veronica.sanchez@aguaquito.gob.ec

Abstract

The objective is to present how EPMAPS is part of a Sustainability Strategy that is reflected in a high institutional performance with the implementation of good practices of Social Responsibility that go beyond legal compliance and that places Agua de Quito as a vanguard company, innovative and efficient for the benefit of the population of the Metropolitan District of Quito, DMQ. Also, Agua de Quito has assumed its commitment to comply with the Sustainable Development Goals, mainly

Objetivos

El objetivo es presentar como EPMAPS se enmarca en un Modelo de Sostenibilidad que se ve plasmado en un alto desempeño institucional con la implementación de buenas prácticas de Responsabilidad Social que van más allá del cumplimiento legal y que sitúa a Agua de Quito como una Empresa vanguardista, innovadora y eficiente en beneficio de la población del Distrito Metropolitano de Quito.

Metodología

EPMAPS-Agua de Quito ha asumido el gran reto que constituye el cumplir con lo establecido por Naciones Unidas en relación a las metas de cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible –ODS; y, en este caso específico, con el **Objetivo 6 “Garantizar la Disponibilidad de agua y su gestión Sostenible y el Saneamiento para todos”**. Además se alinea a las buenas prácticas de Responsabilidad Social, es decir, con la ISO 26000; Global Reporting Initiative (GRI) para las memorias de sostenibilidad, siendo la última en 2016 auditada por la firma Deloitte; es miembro fundador de Pacto Global Ecuador y líder de la mesa del ODS 6; y, cumple con la Ordenanza Metropolitana 084 que regula en el DMQ las prácticas de Responsabilidad Social.

De manera complementaria, gracias a la calidad y continuidad del servicio, las altas tasas de cobertura de agua y alcantarillado en el DMQ y en el impulso que está dando al tratamiento de aguas residuales, manejo adecuado

with the objective 6: "Guarantee the availability of water and its sustainable management and sanitation for all". In this sense, the Sustainability Model is presented, where its components and the achievements that have been reached in each of them are described, for example: high levels of drinking water and sewerage coverage, adequate management of watersheds and microwatersheds, responsible consumption, power generation, community relations and good corporate governance practices.

de las cuencas y microcuencas que abastecen los sistemas de agua potable operados por la Empresa e incentivando la preservación, el consumo responsable, la generación de energía aprovechando la topografía de la ciudad; y además, implementando buenas prácticas de gestión empresarial y de Gobierno Corporativo, así como políticas de equidad e inclusividad, Agua de Quito se alinea a otros objetivos, como son:



Figura 1. ODS que contribuye Agua de Quito

En base a lo mencionado y con una visión de triple dimensión (ambiental, social y económica), el Modelo de Sostenibilidad de la EPMAPS- Agua de Quito orienta su gestión a través de estrategias que procuran generar valor en sus Grupos de Interés, buscando impactar positivamente en cinco focos de actuación: Compromiso Planeta, Consumo

Responsable, Buena Vecindad, Buen Gobierno y Transparencia, y nuestro Talento Humano. Todas nuestras acciones se fundamentan en cuatro ejes transversales Ética, Reputación, Innovación y Comunicación, cuyos principios y lineamientos enmarcan los planes, proyectos y programas, fortaleciendo nuestras capacidades humanas y técnicas para el cumplimiento de la Visión y Misión institucional.



Figura 2. Modelo de Sostenibilidad Agua de Quito

Resultados y Discusión

EPMAPS – Agua de Quito ha definido 8 grupos de interés con los cuales se definen acciones de relacionamiento y mutuo interés para generar estrategias de gestión, los mismos que son:

- Servidores;
- Estado, que comprenden todas las entidades de Gobierno;
- Dueño, Municipio del Distrito Metropolitano de Quito;
- Organismos de Desarrollo y Financiamiento;
- Comunidad y Medio Ambiente;
- Proveedores;
- Clientes; y,
- Aliados que son los Organismos Internacionales y Locales de los cuales somos miembros.

Estas estrategias están divididas en cinco focos de actuación:

- **Compromiso Planeta:** Donde se persigue disminuir los impactos ambientales y proteger el recurso hídrico, trabajando en la eficiencia energética, reciclaje y huella de carbono. Estableciendo además como prioridad la universalización de los servicios de agua y saneamiento tanto en el sector urbano como rural con brechas de servicio cada vez más pequeñas siendo el 2% en Agua

Potable y el 11% en Alcantarillado, con coberturas en el DMQ de 99,27% y 93,6% respectivamente.

Fotografía1. Conservación de cuenca Antisana



Infraestructura verde, Agua de Quito en coordinación con el FONAG emprende acciones para garantizar en el largo plazo la provisión de agua para el DMQ en la protección de cuencas. De esta manera ha adquirido 20.000 ha. de páramo para resguardar su conservación y con el capital de inversión que realiza Agua de Quito, se asegura la sostenibilidad financiera del FONAG en el año 2025.

Adicionalmente, EPMAPS es pionera en el país en la optimización total de los recursos hídricos disponibles mediante la generación de energía con el aprovechamiento de la misma agua captada en los ríos y represas, en sus conducciones, ingreso a las plantas de tratamiento, ingreso a los tanques de distribución, descarga de los sistemas de alcantarillado, conducción de estas aguas a las plantas de descontaminación y finalmente la descarga de estas al cuerpo receptor, alcanzando así un índice de autosuficiencia energética de 93,5%.

Es importante mencionar que Agua de Quito ha emprendido un gran reto que es la descontaminación de los ríos, con lo que se busca contar con una cuenca hidrográfica libre de contaminación de aguas residuales, para lo cual se requiere un conjunto de obras para la intercepción, conducción y tratamiento de las aguas residuales. Este proyecto contempla tres etapas: Sur de Quito que está en ejecución, Parroquias Orientales y Vindobona con una inversión aproximada de USD900 millones más costos de financiamiento y que actualmente se encuentra estructurándose su modelo de gestión.

- **Consumo Responsable:** Agua de Quito garantiza un servicio de calidad a sus clientes, manteniendo la cobertura y fomentando una cultura de consumo responsable de agua potable.

En este sentido, Agua de Quito tiene un importante proyecto referente al uso de dispositivos ahorradores de consumo en hogares para optimizar el uso del recurso, además realiza permanentemente campañas comunicacionales e intervenciones en escuelas, así como acciones referentes al cambio de factura, y la incorporación del proyecto educacional “Agua de Quito Móvil”, realizado en conjunto con el BID.



Figura 3: Proyectos para consumo responsable

Las acciones emprendidas buscan seguir bajando el consumo de agua que actualmente se registra en 20,71 m³ por conexión al mes, siendo 15m³ el valor ideal para una familia de 5 integrantes, según lo declarado por la OMS. Lo cual es una realidad en algunas ciudades del mundo como Bélgica, Hungría, entre otros.



Figura 4: Nivel de Consumo por conexión doméstica

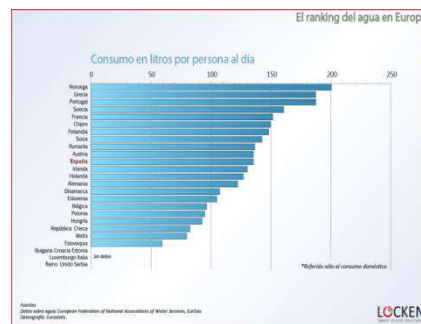


Figura 5: Ranking de consumo de agua en Europa

- **Buena Vecindad:** Se reconoce el impacto de las acciones en las comunidades vecinas a las cuencas, obras e instalaciones de la Empresa; articulando soluciones y aportando a su desarrollo.

De esta manera, Agua de Quito realiza un relacionamiento con las comunidades donde se realizan proyectos de agua potable y saneamiento, con la finalidad de sensibilizarlos sobre la importancia del recurso hídrico e involucrarlos con su participación en la articulación de soluciones. También mantiene convenios de apoyo a los GAD's vecinos y se trabaja de la mano con la SENAGUA y ARCA con las Juntas de Agua.

Adicionalmente se han establecido ciertos convenios para ceder parte del caudal captado de agua a comunidades y haciendas cercanas a las fuentes y captaciones de Agua de Quito.

- **Buen Gobierno y Transparencia:** Implementando prácticas de Buen Gobierno y Transparencia mediante actuaciones socialmente responsables, garantizando información confiable para todos sus Grupos de Interés, promoviendo la innovación para asegurar la sostenibilidad financiera y optimización de nuestras operaciones.

En este aspecto, se tiene un Código de Gobierno Corporativo y un plan de acción basado en los lineamientos de la OCDE (Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico,) donde se tiene definido una clara estructura de Gobierno vinculado a la estrategia de Responsabilidad Social Empresarial y enfocado en los ejes de transparencia, equidad, rendición de cuentas, responsabilidad y estructura de gobierno. Se puede resaltar importantes avances en este sentido como por ejemplo que el Directorio pueda adoptar medios de autoevaluación; además de que podrá

contar con asesores independientes a fin de reforzar la objetividad en la toma de decisiones

- **Talento Humano:** Al ser el mayor recurso, se desarrolla acciones integrales para mejorar la calidad de vida de sus servidores garantizando el respeto de sus DDHH.

EPMAPS - AGUA DE QUITO cuenta con 1780 servidores comprometidos y orgullosos de su labor en beneficio de los 2,4 millones de habitantes del DMQ, razón por la cual la Empresa genera e impulsa condiciones necesarias para un ambiente sano de sus servidores que aseguren sus derechos y principios, mediante remuneraciones equitativas fija y variable enfocada al cumplimiento de objetivos y metas, capacitación, formación y desarrollo; evaluación del desempeño, seguridad y salud ocupacional, beneficios sociales y un satisfactorio clima laboral.

Reconocimientos

Como resultado de la implementación de prácticas inmersas en el modelo de sostenibilidad EPMAPS- Agua de Quito ha recibido los siguientes premios y reconocimientos:

- **Premio de Desarrollo IWA 2017:** Reconocimiento al Gerente General por su destacado y constante aporte en soluciones que representan una mejora continua en el sector.
- **Reconocimiento Buenas Prácticas de Desarrollo Sostenible ODS:** Distinciones otorgadas por Pacto Global a las mejores prácticas empresariales con los siguientes proyectos:
 - o *Autogeneración eléctrica (ODS 7)*
 - o *Conservación de cuencas hidrográficas (ODS 15)*
- **Premio FEPI Cobre y Bronce 2017 (Festival Internacional de la Publicidad Independiente):** Reconocimiento a la campaña de consumo responsable “AGUITIS”.
- **Distinción Ambiental Metropolitana Quito Sostenible (DAM QS) 2017:** Única empresa pública que alcanzó la distinción por haber demostrado su compromiso en los 5 ejes evaluados: Movilidad sostenible, BPA para reducir huellas, Patrimonio Natural, Manejo de residuos, y Edificación Sostenible.
- **Certificación Evaluación AquaRating:** primera empresa a nivel mundial en obtener la certificación AquaRating.

- **Premio del Agua y Saneamiento de América Latina y El Caribe:** Otorgado por el BID y FEMSA, por el impulso que EPMAPS ha dado al Fondo para la Protección del Agua (FONAG), el cual beneficia a más de 2 millones de personas de las áreas urbanas y rurales del DMQ.
- **Foro Mundial del Agua 2018:** Reconocimiento por la buena práctica: EPMAPS- Agua de Quito, invierte en la protección de cuencas que abastecen el servicio de agua potable para el DMQ.



Figura 6. Premios y Reconocimientos EPMAPS

Conclusiones

EPMAPS – Agua de Quito ha asumido en todo su accionar el compromiso con la RSE, es así que sus actuaciones contribuyen al logro de la visión y objetivos estratégicos en la triple dimensión de valor: económica, social y ambiental, y crean valor compartido, bajo el principio de corresponsabilidad con sus grupos de interés.

Al implementar el modelo de sostenibilidad, Agua de Quito busca pasar de ser una empresa transaccional a una relacional, que hace parte y se preocupa por su entorno, para lo cual debe mantener un acercamiento y comunicación continua con sus grupos de interés.

Agua de Quito tiene un firme compromiso con el cumplimiento de los ODS, por lo que contribuye a través de su gestión a varios objetivos, y principalmente al Objetivo 6 *Garantizar la Disponibilidad de agua y su gestión Sostenible y el Saneamiento para todos*.

Referencias Bibliográficas

- Plan Estratégico* (2018). Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento. Quito, Ecuador.
- Código de Buen Gobierno Corporativo* (2016). Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento. Quito, Ecuador.
- IAGUA*: El ranking del agua en Europa.3 Consumo, pérdidas, precios e inversión. <https://www.iagua.es/noticias/locken/ranking-agua-europa-3-consumo-perdidas-precios>

[00100] SMART CITY APLICADO AL SECTOR DEL AGUA URBANA: LECCIONES APRENDIDAS Y RETOS DE FUTURO

**RICARDO VÁZQUEZ PÉREZ¹; JOSE MANUEL OREJON GUILLEN²; JUAN JESUS
PARDO ESPOSITO³**

EMALCSA^{1,2}; TECDESOFT³

rvazquezp@emalcsa.es1; jmorejong@emalcsa.es2; juanjesus-pardo@tecdesoft.es3

• **PALABRAS CLAVE.**

Tecnología, Mejora, Control, Conocimiento.

• **ABSTRACT.**

The present work describes the experience of digitalization of water systems, from the origins to the irruption of the IoT (Internet of Things). Technology changed the way of managing the hydraulic systems that support urban water services (supply and sanitation). The monitoring systems, which are described in scope and technology below, allowed an exhaustive knowledge of the operation and routines of the systems that integrate the infrastructures of water and sanitation services. This knowledge will serve in the future to adjust increasingly the sizing of the same and, of course, their daily performance to meet the needs of the populations served.

• **INTRODUCCION.**

La ciudad de La Coruña ha desarrollado en los últimos 25 años un intenso programa de incorporación de las TIC al sistema de abastecimiento y saneamiento. Es este un elemento de competitividad y desarrollo fundamental en el marco de la gestión ligada a la sostenibilidad.

Los primeros sistemas de control del suministro de agua nacieron de la necesidad de racionalizar su distribución a viviendas sobre los escasos recursos existentes en la ciudad a finales del siglo XIX.



Imagen

1.- Aguadora con una Sella en A Coruña a finales del s XIX

En el año 1924 se acometía el primer telecontrol instalado en el sistema de abastecimiento: una línea telefónica dedicada que comunicaba los 25 km desde la ETAP de Cañas (Carral), con los depósitos de Monte Alto en A Coruña, y que permitió asegurar la vigilancia y el rápido conocimiento de cualquier evento que afectara al suministro.

En los siguientes años la expansión del servicio fue complicando el mapa de infraestructuras. Mas depósitos, más redes, otra ETAP.... La información de los consumos, a través de los sistemas comerciales, eran a final de periodo. El modelo de control era pues ver como estaban los niveles de los depósitos e informar a las plantas de tratamiento para controlar los procesos de producción y hacer aforos para vigilar el fraude y las fugas. A principios de los años 70 los

sistemas de telecontrol automático empezaron a aparecer para bombeos comunicados mediante cable, que transmitían a los cuadros de bombeo señales de boyas ubicadas en depósitos. Estos sistemas eran poco fiables y generaban muchos problemas de falsas señales.

• EVOLUCION TECNOLÓGICA DEL SISTEMA DE TELECONTROL.

Resumimos los hitos de desarrollo asociado a los últimos 25 años:

Fase	Hito	Evento	Descripción
1. Inicial	1	Año 1950	Sistema de Trunking
	2	Año 1980	Modernización de Autómatas
	3	Año 1985	Sistema GPRS / Estandarización de señales
	4	Año 1990	Sistema SCADA integral
2. Evolución	5	Año 2000	Modemas 2400
	6	Año 2005	Sistema Predictivo de Consumo - Bombeo
	7	Año 2010	Modernización de Autómatas
3. Actual	8	Año 2015	SCADA - SCADA
	9	Año 2020	Modernización de S. Trunking

Estos contienen aspectos de evolución en equipos de campo y software de control asociado, ya que el aumento de la capacidad tecnológica de los primeros exige mayor capacidad en la interpretación de los datos.

Fase inicial: Se caracteriza para la introducción, en lugar de los sistemas de relés, de los primeros *autómatas* para el control de la redes, básicamente asociada al control de funcionamiento de los bombeos y el conocimiento del estado de las reservas de agua. Se incluyen por primera vez paneles de información al operador de tipo gráfico, lo que permitía mejorar la detección de anomalías y diagnóstico *in-situ*, además de la comunicación de todos los depósitos a través de radio-enlaces mediante una red de Trunking (cuantitativamente se controlaban 13 depósitos y 48 variables).



Imagen 1.- Panel de operación local con teclas y pantalla en B/N

El sistema disponía de una visualización mediante un SCADA. Fue la primera vez que, bajo demanda, los técnicos dispusieron de información en tiempo real sobre las reservas de agua.

Fase II. Con la entrada del Nuevo milenio se empieza a planificar la modernización de equipos electromecánicos, lo que aparte de bombas, motores y armarios eléctricos conlleva los sistemas de telecontrol.

La selección de los elementos propios de la hidráulica no suponía ningún reto para el conocimiento, pero si lo era la implementación de las soluciones de Telecontrol. La compañía optó por transferencia de tecnología procedente del sector industrial y desechar soluciones específicas de agua, que no habían funcionado todo lo bien que se esperaba.

- Modernización de los controladores.



Imagen 2.- Armario de control con emisora de Trunking

- Evolución de las comunicaciones y estandarización. migración hacia telefonía móvil (comunicación tri-redundante: GPRS, para el envío y recepción de información en tiempo real, SMS para el envío de información relevante en caso de fallo, y un sistema de *backup* de radio punto a punto).

Imagen 4.- Armario de control con sistema de comunicación mixto GPRS/radio

El alcance de esta fase permitió disponer de 18 depósitos conectados con 92 variables.

- Procesado de la información. La visualización gráfica de patrones de funcionamiento permitía actuar de forma precoz ante comportamientos anómalos, incluida la integración de mensajes SMS.



Imagen 5.- Pantalla con configuración de alarmas

Fase III. ^[1]^[2]En la segunda década de éste siglo se produce un cambio de mentalidad. Las instalaciones automatizadas alcanzan una gran madurez y funcionamiento fiable y estable. Además la capacidad tecnológica ha crecido mucho y existe un fuerte demanda de mejora en todos los ámbitos de la gestión asociado al *boom* tecnológico de las TIC. ^[1]^[2]Se requiere más instrumentación, en mas sitios, y una mejor explotación de datos. Se busca optimizar procesos y reducir costes, así como mejorar la calidad del servicio percibido. SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

por los clientes-ciudadanos. ^[1]^[2]Los sistemas SCADA tradicionales, más pensados para centros de control con personal dedicado, no responden bien a estos cometidos. Se evoluciona a una plataforma IoT.



Imagen 6.- Cuadro de mando tipo en SICA

La idea es aglutinar la información, que provenga de cualquier fuente (sistema automático, actual o futuro de la empresa, mezclado con datos que se introduzcan manualmente o que vengan de otros sistemas de bases de datos o de nuevas infraestructuras), y disponer de datos almacenados sobre el funcionamiento (captación, tratamiento, distribución y entrega a cliente), durante tiempo indefinido, con el objetivo de extraer información.

Fase IV. En éste contexto surge el proyecto SmartCity Coruña, que supuso un amplificador que permitió concentrar una gran inversión en tecnología en un corto periodo de tiempo en:

- Telecontrol de red. ^[1]^[2]
- Telectura de contadores,
- Calidad de aguas,
- Eficiencia energética en procesos de tratamiento de agua.

Además de estas actuaciones, incluyo aspectos como la mejora de la eficiencia del riego en jardines o la gestión de edificios públicos, donde el control sobre el agua esta presente y, gracias a la plataforma IoT, podemos integrarlos en nuestro modelo de conocimiento, incorporándolo como parte de la mejora en operaciones y planificación.

Además, hay que considerar nuevas actuaciones:

- Tótems de gestión de tomas de Riego y limpieza.
- Remotas de entrega a cliente con equipos de análisis de Cloro, pH y turbidez,
- Validación de biosensores capaces de detectar de forma precoz contaminantes en las aguas superficiales.
- Implementación de sistemas de monitorización de suministros comerciales urbanos para mejora del desempeño en sostenibilidad.

Actualmente este reto que supone la tecnificación creciente, en el que se incluye gran cantidad de instrumentación a la red, se está analizando con el objetivo de dar respuesta a 2 necesidades:

- a) Un mayor conocimiento de lo que pasa en toda la cadena de suministro de agua, validando los modelos teóricos con datos históricos.
- b) Predecir futuros comportamientos y optimizar los procesos.

Ambos implican no solo la aplicación de elementos tecnológicos, sino la búsqueda de un conocimiento transversal para sacar partido en forma de conocimiento a todo el despliegue tecnológico efectuado. La tasa de crecimiento ha sido alta que es vital encontrar modelos de conocimiento que justifiquen la inversión en infraestructura y desarrollo, pero que también permitan tomar decisiones sobre el mantenimiento y evolución de estos sistemas.

• EVOLUCION FUNCIONAL Y OPERATIVA DEL SISTEMA DE TELECONTROL.

A la vista de la evolución tecnológica ya hemos esbozado algunos de los cambios mas significativos en la gestión y explotación de los sistemas hidráulicos que dan soporte al agua. Es importante remarcar que la implantación de

tecnologías solo tiene sentido si implican mejoras de garantía de suministro y desempeño, entendiendo este como la mejora de la sostenibilidad económica, social y medioambiental.

Desde el punto de vista de la GARANTIA DE SUMINISTRO, las tecnologías han eliminado de la ecuación de servicio el denominado “fallo humano”. La fiabilidad, unida a la resiliencia de diseño de los sistemas hidráulicos, hacen que desaparezcan los problemas derivados de fallos en sistemas de bombeo, vaciado accidental de depósitos o descoordinaciones entre la producción y la distribución.

En MEJORA DEL DESEMPEÑO, podemos afirmar que la optimización de los consumos eléctricos, junto con la mejora sistemática de los rendimientos de las redes, son los dos aspectos que mas claramente se han visto beneficiados.

La mejora tecnológica en otros campos también han tenido su importancia (equipos mas eficientes o tuberías mas fiables), pero es indudable que la capacidad para conocer el funcionamiento de los sistemas en todo momento, junto con el análisis de series históricas, han permitido mejora en día a día y también la planificación (mejores proyectos porque existe una definición mas precisa de las necesidades reales).

• RETOS DE FUTURO.

El importante despliegue cuantitativo y cualitativo requiere una sistemática y una hoja de ruta. En éste contexto establecemos elementos de acción:



Imagen 8.- Esquema del abastecimiento y saneamiento
metropolitano de A Coruña

Hemos identificado 7 escenarios que definen el proceso de expansión de la IoT a los sistemas de agua urbana, mejorando la calidad del servicio, la del agua suministrada, así como su aseguramiento de cara al servicio a los clientes.

1. **Open data externo:** sistema meteorológico. La información medioambiental y condiciones de contorno, cuanto mas cercana mejor. [SEP]
2. **Sistemas de control en reservas de agua:** La monitorización de masas de agua es una realidad, si bien los parámetros ligados a la calidad del agua y al conocimiento evolutivo de procesos en agua altamente modificadas (como los embalses), o aquellas que sufren amenazas antrópicas por sobre explotación o contaminación (aguas subterráneas), están aun poco desarrolladas.
4. **Sistemas de control en plantas de potabilización.** El reto está en la automatización e integración de la toma de decisiones en coordinación con otros sistemas de información dentro de los escenarios que describimos.
5. **Sistemas de monitorización en redes de distribución:** bombeos y sectorización. La sensórica en tuberías es una limitación en la actualidad para despliegues masivos, ya que es cara y poco fiable. [SEP]
6. **Sistemas de monitorización de entrega de agua:** telelectura y control de consumos.

7. **Sistema de monitorización de alcantarillado.** La optimización, la preocupación por el tratamiento de las agua pluviales y el incremento de la capacidad tecnológica. [SEP]

8. **Sistema de control de plantas de depuración.** Incluimos aquí los grandes sistemas de bombeo o EBAR's. El reto es integración y la aplicación de resultados para reformulación de soluciones y planificación futura. [SEP]

9. La interrelación entre estos escenarios, mediante la aplicación de sistemas expertos, permitirá en el futuro la optimización de los sistemas y la planificación de las inversiones, así como la optimización de costes de operación y el aseguramiento del abastecimiento y saneamiento mediante la información predictiva derivada del manejo de los **big data** resultantes a largo plazo.

REFERENCIAS

Las referencias a esta ponencia se han tomado de los trabajos desarrollados en el ámbito de la monitorización y los desarrollos de sistemas de conocimiento asociados en la Empresa Municipal de Aguas de La Coruña (EMALCSA), durante los últimos 25 años y, en particular, con el desarrollo que los sistemas expuestos han alcanzado en el marco de los pilotos asociados al ciclo del agua dentro del proyecto CORUÑA SMART CITY, así como los trabajos internos de desarrollo y la aplicación del conocimiento acumulado a la tecnología, tanto en desarrollos propios como en diversos proyectos IDi en los que ha participado la empresa EMALCSA en los últimos 10 años.

Las referencias a esta ponencia se han tomado de los trabajos desarrollados en el ámbito de la monitorización y los desarrollos de sistemas de conocimiento asociados en la Empresa Municipal de Aguas de La Coruña (EMALCSA), durante los últimos 25 años y, en particular, con el desarrollo que los sistemas expuestos han alcanzado en el marco de los pilotos asociados al ciclo del agua dentro del

proyecto

CORUÑA SMART CITY, así como los trabajos internos de desarrollo y la aplicación del conocimiento acumulado a la tecnología, tanto en desarrollos propios como en diversos proyectos IDi en los que ha participado la empresa EMALCSA en los últimos 10 añ



[00120] PLANEJAMENTO E GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS – APLICAÇÕES NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO

SUELY MATSUGUMA¹; MARA RAMOS²

Sabesp Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo^{1,2}

smatsuguma@sabesp.com.br¹; mararamos@sabesp.com.br²

Resumo – A Gestão e Operação de Recursos Hídricos em Empresas de Saneamento Básico é processo base para toda a cadeia de Captação, Tratamento e Distribuição de Água. Trata-se de fazer a gestão dos Reservatórios - Mananciais superficiais represados, em todos os seus aspectos: Quantidade da água, Qualidade da água e Conservação e Proteção Ambiental da respectiva Bacia de contribuição. Em uma região metropolitana com Reservatórios com diferentes características de ocupação, é necessário aplicar soluções de operação e manejo específicas. Ambientes urbanos requerem uma abordagem pragmática a respeito de seus recursos naturais, enquanto mananciais protegidos necessitam foco na preservação de seu entorno. Com o intuito de minimizar impactos do ordenamento urbano, do uso e ocupação do solo, dos múltiplos usos e prioridades dos recursos, dos planos ambientais e de saneamento, drenagem urbana e políticas de gestão e conservação, adotou-se uma abordagem ampla, de planejamento e gestão integrada e definiu-se uma metodologia ou "framework" para endereçar essas questões e por consequência elencar as ações prioritárias a serem tomadas objetivando a manutenção da qualidade da água dos recursos hídricos.

Palavras-Chave – Gestão Integrada de Recursos Hídricos; Qualidade dos Recursos Hídricos; Planejamento de Recursos Hídricos; Soluções Baseadas na Natureza - NBS

PLANNING AND INTEGRATED MANAGEMENT OF WATER RESOURCES - APPLICATIONS IN THE METROPOLITAN REGION OF SÃO PAULO

Abstract – Management and Operation of Water Resources in Sanitation Companies is a bottom line for the entire process or chain of Water Collection, Treatment and Distribution. This is about making a management of surface resources - Reservoirs, in all their aspects: Water Quantity, Water Quality and Conservation and Environmental Protection of the entire Contribution Basin. In a metropolitan region with Reservoirs with occupancy characteristics, it is necessary to apply specific operating and handling solutions. Urban SEDE PERMANENTE "ABEL WOLMAN" – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

environments require a pragmatic approach to their natural resources, while protected springs accompany the protection of their surroundings. In order to minimize the impacts of urban planning, land use and occupation, multiple uses and priorities of resources, environmental and sanitation plans, urban drainage and management and conservation policies, a broad approach of integrated management was adopted. A methodology or framework was adopted to address those issues and consequently list the priority actions to be taken aiming the preservation and conservation of water resources.

Keywords – Water Resources Integrated Management; Water Resources Quality; Water Resources Planning; Nature Based Solutions - NBS.

Introdução

A Região Metropolitana de São Paulo – RMSP (Brasil) é a maior aglomeração urbana da América Latina com mais de 21 milhões de habitantes e está entre as seis maiores metrópoles do mundo. Com densidade demográfica de 2,6 mil habitantes por km², é quatorze vezes mais populosa do que a média do próprio Estado de São Paulo, de 181 habitantes por km².

A soma de fatores como atividade econômica, alta densidade populacional, ocupação desordenada e irregular do solo e localização geográfica (na cabeceira da bacia do Alto Tietê) resultam em baixíssima disponibilidade hídrica, em situação que pode ser comparada às realidades vivenciadas em regiões desérticas. A média anual de 160 a 200 mil litros per capital representa um décimo do valor indicado como crítico pela Organização das Nações Unidas (ONU) – que vai de 1,5 milhão a 2,5 milhões de litros por habitante/ano.

Tal restrição ao longo do tempo levou à busca de água em mananciais cada vez mais distantes e hoje impõe a necessidade de aprimoramento no planejamento e gestão dos recursos hídricos.

Neste ambiente de permanente escassez, fenômenos climáticos extremos como o ocorrido no biênio 2014-2015, com a mais severa estiagem que se tem notícia na RMSP, tornam ainda mais desafiadora a tarefa de manter a segurança hídrica.

Obter Água Bruta (água disponível nos Mananciais) na Quantidade e Qualidade necessários demanda tecnologia de operação e manejo adequado, além de das atividades de Conservação, Proteção e Recuperação de Mananciais. Tudo isso envolve uma grande necessidade de recursos e tecnologia cujo planejamento é essencial.

A necessidade de desenvolver uma metodologia, com uma abordagem integrada e ampla para alcançar as ações necessárias para a proteção e conservação dos recursos hídricos surgiu da crescente demanda por esses recursos cada vez mais escassos, caros e disputados na Região Metropolitana de São Paulo – RMSP.

Objetivos

O objetivo deste trabalho é apresentar a metodologia adotada para o Planejamento e Gestão Integrada de Mananciais Metropolitanos para abastecimento público na Região Metropolitana de São Paulo – RMSP. Pretende-se dividir a experiência de aplicação de gestão integrada e ampla que propicia aos gestores a tomada de decisão e priorização de ações com base em argumentos concretos e inter-relacionados.

Metodologia

A operadora dos serviços de saneamento para a maior parte da RMSP abastece mais de 27 milhões de pessoas no Estado. Somente para abastecer a população da RMSP opera Grandes Sistemas Produtores. Os Sistemas Principais e sua respectiva participação média na produção de água são descritos abaixo:

- Sistema Cantareira – 52%
- Sistema Alto Tietê – 31%
- Sistema Guarapiranga – 9%
- Sistema Rio Grande – 6%
- Sistema Alto e Baixo Cotia – 1%
- Sistema Rio Claro – 1%
- Sistema São Lourenço: em fase de pré operação
- em Abril/2018



Figura 1 – Grandes Sistemas Produtores da RMSP

Para apresentarmos as principais características os sistemas podem ser subdivididos por área geográfica:

Norte: O Sistema Cantareira é formado por 6 represas, que juntas possuem uma capacidade de armazenamento de quase ou 1 bilhão de m³. Quatro delas, Jacarei, Jaguari, Cachoeira e Atibainha estão na Bacia Hidrográfica dos Rios PCJ e se localizam em áreas com predominância rural e duas delas, a Paiva Castro e Águas Claras, na Bacia do Alto Tietê, em áreas mistas entre urbana e rural.

Leste: O Sistema Alto Tietê é formado por 5 represas (Ponte Nova, Paraitinga, Biritiba, Jundiá e Taiaçupeba) com capacidade de armazenamento de 575 milhões de m³, todas inseridas na bacia do Alto Tietê. Das 5 represas a que possui maior adensamento urbano ao seu redor é a de Taiaçupeba.

O Sistema Rio Claro é formado pela represa Ribeirão do Campo, Captação Poço Preto e Rio Claro km76 e transposição Rio Guaratuba, com capacidade de armazenamento de 13,81 milhões de m³. Está inserido no Parque Estadual da Serra do Mar, com alto grau de preservação ambiental e com baixíssima ocupação urbana.

Sudoeste: Contempla os sistemas mais urbanos da RMSP. O Sistema Guarapiranga, composto pelas Represas Guarapiranga, Capivari e Braço Taquacetuba-Billings, armazena 171 milhões de m³. Representa um sistema com usos múltiplos desde a geração de energia até o uso recreativo e esportes náuticos, além do abastecimento público. Fortemente ocupado em praticamente todo seu entorno. O Sistema Rio Grande é formado pelo Braço Rio Grande compartimentado da Billings, armazena 112,8 milhões de m³, também com características urbanas. Sistema Alto Cotia formado pelas Represas Cachoeira da Graça e Pedro Beicht com armazenamento de 17 milhões m³, inserido totalmente em área de preservação ambiental APA Morro Grande, sem nenhuma ocupação a seu redor. E por último, o mais novo Sistema Produtor São Lourenço em fase de pré-operação em Abril/2018.

A metodologia foi desenvolvida e está sendo utilizada pela área de Recursos Hídricos Metropolitanos da empresa, responsável pela gestão dos recursos e sistemas apresentados acima.



Figura 2 – Sistema de Suporte a Decisão com dados telemetrizados e modelagem

Sequência de aplicação:

- Fase Conhecimento e Mapeamento dos Mananciais;
- Fase Conhecimento dos múltiplos usos do recurso e órgãos de interface, Stakeholders e setores chave;
- Fase Definição de Indicadores de Quantidade, Qualidade da Água e Meio Ambiente;
- Fase Conhecimento de Planos Estratégicos, de Expansão, Investimentos e aproveitamento hídrico
- Fase de Acompanhamento e gestão da quantidade e qualidade dos mananciais;
- Fase de Manejo e gestão do Manancial;
- Fase propositiva

Essa metodologia consiste das etapas descritas, aplicadas para os aspectos básicos da Gestão de Recursos Hídricos – Quantidade da Água, Qualidade da Água e, Conservação e Proteção dos Mananciais:

QUANTIDADE DA ÁGUA

- Conhecimento e Mapeamento dos mananciais com uso de ferramentas de georreferenciamento. Mapeamento dos Mananciais, principais afluentes, sub-bacias hidrográficas. Conhecimento da área de abrangência da Bacia Hidrográfica. Mapeamento dos limites de atuação: Bacias de Esgotamento; Limites Municipais e setoriais de relevância;
- Mapeamento e definição das estruturas de controle: pontos de coleta de água; monitoramento automático, rede pluviométrica e fluviométrica;
- Definição de Indicadores de Quantidade da Água, Volumes, Níveis de segurança, etc
- Definição de indicadores chave e respectivas metas e referenciais comparativos.
- Hidrometria e Sistemas de Suporte a Decisão.

GESTÃO INSTITUCIONAL

- Conhecimento dos Planos e Legislações gerais e específicas em cada Manancial
- Conhecimento dos múltiplos usos do recurso e órgãos de interface (instituições de Governo e Particulares).
- Mapeamento dos principais grupos de usuários no entorno dos Mananciais: clientes da própria empresa ou não; e ramos de atividade preponderantes do setor comercial, industrial e residencial;
- Mapeamento dos stakeholders e setores chave.
- Conhecimento de Planos Estratégicos, de Expansão, Investimentos e aproveitamento hídrico

QUALIDADE DA ÁGUA

- Definição de Indicadores de Qualidade da Água;
- Definição de protocolos de controle: tipos de parâmetros e frequência;
- Definição de indicadores chave e respectivas metas e referenciais comparativos.
- Levantamento das ações e planos estratégicos previstos na área de abrangência do Manancial que influenciam na dinâmica da qualidade da água e ecossistema aquático;
- Acompanhamento e gestão da qualidade dos mananciais – A qualidade da água dos mananciais é acompanhada com coletas e ensaios padrão. Para maior agilidade foi implementado sistema de boias automáticas nas proximidades das captações para detecção de problemas e tomada de decisão mais rápida.



Figura 3 – Boia de coleta e ensaio automatizados

- Análise crítica dos Indicadores selecionados;
- Análise de causa e efeito – Foi implementada metodologia para avaliação da influência de áreas sem total cobertura com tratamento de esgotos e resultados de análises de Nitrogênio e Fósforo na água bruta dos mananciais. São comparados parâmetros e Indicadores de atendimento de esgotos e pesquisados os locais onde há condição de melhoria.

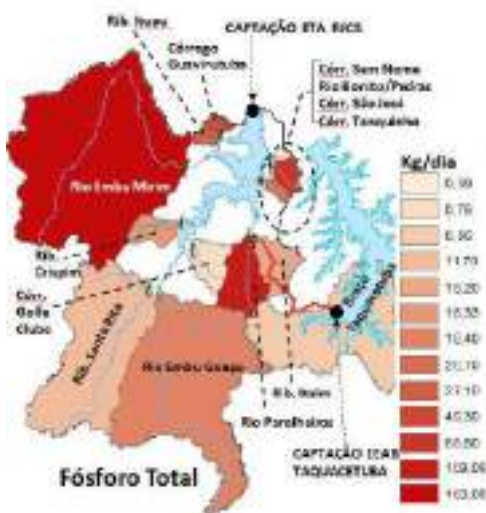


Figura 4 – Mapeamento de Fósforo na Bacia de Contribuição

- Análise sobre a sazonalidade, período hidrológico, clima;
- Relacionamento de indicadores, Ranking de qualidade, referenciais comparativos e análise de tendência.
- Manejo e gestão do Manancial; Monitoramento laboratorial sistemático da qualidade da água;
- Tratamento da água bruta - manancial: definição de protocolo ideal;

CONSERVAÇÃO E PROTEÇÃO DOS MANANCIAIS

- Gestão de ocupação das áreas patrimoniais da empresa no entorno das Represas;

- Avaliação da cobertura vegetal existente;
- Fomento e parcerias para estudos e pesquisas relacionados à flora e fauna nas Unidades de Conservação;
- Definição de ações, indicadores e metas.
- Com base no conhecimento de todas as variáveis que interferem na qualidade dos mananciais mensuradas através de indicadores, são sugeridas as ações de prevenção, mitigação e remediação de impactos. Como exemplo tem-se:

- A aplicação de produtos químicos em mananciais caso necessidade apontada pelo monitoramento;
- Acionamento de órgãos ambientais de controle no caso de poluição industrial;
- Priorização de investimentos. Ações de longo prazo como investimentos em sistemas de saneamento são elencadas e direcionadas aos respectivos responsáveis;
- Ações de reflorestamentos no entorno dos mananciais; Ações de proteção e conservação fazem parte das medidas propostas a fim de garantir um recurso de boa qualidade buscando soluções baseadas na natureza.



Figura 5 – Área de reflorestamento às margens da represa Cachoeira do Sistema Cantareira

Essa metodologia deve ser retroalimentada na medida em que cada novo fator seja descoberto nas análises críticas.

Resultados e Comentários

Observa-se que a medida que a metodologia é aplicada em um Manancial ou Sistema obtém-se as seguintes melhorias:

- Os gestores se tornam mais ágeis na tomada de decisão na medida em que dispõe de uma boa

avaliação quali-quantitativa, com conhecimento das interferências relacionadas;

- As unidades operativas da empresa sejam clientes ou fornecedores internos são envolvidas na proposição e execução de ações relativas aos recursos hídricos.

Isso possibilita um grande ganho para os processos empresariais pois as priorizações de ações estratégicas são feitas com base integrada e com vistas a preservação de recursos hídricos;

Após a utilização dessa abordagem ampla qualquer tomada de decisão de investimentos ou outras ações propositivas baseadas em uma avaliação isolada perde a relevância diante

da possibilidade de se utilizar bases mais sólidas e inter-relacionadas.

Essas sim demonstram ser mais duradouras, assertivas e eficazes na proteção e conservação de um manancial a longo prazo pois consideram diferentes cenários, interesses e interfaces e permitem ao gestor a resolução dos efeitos de um determinado impacto em sua origem.

Referências

SABESP. (2018). *Sistemas de abastecimento*. São Paulo- SP



[00178] ESTUDO DO PLANEJAMENTO ESTRATÉGICO DAS EMPRESAS PÚBLICAS DE SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

EZEQUIEL FERREIRA DOS SANTOS¹; DANTE RAGAZZI PAULI²; JOÃO PAULO NOCETTI TONELLO³; PAULO SÉRGIO PRIOLI⁴; MURILO CÉSAR SIMÃO⁵

SABESP^{1,3,4,5}; Universidade Presbiteriana Mackenzie²

efsantos@sabesp.com.br¹; danteragazzi.pauli@mackenzie.br²; jtonello@sabesp.com.br³; pprioli@sabesp.com.br⁴; msimao@sabesp.com.br⁵

1 – ABSTRACT

In Brazil, public and private sanitation companies, evaluated by the SNIS (2016), correspond to 5,172 municipalities (91.8% of the total Brazilian municipalities), with an urban population of 170.9 million the habitants (about 98.1% of the Brazilian population). According to the report, the impact of sanitation companies on the economy can be measured by the financial turnover of R \$ 115.8 billion.

For the development of strategies to meet legal demands, clients and society (represented by municipal, state and federal governments, sanitation regulatory agencies and public ministry).

The increasing competitiveness of the sector and the imperative to universalize basic sanitation services make evident the need to improve the strategic planning process, so that they can reduce losses and optimize expenses, acquire the conditions to raise funds, increase investment capacity, increase the quantity of customers and the quality of products and services, and achieve the return of investments within the standards required by the legislation and its consumer market.

To act in this environment by promoting administrative and financial transparency, and to have quick and assertive responses to stakeholders, it is important to understand what the largest sanitation companies practice in relation to strategic planning and management to meet the demands of universal sanitation services.

This research, therefore, after analyzing the models of management and strategic planning seeks to recommend practices that can meet any sanitation company regardless of their size and level of care.

Key words: Planning, Management, Sanitation Companies.

2 - INTRODUÇÃO

Apesar de o país estar em apenas décimo primeiro lugar no ranking de saneamento na América Latina (Trata Brasil, 2017) e centésimo primeiro no mundo, segundo o Banco Mundial (Deepask, 2012), algumas empresas de saneamento estaduais estão classificadas entre as maiores do Brasil em vendas líquidas, com a SABESP na vigésima oitava posição SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

e a CEDAE na centésima trigésima terceira posição (Exame, 2017), e do mundo em produção de água e tratamento de esgotos com a SABESP na quarta posição e COPASA na vigésima quarta posição entre as empresas de saneamento no setor (ARUP, 2015). Conforme apresentado na tabela 1, algumas empresas possuem capital aberto, com ações negociadas nas principais bolsas de valores mundiais e vendendo serviços para outros estados e países. A quantidade total de trabalhadores envolvidos diretamente com a prestação dos serviços é de 217,9 mil, e a atividade de prestação de serviços saneamento gera também 828 mil empregos indiretos na indústria de materiais e equipamentos, na execução de obras, na prestação de outros serviços de engenharia e nas áreas de projetos e consultoria e de efeito renda (SNIS, 2016).

Para se tornarem competitivas frente à concorrência, à insuficiência de recursos públicos e às eventuais crises hídricas cada vez mais comuns nas regiões brasileiras, algumas empresas de saneamento iniciaram um processo de modernização da gestão empresarial adotando ferramentas de mercado para seu planejamento de curto, médio e longo prazo.

Tabela 1 – Principais empresas de saneamento – 2016
* (x Milhão)

	SABESP	CEDAE	COPASA NOR	SANEPAR	EMBASA
Rec. Op.Br*	14.855	4.726	4.406	3.741	2.645
Lucro Líquido*	2.947	379	434	626	99
Ativo Total*	36.745	13.566	10.940	9.454	7.465
Municípios/Est	367/645	64/92	635/853	346/399	366/417
Lig Água*	8,6	1,9	4,2	3,0	3,5
Pop Atend Água*	24,6	11,9	11,5	10,6	11,9
ETAs	237	75	1.026	166	454
Lig. Esg*	7,1	0,5	2,6	1,9	1,2
Pop.Atend.Col Esg*	21,2	3,8	7,8	6,8	4,8
ETEs	548	20	129	243	313
Reaj Tarifa	8,4%	9,32%	13,9%	10,48%	9,95%
Pessoal*	1.983	1.055	1.128	582	167
Terceiros*	845	861	375	144	95
No. Empregados	14.137	5.825	11.751	7.165	4.707
Investimentos*	3.877	393	428	742	397
Principal Acionista	Estado	Estado	Estado	Estado	Est
	50,2%	99,9%	51,1%	80,0%	99,9%
ERP de Mercado	SIM/SAP	NÃO	SIM/SAP	NÃO	SIM

Fonte: Balanços, Relatórios da Administração e Sustentabilidade de 2016, adaptado pelos autores.

Durante muito tempo os serviços de saneamento básico de competência dos municípios foram realizados diretamente ou delegados por meio de contratos de concessão ou convênios a

empresas públicas ou privadas que acumulavam as funções de planejamento, execução de obras e definição de tarifas.

Tal modelo restringia a participação do poder concedente nas decisões sobre as questões de saneamento e riscos ambientais. Para estabelecer diretrizes nacionais para o saneamento básico foi sancionada em cinco de janeiro de 2007 a Lei Federal 11.445 (Brasil, 2007) que alterou o modelo existente para a prestação de serviços de saneamento.

Segundo a legislação as atividades de planejamento, regulação e prestação de serviços devem ser desempenhadas por entidades diferenciadas: o planejamento é responsabilidade municipal, a regulação e a fiscalização devem ser executadas por uma organização independente, com autonomia administrativa, financeira e decisória e a prestação dos serviços por uma empresa municipal ou uma concessionária pública ou privada. O plano de saneamento básico do município concedente reforça a necessidade de as concessionárias terem seu próprio planejamento para atender as metas estabelecidas garantindo sua sustentabilidade.

3 - OBJETIVOS

Segundo o relatório do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (SNIS, 2016) quatorze empresas de atuação regional apresentam situação positiva na relação entre receita operacional total e despesa total conforme figura 1.

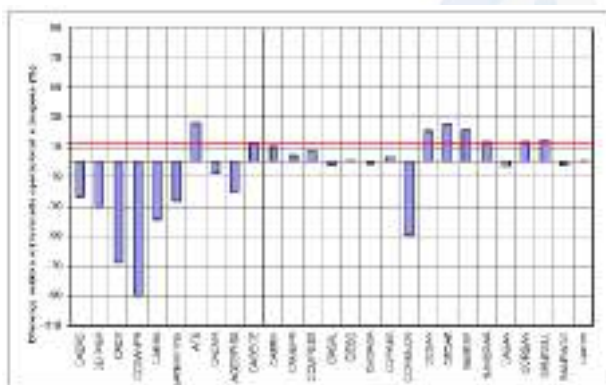


Figura 1 – Diferença relativa entre receita e despesa
Fonte SNIS, 2016

Esse estudo analisa como as empresas de saneamento estaduais da tabela 1 enfrentaram desafios que levaram muitas de um estado pré-falimentar para um processo financeiramente sustentável e com desempenho atrativo para investidores no mercado nacional e internacional, mais especificamente o caso da Sabesp que adotou a partir de meados da década de 1990 novos métodos de gestão com impactos positivos em todos os processos empresariais. Essa análise é útil para propor uma série de recomendações aplicáveis às empresas de saneamento no Brasil.

4 - METODOLOGIA

Esta pesquisa utiliza como método a pesquisa exploratória. Com este método foi possível alcançar maior familiaridade com o problema, com vistas a torná-lo mais explícito e desenvolver soluções aplicáveis. A pesquisa exploratória envolveu o levantamento bibliográfico, documental, e análise dos exemplos (Sellitz et al., 1967, p. 63).

Na pesquisa documental foram utilizados: relatórios de pesquisa, relatórios empresariais, e tabelas estatísticas.

A população desta pesquisa são as cinco principais empresas brasileiras em vendas e lucro conforme tabela 1 e mais detalhadamente a Sabesp, dada a relação de observação participante dos pesquisadores com esta empresa. Portanto a amostra pesquisada serão as empresas SABESP, CEDAE, COPASA, SANEPAR e EMBASA.

5 - RESULTADOS DA PESQUISA

Segundo a lei federal 11445 de 2007 (Brasil, 2007) no seu artigo segundo, os princípios fundamentais para a prestação de serviço público de saneamento básico, e, portanto, relevantes para este estudo são descritos na tabela 2.

Há uma complexidade no atendimento de todos os princípios por parte das concessionárias, principalmente das que estão em regiões de baixo adensamento demográfico e com população com baixa capacidade de pagamento, devido à dificuldade de investir sem alterar tarifa ou investir com fontes de recursos com taxas de retorno de mercado. As empresas de saneamento que demonstram sustentabilidade financeira realizam o planejamento estratégico e adotam algum modelo de gestão conforme explicitado a seguir.

Tabela 2 – Princípios fundamentais dos serviços públicos de saneamento básico

Princípio	Descrição
I - Universalização do acesso	Obrigações de levar os serviços prestados à maior quantidade possível de pessoas em um determinado espaço geográfico e em condições econômicas adequadas.
II - Integralidade	Oferta de serviços de saneamento de acordo com as necessidades da população.
III - Proteção ao meio ambiente	Serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário ... para preservar a saúde pública e meio ambiente.
V - Adaptabilidade	Adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais.
VII - Sustentabilidade	Eficiência e sustentabilidade econômica
VIII - Tecnologia	Utilização de tecnologia apropriada, considerando a capacidade de pagamento dos usuários.
IX - Transparência	Transparência de ações baseadas em sistemas de informações e processos decisórios institucionalizados.

Planejamento

As empresas de saneamento da amostra, conforme observado em seus relatórios de gestão e administração, praticam de alguma forma o fluxo de planejamento que inicia com a criação da Visão, Análise Ambiental – PESTAL, Diagnóstico Empresarial – SWOT, definição da Missão, Objetivos, Metas, Projetos/Planos e Orçamento.

Segundo Steiner (1969, p. 12), o planejamento estratégico corresponde ao estabelecimento de um conjunto de ações a

serem tomadas para a situação em que o futuro tende a ser diferente do presente ou passado, mas para que isto ocorra a empresa deve ter condições e meios de agir sobre as variáveis e fatores ambientais relacionados, de modo que possa exercer alguma influência. O planejamento deve ser um processo contínuo, que é executado pela empresa independentemente da vontade de seus executivos. O planejamento procura estabelecer a melhor direção a ser seguida pela empresa, melhorando o grau de interação com os fatores externos e atuando de forma inovadora e diferenciada (Oliveira, 2007).

Gestão

Na análise das maiores empresas de saneamento por faturamento e lucro foi identificada a utilização de modelos estruturados de gestão.

Tabela 3 – Empresas de Saneamento com modelo de gestão premiadas

Empresa	Modalidade	Última Participação	Nível
CEDAE	PNQS	2006	Inovação e Gestão
COPASA	PNQ	2014	Finalista
	PNQS	2013	Trof Quirom Diamante - Nív IV
EMBASA	PNQS	2006	Troféu Ouro – Nível II
	PGQB	2006	Troféu Ouro – Nível II
SANEPAR	PNQS	2017	Troféu Ouro – Nível II
SABESP	PNQ	2017	Venc. Prêm Melhores em Gestão
	PNQS	2017	Troféu Rubi Plus – Nível IV

Fonte: FNQ e ABES

Conforme observado na tabela 3 essas empresas participaram nos últimos anos de certames ligados a Fundação Nacional da Qualidade – FNQ por meio do Prêmio Nacional da Qualidade - PNQ e ou da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental por meio do Prêmio Nacional da Qualidade em Saneamento – PNQS que leva as empresas a adotar o Modelo de Excelência em Gestão – MEG, que segundo a FNQ (2018) permite às organizações adequar suas práticas de gestão aos conceitos de uma empresa do tipo classe mundial. O modelo ainda tem como principal objetivo, a geração de resultados.

Caso SABESP

A Sabesp surgiu em 1973 com o objetivo de implantar as diretrizes do Governo brasileiro estabelecidas no Plano Nacional de Saneamento - PLANASA. Atualmente seu capital social é distribuído da seguinte forma: 50,3% das ações com o Governo do Estado de São Paulo, 29,7% negociadas na bolsa de valores de Nova Iorque e 20,0% na BOVESPA.

O lucro líquido de 2016 da Sabesp foi de R\$ 3 bilhões com investimentos na ordem R\$ 3,9 bilhões. É considerada uma das maiores empresas de saneamento do mundo em população atendida. São 27,9 milhões de pessoas abastecidas com água e 21,6 milhões de pessoas com coleta de esgotos. A Companhia também oferece serviços de consultoria sobre uso racional da água, planejamento e gestão comercial, financeira

e operacional, com atuação no Panamá, Honduras, e Nicarágua, sendo nos dois primeiros países em parceria com a Latin Consult. Além de atender municípios concedentes, realiza vendas por atacado de água tratada, água de reuso e serviços de tratamento de esgotos para municípios não operados. Em sociedade com a iniciativa privada opera os serviços de saneamento nos municípios de Castilho (Águas de Castilho), Andradina (Águas de Andradina), Mairinque (Saneaqua) e Mogi Mirim (SESAMM). Ainda com a iniciativa privada produz e comercializa água de reuso para o Polo Petroquímico de Mauá na região do ABC paulista (Aquadolo) e trata esgotos não domésticos para a região metropolitana de São Paulo (Attend).

Entretanto no início da década de 1990 a Sabesp era uma empresa deficitária, desgastada perante clientes, fornecedores e poder concedente, as dívidas vencidas acumulavam US\$ 762 milhões, havia uma carteira de 40 mil novas ligações de água e esgotos sem atendimento, perdas de 48% do faturamento, 50 dias para realizar uma ligação de água e 60 dias para uma ligação de esgotos.

Para reverter este quadro, segundo Pereira (2001) no período de 1995-1998 iniciou-se um processo denominado internamente como Novo Modelo de Gestão da Sabesp, que adotou as seguintes ações: Regionalização por Bacia Hidrográfica, Descentralização da Estrutura Organizacional (Unidades de Negócios), Novo relacionamento com os municípios, Transparência e Controle Social.

Dentre as principais ações de modelagem da gestão ocorreu o redesenho organizacional que procurou centralizar as funções estratégicas, descentralizando as demais atividades operacionais e de apoio, tornando as decisões próximas das ações por atribuir às unidades de negócios a responsabilidade pela gestão, controle e avaliação dos resultados financeiros, materiais e humanos. Estas unidades de negócio por sua vez teriam maior capacidade de se aproximar dos clientes finais.

Outro passo importante foi implementar instrumentos institucionais para neutralizar as influências indevidas que trouxessem impactos negativos na sustentabilidade financeira. Para reduzir os custos e melhorar a qualidade dos serviços ampliou-se o desenvolvimento e uso da tecnologia da informação.

Em 2017 implantou ERP da SAP, que teve como objetivo aumentar a padronização das suas operações, agilizando e otimizando o processo de gestão, alinhada às melhores práticas de mercado.

O processo de implantação do sistema impactou aproximadamente oito mil usuários e substituiu trinta e dois sistemas corporativos, envolvendo ainda interfaces com os diversos outros sistemas legados.

A empresa também adotou como prática sistêmica o processo de planejamento estratégico que envolve as partes interessadas na definição e controle dos objetivos e metas das suas respectivas áreas de atuação.

O trabalho é conduzido pela Superintendência de Planejamento Integrado (PI), com a participação de todas as diretorias da empresa e gera o Direcionamento Estratégico da

Sabesp. Nestes ciclos ainda são realizadas as revisões das metas para os próximos cinco anos.

A Sabesp também adota em diversas de suas unidades o Modelo de Excelência em Gestão (MEG) desenvolvido pela FNQ e utilizado no Prêmio Nacional da Qualidade - PNQ, Prêmio Nacional da Qualidade em Saneamento - PNQS e Prêmio Paulista de Qualidade em Saneamento - PPQG. Há uma regularidade na participação e reconhecimento pela adesão ao modelo. Desde 2016 a Sabesp desenvolve projeto para a implantação do MEG como modelo corporativo.

Além da adesão aos modelos de gestão a empresa buscou a melhoria do atendimento aos clientes e sociedade por padronizar serviços e processos por obter as certificações ISO, 9001:2001, 14001:04, 17025:2005 e OHSAS 18001.

Esta busca pela qualidade da gestão e padronização de seus processos ligados a produtos e serviços promoveu uma liderança proativa que por meio de estratégias e planos procura atender da melhor forma possível os clientes e sociedade com processos, produtos e serviços em conformidade com padrões de classe mundial e com pessoas capacitadas e reconhecidas.

6 - ANÁLISE DOS RESULTADOS

Requisitos de Universalização

Para atender aos princípios da lei 11.445 (Brasil, 2007), é importante a adoção de um modelo de análise no qual são abordadas as questões de equilíbrio dos ecossistemas conforme figura 2. Ecossistemas equilibrados são aqueles em que a capacidade de recuperação ou depuração do meio ambiente supera os desequilíbrios gerados pela população ou quando as populações têm seu crescimento limitado pela disponibilidade dos recursos ambientais.



Figura 2 – Equilíbrio de Ecossistemas

Fonte: Autores

As ações em saneamento devem se dar no sentido de buscar uma nova situação de equilíbrio mitigando os impactos negativos causados pelo adensamento populacional (infraestrutura de saneamento), e recuperando a capacidade de regeneração do meio ambiente (proteção de mananciais, recomposição de matas ciliares). Ainda segundo os autores, as ações de saneamento em regiões de baixo atendimento e ou cobertura (emergenciais) elevam rapidamente os índices de cobertura e atendimento e trazem fortes impactos na sustentabilidade financeira a um custo relativamente baixo.

Com a melhoria da cobertura e atendimento, porém, os recursos necessários crescem exponencialmente e os impactos no meio ambiente perdem relevância. Em consequência, e conforme se pode observar na figura 3 a SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

tarifa necessária à cobertura dos custos operacionais e remuneração dos ativos se afasta da modicidade, ou seja, prestação eficiente dos serviços ao menor custo possível.

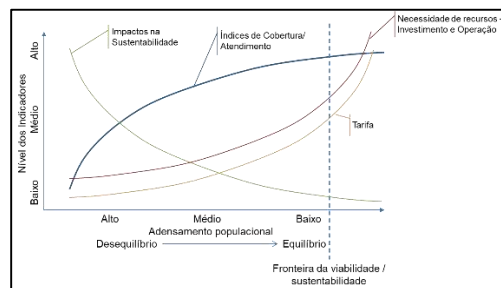


Figura 3 – Fronteira da viabilidade / impactos no meio ambiente - Fonte Autores (2018)

A fronteira da viabilidade e sustentabilidade financeira é característica de cada município e região. Portanto é temeroso estabelece-la unilateralmente. Para resolver essa questão, é importante a definição da área geográfica para atendimento, que deve ser estabelecida em conjunto com o município, quando da elaboração do Contrato de Programa, e denominada Área Atendível. Sugere-se que as áreas estabelecidas em contrato (áreas atendíveis) sejam a base para o cálculo dos indicadores de cobertura e atendimento.



Figura 4 – Conceito de atendimento, cobertura e ligações factíveis - Fonte Sabesp (2016)

É importante ressaltar que a área atendível pode ser alterada com a inclusão de novas áreas, que possuam as condições de adensamento urbano necessárias à prestação eficiente e sustentável dos serviços, refletindo a dinâmica de uso e ocupação do solo, sempre que os contratos forem repactuados. Na figura 4 é possível visualizar graficamente os conceitos de atendimento, cobertura e ligações factíveis. Em decorrências das diversas situações relacionadas à cobertura e atendimento recomenda-se considerar as premissas estabelecidas na tabela 4.

Tabela 4 – Responsabilidade da Cobertura e Atendimento

Situação	Responsabilidade
Cobertura em área urbanizada regular (Cidade Formal).	Concessionária
Cobertura em área urbanizada irregular (Cidade Informal).	Prefeitura + Concessionária
Atendimento: ação de obrigar o domicílio a se conectar a rede implantada.	Prefeitura

Fonte Autores (2018)

Na definição de indicadores de cobertura utiliza-se a razão entre todas as economias com disponibilidade do serviço sobre os domicílios totais da área atendível. O resultado

poderá ser ajustado contratualmente entre a concedente e a concessionária como meta para um período estabelecido.

Já o indicador de atendimento será calculado na razão direta entre as economias residenciais cadastradas com os domicílios totais na área atendível.

Gestão

Em uma amostra de 179 empresas que adotam o MEG, que foram comparadas às demais organizações pertencentes aos seus segmentos de atuação num período entre 2000 e 2009, foi possível evidenciar, a partir dos demonstrativos financeiros, desempenho superior em termos de faturamento, lucro e receita (FNQ, 2011).

No caso da análise das empresas de saneamento, objeto desse estudo, percebe-se que todas adotam algum tipo de modelo de gestão que permita o desenvolvimento de práticas de gestão voltadas para a obtenção de resultados quantificáveis, comparáveis e que demonstrem a curva de aprendizado da organização. Tais modelos induzem a busca por excelência com percepção do ambiente empresarial e do atendimento dos requisitos das partes interessadas e da sociedade e que promovem a sustentabilidade financeira.

Nem sempre é possível participar formalmente dos prêmios de qualidade da gestão, entretanto entender os modelos, realizar um diagnóstico comparando a situação atual com o modelo proposto produzirão resultados que induzirão as empresas a prosseguirem avançando na modernização de seus processos de gestão.

Os custos de implantação e manutenção são baixos e facilmente absorvidos e produzem resultados a médio prazo.

A busca pelas certificações ISO induz as organizações a se adequarem aos padrões técnicos e legais seguindo padrões na busca da satisfação dos clientes.

Planejamento

Os modelos de gestão, MEG e ISO, têm direcionado as organizações para a prática do planejamento estratégico, considerando análise de contexto, formulação e implementação de estratégias e análise de desempenho. Foi observado que as empresas de saneamento da amostra pesquisada utilizam os métodos e ferramentas tradicionais para a realização do planejamento estratégico. Entretanto sempre há o risco de o planejamento estratégico se tornar uma rotina ou apenas um evento que tenha como objetivo principal imbuir o sentimento de participação entre os colaboradores e demais partes interessadas. Segundo o Boston Consulting Group (BCG, 2013), empresas por vezes engajam muitos empregados no ciclo de planejamento anual resultando em custos que chegam a dez vezes o custo direto do departamento de planejamento.

Para que o planejamento estratégico possa preparar a organização para atender a todos os requisitos a que esteja sujeita é importante que o planejamento: seja possível de realização, seja revisto regularmente, tenha metas quantificadas que sejam acompanhadas sistematicamente por meio de reuniões de análise crítica, que devem dar o devido

redirecionamento nos casos de desvios dos objetivos planejados.

Conhecer soluções bem-sucedidas que demais empresas do setor de saneamento e até mesmo de concorrentes utilizam é uma alternativa para inovar o processo de planejamento. A tabela 8 apresenta práticas de planejamento de empresas nacionais e multinacionais.

Tabela 8 – Práticas de Planejamento de Grandes Empresas

Empresa	Prática
CEMIG	Teste de Relevância: procedimento utilizado anualmente para captar expectativas, com a máxima amplitude e profundidade possíveis, das partes interessadas que estão nas áreas de influência. Ele determina os assuntos que deverão balizar os sistemas de gestão da Empresa.
PETROBRÁS	Sistemática de projetos de investimento: os novos projetos precisam ser submetidos para aprovação considerando a avaliação econômica em três cenários de longo prazo.
QANTAS	Desconstrução: antecipou com sucesso descontinuidades de mercado e criou novas oportunidades lançando empresa área de baixo custo (destroy your business).
L'oréal	Confrontation Room: Reuniões semanais nas quais gerentes de produto apresentam seus planos ao CEO e Diretoria. Benefícios: captura de sinais do mercado, exposição a problemas operacionais e dos times e coerência entre o alto time de liderança com as decisões operacionais.

Fonte: Autores

O nível de exigência, no que se refere à prestação de serviços de saneamento é cada vez maior justificando a adoção de estratégias que contribuam para a melhoria dos serviços com a sustentabilidade financeira necessária.

Iniciar e manter um processo regular de planejamento estratégico propicia uma organização mais competitiva e dinâmica em sua gestão, com definição de objetivos claros e processos bem estabelecidos. As metas definidas pelo controlador público precisam atender as necessidades da sociedade e, ainda, serem efetivas nas ações e planos. Entretanto há o desafio da temporalidade do controlador, que devido aos mandatos eletivos, demandam mudanças constantes dos gestores das empresas de saneamento, e conforme a conjuntura, as possíveis alterações da estrutura administrativa, coloca em risco o planejamento, com consequente descontinuidade das ações e planos. Com a falta de um planejamento, as rotinas de trabalho passam a ser definidas conforme as demandas de serviços.

A importância do planejamento estratégico de médio e longo prazo nas empresas de saneamento torna-se mais importante, porque esta deve estar preparada para atender aos contratos de programa firmados com os municípios concedentes, atender as perspectivas do crescimento populacional com consequente previsão legal para a universalização dos serviços de saneamento. Planos de curto e médio prazo não são capazes de suprir estas demandas.

Os controladores devem acompanhar e ter conhecimento das estratégias e planos em desenvolvimento, bem como os requisitos legais aplicáveis, para que possam providenciar os recursos orçamentários necessários. Na limitação orçamentária é comum adotar as seguintes práticas: rever as estratégias e metas ou buscar recursos em outras fontes para atender todas as estratégias e planos considerados prioritários. Manter estratégias e planos sem os recursos necessários inviabilizam o processo e reduzem a

credibilidade do planejamento estratégico. Alocar recursos aumentando o nível de endividamento sem o retorno necessário comprometem a sustentabilidade financeira da organização. Há, portanto, a necessidade de prever no planejamento outras formas de atender as demandas com operações por meio de novos negócios, parcerias e abertura de capital, considerados neste estudo.

Concessão à Iniciativa Privada

Entre as soluções para resolver a ineficiência em gerir os serviços de saneamento a concessão para a iniciativa privada é uma alternativa. No Brasil, em 2017, dos 5.570 municípios com contratos de concessão de água e esgoto, 245 eram operados pela iniciativa privada.

Entretanto nos últimos anos ocorreram 77 reestatizações que trazem lições que devem ser observadas no momento de concessão dos serviços de saneamento. Os riscos para os municípios sem força política diante de grandes empresas transnacionais devem ser considerados.

Segundo o site Water Remunicipalisation Tracker (2017) entre 2000 e 2015 foram identificados 235 casos de remunicipalização de sistemas de água, abrangendo 37 países e afetando mais de 100 milhões de pessoas.

De acordo com a Unidade Internacional de Pesquisa de Serviços Públicos (PSIRU, 2012) as iniciativas de reestatização ocorreram pelo não cumprimento de metas e compromissos firmados nos contratos, além de falta de transparência e dificuldade de monitoramento das atividades pelo poder público.

Outro estudo, da Fundação Getúlio Vargas (FGV-Rio) “Privatização de Companhia Estadual de Saneamento: A Experiência Única do Tocantins – Lições para Novos Arranjos com a Iniciativa Privada” (FGV, 2017) aponta ineficácia da regulação dos contratos e identifica que “os municípios de pequeno porte são os mais prejudicados, por serem menos lucrativos, terem pouco apoio do estado, baixa capacidade técnica e dificuldade política para negociar com o prestador dos serviços de saneamento”.

Uma alternativa a privatização é a abertura de capital com a chamada de investidores mantendo o controle do Estado. Este são os casos da SABESP, COPASA e SANEPAR em que o governo estadual manteve o controle. Com a venda das ações há entrada de recursos que podem ser investidos na empresa de saneamento e outras demandas governamentais.

A abertura de capitais também insere a empresa sob a supervisão da Comissão de Valores Mobiliários que visa proteger os investidores de valores mobiliários contra emissões fraudulentas, atos ilegais de administradores e acionistas controladores das companhias abertas ou de administradores de carteiras, garantir o acesso público a informações sobre o mercado de valores mobiliários e as empresas e assegurar a observância de práticas comerciais equitativas.

7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Em um país de dimensões continentais, segundo o SNIS (2016), trinta e cinco milhões de pessoas não possuem acesso ao serviço de água tratada, cem milhões não tem serviço de coleta de esgotos com consequente lançamento anual na natureza de um bilhão e duzentos milhões de metros cúbicos de esgotos. Ainda segundo o PLANSAB (2013) serão necessários trezentos e três bilhões de reais para universalizar o atendimento de água e esgotos nos próximos vinte anos.

A sustentabilidade necessária para as empresas públicas de saneamento para atender ao quesito de universalização, portanto, vai além da descrição do Relatório Brundtland (ONU, 1987) que define sustentabilidade como a ação de prover as necessidades das gerações presentes sem comprometer a capacidade das gerações futuras em garantir suas próprias necessidades, um viés claramente ambiental e social, é imprescindível a sustentabilidade financeira que é uma realidade de situação equilibrada que garanta a capacidade de sustentar projetos de longo prazo e consiga cumprir a sua missão e visão.

Para alcançar estes objetivos é importante avaliar seriamente a aplicabilidade dos temas tratados neste estudo referentes a regras para o atendimento da universalização, a adoção métodos e ferramentas para um planejamento estratégico sistêmico e aplicação de modelos de gestão que contribuam para a qualidade das ações e decisões organizacionais.

Em face de temporalidade dos controladores públicos das empresas de saneamento, torna-se imprescindível: a celebração formal de longo prazo dos contratos de programa que tenham regras que permitam a sustentabilidade financeira, o cadastro de todas as intenções de investimentos e o estabelecimento de um sistema para a priorização que leve em consideração as variáveis consideradas relevantes para o atendimento das demandas dos poderes concedentes em consonância com os interesses das demais partes interessadas.

Há limitações deste estudo que impede uma análise mais profunda das dificuldades reais das empresas de saneamento em face de metodologia exploratória baseada em bibliografia e documentos, e, portanto em estudos futuros sugerem-se outras abordagens que consigam entender a atuação e problemas destas organizações.

Ainda como recomendação sugere-se o estudo ampliado de outras implementações aplicáveis à área de saneamento como Parceria Pública Privada – PPP, Sociedade Para fins Específicos – SPE, sistema de parcerias com iniciativa privada para concessão dos serviços de saneamento, além de outros métodos de planejamento como análise baseada em Valor, Raridade, Imitabilidade e Organizacional – VRIO.

Bibliografia

ABES. Relatório de Gestão das Candidatas. Prêmio Nacional de Qualidade em Saneamento, 2016. Disponível em: <<http://abes->

dn.org.br/pnqnews/rgs-das-candidatas/>. Acesso em: 15 mar. 2018.

ARUP. inDepth Water Year Book, 2015. Disponível em: <<http://www.indepthwateryearbook.com/indepth-water-yearbook>>. Acesso em: 25 abr. 2018.

BRASIL. Lei n. 11.445, de 5 de jan. de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, Brasília, DF, jan 2007.

DEEPASK. Ranking de países pelo percentual da população com saneamento básico. DeepAsk, 2012. Disponível em: <<http://www.deepask.com/goes?page=Veja-ranking-de-paises-pelo-percentual-da-populacao-com-saneamento-basico>>. Acesso em: 15 abr. 2018.

EXAME. Melhores e Maiores - As 500 maiores empresas do Brasil, 2017. Disponível em: <<https://exame.abril.com.br/revista-exame/500-maiores-empresas/>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

FGV. Privatização de Companhia Estadual de Saneamento: A experiência única do Tocantins. Biblioteca FGV, 2017. Disponível em: <https://bibliotecadigital.fgv.br/dspace/bitstream/handle/10438/18345/Paper_Saneatis.pdf>. Acesso em: 01 maio 2018.

FNQ. Empresas usuárias do MEG tem melhor desempenho financeiro. FNQ Notícias, 2011. Disponível em: <[http://www.fnq.org.br/informe-se/noticias/empresas-usuarias-do-meg-tem-melhor-desempenho-financeiro](http://www.fnq.org.br/informe-se/noticias/empresas-usuarias-do-meg-tem-melhor-desempenho-financeiro;)>. Acesso em: 01 maio 2018.

FNQ. Modelo de Excelência da Gestão, 2018. Disponível em: <<http://www.fnq.org.br/aprenda/metodologia-meg/modelo-de-escelencia-da-gestao>>. Acesso em: 03 abr. 2018.

OLIVEIRA, D. Planejamento estratégico: conceitos, metodologia e práticas. 23. ed. São Paulo: Atlas, 2007.

ONU. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future, 1987. Disponível em: <<http://www.un-documents.net/our-common-future.pdf>>. Acesso em: 05 abr. 2018.

PEREIRA, M. SABESP: Rumo ao Futuro. São Paulo: Thomson Learning, 2001.

PLANSAB. Plano Nacional de Saneamento Básico, 2013. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/AECBF8E2/Plansab_Versao_Consehos_Nacionais_020520131.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2018.

PSIRU. Remunicipalisation of public services in Europe. Public Services International Research Unit, 2012. Disponível em: <http://www.world-psi.org/sites/default/files/documents/research/dh-remunicipalisation_presentation-ppt.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2018.

SABESP. Relatório de Sustentabilidade, 2016. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/sociedade_meioamb/elatorio_sustentabilidade_2016.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2018.

SABESP. Distribuição do Capital Social. Relações com Investidores, 2018. Disponível em: <<http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=4&proj=investidoresnovo&pub=T&db=&docid=1C3C5C495E396CD0832570DF006A4017&docidPai=1698C08F24239E5A8325768C00517EF8&pai=filho4&filho=neto-1>>. Acesso em: 20 abr. 2018.

SANTOS, E. F. ET AL. Indicadores Empresariais. SABESP. São Paulo. 2018.

SELLTIZ, C.; ET AL. Métodos de pesquisa nas relações sociais. São Paulo: Herder, 1967.

STEINER, G. A. Top management planning. New York: Macmillan, 1969.

TRATA BRASIL. Saneamento e Saúde Ranking do Saneamento 2017, 23 mar. 2017. Disponível em: <http://www.confes.org.br/media/palestra_scazufca_2017.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2018.

WATER REMUNICIPALISATION TRACKER. Remunicipalisation wave, 2017. Disponível em: <<http://remunicipalisation.org/front/page/home>>. Acesso em: 13 mar. 2018.

**[00236] REDUÇÃO DE PERDAS EM SETOR COM INFRAESTRUTURA
CENTENÁRIA E URBANIZAÇÃO CONSOLIDADA****GENIVAL ABDIAS DE CARVALHO¹; MARILENE SIMPLICIO MATOS²; MARCELO
A. CARVALHO³****Companhia de Saneamento Basico de São Paulo – SABESP^{1,2,3}****genivalcarvalho@sabesp.com.br¹; msmatos@sabesp.com.br²; mscarvalho@sabesp.com.br³****ABSTRACT**

The supply sector “Casa Verde” has 85 km of network extension, 11.198 active connections and it is characterized by a centennial infrastructure, their networks were implemented at the beginning of the last century and suffered several interventions such as changes in the layout of rivers and streams. The area has several surface and underground streams and rivers. Despite of intense actions to reduce losses, IPDT and IP indices continued very high, occurrences of low pressure and lack of water even though constant sweeps and studies. The proposal for the improvement of performance indices, socio-environmental aspect and image of the company was to use in addition to all available methodology, a differentiated strategy with the combination of sectors and Business Unit staff. After a meticulous planning, break paradigms and the involvement of the sectors’ leaders, action strategies were defined that would guarantee acceptable and coherent results in the Loss Index. The result was extremely satisfactory, as well as the spirit of the participating project teams who were successful in each step of the process, besides offering “a north” in loss reduction for sectors with the same characteristics.

Keywords – Reduction Losses, Centennial infrastructure, Differentiated Strategy, Involvement Teams.

INTRODUÇÃO

A redução e o controle de perdas nos sistemas de distribuição de água é o grande desafio atual de todas as

companhias de saneamento básico no mundo. Atualmente tem-se buscado novas tecnologias e avanços para auxiliar no combate às perdas reais e aparentes. No que diz respeito às perdas reais, a grande quantidade de água perdida em

vazamentos, além de prejudicar a imagem da companhia, também impacta na disponibilidade hídrica dos mananciais, onde muitas vezes, esses se encontram no seu limite de utilização.

Um dos pontos mais frágeis e suscetíveis a vazamentos no sistema de distribuição de água são os ramais. Atualmente na Região Metropolitana de São Paulo, cerca de 90% dos vazamentos ocorrem neste ponto do sistema. As principais causas desse problema são várias, destacando-se:

- Pressões elevadas;
- Variações de pressão;
- Má qualidade dos tubos e peças utilizados;
- Inadequação das ferramentas utilizadas;
- Má qualidade na execução do ramal;
- Má qualidade da mão-de-obra empregada;
- Excessivo número de juntas existentes nos ramais.

Muitas vezes, a maioria das companhias de saneamento trabalha apenas de modo corretivo quanto à questão de vazamentos nos ramais, apenas reparando o vazamento quando este surge. Mesmo aquelas que desenvolvem o controle ativo dos vazamentos, isto é, a pesquisa e detecção de vazamentos não visíveis antes desses aflorarem, não conseguem eliminar todos, pois ainda permanecem na área os vazamentos não visíveis inerentes, aqueles que não são detectáveis nem mesmo pelos mais modernos equipamentos de detecção acústica (geralmente vazamentos com vazão menor que 250 L/h). Uma forma de minimizar as perdas reais, através dos vazamentos nos ramais, é a troca preventiva desses, independentemente de estar vazando ou não, conforme mostrado na Figura 1.

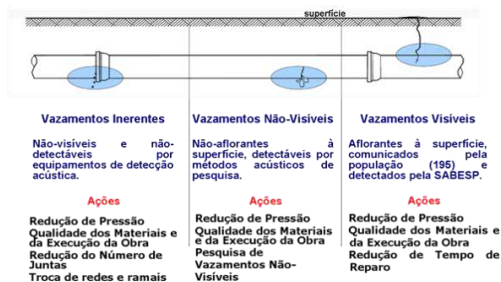


Figura 1: Ações para redução de perdas reais. Fonte: adaptado de TARDELLI (2004).

Objetivo

O objetivo principal foi conseguir identificar as redes implantadas no começo do século sem cadastro ou com cadastros totalmente diferentes da realidade, devido a mudança dos traçados de ruas e avenidas e canalização de córregos e rios e também a urbanização ao longo das décadas. Com isso foi possível a localização de diversos vazamentos que caíam diretamente nos rios e córregos da região e nas galerias de água e esgoto e poços de visita das concessionárias.

Para reduzir perdas no Setor Casa Verde, foi necessário a atuação de equipes multidepartamentais com a utilização das técnicas disponíveis e uma forma diferente de pensar buscando resultados diferentes e satisfatórios.

Metodologia

Foi criada uma Força Tarefa formada por colaboradores de diversas áreas envolvidas (Polo de Manutenção, Divisão de Perdas e Manobra) atuando principalmente no período noturno, utilizando metodologia ABENDI, (varredura com equipamentos haste de escuta, geofone e correlacionador, abertura de tampões, galerias e PVs, medição e acompanhamento das pressões, vazões, etc.) e analisando às amarrações e posicionamento das redes primárias e secundárias, com a instalação de pontos de acesso contando com apoio do Polo para conserto imediato das demandas de vazamentos em redes e ramais encontrados.

Pesquisa histórica para verificar a alteração curso do leito dos rios e córregos e consequente alteração das vias. Mapeamento da idade das redes para avaliação dos locais que exigiam maior atenção, verificando a localização das redes, focando as próximas de rios e córregos.

Nas figuras abaixo é possível notar a quantidade de redes que foram abandonadas num mesmo local sem termos a certeza de que elas estão ou não em carga. Neste trabalho

foi possível encontrar diversas redes que não estavam mais nos cadastros atuais, mas estavam em carga e com vazamentos.



Figura 2 – Mapa do Signos atual



Figura 3– Cadastro ano 1969

Foi executada uma minuciosa análise dos Resultados dos Sistemas Corporativos: SGP, NetPerdas, SIGNOS, SIGAO,

VECTORA, SIGES e CMM, verificando e analisando o histórico das vazões e comportamento do abastecimento, estudo minucioso do posicionamento das redes, croquis e amarrações e verificação da idade das redes.



Figura 4 – Mapa do Signos atual



Figura 5 – Mapa do Signos atual

Para o setor em questão houve a necessidade de atuar predominantemente em período noturno devido a:

Melhores pressões (pouca utilização de água);

Localização das redes (eixo e terço), considerando a quantidade de veículos que circulam;

Redução de interferência de ruídos provenientes do tráfego, avenida com grande circulação de veículos e corredores de ônibus.

A pesquisa noturna de vazamentos contemplou a técnicas de descobrimento dos registros, abertura de tampões (PV esgoto, GAP, Caixas de concessionárias), além da observação visual nos córregos e rios.

Também está localizada em um dos limites do Setor de Abastecimento, a Marginal Tietê uma via de tráfego intenso que faz a interligação de regiões, municípios e rodovias. Com a urbanização da cidade de São Paulo foram feitas alterações no curso do Rio e onde hoje está a Marginal, neste local está localizada uma adutora de 500 mm de complexa manutenção. O primeiro passo foi fazer a localização através das amarrações e equipamentos, foram

instalados 6 os pontos de acesso (Figura abaixo) em um trecho de 700 metros com a finalidade de correlacionar e inspecionar a rede.



Figura 6 – Google Maps com os pontos de acesso.

Com este trabalho foram encontrados no setor de abastecimento, vazamentos de grandes proporções, com vazões de aproximadamente 4 litros por segundo (l/s) em média e de difícil localização, abaixo segue registro fotográficos:

Fotos 7, 8 e 9 – Vazamentos em rios e córregos



Devido à complexidade e atendendo às preposições de controle das pressões, o trabalho foi realizado em duas etapas de tempo distintas com os resultados favoráveis, conforme o gráfico a seguir:

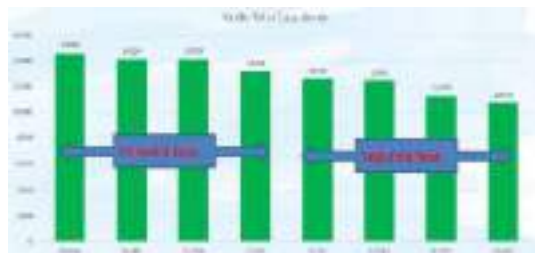


Figura 10 – Gráfico de Vazão com primeira e segunda fase

Na primeira fase foram encontrados 107 vazamentos, sendo 14 redes (1 rede a cada 6,5 ramais locados).

Na segunda fase foram encontrados 74 vazamentos, sendo 16 redes (1 rede a cada 3,6 ramais locados).

O início da segunda fase, só deu início após a certificação de que todos os vazamentos apontados pontos da primeira fase foram consertados.

Resultados e discussão

O volume de água que deixou de ser perdido no Setor Casa Verde, 3.814 m³/dia representa a quantidade de água suficiente para abastecer uma cidade de 40.000 habitantes.

Houve a melhoria na distribuição da água para os clientes, possibilitando aumentar a pressão para colocar em operação a principal VRP (Válvula Redutora de Pressão) do Setor de Abastecimento.

O trabalho possibilitou o mapeamento da infraestrutura como um todo, identificando os locais onde há necessidade real de substituição ou remanejamento das redes, troca dos ramais, instalação de equipamentos (VRP e boosters) e registros, além de informar o que é necessário fazer para atender às futuras instalações urbanas de empreendimentos (comerciais, industriais, residenciais, sociais, etc.).

Este tipo de atuação exige corpo técnico com comprometimento e habilidades, envolvendo profissionais de diversas áreas trabalhando com sincronismo e metodologias multidepartamentais e afinamento com as parcerias prestadoras de serviço.

A redução no volume de água disponibilizado para o Setor na ordem de 3.814 m³ dia – (115.000 m³ mês), em porcentagem 27%.

Vazão Total Casa Verde (m³/dia)

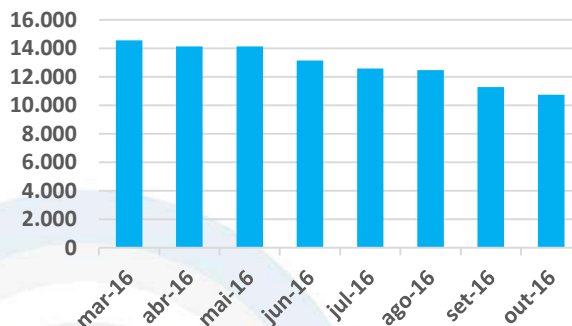


Figura 11 – Resultado da Vazão Total do Setor

O IPDT (Índice de Perdas Total na Distribuição) principal índice para acompanhamento e controle das perdas no setor, refletiu positivamente, posicionando o setor dentro de valores “aceitáveis” para a sua característica, lembrando que há frequente oscilação, que exige uma vigilância constante, visto diversos fatores já citados anteriormente.

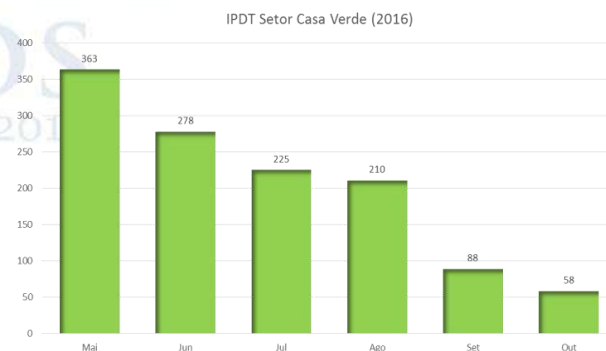


Figura 12 – Gráfico IPDT do Setor de Abastecimento

Conclusão

O diferencial na ação, que possibilitou um resultado positivo, consiste na efetivação dos procedimentos com visão generalizada, utilizando os meios burocráticos e técnicos individualizados para o setor de abastecimento. O

trabalho apresentou resultados muito satisfatórios tendo em vista que ao longo dos anos foram feitas diversas tentativas de diminuir os indicadores de Perdas sem sucesso.

Setores de Abastecimento com redes muito antigas ou que tenham uma quantidade grande de rios e córregos no seu interior tem um potencial grande de recuperação do volume perdido de água e melhora sensível em seus indicadores. Nem sempre os cadastros de redes atuais retratam com precisão o que temos no subsolo, se todas as redes antigas marcadas como abandonadas ou inativas, estão realmente abandonadas. Como retratamos neste trabalho, muitas das redes marcadas como abandonadas, estavam em carga e com grandes vazamentos, só sendo detectadas após um minucioso trabalho de investigação nos cadastros antigos e em campo.

O envolvimento de diversas áreas e o comprometimento de seus colaboradores também foi um dos motivos do sucesso deste trabalho.

Referências bibliográficas

CETRE do Brasil LTDA. Apostila do Curso de Detecção de Vazamentos Não Visíveis – Métodos Acústicos. 2003.

LAMBERT, ALLAN, Managing Water Pressure, 1994.

SABESP, Controle de Redução de Perdas, Textos e Referências, São Paulo, 2008.

TARDELLI FILHO, J. Controle e Redução de Perdas, In: TSUTIYA, M. T. Abastecimento de Água, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

TONETO Jr, Rudinei. Perdas de água: Entraves ao avanço do saneamento básico e riscos de agravamento à escassez hídrica no Brasil. São Paulo. 2013.

TSUTIYA, Milton Tomoyuki. Abastecimento de água. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP, São Paulo-SP. 2006.

**[00244] MECANISMOS ADOTADOS PELO DISTRITO FEDERAL NO
COMBATE À CRISE HÍDRICA****MORGANNA WERNECK CAPODEFERRO¹; JULIANA JERÔNIMO SMIDERLE²;
LEANDRO ANTÔNIO DINIZ OLIVEIRA³; DÉBORA TOLENTINO LUZZI DINIZ⁴****FGV CER^{1,2}; ADASA^{3,4}****morganna@poli.ufrj.br¹; juliana.smiderle@fgv.br²; leandro.oliveira@adasa.df.gov.br³;
debora.diniz@adasa.df.gov.br⁴****RESUMO**

O presente trabalho tem por objetivo analisar o impacto regulatório nas condições de disponibilidade hídrica e de garantia de abastecimento de água potável. Para tanto, foram levantados os mecanismos adotados pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa) durante a escassez hídrica enfrentada pelo Distrito Federal (DF) no período de agosto de 2016 a maio de 2018. Dentre os mecanismos utilizados pela agência destacam-se: (i) a restrição do uso da água; (ii) a redução da pressão na rede de distribuição de água potável; (iii) a implementação de tarifa de contingência; e (iv) o rodízio de abastecimento. Verificou-se que a implementação desses mecanismos, associada ao período chuvoso, culminou na recuperação parcial dos volumes úteis dos reservatórios Descoberto e Santa Maria, assim como evitou o colapso do abastecimento público de água no DF. No caso estudado, sendo a Adasa a agência reguladora de recursos hídricos e de saneamento básico, esta atuou tanto na oferta quanto na demanda da água. Tal fato demonstra a importância de ações integradas entre estes dois setores para enfrentamento de períodos de escassez hídrica.

Palavras Chave: escassez hídrica; regulação; Distrito Federal.

ABSTRACT

This study aims to analyze the regulatory impact in water availability and in the drinking water supply. Therefore, the mechanisms adopted by the Federal District Water, Energy and Basic Sanitation Regulatory Agency (Adasa) during the water shortage faced by the Federal District from August 2016 to May 2018 were raised. Among the mechanisms used are: the restriction of water use; reducing pressure in the potable water distribution network; the implementation

of contingency fee and the watering schedule. It was verified that the operation of these mechanisms, associated to the rainy season, culminated in the partial recovery of Descoberto and Santa Maria reservoirs, as well as prevented the collapse of the public water supply in the Federal District. In this case, as a regulatory agency for both water resources and basic sanitation, Adasa acted both in the supply and in the demand for water. This fact demonstrates the benefits of integrated actions between these two sectors to overcome times of drought.

Keywords: water shortage; regulation; Federal District.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural limitado e com valor econômico (BRASIL, 1997). Em razão disso, sua gestão e utilização racional são fundamentais para a garantia de seus diversos usos. No entanto, de acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos, os usos múltiplos da água devem ser assegurados e, em caso de escassez, deve ser destinada, prioritariamente, ao abastecimento humano e à dessedentação de animais (BRASIL, 1997).

Nos últimos anos, diversas cidades brasileiras vêm passando por situações de escassez hídrica como, por exemplo, São Paulo/SP, Belo Horizonte/MG e Brasília/DF. Diante desse cenário, é de suma importância que as políticas de recursos hídricos e de saneamento básico converjam para garantir o direito de acesso à água pela população. A regulação, nesse contexto, tem papel fundamental para assegurar a utilização racional e proporcionar o uso múltiplo das águas. A experiência da agência reguladora do DF no combate aos impactos da escassez hídrica é um caso que vale ser destacado, dado que esta é a única agência do país que atua na regulação simultânea dos recursos hídricos (atribuição do estado) e dos serviços de saneamento básico (atribuição do município). Foi realizado um trabalho de monitoramento e um plano de racionamento em conjunto com outras entidades governamentais e a prestadora do serviço. Tal trabalho visou garantir a disponibilidade de água a todos os

usuários e minimizar os impactos da crise hídrica no fornecimento de água potável para a população.

OBJETIVOS

O presente estudo tem por objetivo realizar uma análise do impacto regulatório nas condições de disponibilidade hídrica e de garantia de abastecimento de água potável no DF, entre os anos de 2016 a 2018. Para tanto, foram levantados os mecanismos adotados pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa) durante a escassez hídrica enfrentada pelo DF no período de agosto de 2016 a maio de 2018.

METODOLOGIA

Primeiramente, foi realizada a caracterização do serviço de abastecimento de água e apresentado o panorama da escassez hídrica no DF, bem como dos agentes responsáveis pela regulação e prestação dos serviços de saneamento básico.

Em seguida, foram levantados os principais mecanismos e instrumentos de apoio à gestão adotados pela entidade reguladora, assim como avaliada a efetividade destes durante o período de escassez hídrica.

A ÁGUA NO DISTRITO FEDERAL

O DF conta com sete bacias hidrográficas no seu território, a saber: Maranhão; Rio Descoberto; Corumbá; Lago Paranoá; São Bartolomeu; Rio Preto e São Marcos. A partir das informações constantes no Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos (PGIRH), infere-se que a região possui a terceira pior disponibilidade de água por habitante do Brasil (Adasa, 2018a). A precipitação média anual do DF é de 1,540.6 mm (INMET, 2018), com o período seco compreendido entre maio e agosto, sendo junho, em média, o mês mais crítico. Adicionalmente, o DF apresenta elevada densidade populacional, totalizando 3.04 milhões de habitantes (IBGE, 2018), com consumo médio de água per capita é igual a 151 litros diários (SNIS, 2018).

O órgão regulador dos recursos hídricos no DF é a Adasa, cuja função é regular, controlar e fiscalizar a quantidade e qualidade dos corpos d'água, sendo responsável pela emissão das outorgas de direito de uso. Além disso, a agência regula a exploração dos serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário prestados pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb). Compete à entidade reguladora definir e fiscalizar as condições de operação dos reservatórios no DF e editar normas relativas à prestação dos serviços de abastecimento

de água, inclusive medidas de contingência necessárias para assegurar os usos prioritários da água. (DF, 2008)

A Caesb, prestadora do serviço, dispõe de cinco sistemas produtores, a saber: Descoberto; Torto/Santa Maria; Sobradinho-Planaltina; Brazlândia; e São Sebastião (Caesb, 2018a). As fontes de captação de água foram ampliadas diante do cenário de escassez hídrica através da implantação de dois subsistemas – Bananal e Lago Norte – e da reativação de pequenas captações superficiais e subterrâneas.

A CRISE HÍDRICA NO DISTRITO FEDERAL

O DF é uma região particularmente sensível com relação à disponibilidade hídrica dado que além de enfrentar anualmente longos períodos de estiagem, está situada em uma área onde há somente nascentes – não possuindo, portanto, rios volumosos. Aliado a isso, a capital federal ainda apresenta alta demanda de água devido a sua população em contínuo crescimento e ao consumo flutuante, mantendo elevados níveis de consumo.

O ano de 2016 foi marcado por um período de seca intensa, com volume de chuvas abaixo da média histórica dos últimos 30 anos. Os níveis dos principais reservatórios responsáveis pelo abastecimento do DF sofreram redução gradativa ao longo do ano, indicando uma possível crise no abastecimento de água para a população.

Neste cenário que se instaurava, em agosto de 2016 a Adasa – em razão de suas competências – realizou a primeira iniciativa no combate à crise hídrica por meio da Resolução Adasa nº 13. Nesta foram estabelecidos volumes de referência e medidas a serem adotadas em situações críticas de escassez.

Foram definidos três estados segundo o nível diário observado nos reservatórios Descoberto e Santa Maria, a saber: (i) estado de atenção, caracterizado pelo volume útil inferior a 60%, fazendo-se necessária a intensificação das campanhas de conscientização do uso racional da água e das ações de fiscalização; (ii) estado de alerta, definido a partir de 40% do volume útil, indicando a situação de escassez hídrica e havendo a possibilidade de restrição de uso e redução da vazão outorgada para os usuários das bacias contribuintes; e (iii) estado de restrição de uso, caracterizado pelo volume inferior a 20%, sendo necessária a adoção do regime de racionamento. A declaração de cada um desses estados caberia a Adasa, por meio de ato específico.

O reservatório Descoberto foi o mais afetado pela crise. A redução gradual do nível desse reservatório culminou na

declaração dos estados de alerta e de restrição do uso, em setembro de 2016, por meio da Resolução Adasa nº 15/2016, e em novembro, pela Resolução Adasa nº 20/2016, respectivamente. Apesar de no início do ano de 2017 o reservatório Descoberto ter indicado breve recuperação do seu volume útil, as medidas previstas nas referidas resoluções foram mantidas a fim de aumentar a segurança hídrica para o ciclo hidrológico subsequente. Uma vez declarada a situação de escassez hídrica, alguns mecanismos foram adotados com o objetivo de minimizar o risco de colapso do abastecimento de água potável na região. A **Figura 1** apresenta o histórico do volume útil no reservatório desde janeiro/2016 e os limites estabelecidos pela Resolução Adasa nº13 de 2016.



Figura 1. Histórico do volume útil do Reservatório Descoberto. Fonte: Adasa (2016a e 2018b)

MECANISMOS ADOTADOS

Dentre os mecanismos adotados pela Adasa destacam-se: a restrição do uso da água; a redução da pressão na rede de distribuição de água potável; a implementação de tarifa de contingência; e do rodízio de abastecimento, conforme especificado a seguir.

1.1.1 Restrição do Uso da Água

Com o objetivo de garantir os usos prioritários da água durante a crise hídrica, foi atribuída à Superintendência de Recursos Hídricos (SRH) da Adasa a responsabilidade de promover a alocação negociada da água. Este processo consiste no redimensionamento do volume disponível entre os detentores de outorga, através da restrição do uso da água para cada setor de usuários e/ou por trecho das bacias.

Diante da declaração da situação crítica de escassez hídrica foram suspensas as emissões de outorgas prévias e de direito de uso dos recursos hídricos superficiais para usos não-prioritários nas áreas de contribuição dos reservatórios Descoberto e Santa Maria, segundo pontuado na Resolução Adasa nº 15/2016. Ainda neste cenário, foram interrompidas as concessões de novas outorgas para captação de água subterrânea, assim como reduzidas em 50% as vazões outorgadas aos seus usuários, através da publicação da Resolução Adasa nº 19/2016. O mecanismo de suspensão da outorga para exploração da água subterrânea se estendeu por um período de três meses, sendo esta determinação revogada pela Resolução Adasa nº 22/2016.

Quanto ao abastecimento de água, as vazões médias mensais captadas pela Caesb foram reduzidas de 4.8 m³/s para 3.5 m³/s no reservatório Descoberto e de 1.2 m³/s para 0.5 m³/s no reservatório Santa Maria, conforme determinação da agência reguladora formalizada nas resoluções Adasa nº 01 e 02/2017. Vale destacar que os valores outorgados inicialmente para essas captações eram de 6.0 m³/s e 1.48m³/s, respectivamente. Com o objetivo de definir metas mensais de manutenção dos níveis dos reservatórios, a Adasa, em cooperação com a Caesb e a Agência Nacional das Águas (ANA), estabeleceu curvas de acompanhamento para os reservatórios Descoberto e Santa Maria, apresentadas nas respectivas resoluções Adasa nº 09 e 12/2017. Determinou-se, portanto, que a agência reguladora adotaria medidas mais restritivas caso os valores observados ao longo do ano se mostrassem inferiores aos previstos pela curva de acompanhamento. Dessa forma, uma vez que os níveis do reservatório Descoberto permaneceram inferiores ao previsto, determinou-se a redução do período de captação de água para irrigação dos principais afluentes deste reservatório. A suspensão da captação de água para irrigação nos dias pares foi definida por meio da publicação da Resolução Adasa nº 23/2017.

Após o período chuvoso – com início em dezembro de 2017 – e a recuperação parcial dos níveis dos reservatórios, tais restrições foram amenizadas gradualmente. Desta forma, definiu-se a ampliação da vazão média mensal de captação da concessionária no reservatório Descoberto para 4.3 m³/s, a partir do fim do rodízio de fornecimento (Adasa, 2018c). No que tange aos irrigantes, autorizou-se a captação de água em turnos pré-estabelecidos durante a manhã e a tarde. Até a finalização do presente trabalho não haviam sido emitidas novas resoluções para o reservatório Santa Maria.

1.1.2 Redução da Pressão na Rede

A redução da pressão na rede de distribuição de água potável é uma estratégia usualmente praticada pelas

prestadoras de serviço como forma de reduzir os vazamentos e melhorar as condições de abastecimento. Esta medida é feita por meio de válvulas, operação de bombas e pelo fechamento parcial dos registros na rede. Mesmo antes de declarada a situação de escassez hídrica, a Caesb realizava a redução da pressão dinâmica na rede, porém mantendo-a acima de 10 m.c.a., em conformidade com a recomendação da NBR 5626 (ABNT,1998) e determinação da Resolução Adasa nº 14/2011.

Diante do agravamento da situação de escassez hídrica em setembro de 2016, a concessionária foi autorizada a intensificar esta medida (Adasa, 2016b), mantendo as pressões na rede inferiores a 10 m.c.a., durante o período diurno – das sete às dezenove horas. Como no período noturno, o consumo das unidades usuárias tende a reduzir, a pressão na rede se eleva, permitindo o enchimento dos reservatórios e caixas d'água inferiores dos edifícios e a normalização do abastecimento. A adoção dessa prática, vislumbrava uma redução de consumo em torno de 3 a 5% (Caesb, 2018b).

A implementação do programa de redução de pressão pela concessionária ocorreu em duas etapas. A primeira teve início no dia 23 de novembro de 2016 nas cidades abastecidas pelo Sistema Descoberto, enquanto a segunda, que atingiu as cidades abastecidas pelo Sistema Torto/Santa Maria, foi iniciada em 30 de janeiro de 2017. Apesar dos reservatórios terem recuperado sua capacidade, até o presente momento não há informações disponíveis sobre a paralisação desta medida por determinação da agência reguladora.

1.1.3 Tarifas de Contingência

O mecanismo tarifário de contingência consiste na aplicação de um percentual adicional sobre o valor faturado do serviço de abastecimento de água. Este mecanismo foi utilizado para incentivar a redução do consumo e arrecadar recursos para a cobertura de custos adicionais decorrentes da situação de escassez. Foi definido que, após o reservatório Descoberto atingir volume útil inferior a 25%, a Caesb estaria autorizada a adotar a tarifa de contingência (Adasa, 2016c).

Conforme definido pela agência reguladora, a tarifa de contingência utilizada pela Caesb incidiria nas unidades usuárias, de todas as categorias, cujo consumo mensal ultrapassasse 10 m³. Foram isentas da cobrança adicional as unidades usuárias prestadoras de serviço de caráter essencial, como: hospitais, hemocentros, centros de diálise, prontos-socorros, casas de saúde e estabelecimentos de internação coletiva. Definiu-se a cobrança adicional sobre a tarifa de água de 40% para a categoria residencial normal e

de 20% para os usuários das categorias residencial popular e não residenciais (comercial, industrial e pública). A tarifa de contingência passou a ser cobrada na fatura de água em novembro de 2016, sendo suspensa em junho de 2017, após arrecadação dos recursos necessários para cobertura dos custos adicionais apresentados pela concessionária.

Os valores arrecadados pela concessionária provenientes da tarifa de contingência, bem como a sua destinação, têm sido divulgados periodicamente pela concessionária. Esses valores têm como objetivo cobrir custos operacionais eficientes e de capital adicionais decorrentes da situação de escassez, como gastos com obras emergenciais para adequação da captação, interligação de sistemas produtores, perfuração de poços artesanais, distribuição de água em caminhões-pipa e campanhas educativas. Vale mencionar que a utilização dos recursos financeiros provenientes da tarifa de contingência depende de prévia autorização da entidade reguladora (Adasa, 2016c).

1.1.4 Rodízio do fornecimento de água

O racionamento de água em sistema de rodízio implementado no DF foi um mecanismo emergencial adotado com o objetivo de reduzir a produção de água e preservar os níveis dos reservatórios responsáveis pelo abastecimento. Conforme determinação da agência reguladora, o regime de racionamento, que entre outras medidas, previa o rodízio do fornecimento de água, entraria em vigor caso o reservatório Descoberto e/ou o Santa Maria atingissem o volume útil de 20% (Adasa, 2016a).

O esquema foi desenvolvido para funcionar em ciclos de seis dias, havendo a interrupção total do abastecimento de água em áreas específicas durante 24 horas. Após interrupção do abastecimento, seu retorno gradativo necessita de um período de dois dias de estabilização, visando preservar as estruturas físicas. Uma vez alcançado o estado de estabilização, a localidade em racionamento é abastecida normalmente por três dias contínuos, para que então possa ser iniciado o ciclo seguinte. Conforme definido pela Adasa, os hospitais e centros de saúde devem permanecer abastecidos pela rede e/ou por caminhões-pipa ininterruptamente durante o período de racionamento.

No início do ano de 2017, o nível do reservatório Descoberto atingiu o limite de 20% do seu volume útil, caracterizando o estado de restrição de uso e, desta forma, o rodízio foi implementado. As localidades atendidas por este reservatório entraram em esquema de rodízio no dia 16 de janeiro. Já com relação ao reservatório Santa Maria, o

volume útil manteve-se acima de 40% até janeiro de 2017. Ainda assim, para manter os níveis aceitáveis de segurança

durante o período de seca – maio a agosto – e garantir a recomposição dos reservatórios no ciclo hidrológico seguinte, o rodízio alcançou, também, as regiões administrativas abastecidas pelo sistema Torto/Santa Maria a partir de 27 de fevereiro de 2017.

Até o presente momento as cidades abastecidas pelos Sistemas Descoberto e Torto/Santa Maria estão em regime de rodízio do fornecimento de água. No entanto, esta medida tem previsão de encerramento em 15 de junho de 2018 (Adasa, 2018c).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os mecanismos implementados pela Adasa tinham como objetivo último o aumento da segurança hídrica do DF. Dessa forma, a fim de analisar a evolução dos níveis dos reservatórios e a redução no consumo em resposta às medidas adotadas, foram utilizados os dados de monitoramento disponibilizados no endereço eletrônico da agência reguladora (Adasa, 2018b). Adicionalmente, é avaliada a efetividade de tais mecanismos na redução do consumo, através de informações disponibilizadas pela concessionária.

1.1.5 Monitoramento dos Reservatórios

O monitoramento dos reservatórios realizado pela Adasa é um importante instrumento de apoio à gestão dos recursos hídricos. No contexto da crise hídrica, a agência reguladora, em cooperação com a Caesb e a ANA, estabeleceu curvas de acompanhamento do volume útil dos reservatórios Descoberto e Santa Maria, as quais definiram metas mensais de manutenção dos seus níveis. Ao compará-las com os dados de monitoramento, elas são capazes de sinalizar a necessidade de adoção de medidas mais restritivas, de forma a apoiar a tomada de decisão.

Para fins comparativos, nas **Figuras 2 e 3** são apresentados os níveis dos reservatórios Descoberto e Santa Maria, respectivamente, no último dia de cada mês, até o momento de elaboração do presente trabalho, juntamente com as curvas de acompanhamento previstas.

Observa-se que os níveis monitorados no reservatório Descoberto (**Figura 2**) se mostram acima do estimado desde dezembro de 2017, não havendo a necessidade, até o

momento, de implantação de mecanismos de redução do consumo adicionais ou mais restritivos.

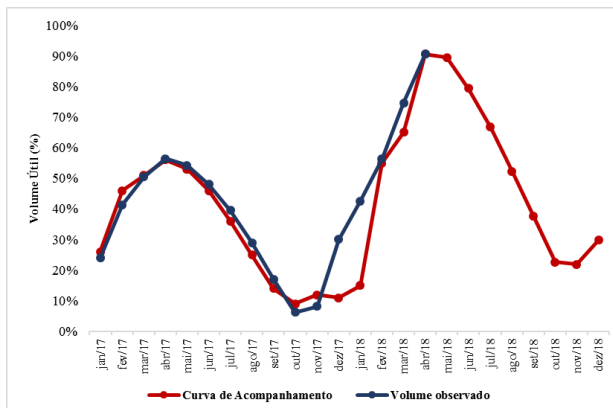
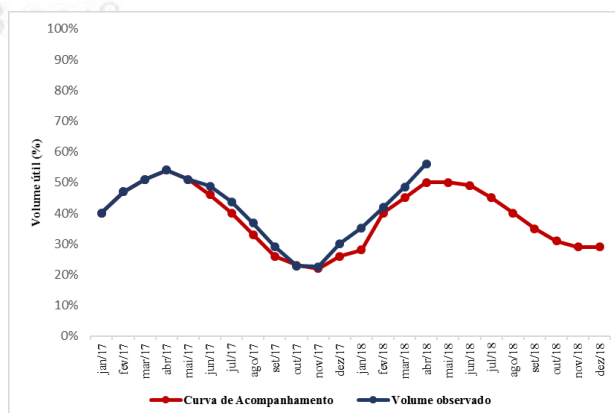


Figura 1. Curva de acompanhamento e níveis observados no reservatório Descoberto. Fonte: Resoluções Adasa nº 09 e 26 de 2017 e nº 03 e 08 de 2018

A ampliação das fontes de captação, que diminuíram a dependência do reservatório Descoberto, associada ao período chuvoso e à redução da demanda resultante da adoção dos mecanismos apontados neste estudo, podem justificar a progressiva recuperação dos níveis de acumulação do reservatório. Deve-se, no entanto, atentar-se à manutenção dos patamares de segurança hídrica, uma vez que o período de estiagem que se inicia pode conduzir o reservatório a atingir novamente nível característico de situação de escassez hídrica, entre agosto e setembro de 2018.

Com relação ao reservatório Santa Maria, destaca-se que os níveis observados foram iguais ou superiores ao estimado ao longo de todo período analisado (**Figura 3**). Os níveis medidos indicam recuperação parcial do seu volume útil, desde de dezembro de 2017.

Figura 2. Curva de acompanhamento e níveis observados no reservatório Santa Maria. Fonte:



Resoluções Adasa nº 12 e 28 de 2017 e nº 03 de 2018.

Destaca-se que foram constatadas menores variações neste reservatório quando comparado com o reservatório Descoberto. Este fato deve-se a diferenças na área de drenagem, na quantidade de afluentes e na precipitação observada nas bacias hidrográficas onde se situam os dois reservatórios. Além disso, o reservatório Santa Maria situa-se dentro do Parque Nacional de Brasília, não havendo utilização da água para uso agrícola. Sendo assim, apesar do seu volume não estar próximo da sua capacidade máxima de acumulação, este não atingiu níveis tão críticos, durante a crise hídrica, como o reservatório Descoberto.

Conforme verifica-se na curva de acompanhamento, caso as previsões se confirmem, o reservatório atingirá 40% do seu volume útil em agosto, o que corrobora a necessidade de se manter o incentivo à redução do consumo e o planejamento da operação dos reservatórios. Nesse sentido, a atuação da agência reguladora deve garantir o seu correto gerenciamento, supervisionando a transferência de água do Sistema Torto/Santa Maria para o Sistema Descoberto, que vem sendo realizada com o objetivo de preservar o lago Descoberto.

Redução do Consumo

Apesar de todos os mecanismos de combate à escassez hídrica adotados incentivarem a redução do consumo, apenas a tarifa de contingência tem atuação direta na demanda por água, visto que o usuário tem o poder de decisão quanto a manutenção ou não do seu nível de consumo. Por outro lado, os demais mecanismos atuam na oferta, reduzindo a disponibilidade de água para a população. De todo modo, a atuação da agência reguladora promoveu o uso racional da água, demonstrada pela redução do consumo apresentada na **Figura 4**.

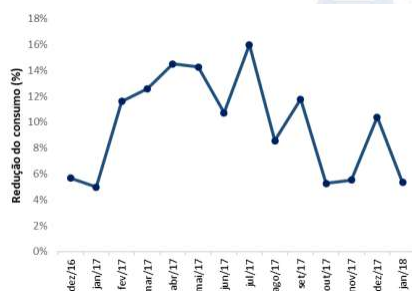


Figura 3: Percentual de redução do consumo em comparação com o mesmo mês do ano anterior. Fonte: Caesb (2018c)

A partir dos dados divulgados pela Caesb é possível observar que mesmo após a suspensão da cobrança da tarifa de contingência – junho de 2017 – o consumo se manteve menor quando comparado ao mesmo mês do ano anterior. Isto pode ser justificado em parte pela conscientização da população com relação ao valor da água, bem como pela manutenção das demais medidas implementadas.

Conforme previsto, os valores arrecadados através da sobretaxação da água seriam destinados a cobrir os custos adicionais decorrentes da situação de escassez hídrica. Segundo dados disponibilizados, entre dezembro de 2016 e janeiro de 2018, foi arrecadado o montante de R\$ 68 milhões (Caesb, 2018d), tendo sido autorizada, através de resoluções da Adasa, a utilização de R\$ 51.5 milhões, no mesmo período.

Tais recursos foram destinados aos investimentos necessários para implantação do Subsistema Lago Norte; interligação dos Sistemas Torto/Santa Maria ao Sistema Descoberto; aquisição de material para tratamento da água; cobertura de gastos adicionais de serviços técnicos de tecnologia da informação, de comunicação/informação e sensibilização; novas estruturas de captação de água do volume morto do reservatório Descoberto; e implantação de adutoras e elevatórias integrantes do Subsistema Gama.

CONCLUSÕES

Diante da redução dos níveis dos principais reservatórios responsáveis pelo suprimento de água no DF, a interferência da agência reguladora tornou-se necessária para garantir a sustentabilidade da prestação do serviço e do abastecimento da população. A Adasa adotou mecanismos que atuaram tanto na oferta quanto na demanda de água. A tarifa de contingência tem atuação direta na demanda, enquanto a restrição do uso, o rodízio de fornecimento e a redução da pressão têm atuação na oferta de água. Vale pontuar que a restrição do uso só pôde ser implementada pela Adasa pois, além de regular os serviços de saneamento básico, ela também é responsável pela gestão dos recursos hídricos no DF.

A atuação dos mecanismos apresentados, associada ao período chuvoso, culminou na recuperação parcial dos volumes úteis dos reservatórios Descoberto e Santa Maria, assim como impediu o colapso do abastecimento público de água no DF. O caso estudado reafirma a importância da entidade reguladora intervir em situações críticas. Além disso, demonstra a importância de ações integradas entre os setores de recursos hídricos e saneamento básico.

O processo de enfrentamento da escassez hídrica no DF exigiu não apenas a diversificação das fontes de água, bem

como a redução do consumo e a melhoria da prestação dos serviços de abastecimento. De modo geral, o incentivo ao uso racional da água traz reflexos mais imediatos na disponibilidade hídrica, uma vez que obras para ampliação da captação de água requerem altos investimentos com resultados de longo prazo.

Por fim, vale pontuar que mesmo após a suspensão dos mecanismos emergenciais, devem ser mantidas as campanhas de conscientização da população, assim como o monitoramento dos níveis dos reservatórios e o controle do índice de perdas. Além disso, recomenda-se o estímulo ao uso de tecnologias sustentáveis, como o reúso de águas cinzas e o aproveitamento de águas pluviais, com o objetivo de reduzir a captação da água bruta e o lançamento de efluentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT (1998). Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12.216: Instalação predial de água fria. Rio de Janeiro.

Adasa - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (2011). Resolução nº 14 de 27 de outubro de 2011

_____. (2016a). Resolução nº 13 de 15 de agosto de 2016.

_____. (2016b). Resolução nº 15 de 16 de setembro de 2016.

_____. (2016c). Resolução nº 17 de 07 de outubro de 2016.

_____. (2016d). Resolução nº 20 de 07 de novembro de 2016.

_____. (2018a). Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.adasa.df.gov.br/regulacao/planos>>. Acesso em 07/05/2018.

_____. (2018b). Disponível em: <<http://www.adasa.df.gov.br/monitoramento/niveis-dos-reservatorios>>. Acesso em: 08/05/2018.

_____. (2018c). Resolução nº 08 de 03 de maio de 2018.

BRASIL (1997). Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Política Nacional de Recursos Hídricos. Secretaria dos Recursos Hídricos. Brasília

Caesb - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (2018a). Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/agua/sistemas-de-abastecimento.html>>. Acesso em: 08/05/2018.

_____. (2018b). Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/seca-reducao-pressao>>. Acesso em: 10/05/2018.

_____. (2018c). Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/seca-tarifa>>. Acesso em: 14/05/2018.

_____. (2018d). Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/seca-tarifa>>. Acesso em: 14/05/2018.

DF – Distrito Federal (2008). Lei Distrital nº 4.285, de 26 de dezembro de 2008. Reestrutura a Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal – ADASA/DF, dispõe sobre recursos hídricos e serviços públicos no Distrito Federal e dá outras providências.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018). Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/brasil/panorama>>. Acesso em: 14/05/2018.

INMET- Instituto Nacional de Meteorologia (2018). Normas Climatológicas do Brasil 1961-1990. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normais-climatologicas>>. Acesso em: 07/05/2018.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2018). Série Histórica – 2016. Disponível em: <<http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 07/05/2018.

**[00245] RASTREAMENTO DO FLUXO FINANCEIRO DO SETOR DE
SANEAMENTO NO MUNICIPIO DE PETRÓPOLIS, RIO DE JANEIRO****TEOFILO MONTEIRO¹; VINICIUS SANTOS SOARES²; MARCELO GUIMARAES
ARAUJO³; PAULO CESAR PINTO⁴; CLEMENTINA FELTMANN⁵****ETRAS/OPAS¹; FIOCRUZ^{2,3,5}; Consultor⁴****monteteo@paho.org¹; vinicius.soares@ensp.fiocruz.br²; marceloguimaraesaraujo@gmail.com³;
pintopc@terra.com.br⁴; feltmann@ensp.fiocru.br⁵****Palavras-chave:** saneamento, economia, transparência.**Abstract**

The tool Track Fin was developed by World Health Organization with the aim to help decision makers to analyze the financial flows of the sanitation sector. It was applied to a municipality in Rio de Janeiro State, Brazil. The analysis allows deep understanding of the financial equilibrium of the operations. The main source of financial resources was the household tariffs. Expansion of the water and sewage systems was financed mostly on bank loans. Tariffs were not enough to pay off the operational expenses of the solid waste operations.

1 – Introdução

A relação entre saneamento e saúde é clara, mas a universalização dos serviços de saneamento enfrenta várias barreiras (Mara et.al., 2010). Os benefícios dos investimentos em saneamento tem sido tema de artigos acadêmicos e relatórios de instituições multilaterais e organizações não governamentais (OECD, 2011, Azqueta e Montoya, 2017).

A ferramenta TrackFin tem a atribuição de rastrear os fluxos financeiros realizados no setor de saneamento. A Organização Mundial da Saúde - OMS desenvolveu essa ferramenta a partir da constatação que uma análise direta dos planos de investimentos não é suficiente para entender adequadamente o setor. O intuito da ferramenta é propiciar

evidências consistentes que auxiliem o planejamento e a tomada de decisões, melhorando a governança do setor (WHO, 2015).

Esse artigo apresenta os resultados da aplicação dessa ferramenta no município de Petrópolis tendo como base os anos de 2014, 2015 e 2016. Inicialmente desenvolvida para o nível nacional, a ferramenta Track Fin foi aplicada no nível municipal, possibilitando uma análise detalhada e específica do setor de saneamento.

2. Objetivo

Aplicar a ferramenta de rastreabilidade de fluxos financeiros TrackFin em um município do Estado do Rio de Janeiro, com o objetivo de aumentar o controle e a transparência do sistema de saneamento através da análise de:

- A sustentabilidade financeira do serviço de tratamento de águas, esgoto e resíduos sólidos.
- Todas as linhas de investimento em saneamento nos anos de 2014 à 2016.
- Todos os custos envolvidos, incluindo despesas de operação e manutenção, despesas financeiras e apoio administrativo, e outros.
- Todas as origens de recursos, incluindo transferências de órgãos do Estado, investimentos privados, contribuições, taxas e tarifas cobradas.

3. Metodologia

A ferramenta Track Fin de rastreamento de fluxos financeiros do Setor de Saneamento foi desenvolvida pela OMS – Organização Mundial da Saúde com o intuito de ajudar os gestores do setor a entender e planejar detalhadamente os recursos investidos e as despesas do setor WASH (sigla em inglês que significa Água, Saneamento e Higiene, onde o Saneamento representa o componente esgotos sanitários). A ferramenta foi aplicada no nível nacional em Ghana e Marrocos e no Brasil (WHO, 2015).

A metodologia da ferramenta é divulgada através do manual “Guidance Document TrackFin - GLAAS” (WHO, 2015), com as seguintes etapas:

- Preparação: mobilização de apoio político para acesso à contabilidade de investimentos em saneamento, montagem da equipe, definição do escopo da contabilidade e das questões políticas envolvidas, identificação dos requisitos mínimos de dados e planejamento dos relatórios.
- Coleta de dados: construção dos termos dos serviços e delimitação do setor de saneamento para a localidade, mapeamento dos recursos, coleta de dados dos fluxos financeiros e estoques de ativos fixo;
- Análise dos dados e divulgação dos resultados: compilação das contas e indicadores, preparação dos relatórios de contas de saneamento, disseminação dos resultados para atores políticos;
- Preparação para o próximo ciclo de TrackFin, com propostas de escopo ampliado em relação ao primeiro estudo.

Dados do Município de Petrópolis

O município de Petrópolis localiza-se na Serra do Mar no Estado do Rio de Janeiro, à cerca de 80 km do centro da capital do Estado. O índice pluviométrico do município é relativamente mais alto que os da região sudeste do país. Em seu território existem nascentes de vários rios que

perfazem a Bacia do Rio Piabanha, e seguem para outros municípios à jusante. Petrópolis tem população de 295.917 habitantes, sendo que 95% considerada urbana (IBGE, XXX; SNIS, 2017a).

São poucos os atores institucionais atuantes no Município de Petrópolis no setor de Saneamento. Os serviços de água e esgoto são operados pela empresa concessionária Companhia Águas do Imperador - CAI, a coleta e disposição de resíduos sólidos pela empresa municipal COMDEP, assim como os serviços de drenagem. A Vigilância está estruturada em três áreas: Saúde, Sanitária e Ambiental, que realizam programas e ações em Higiene e Saneamento.

Desde de 1998 a empresa vem investindo na ampliação das redes de água e esgoto na região, com a consequente redução do número de soluções alternativas de saneamento. Os usuários da rede de abastecimento de água e esgoto pagam diretamente à CAI tarifas de água e esgoto. Uma taxa do lixo é cobrada pela Prefeitura junto ao carnê do IPTU (Imposto Predial Territorial Urbano).

No Brasil existe o Sistema Nacional de Informações de Saneamento – SNIS (www.snis.gov.br) que permite uma análise do setor, não só nos indicadores básicos da infraestrutura, mas também, das despesas e investimentos realizados. A maior parte dos dados foram obtidos do banco de dados do SNIS. Entretanto, algumas informações mais detalhadas foram coletadas em reuniões realizadas entre a equipe do projeto e integrantes das diferentes instituições atuantes em Petrópolis. Estimativas foram realizadas para valor dos ativos domiciliares, gastos domiciliares com auto-fornecimento, despesas com higiene, apoio e suporte e gerenciamento de recursos hídricos.

4. Resultados

O município de Petrópolis apresenta a seguinte cobertura de serviços de saneamento, segundo dados de 2015 (SNIS, 2017a, SNIS, 2017b):

- Economias ativas de água = 74.230 mil;
- Economias ativas de esgoto = 61.110 mil;

- Atendimento da população com água = 94,04 %;
- Atendimento c/ coleta de esgotos = 83,51 %;
- Tratamento dos esgotos gerados = 82,58%
- Extensão da rede de água = 723,2 km;
- Extensão da rede de esgoto = 273,9 km;
- Cobertura da coleta de resíduos = 99,66 %;

A tabela 1 apresenta os indicadores do setor WASH para o município de Petrópolis no ano de 2016, comparados com a média dos municípios do Brasil no ano de 2012, quando foi realizado o Track Fin Brasil.

Tabela 1. Alguns indicadores do setor WASH no município de Petrópolis comparados com a média Brasil.

Indicador (sem resíduos sólidos)	Petrópolis 2016	Brasil 2012
Financiamento do setor WASH	R\$ 129.527.919	R\$51 bilhões
Financiamento do setor WASH como % do PIB do Município	1,16%	1,18%
Financiamentos do setor WASH per capita	R\$ 434,43	R\$ 264,40
Financiamento do setor WASH como % do gasto público total	14,01%	5,54%
Financiamento do setor de água como % do gasto total do setor WASH	65,61%	58,94%
Financiamento do setor de esgoto como % do gasto total do setor WASH	33,80%	39,98%

Destaca-se que não há muita diferença entre os percentuais de fluxos financeiros do setor de saneamento do município de Petrópolis no ano de 2016 (1,16%) e do Brasil para o ano de 2012 (1,18%). Entretanto, quando analisado per capita, vemos que em Petrópolis o setor de saneamento (água e esgoto) demanda 64,3% mais recursos por habitante do que a média Brasil.

As diferentes fontes de financiamento do setor de saneamento em Petrópolis podem ser analisadas na tabela 2, para o ano de 2016. Denota-se que o principal ator financiador são os usuários dos serviços de saneamento (88,3%), que pagam tarifas que são transferidas para os operadores e também participam com custos de auto fornecimento. A empresa operadora de água e esgoto obteve um financiamento bancário no valor de cerca de dezessete milhões de reais, que representa 11,2% das demandas de recursos para o setor no município no ano de 2016.

	Prefeitura	Bancos	Usuários	Total
Tarifas por serviços prestados			R\$ 120.272.050	R\$ 120.272.050
Gastos dos domicílios para autofornecimento			R\$ 10.878.725	R\$ 10.878.725
Transferências públicas domésticas	R\$ 764.589			R\$ 764.589
Financiamento reembolsável		R\$ 16.663.403		R\$ 16.663.403
Total	R\$ 764.589	R\$ 16.663.403	R\$ 131.150.775	R\$ 148.578.767

Tabela 2. Fontes de financiamento do setor WASH no município de Petrópolis (2016).

Na tabela 3 pode-se observar os indicadores pela abordagem de financiamento e denotar que os fluxos financeiros do setor vêm aumentando ao longo dos anos. Pode-se observar que ocorreu um aumento da participação dos gastos dos resíduos sólidos no total do setor ao longo dos anos.

Tabela 3. Indicadores do setor WASH abordagem de fontes de financiamento.

Indicador WASH	Índices - Valores nominais		
	2014	2015	2016
Despesa total - Fontes de financiamento	R\$ 117.771.516	R\$ 115.383.140	R\$ 148.578.767
Despesa total como % do PIB do Município	1,06%	1,03%	1,33%
Despesa total per capita (R\$)	R\$ 395,18	R\$ 387,01	R\$ 498,32
Despesa total como % do gasto público total	13,73%	13,32%	16,07%
Despesa total com abastecimento de água como % do total do setor WASH	49,50%	45,16%	39,05%
Despesa total com esgoto como % do total do setor WASH	30,31%	26,20%	25,10%
Despesa total com resíduos sólidos como % do total do setor WASH	19,53%	28,07%	35,24%
Despesa total do uso doméstico servido como % do total do setor WASH	84,87%	84,74%	81,37%

A Tabela 4 apresenta os indicadores do setor WASH na abordagem de custos dos serviços para o município de Petrópolis nos anos de 2014, 2015 e 2016. Pode-se observar que não há grandes diferenças entre as duas abordagens, de fontes de financiamento e de custos dos serviços. Denota-se que a maior parte dos custos é referente às despesas de operação e manutenção dos sistemas. Para o município em questão o custo do capital não é tão relevante nos anos analisados.

Tabela 4. Indicadores do setor WASH abordagem de custos dos serviços.

Indicador WASH	2014	2015	2016
Despesa total do setor WASH R\$ - Custo dos serviços	R\$ 105.431.146	R\$ 129.411.932	R\$ 136.341.513
Custo total de capital como % do gasto total do setor WASH	6,5%	9,6%	8,1%
Custo total de operação e manutenção como % do gasto total do setor WASH	81,5%	80,0%	72,8%
Despesas tributárias totais e como % do gasto total do setor WASH	R\$ 11.898.201 11,3%	R\$ 12.650.976 9,8%	R\$ 25.208.597 18,5%

O município de Petrópolis está em um estágio avançado de cobertura de serviços de saneamento, se comparado aos outros municípios do Brasil. Também, como no resto do país, apresenta como principal ente financiador do setor WASH, os usuários pagadores de água e esgoto, através das tarifas. Essas tarifas, entretanto, no caso de Petrópolis não são suficientes para financiar a expansão do sistema de água e esgoto, já que somente os custos de operação e manutenção atingem cerca de 73% do total do fluxo em 2016. Um maior endividamento da empresa concessionária aumentaria os custos de capital, e o adicional de usuários não necessariamente cobriria o aumento dos custos, gerando pressões para alterações nas tarifas cobradas.

A figura 1 apresenta os investimentos em água e esgoto realizados pela operadora CAI no Município de Petrópolis ao longo dos cerca de 20 anos da concessão. Os valores foram corrigidos monetariamente para variações anuais de índices de inflação (IPCA), e são apresentados em reais referentes ao ano de 2015. No período, cerca de 74% dos investimentos foram focados em água, 20% em esgoto e 6% em outros. Totalizam um montante de R\$ 346,8 milhões a valores de 2015. Desses 72% são devidos a empréstimos de recursos onerosos de bancos privados e públicos com diferentes taxas de juros.

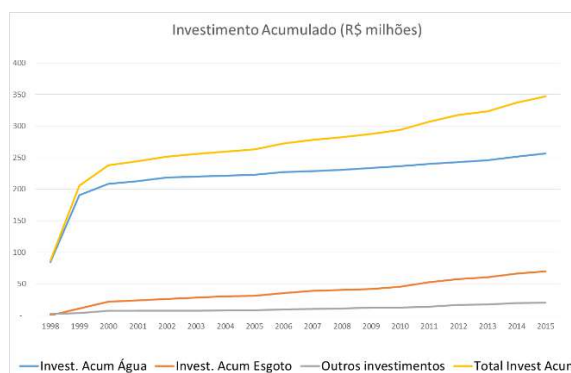


Figura 1. Investimentos realizados pela operadora Companhia Águas do Imperador em água e esgoto.

Segundo o Diagnóstico dos Resíduos Sólidos (SNIS 2017b), 65% dos municípios no país não cobram pelos serviços de gestão de resíduos. No caso de Petrópolis, uma taxa do lixo é cobrada, mas não é suficiente para cobrir os custos da coleta e disposição dos resíduos.

A tomada de decisão para os municípios de estágios diferentes de cobertura de saneamento necessita de análises mais detalhadas à medida em que a cobertura dos serviços aumenta. Nos estágios iniciais investimentos realizados atingirão potencialmente uma população concentrada nos aglomerados urbanos, tendo rápidos retornos na saúde por valor monetário investido. No caso de municípios com alta cobertura, atingir a universalização pode demandar investimentos maiores para cobrir serviços de saneamento para um menor número de pessoas, situadas em regiões mais afastadas e/ou em situações que demandam soluções tecnológicas mais caras.

A tarifa média de água e esgoto no município em 2016 foi de R\$ 4,47/m³, valor 34% maior que a médias das operadoras privadas na região sudeste, e 31% maior do que a média das operadoras regionais na mesma região. As despesas totais, também, são superiores em 14% se comparadas às operadoras privadas e 25% às operadoras regionais. Essas comparações devem ser feitas com cuidado, pois as especificidades dos municípios podem gerar custos operacionais bastante diferentes entre si.

5. Conclusão

A aplicação do TrackFin no nível municipal permite ter uma visão consolidada do setor de saneamento e suficientemente detalhada para que os tomadores de decisão do setor planejem e controlem os investimentos e despesas de forma mais efetiva, em busca da universalização com custos acessíveis a toda população. A existência do banco de dados SNIS facilita muito a análise do setor no nível municipal. Entretanto, uma análise no nível municipal demanda um olhar mais detalhado, que necessita de outras informações e dados que não estão disponíveis no SNIS.

Recomenda-se uma análise de alguns parâmetros referentes ao equilíbrio financeiro por vários anos, pois uma visão de longo prazo permite vislumbrar os reajustes necessários da tarifa, principalmente diante da necessidade de expansão da infraestrutura e das limitações financeiras. Também uma detalhada análise deve ser realizada na distribuição das tarifas sociais e mínimas, que podem afetar o equilíbrio financeiro da operação, impedir o acesso para populações vulneráveis e/ou afetar o grau de adesão ao abastecimento em rede, redirecionando a população para soluções alternativas com menor controle da qualidade da água.

O nível de detalhamento deverá ser estipulado conforme o município e o seu grau de evolução da infraestrutura de saneamento. Assim a tomada de decisão pode ser facilitada, principalmente no foco em melhorias (adesão, tarifa social, perdas) e expansão (foco em áreas mais vulneráveis), resultando em melhor aplicação dos recursos e no retorno do investimento realizado na melhoria da saúde da população.

Agradecimentos: Os autores agradecem o financiamento da OPAS/ETRAS para o projeto.

Referências Bibliográficas

Azqueta D., Montoya Á. (2017). The social benefits of water and sanitation projects in Northern Colombia: Cost-Benefit Analysis, the Water Poverty Index and beyond. *Dev Policy Rev.* 2017;35:O118–O139.

Brasil (2017a) *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015*. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Brasília: SNSA/MCIDADES.

Brasil (2017b) *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2015*. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento:– Brasília: MCIDADES.SNSA.

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (XXXX). *Brasil em Síntese*. <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em outubro de 2017.

Mara, D.; Lane J.; Scott B., Trouba D. (2010) Sanitation and Health. *PLoS Med* 7(11):

OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development (2011), *Benefits of Investing in Water and Sanitation: An OECD Perspective*, OECD Publishing. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264100817-en>

WHO – World Health Organization (2015). *Track Fin Initiative: tracking financing to sanitation, hygiene and drinking waste at the national level. Guidance Document*. http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/inv estments/trackfin/en/ . Acesso em novembro, 2017.

[00266] MODELACIÓN HIDROLÓGICA EN ECOSISTEMAS DE PÁRAMO ANDINO. CASO DE ESTUDIO: PÁRAMO DE BERLÍN, COLOMBIA

JONATHAN ALEXIS DUARTE CELIS¹; ISABEL CRISTINA DOMÍNGUEZ RIVERA²;
SULLY GÓMEZ ISIDRO³

Universidad Industrial de Santander^{1,2,3}

alex20.dct@gmail.com¹; isabeldr@uis.edu.co²; sgomez@uis.edu.co³

Palabras Clave: Ecohidrología; Modelación hidrológica; Páramo; SWAT.

Abstract: Páramo ecosystems can store water due to, among other factors, the high content of organic matter in the soil. However, anthropogenic activities affect the páramo capacity to regulate flows and therefore, water resources vulnerability increases due to land use changes. Hydrological models are effective tools to assess the impact of human activities on the quality and quantity of water resources. Nevertheless, in developing countries, the use of these models has not been sufficiently exploited. A literature review on hydrological models performed in Andean páramo ecosystems was carried out to identify objectives, methods, model performance and difficulties encountered during the model application. Then, an exploratory calibration of the hydrological model Soil & Water Assessment Tool (SWAT) in the Jordán river basin in Santander (Colombia) was conducted. The simulation results provide information on the hydrological response of the páramo, which is an input to define future land management policies.

1. Introducción

El páramo es un ecosistema alpino neotropical de humedales que se encuentra en zonas montañosas aproximadamente entre los 3 500 y 5 000 msnm (Llambí et al., 2012). Las montañas andinas de Colombia, Ecuador, Venezuela, Perú y Bolivia son hogar del cinturón de páramos que cubre un área aproximada de 36 000 km². En estos países habitan alrededor de 100 millones de personas y se proyecta que esta cifra ascienda a 135 millones para mitad del siglo (Flores-López, Galaitsi, Escobar, & Purkey, 2016). Por otra parte, además de proveer importantes servicios como la regulación climática y la subsistencia de la biodiversidad, los páramos tienen un papel clave en la hidrología de las tierras altas, allí se forman las

nacientes de los ríos que son la principal fuente de agua de cerca de 40 millones de personas (Flores-López et al., 2016).

Durante las últimas décadas, el aumento de actividades productivas que involucran cambios en el uso del suelo (ej. cultivo, pastoreo de ganado, reforestación, minería), así como fenómenos como el cambio climático, han alterado los servicios ecosistémicos hidrológicos (beneficios que obtienen las personas por los efectos que producen los ecosistemas sobre el agua) del páramo (Brauman, Daily, Duarte, & Mooney, 2007; Buytaert et al., 2006). Mientras tanto, debido a cambios demográficos y a políticas que estimulan en simultaneo usos productivos del suelo y la preservación del abastecimiento de agua para actividades multisectoriales (Avellaneda-Torres, Torres, & León, 2015), estos ecosistemas se han vuelto objeto de disputas sobre cómo gestionar y valorar los territorios y el agua, en las que la participación efectiva de los habitantes locales está cada vez más restringida (Duarte-Abadía & Boelens, 2016). Frente a este panorama, la planeación de los usos del suelo es necesaria para asegurar el óptimo abastecimiento de agua a las comunidades locales y las áreas urbanas. Esta planeación requiere de un buen entendimiento de la hidrología del páramo (Buytaert et al., 2006).

En los últimos años, los modelos hidrológicos a escala de cuenca han sido cada vez más utilizados para comprender y gestionar los impactos que generan las actividades humanas en la hidrología de los ecosistemas (Uribe & Valencia, 2010). En estos modelos, cada componente hidrológico (ej. evapotranspiración, infiltración, escorrentía) representa una realidad específica con una expresión empírica o de base física. Mediante algoritmos, se logra simular múltiples componentes como un sistema conectado e interactivo (Migliaccio & Srivastava, 2007). Por lo tanto, modelar el comportamiento hidrológico de una cuenca en relación con los cambios en el uso del suelo es una alternativa que permite generar información clave para soportar decisiones que

pueden determinar los impactos de las interacciones entre los humanos y el sistema natural (Blair & Buytaert, 2016).

De acuerdo con lo anterior, la cuenca del río Jordán en el departamento de Santander (Colombia), representa un caso especial de estudio puesto que posee gran extensión de páramos que cumplen la función ecológica de abastecimiento hídrico de las grandes urbes metropolitanas de los dos Santanderes y sin embargo, esta región es la segunda productora más grande de cebolla junca (*Allium fistulosum*) del país (Duarte-Abadía & Boelens, 2016). Por lo tanto, esta cuenca se seleccionó de acuerdo a la falta de conocimiento y a la necesidad de comprender las relaciones entre los servicios hidrológicos ofertados por el páramo y las actividades agrícolas que involucran cambios en el uso del suelo.

2. Objetivos

El propósito de este trabajo fue explorar el uso de la herramienta SWAT en un contexto de escasa información para evaluar limitaciones y necesidades que en el futuro permitan tener modelos hidrológicos robustos en ecosistemas de páramo. La selección del modelo se realizó con base en una revisión de estudios que aplicaron modelos hidrológicos en ecosistemas de páramo andino. Este enfoque puede servir como un instrumento predictivo de bajo costo para la toma de decisiones acerca de usos conflictivos del suelo en estos territorios clave para el suministro de servicios ecosistémicos hidrológicos y medios de sustento sostenibles.

3. Metodología y materiales

3.1. Revisión de literatura

Se realizó una comparación de métodos para medir la afectación del ciclo hidrológico debido a cambios en el uso del suelo relacionados con distintos modelos a escala de cuenca. Para esto, se buscó literatura publicada en revistas arbitradas en la base de datos Scopus empleando términos de búsqueda como: páramo, Andes, *hydrological modelling*, *land use* y *land cover*. Se revisaron estudios realizados en ecosistemas de páramo en Colombia (Cárdenas, 2016; Gil & Tobón, 2016), Ecuador (Buytaert & Beven, 2011; Espinosa & Rivera, 2016; Plesca et al., 2012; Quintero, Wunder, & Estrada, 2009) y Perú (Flores-López et al., 2016). Así mismo, se analizaron las metodologías empleadas para establecer relaciones entre los servicios hidrológicos y las alternativas de gestión del suelo propuestas en cada investigación. Finalmente, las dificultades encontradas, los requerimientos y el rendimiento de los modelos hidrológicos fueron analizados y comparados para seleccionar el más adecuado para el caso de estudio.

3.2. Caso de estudio exploratorio

La cuenca del río Jordán está situada en el municipio de Tona (Santander) en la zona suroriente del complejo de páramos Santurbán – Berlín. La cuenca tiene una extensión aproximada de 77 km² y posee un gradiente altitudinal que va desde 3 311 a 3 935 msnm. La temperatura media anual es de 8.7 °C, el ciclo anual de precipitación de la cuenca es bimodal y debido a que presenta lluvias promedio anuales inferiores a 1 100 mm, se clasifica como páramo seco (ecosistema que cuenta con sólo un 5.3% de representatividad dentro de las áreas protegidas de Colombia). Las coberturas actuales del suelo en la cuenca incluyen cultivos transitorios de cebolla junca (principalmente) y papa, bosque ripario, herbazales y pastos con presencia de árboles (CDMB, 2007).

3.3. Datos de entrada del modelo SWAT

SWAT es un modelo hidrológico espacialmente semi-distribuido desarrollado por el U. S. Department of Agriculture (USDA) (Arnold, Srinivasan, Muttiah, & Williams, 1998). La información de entrada al modelo incluye datos meteorológicos e información espacialmente distribuida de elevaciones, usos y tipos de suelo. Esta información se proyectó al sistema local de coordenadas geográficas MAGNA – Colombia – Bogotá y se relaciona a continuación:

Información hidrometeorológica: de acuerdo a los requisitos del modelo para la simulación, se consultaron registros diarios de precipitación, temperatura, velocidad del viento, humedad relativa y horas de brillo solar de la estación climatológica Berlín y las estaciones pluviométricas Picacho y Tona (Figura 1a), mientras que los registros diarios de caudales requeridos para la calibración del modelo se obtuvieron de la estación limnométrica Berlín, ubicada sobre el cauce del río Jordán (Figura 1a). La información, que fue suministrada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM), cubre un período de 8 años (desde 1990 hasta 1997), para el cual se completaron los datos faltantes de precipitación (que corresponden a menos del 3%), con base en los registros de las estaciones cercanas, según la metodología propuesta por Aparicio M (1992) para casos en que la correlación entre las precipitaciones de las estaciones circundantes no es aceptable. Por otra parte, los registros faltantes de radiación solar se estimaron con la ecuación empírica de Angstrom (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 1998), que relaciona la radiación solar con los registros diarios de horas de brillo solar de la estación Berlín empleando las constantes de regresión lineal simple obtenidas de estudios realizados en la zona (Guzmán, Baldión, Simbaqueva, Zapata, & Chacón, 2013). Finalmente, se usaron períodos de 2 años de *warm-up* y de 6 años para el proceso de calibración. La calibración automática se realizó con SWAT-CUP (software de incertidumbre y calibración), empleando la rutina SUFI-2 (Abbaspour, Johnson, & van Genuchten, 2004) y los

estadísticos Nash-Sutcliffe (NSE) y el coeficiente de determinación R^2 como criterios para evaluar el desempeño del modelo (Moriassi et al. 2007).

Modelo digital de elevaciones (MDE): se elaboró un MDE para la zona de estudio con resolución de 12.5x12.5 m, a partir de imágenes del satélite ALOS PALSAR (JAXA/METI, 2011). Este modelo sirvió para calcular las pendientes de las unidades de suelo y definir la red de drenaje (Figura 1a).

Uso/cobertura del suelo: se realizó una clasificación supervisada a escala 1:100 000 de coberturas de suelo (Figura 1b) a partir de imágenes Landsat 5 del año 1997 cortesía del U.S. Geological Survey, y la validación en campo mediante

registro fotográfico según la metodología CORINE Land Cover (IDEAM, IGAC, & CORMAGDALENA, 2008).

Mapa de suelos: Las propiedades requeridas por el modelo como la profundidad, la granulometría y el carbono orgánico para cada unidad de suelo (Figura 1c), se consultaron del Estudio general de suelos y zonificación de tierras del Departamento de Santander (IGAC, 2003) a escala 1:100 000. Por otra parte, se empleó el modelo SPAW – Soil Water Characteristics (K. E. Saxton & Rawls, 2006; Keith E. Saxton & Willey, 2006) con el que, a partir de correlaciones estadísticas entre el porcentaje de arena, arcilla y materia orgánica presente en el suelo se estimaron las demás variables clave requeridas por el modelo como la densidad aparente, la disponibilidad de agua y la conductividad hidráulica saturada.

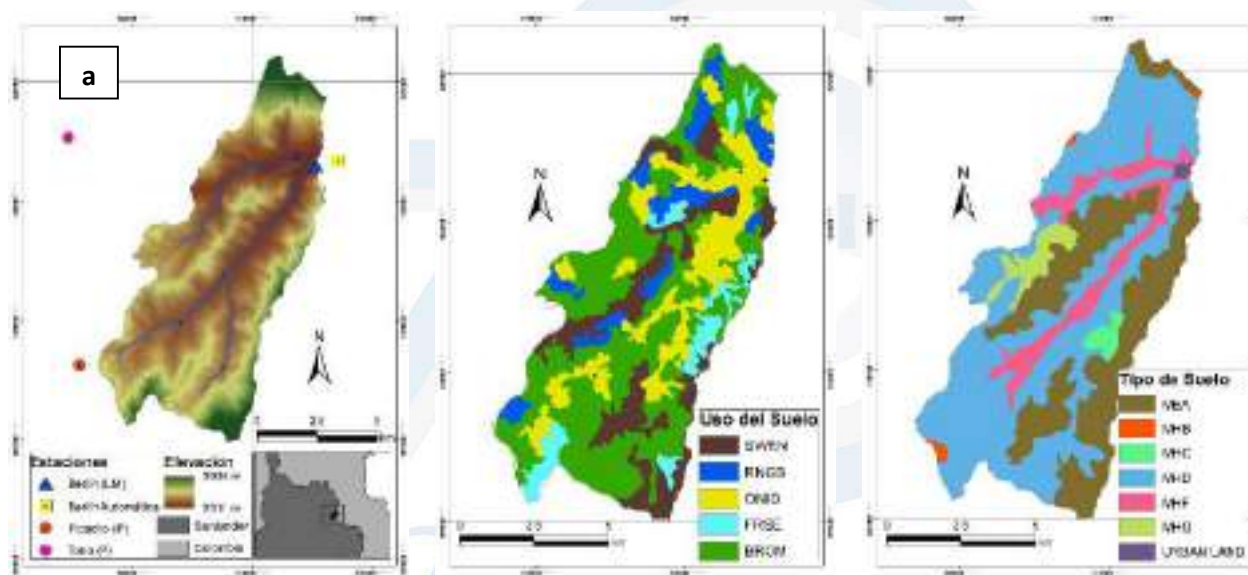


Figura 1. Modelo digital de elevaciones (MDE), red de drenaje y estaciones limnimétrica (LM), climatológica automática y pluviométricas (P) (a), uso y cobertura del suelo, SWRN: afloramientos rocosos; RNGB: pastos; ONIO: cultivos de cebolla; FRSE: bosque ripario; BROM: herbazal (b) y unidades del suelo según designación dada por IGAC (2003) (c) en la cuenca del río Jordán.

4. Resultados y discusión

4.1. Modelación hidrológica en Páramos

La Tabla 1 muestra una síntesis de los casos en que se han empleado modelos hidrológicos para evaluar el impacto de los cambios en el uso del suelo en ecosistemas de páramo andino, la actividad o fenómeno estudiado y la unidad de medida establecida para la toma de decisiones. Para proponer las actividades que se deben implementar orientadas a la protección del páramo, en los estudios revisados se emplea la

integración de las variables de salida de los modelos hidrológicos con conceptos analíticos que sirvan para caracterizar el estado del recurso hídrico. Espinosa & Rivera (2016), por ejemplo, emplean el índice de escasez como indicador cuantitativo del déficit de agua que existe en una región.

Algunos aspectos deben ser considerados al emprender una iniciativa de modelación hidrológica en páramos, relacionados con las características del ecosistema y del modelo empleado. En primer lugar, los modelos hidrológicos están sujetos a

incertidumbres que surgen de fuentes externas (ej. variación de la precipitación en los páramos), fuentes internas (ej. estructura y parametrización del modelo), problemas con la toma de datos o problemas únicos de cada caso (Blair & Buytaert, 2016; Buytaert & Beven, 2011). Así, por ejemplo, se evidencia un cuestionable desempeño del modelo Topmodel para representar sistemas de cientos de kilómetros cuadrados (Buytaert & Beven, 2011; Gil & Tobón, 2016). Otro aspecto importante es la selección de un período de calibración lo suficientemente largo en el que se encuentren activos los diversos procesos hidrológicos en la cuenca (Buytaert & Beven, 2011). Otros autores hacen énfasis en la escasa disponibilidad de información debida a la desigual ubicación de las estaciones hidrometeorológicas que favorecen las zonas pobladas, de mayor demanda de agua en lugar de las que son importantes para el abastecimiento (Flores-López et al., 2016); las dificultades asociadas al acceso a las zonas de páramo (Gil & Tobón, 2016) y la desafiante tarea que representa la descripción y el modelado del proceso hidrológico en este tipo de suelos (Buytaert et al., 2006; Minaya, 2016).

4.2. Selección del modelo hidrológico SWAT

Entre las herramientas disponibles para modelar servicios hidrológicos, se encuentra el modelo SWAT. Debido a su versatilidad para incorporar variables de suelo, uso del suelo, pendientes y clima a través de plataformas de Sistemas de

Información Geográfica (SIG), el modelo puede evaluar con precisión el impacto de las prácticas de manejo del suelo en el agua, los sedimentos y los rendimientos de químicos a escala de cuenca (Espinosa & Rivera, 2016). A pesar de esto, y que para el 1 de marzo de 2018, la búsqueda de publicaciones arbitradas usando el acrónimo “SWAT” resultó en un total de 4 519 documentos, se encontró que de 847 documentos publicados que contienen el término “páramo”, solamente en tres de éstos se aplica el modelo SWAT.

Se han realizado estudios para revisar componentes hidrológicos y evaluar las capacidades de los modelos prominentes utilizados en las cuencas hidrográficas agrícolas y mixtas (Gebremariam et al., 2014; Migliaccio & Srivastava, 2007; Ochoa & Urbina-Cardona, 2017). Estos estudios resaltan las bondades del modelo SWAT, que a diferencia de otras herramientas, es más robusto y más amigable con el usuario, cuenta con gran cantidad de documentación técnica disponible y literatura publicada (Gebremariam et al., 2014). Por otra parte, se ha encontrado que en el caso de cuencas de pocos kilómetros cuadrados con condiciones complejas como pendientes fuertes y lluvia intensa (ej. Buytaert & Beven, 2011; Gil Morales & Tobón Marín, 2016), la calibración con SWAT se dificulta (Plesca et al., 2012; Quintero et al., 2009), lo que contrasta con la cuenca empleada para este estudio, la cual tiene pendientes leves (principalmente) y un área de drenaje de más de 77 km².

Tabla 1. Síntesis de publicaciones que usaron modelos hidrológicos para simular la hidrología del páramo andino.

Referencia	Fenómeno estudiado	Unidad de medida	Area de estudio	Escala espacial (km ²)	Modelo Hidrológico
Espinosa & Rivera (2016)	Cultivos de papa, frijol, lupin, maíz	Índices de escasez y aridez	El Ángel, EC ²	95.00	SWAT
Quintero, Wunder, & Estrada (2009)	Deforestación, reforestación, barreras vivas y agrosilvicultura	Infiltración, producción hídrica, producción de sedimentos	Pimampiro, EC ²	13.17	SWAT
Plesca et al. (2012)	Desempeño de los modelos hidrológicos	Flujos máximos y mínimos, regulación hídrica	San Francisco, EC ²	75.00	SWAT HBV-light HEC-HMS CHIMP LASCAM HBV-N-D
Gil & Tobón (2016)	Topografía de la cuenca	Escorrentía	La Chucua, Chingaza, CO ¹	2.59	Topmodel
Buytaert & Beven (2011)		Evapotranspiración, escorrentía, flujo base	Haugrahuma, EC ²	2.58	Topmodel
Flores-López, Galaiti, Escobar, &	Reducción de área de páramo, expansión agrícola, crecimiento poblacional, eficiencia del riego,	Producción hídrica, niveles de embalse	Quiroz-Chipillico, PE ³	4280.00	WEAP

Referencia	Fenómeno estudiado	Unidad de medida	Area de estudio	Escala espacial (km ²)	Modelo Hidrológico
Purkey (2016)	reservorio, reforestación, cambios climáticos				
Cárdenas (2016)	Cambios climáticos	Producción y regulación hídrica	Belmira, Romerales, Chingaza, CO ¹	0.40, 9.30, 7.50	WaSim
¹ CO:	Colombia.	² EC:	Ecuador.	³ PE:	Perú
			rocosos	soil/rock	
			Pastos limpios	Range-brush	9.2
			Bosque ripario	Forest-evergreen	7.1

Ahora bien, es difícil determinar las limitaciones de cualquier modelo hidrológico sólo a partir de la documentación sin antes haber sido aplicado (Nyeko, 2015). Por ejemplo, entre los modelos empleados en el estudio de Plesca et al. (2012), SWAT es el único que requiere información detallada de las propiedades fisicoquímicas de cada capa del suelo, lo que puede representar tanto una desventaja en un panorama de escasa disponibilidad de información, como una ventaja considerable en la representación de los flujos subterráneos (de gran importancia en la hidrol. de páramo). Mientras que, la información de monitoreo de caudales, necesaria para la calibración, usualmente es limitada y las técnicas y frecuencias de toma de datos pueden conllevar a la subestimación de los datos tomados en campo y afectar el proceso de calibración (Quintero et al., 2009).

4.3. Datos de entrada

La cuenca del río Jordán se caracteriza por estar cubierta principalmente por herbazales y mosaicos de cultivo de cebolla. Estos dos influyen aproximadamente en el 66% del área de la cuenca. La Tabla 2 muestra la asignación de los códigos de SWAT para las coberturas encontradas en la cuenca (Figura 1b). Por otro lado, asociado a la capa más superficial de cada unidad de suelo (Figura 1c), en la Tabla 3 se presentan los principales parámetros fisicoquímicos estimados con el aplicativo SPAW que se suministraron a la base de datos de suelos del modelo SWAT.

Tabla 2. Coberturas del suelo en la cuenca del río Jordán (1997) con código y descripción de la cobertura asignada en la base de datos de SWAT y la extensión relativa de cada tipo de cobertura.

Tipo de cobertura	Código SWAT	Cobertura SWAT	(%)
Herbazal	BROM	Meadow brome grass	47.3
Mosaico de cultivos	ONIO	Onion	19.0
Afloramientos	SWRN	Bare	17.4

Tabla 3. Características físico-químicas de la capa más superficial de los suelos en la cuenca del río Jordán.

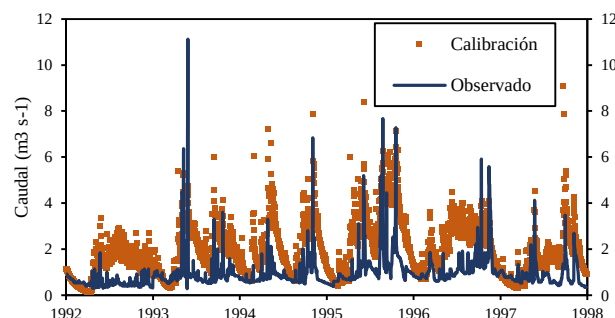
UND ^a	Z ^b (mm)	BD ^c (g/cm ³)	AWC ^d (mm/mm)	K ^e (mm/h)	CBN ^f (%)	CLAY ^g (%)	SILT ^h (%)	SAND ⁱ (%)
MEA	50	0.99	0.17	92.63	7.98	10	38	52
MHB	320	1.04	0.14	92.09	6.71	10	28	62
MHC	480	1.14	0.15	28.81	5.55	24	28	48
MHD	300	1.25	0.11	61.23	3.30	12	22	66
MHF	250	1.54	0.10	17.62	0.99	20	18	62
MHG	200	1.41	0.11	19.08	2.40	22	18	60

^aUND: nombre de la unidad de suelo; ^bZ: profundidad de la capa; ^cBD: densidad aparente (en inglés, *bulk density*); ^dAWC: disponibilidad de agua (en inglés, *available water capacity*); ^eK: conductividad hidráulica saturada; ^fCBN: carbono orgánico (en inglés, *carbon based nanostructures*); ^gCLAY: contenido de arcilla; ^hSILT: contenido de limo; ⁱSAND: contenido de arena.

4.4. Calibración del modelo SWAT: resultados preliminares y actividades futuras

Se usaron cuatro parámetros que influyen en el caudal para la calibración automática. A partir del análisis de sensibilidad se evidenció que los parámetros: retraso de flujo subterráneo (GW_DELAY), factor alfa (ALPHA_BF) y el umbral de flujo de retorno (GWQMIN), que intervienen en los procesos de flujo subterráneo, resultaron significativos (*P-value* > 0.10), mientras que el Número de Curva II (CN2) no resultó significativo para el proceso de calibración (*P-value* < 0.10). Los caudales observados y los resultados de la calibración se muestran en la Figura 2.

Figura 2. Caudal simulado en SWAT (modelo calibrado) y caudal observado en la estación Berlín (LM) sobre el río Jordán.



El valor del coeficiente R^2 para la etapa de calibración fue de 0.34, lo que indica una varianza alta en el error obtenido de la simulación. De igual manera, valores negativos obtenidos del estadístico NSE indican una sobreestimación de los caudales medios, lo que implica un desempeño inaceptable según Moriasi et al. (2007). Lo anterior puede estar asociados a errores en la medición de caudales en campo ó a las extracciones de agua para uso agrícola y doméstico que se realizan en la cuenca. Por lo tanto, para mejorar los resultados de la calibración, las actividades a desarrollar incluyen la revisión de los protocolos de toma de datos, la estimación de salidas asociadas a las actividades humanas que ocurren en la cuenca y un análisis para minimizar las posibles fuentes de incertidumbre. Una vez hecho esto, se realizará un análisis de sensibilidad con un mayor número de parámetros, para identificar interacciones entre éstos, procesos físicos clave y examinar cómo las diferentes configuraciones del modelo afectan la simulación para garantizar la validez de la calibración.

5. Conclusiones y recomendaciones

Debido a la importancia que representan los ecosistemas de páramos para la prestación de servicios hidrológicos, en países como Colombia, Ecuador y Perú se han realizado iniciativas que involucran la modelación hidrológica para entender el efecto antrópico sobre estos servicios. Sin embargo, este análisis no se ha hecho con los servicios hidrológicos en los páramos de Santander, asociado a una actividad como el cultivo de cebolla junca.

Es evidente la importancia de aumentar los esfuerzos científicos para comprender la hidrología del páramo, en concordancia con su importancia socio-económica. Es por esto que los retos más importantes para el futuro son: intensificar el monitoreo de la hidrometeorología del páramo, la gestión adecuada del suelo, el estudio de las características específicas

de la vegetación nativa y de las especies introducidas y el modelamiento hidrológico, que sirve de prueba de las hipótesis relacionadas con el impacto de la actividad antrópica.

Este estudio adoptó diferentes técnicas para generar y estimar varios datos de entrada y parámetros del modelo faltantes, especialmente la radiación solar, la densidad aparente, la disponibilidad de agua y la conductividad hidráulica saturada. Los coeficientes de desempeño R^2 y NSF que resultaron de la exploración de la herramienta, implican que el desempeño del modelo SWAT no fue satisfactorio para la cuenca de estudio. Sin embargo, por tratarse de una herramienta robusta, se requiere revisar tanto la calidad de la información de entrada como los algoritmos internos del modelo, las ecuaciones y coeficientes empíricos (mediante la calibración), para poder entender las condiciones existentes y modelar posibles escenarios futuros de gestión del suelo en el páramo de Berlín.

Referencias Bibliográficas

- Abbaspour, K. C., Johnson, C. A., and van Genuchten, M. T. (2004). Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. *Vadose Zone Journal*, 3(4), 1340–1352.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., and Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements*, Report FAO Irrigation and Drainage Paper 56, Rome.
- Aparicio M, F. J. (1992). Deducción de datos faltantes. In: *Fundamentos de hidrología de superficie*, Editorial Limusa S.A. de C.V. & Grupo Noriega editores (eds.), 1st ed., México D.F., pp. 151–152.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., and Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assesment Part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73–89.
- Avellaneda-Torres, L. M., Torres, E., and León, T. E. (2015). Alternativas ante el conflicto entre autoridades ambientales y habitantes de áreas protegidas en páramos colombianos. *Mundo Agrario*, 16(31).
- Blair, P., and Buytaert, W. (2016). Socio-hydrological modelling: A review asking “why, what and how?” *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(1), 443–478.
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., and Mooney, H. A. (2007). The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32(1), 67–98.
- Buytaert, W., and Beven, K. (2011). Models as multiple

- working hypotheses: Hydrological simulation of tropical alpine wetlands. *Hydrological Processes*, 25(11), 1784–1799.
- Buytaert, W., Céleri, R., De Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., and Hofstede, R. (2006). Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1–2), 53–72.
- Cárdenas, M. F. (2016). *Ecohydrology of paramos in Colombia: Vulnerability to climate change and land use*. PhD thesis, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.
- CDMB. (2007). *Delimitación, síntesis diagnóstica y zonificación ambiental del área “Páramo de Berlín”. Departamentos de Santander y Norte de Santander*. Bucaramanga.
- Duarte-Abadía, B., and Boelens, R. (2016). Disputes over territorial boundaries and diverging valuation languages: the Santurban hydrosocial highlands territory in Colombia. *Water International*, 41(1), 15–36.
- Espinosa, J., and Rivera, D. (2016). Variations in water resources availability at the Ecuadorian páramo due to land-use changes. *Environmental Earth Sciences*, 75(16), 1–15.
- Flores-López, F., Galaitis, S. E., Escobar, M., and Purkey, D. (2016). Modeling of Andean páramo ecosystems’ hydrological response to environmental change. *Water*, 8(94), 1–18.
- Gebremariam, S. Y., Martin, J. F., DeMarchi, C., Bosch, N. S., Confesor, R., and Ludsins, S. A. (2014). A comprehensive approach to evaluating watershed models for predicting river flow regimes critical to downstream ecosystem services. *Environmental Modelling and Software*, 61, 121–134.
- Gil, E. G., and Tobón, C. (2016). Hydrological modelling with TOPMODEL of Chingaza páramo, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 69(2), 7919–7933.
- Guzmán, M. O., Baldión, J. V., Simbaqueva, F. O., Zapata, H. J., and Chacón, C. C. (2013). *Coeficientes para Estimar la Radiación Solar Global A partir del Brillo Solar en la Zona Cafetera Colombiana*, Report Cenicafe (Vol. 64), Bogotá, D. C.
- IDEAM, IGAC, and CORMAGDALENA. (2008). *Mapa de Cobertura de la Tierra Cuenca Magdalena-Cauca. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia*. Bogotá, D. C.
- IGAC. (2003). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras del Departamento de Santander*. Bogotá, D. C.: Imprenta Nacional de Colombia.
- JAXA/METI. (2011). ALOS PALSAR RTC. <https://www.asf.alaska.edu> (accessed April 17, 2017)
- Llambí, L. D., Soto-W, A., Céleri, R., De Bievre, B., Ochoa, B., and Borja, P. (2012). *Ecología, hidrología y suelos de páramos*. Proyecto Páramo Andino. Flacso Ecuador.
- Migliaccio, K. W., and Srivastava, P. (2007). Hydrologic Components of Watershed-Scale Models. *Transactions of the ASABE*, 50(5), 1695–1703.
- Minaya, V. G. (2016). *Ecohydrology of the Andes Paramo Region*. PhD thesis, Delft University of Technology. The Netherlands.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., and Veith, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900.
- Nyeko, M. (2015). Hydrologic Modelling of Data Scarce Basin with SWAT Model: Capabilities and Limitations. *Water Resources Management*, 29(1), 81–94.
- Ochoa, V., and Urbina-Cardona, N. (2017). Tools for spatially modeling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges. *Ecosystem Services*, 26, 155–169.
- Plesca, I., Timbe, E., Exbrayat, J. F., Windhorst, D., Kraft, P., Crespo, P., ... Breuer, L. (2012). Model intercomparison to explore catchment functioning: Results from a remote montane tropical rainforest. *Ecological Modelling*, 239, 3–13.
- Quintero, M., Wunder, S., and Estrada, R. D. (2009). For services rendered? Modeling hydrology and livelihoods in Andean payments for environmental services schemes. *Forest Ecology and Management*, 258(9), 1871–1880.
- Saxton, K. E., and Rawls, W. J. (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America*, 70, 1569–1578.
- Saxton, K. E., and Willey, P. H. (2006). The SPAW model for agricultural field and pond hydrologic simulation. In V. P. Singh & D. Frevert (Eds.), *Mathematical Modeling of Watershed Hydrology* (pp. 401–435). Boca Raton, Florida, USA: CRC Press LLC.
- Uribe, N., and Valencia, J. (2010). *Impacto del uso de la tierra en la generación de caudales y sedimentos: caso cuenca del Río Tunjuelo - Cundinamarca*, Report, Centro Internacional de Agricultura Tropical - CIAT, Santiago de Cali.

**[00267] ESTUDO COMPARATIVO DO SANEAMENTO BÁSICO ENTRE
ÁREAS URBANAS NO MUNICÍPIO DE CAJAZEIRAS/PB**

**BIANCA ANACLETO ARAÚJO DE SOUSA¹; CÍCERO DE SOUZA NOGUEIRA
NETO²; KATHARINE TAVEIRA BRITO³; LEONARDO DE SOUZA DIAS⁴;
GEOVANY FERREIRA BARROZO⁵; BRENO FRANCISCO PEREIRA⁶**

Instituto Federal da Paraíba^{1,2,3,4,5,6}

**biancasspb@gmail.com¹; cicero.nogueira@ifpb.edu.br²; katharine.medeiros@ifpb.edu.br³;
dias.leonardo@academico.ifpb.edu.br⁴; geovany.barrozo@academico.ifpb.edu.br⁵;
breno.francisco@academico.ifpb.edu.br⁶**

RESUMO

A urbanização é considerado um fator de desenvolvimento, trazendo consigo muitos benefícios, tais como, o crescimento econômico e a geração de emprego e renda. Entretanto atrelado a isso acontece a intensificação de fatores como a poluição doméstica e industrial e a precarização dos serviços essenciais como o saneamento básico. Em face da importância vinculada ao sistema de saneamento básico, faz-se necessário o monitoramento dos seus pontos de vulnerabilidade, principalmente nas áreas em expansão urbana. O saneamento contribui para a salubridade ambiental preservando os corpos hídricos, o solo e o ar do desgaste causado pela ação antrópica. Hoje a investigação da dinâmica urbana torna-se cada vez mais facilitada, principalmente com a implementação do monitoramento por satélite. O sensoriamento remoto é uma tecnologia que permite obter informações da superfície terrestre, através da captação e do registro da energia refletida por essa superfície. Esse trabalho se desenvolveu por meio de análise das imagens do RapidEye, que é um sistema formado por cinco satélites alemães. Através do estudo dessas imagens identificou-se duas principais áreas em expansão urbana dentro do município de Cajazeiras e que também possuíam características físicas e sociais distintas e nessas duas regiões realizou-se a aplicação de questionários, com intuito de verificar as condições de dois serviços inerentes aos sistemas de saneamento, o abastecimento de água e esgotamento sanitário, pela ótica dos moradores. Os resultados foram mostrados através de mapas temáticos confeccionados pelo software QGIS.

PALAVRAS-CHAVE: Sensoriamento Remoto, Mapas Temáticos, Abastecimento de água, Esgoto.

**COMPARATIVE STUDY OF THE BASIC
SANITATION AMONG URBAN AREAS IN
THE MUNICIPALITY OF CAJAZEIRAS/PB****ABSTRACT**

The urbanization is considered a factor of development, bringing with it many benefits, such as economic growth and the generation of employment and income. However combined to it happens the intensification of factors such as domestic and industrial pollution and the deterioration of essential services like sanitation. In view of the importance attached to the sanitation system, it is necessary the monitoring of their points of vulnerability, especially in the areas of urban sprawl. Sanitation contributes to the environmental health preserving the bodies of water, soil and air from wear caused by human action. Today the investigation of urban dynamics becomes increasingly facilitated, especially with the implementation of satellite monitoring. Remote sensing is a technology that allows get information of the Earth's surface, through the registry and capture of the energy reflected by this surface. This work has developed through analysis of images of RapidEye, which is a system composed of five German satellites. Through the study of these images identified two main areas in urban expansion within the municipality of Brazil and which also had physical characteristics and distinct social and in these two regions was made the application of questionnaires, with order to verify the conditions of two infrastructures inherent to sanitation services, water supply and sanitary sewage, over the optics of the residents. The results have been shown through thematic maps prepared by software QGIS.

KEYWORDS: Remote Sensing, Thematic Maps, Water Supply, Sewer.

1. INTRODUÇÃO

A urbanização é um processo de modificação territorial, trata-se da alteração de características rurais pela implementação de infraestruturas urbanas como sistemas de água, esgoto, rede elétrica, malha viária, entre outros. É um fator desencadeador do desenvolvimento, trazendo consigo benefícios, tais como, o crescimento econômico e a geração de emprego e renda. No entanto, consequências negativas também permeiam tal sistema, como o desgaste ambiental, agravamento da desigualdade social e precarização dos serviços básicos a população.

Os principais serviços impactados pelo crescimento acelerado e não planejado são os de saneamento básico, que constituem um sistema que reúne diversos mecanismos estruturais e operacionais capazes de viabilizar o abastecimento de água potável, o esgotamento sanitário, e os processos de manutenção urbana, como drenagem pluvial e manuseio dos resíduos sólidos (Raupp, Fávoro, Cunha & Santos, 2017).

O acesso aos serviços do saneamento e sua universalização é regulamentada pela Lei 11 445, de 05 de janeiro de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais e a política federal para o saneamento básico (Brasil, 2007). No entanto, como mostra os dados do “Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos de 2015”, do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento -SNIS, alguns déficits de cobertura ainda existem no território nacional, principalmente no sistema de esgotamento sanitário em que praticamente 50% da população não é atendida com coleta de esgoto (Brasil, 2015). Sendo as regiões Norte e Nordeste as que possuem maiores deficiências (Raupp, Fávoro, Cunha & Santos, 2017).

Em face da importância vinculada ao sistema de saneamento, faz-se necessário o monitoramento dos seus pontos de vulnerabilidade. Uma opção capaz de auxiliar no diagnóstico desses pontos, corresponde ao sensoriamento remoto, que permite obter informações da superfície terrestre, por meio de imagens e que têm sido cada vez mais utilizadas em diversas áreas de estudo, como na cartografia, avaliação de cobertura vegetal e monitoramento de áreas agrícolas.

Dentre os diversos sistemas de monitoramento temos o RapidEye, composto por cinco satélites Alemães de mesma órbita. As imagens do RapidEye são disponibilizadas de forma gratuita para órgãos públicos federais, estaduais, municipais e universidades públicas, por meio do site do Ministério do Meio Ambiente- MMA. As imagens provenientes do RapidEye, possuem resolução espacial de 5 metros (ortorretificado) e resolução radiométrica de 12 bits por pixel. Esse sistema entrou em operação em 29 de agosto de 2008, fornecendo imagens multiespectrais em cinco bandas: azul, verde, vermelho, red-edge e infravermelho próximo (Engesat, 2017).

Integrar informações espaciais fornecida pelas ferramentas de monitoramento com dados coletados em campo da mesma região possibilita um importante avanço no processo de conhecimento e entendimento das variáveis estudadas. Esse tratamento de dados geográficos, com atributos de variáveis referenciadas acerca do problema

estudado, pode ser possibilitado pelos instrumentos disponíveis nas plataformas do Sistema de Informações Geográficas- SIG.

Partindo desse pressuposto ressalta-se a importância de analisar as condições de crescimento e urbanização das cidades como forma de prevenir problemas futuros que prejudiquem a qualidade de vida dos cidadãos e a preservação ambiental. Nesse sentido, o presente estudo faz um comparativo das infraestruturas e do atendimento de dois serviços de saneamento básico, o abastecimento de água e a coleta de esgoto, sendo selecionadas duas áreas com características físicas e sociais distintas, mas que apresentaram expansão urbana nos últimos anos dentro do município de Cajazeiras, pertencente a mesorregião do sertão paraibano.

2. METODOLOGIA

Essa pesquisa é de natureza básica, descritiva quanto aos seus objetivos, e com procedimentos de levantamento de dados através de pesquisa de campo e documental. Utilizando-se de questionários, visitas em locais estratégicos da cidade e também imagens de satélite para gerar resultados qualitativos e quantitativos.

2.1. Localização da área de estudo

Na realização desse estudo foi escolhido o município de Cajazeiras, mostrado na Figura 1, que está localizado no Nordeste brasileiro, interior do estado da Paraíba à aproximadamente 468 km da capital João Pessoa, numa região onde predomina o bioma caatinga, clima semiárido e segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística -IBGE (2016) possui uma extensão territorial de 565 899 km², esse município é considerado o sétimo maior em população na Paraíba e apresenta um dos melhores Índices de Desenvolvimento Humano do estado.



Figura 1. Localização da cidade de Cajazeiras.

2.2. Obtenção e tratamento das imagens de satélite

As imagens do RapidEye foram obtidas gratuitamente após o cadastro do professor orientador no site do MMA. Foram obtidas imagens datadas entre os anos de 2011 à 2014, que eram respectivamente a mais antiga e mais recente disponível. Os demais arquivos usados na produção dos mapas foram adquiridos no site da Agência Executiva de Gestão das Águas -AESAs como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Resumo dos arquivos usados para desenvolvimento do estudo.

Tipo	Extensão do arquivo	Fonte
Imagens RapidEye	tif	Geocatálogo-MMA
Estados do Nordeste	shp	GeoPortal-AESA
Municípios da Paraíba	shp	GeoPortal-AESA

Para retratar as informações geográficas captadas na superfície terrestre em um SIG utiliza-se dois tipos de representação, os arquivos vetoriais e os arquivos raster. No arquivo vetorial essa realidade é expressa através de vetores, ou seja, linha, pontos e polígonos, que são os arquivos shapefile -shp, já o raster por sua vez tem um arranjo matricial, retratado em pixels. (Ribeiro, Aymone & Leão, 2006).

As imagens do RapidEye adquiridas, vieram particionadas em quatro quadrantes e em tamanho superior ao perímetro da cidade de estudo. Para manusear esses arquivos foi utilizado o software Quantum GIS -QGIS, onde se executou um processo de mesclar os quatro quadrantes do raster, de modo a resultar em um único arquivo matricial, que posteriormente foi recortado através da camada shp correspondente ao perímetro de Cajazeiras.

Ainda com uso do QGIS executou-se uma composição colorida RGB (Red, Green, Blue) com intuito de destacar melhor a área urbana desse município e principal objeto de estudo desse trabalho, em seguida realizou-se uma vetorização, ou seja, o contorno da urbanização, criando-se um arquivo shp para imagem de 2011 e outro para a imagem de 2014. Os arquivos shp foram sobrepostos e comparados, assim obteve-se as principais áreas de expansão urbana.

2.3. Aplicação dos questionários

A comparação das áreas urbanas entre os anos de 2011 e 2014 possibilitou apontar duas regiões de expansão urbana, que foram selecionadas para o estudo comparativo de saneamento básico.

Os questionários foram aplicados através de amostragem não probabilística intencional em cada bairro.

Nesse método, é escolhido intencionalmente um grupo de elementos que comporão a amostra, no caso desse estudo, a residência. A partir da quantidade de casas de cada área foi estabelecida uma amostra com nível de confiança de 95% e erro amostral de 10%. As áreas de aplicação dos questionários foram mapeadas através do Sistema de Posicionamento Global- GPS, por meio do aplicativo My GPS Coordinates, para garantir a posição geográfica dos pontos que servirão de base para elaboração dos mapas.

Foram utilizados dois tipos de questionários, um deles respondido pelo próprio pesquisador através das observações feitas *in-loco*, a respeito das condições de acesso, arruamento e infraestrutura que tenham influência direta ou indireta sobre os serviços de saneamento, tais como: presença de esgoto a céu aberto, condições da pavimentação, etc.. O outro conta com questionamentos direcionados a população sobre os serviços de abastecimento de água e coleta de esgoto que podem ser observados no dia a dia.

Cada questionário possui uma coordenada geográfica, coletada no momento da sua aplicação, e suas respostas são atributos dessa coordenada.

2.4. Produção dos mapas temáticos

Após a aplicação dos questionários e em posse das coordenadas geográficas juntamente com todas as respostas devidamente tabuladas no excel, iniciou-se a elaboração dos mapas temáticos. O QGIS possui uma ferramenta chamada interpolação, que permite efetuar o processo de interpolação pelo inverso da distância ponderada, procedimento esse usado para elaboração dos mapas georreferenciados com uso do Datum WGS84. Os dados de entrada foram as coordenadas geográficas associadas a um atributo, que neste caso foi a resposta de uma determinada pergunta.

A ferramenta de interpolação denominada *Inverse Distance Weighting - IDW* (Inverso da Distância Ponderada) é um método que consiste na determinação de pontos desconhecidos através de pontos existentes. Essa determinação se dá por meio de uma combinação linear ponderada, utilizando um coeficiente que controla a influência da ponderação sobre as distâncias dos pontos amostrais desconhecidos, auxiliando na delimitação das regiões de influências (Ferreira, Rodrigues, Santos & Rosa, 2017). Vale ressaltar que o coeficiente de ponderação utilizado no estudo foi de valor 2.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. Expansão urbana

Com a imagem sob composição colorida RGB - 532, a qual demonstrou ser a combinação que melhor destaca a urbanização e com a vetorização do contorno da área urbana nas imagens de satélite nos anos de 2011 e 2014, fazendo uma sobreposição dos arquivos shp criados designou-se as duas áreas para o estudo comparativo, o bairro Pio X e parte do bairro Jardim Oásis. Isso porque essas áreas apresentaram considerável expansão territorial

nesse período de tempo, como mostra a Figura 2 destacando em azul o Pío X e em amarelo o Jardim Oásis.

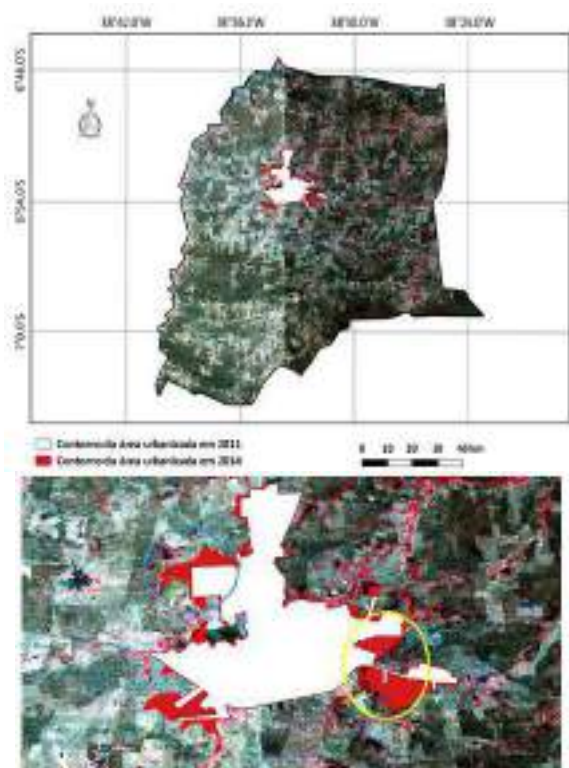


Figura 2. Imagem do RapidEye com destaque aos contornos urbanos no período de estudo.

atenderam aos pesquisadores. A Figura 3 apresenta a espacialização dos pontos coletados em cada bairro.

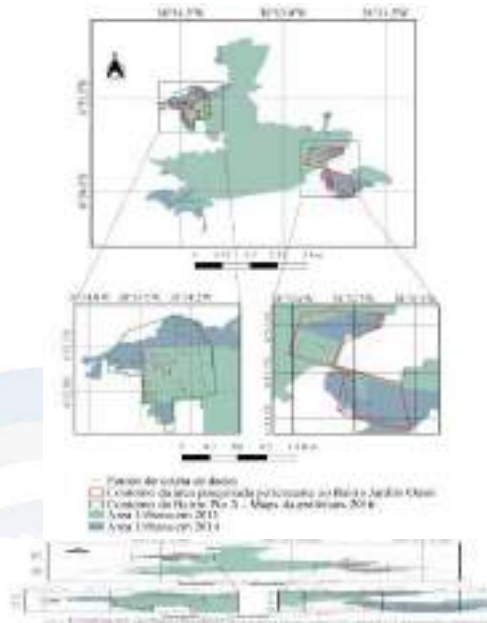


Figura 3. Espacialização dos pontos pesquisados.

Com intuito de melhor caracterizar as diversidades existentes entre as regiões desse estudo comparativo, o entrevistado foi questionado quanto a seu nível de escolaridade, como exposto na Figura 4.

3.2. Estudo comparativo

3.2.1. Bairros Pío X e Jardim Oásis

De acordo com a lei 1 392/2001 da PMCB, que dispõe sobre a criação do zoneamento da área urbana da cidade de Cajazeiras e estabelece valores venais dos imóveis para efeitos tributários, podemos constatar que os bairros Jardim Oásis e Pío X, situam-se em zonas distintas, onde o primeiro é delimitado por um setor no qual o valor venal dos lotes é superior ao estipulado para a zona em que se localiza o bairro Pío X. Essa diferenciação implica numa maior valorização dos imóveis do bairro Jardim Oásis em relação aos do bairro Pío X, tal fato evidencia o contraste entre as regiões em análise. Verifica-se que o Jardim Oásis apresenta-se como um bairro de classe média de moradores com poder aquisitivo mais elevado, em oposição ao bairro Pío X onde observa-se, em sua maioria, uma população de menor renda.

Durante a aplicação dos questionários buscou-se colher informações o mais uniformemente espacializadas, para que todas as ruas do bairro contassem com sua representação no todo. No entanto, encontrou-se algumas ruas que possuíam poucas residências ocupadas, ou que não

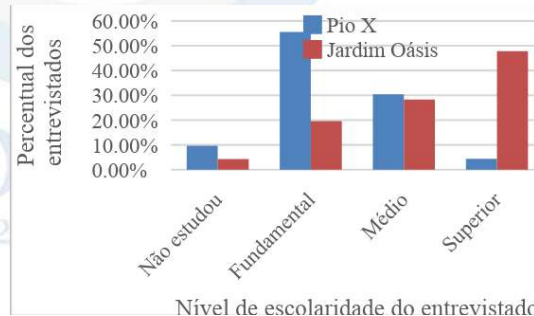


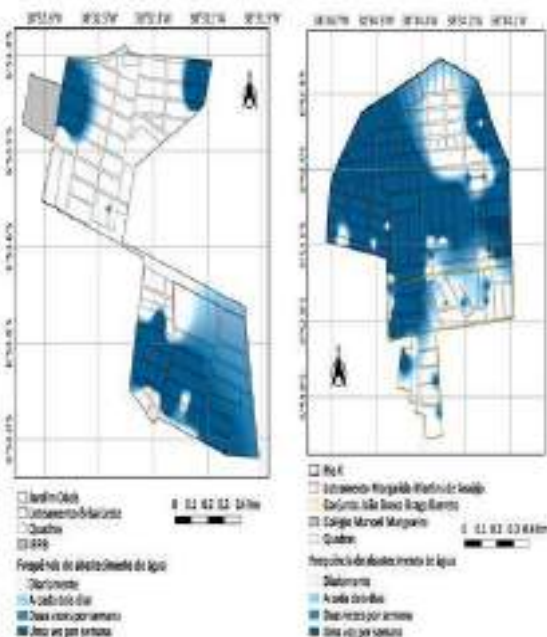
Figura 4. Comparativo do nível de escolaridade do entrevistado.

Nota-se que a maior parte dos entrevistados que possuem nível superior de ensino são residentes do bairro Jardim Oásis, enquanto que mais de 50% das pessoas consultados no Pío X, disseram ter ensino fundamental.

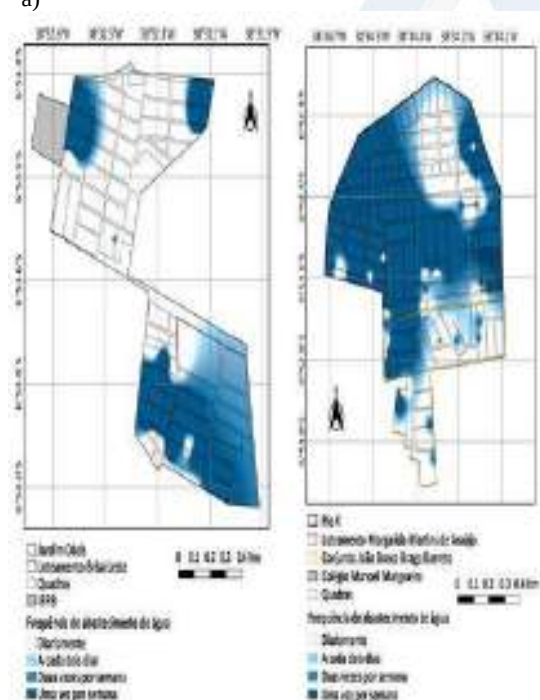
3.2.2. Abastecimento de água

No quesito referente ao abastecimento de água, questionou-se a frequência do fornecimento de água aos moradores. A Figura 5 mostra em escala de cores, as áreas que indicaram apresentar a melhor e pior situação na frequência de abastecimento. As áreas mais claras indicam a maior frequência no fornecimento de água e as mais

escuras apontam menor assiduidade. É possível notar que o bairro Jardim Oásis possui uma maior predominância de áreas claras, onde há melhor continuidade no abastecimento ao contrário do bairro Pio X, que apresenta maior domínio de áreas escuras, indicando menor frequência de abastecimento.



a)



b)

Figura 5. Frequência do abastecimento de água potável.
a) Bairro Jardim Oásis, b) Bairro Pio X.

Dando continuidade aos quesitos inerente ao acesso à água potável por parte da população nesses bairros, indagou-se sobre a existência ou não de caixa d'água nas residências (Figura 6).

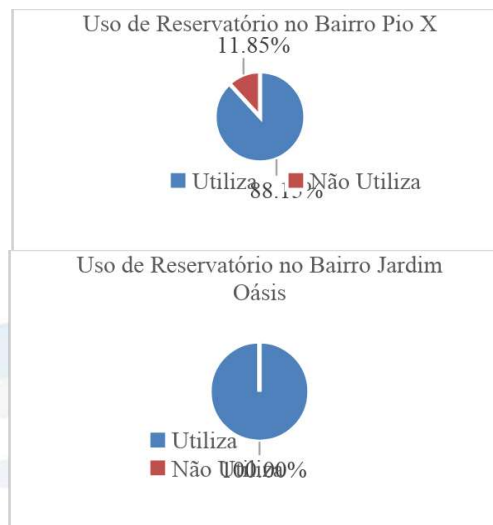


Figura 6. Porcentagem dos entrevistados que fazem uso de caixa d'água.

Enquanto todos os residentes consultados no Jardim Oásis disseram ter caixa d'água, o bairro Pio X apresentou um percentual de 11,85% das residências entrevistadas desprovidas desse reservatório.

Outra forma de acesso a água é por meio da perfuração de poço, desse modo, questionou-se quais residências possuíam esse mecanismo (Figura 7).

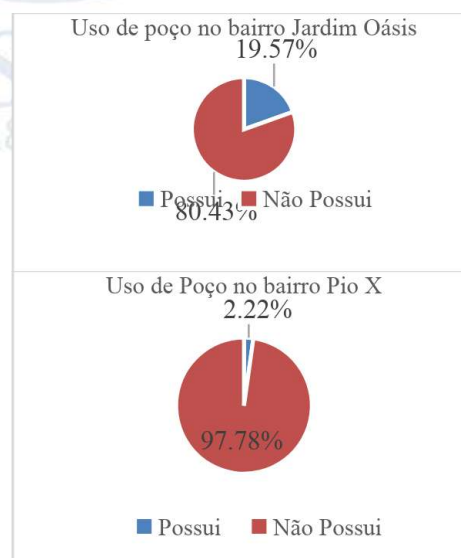
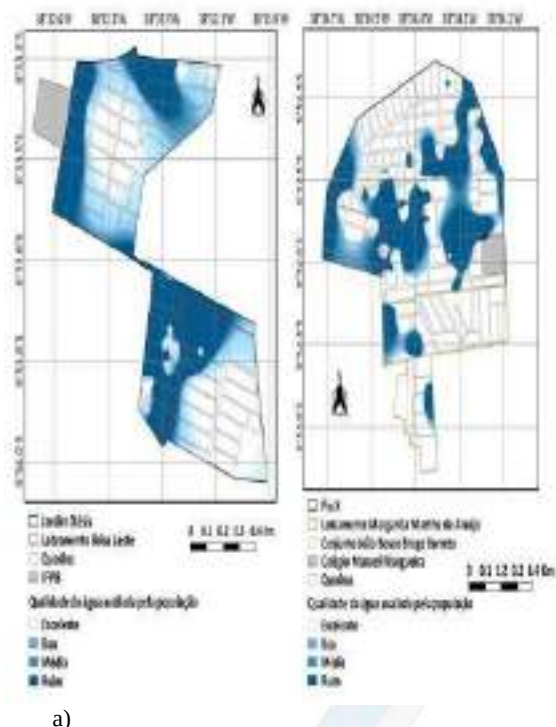


Figura 7. Porcentagem dos entrevistados que fazem uso de Poço.

Os residentes consultados também avaliaram a qualidade da água recebida da concessionária, a Figura 8 mostra as áreas mais claras onde a água foi melhor avaliada e as áreas mais escuras onde apresentou pior qualificação. Vale ressaltar que este quesito está atrelado também a padrões de exigência pessoais dos entrevistados, ou seja, um determinado grupo de pessoas pode ter exigência maior que outro.



b)

Figura 8. Avaliação da população sobre qualidade da água recebida. a) Bairro Jardim Oásis, b) Bairro Pío X.

3.2.3. Esgotamento sanitário

As infraestruturas inerentes a coleta de esgoto são indispensáveis para a promoção da saúde pública. O não afastamento das águas servidas e dos dejetos humanos do contato com a população é um fator contribuinte na proliferação de doenças. Por esse motivo a população foi indagada sobre o destino final dos efluentes produzidos pela residência (Figura 9). Neste caso nenhuma edificação entrevistada utiliza sistemas de reuso, e a grande maioria em ambos os bairros faz uso de fossa séptica.

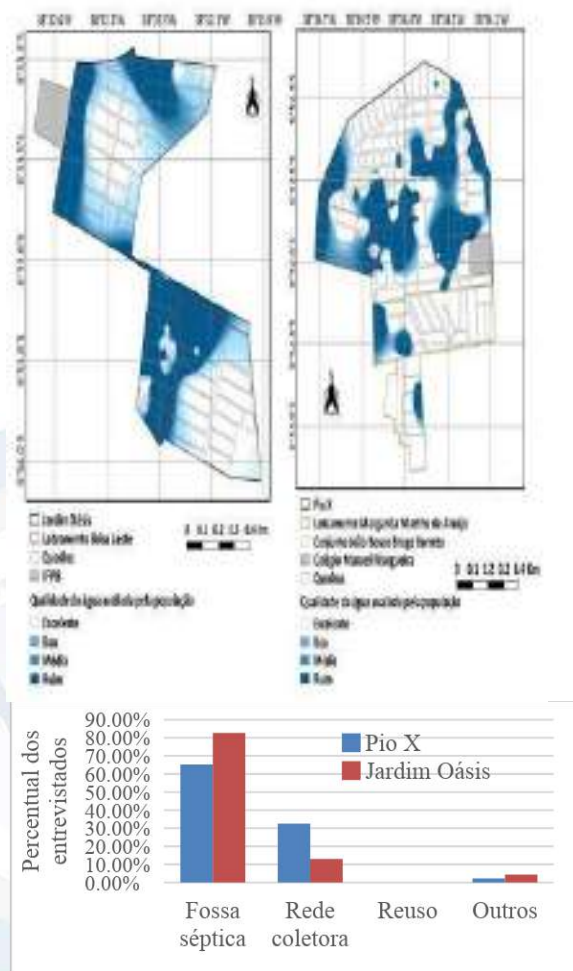


Figura 9. Destino dos efluentes produzidos.

Vale salientar que em algumas residências os dejetos humanos são dispostos em fossas, enquanto o lançamento das águas cinzas, provenientes de pias, chuveiros e lavatórios da residência, é feito na rua. Durante as aferições feitas no local foi constatado inúmeros pontos de esgoto a céu aberto nos dois bairros, com uma presença maior desse fenômeno no bairro Pío X, como exposto nas Figuras 10 e 11.

5. REFERÊNCIAS



Figura 10: Pontos de esgoto a céu aberto detectados no Jardim Oásis.



Figura 11: Pontos de esgoto a céu aberto detectados no Pío X.

4. CONCLUSÃO

Com o desenvolvimento dessa pesquisa foi possível identificar as principais regiões em expansão urbana no município de Cajazeiras e dentre elas selecionar duas para desenvolver o estudo comparativo sobre as condições de alguns serviços de saneamento básico. Os mapas temáticos gerados no estudo sugerem as áreas de melhor e pior situação de acordo com a população residente. Através da escala de cores dos mapas visualizam-se regiões que indicam maior vulnerabilidade, essa informação pode ser uma importante ferramenta para auxiliar na tomada de decisão ou na implantação de políticas públicas.

Os mapas e gráficos sugerem que existe uma discrepância na qualidade desses serviços entre os dois bairros. O Pío X apresentou mais pontos deficientes na cobertura do saneamento básico que o bairro Jardim Oásis, depreende-se que esse fator pode estar associado a falhas na administração pública, como também, a própria indiferença da população residente com a qualidade desses serviços. Esse trabalho mostra que sensoriamento remoto pode ser um grande facilitador nos estudos ligados a urbanização e saneamento.

AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas.(2017). GeoPortal.<http://geoserver.aesa.pb.gov.br/geoprocessament/o/geoportal/shapes.html>. (acesso 10 de junho de 2017).

Brasil. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm. (acesso 1 de julho de 2017).

Brasil. (2015). Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. Relatório de Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015. SNSA/MCIDADES, Brasília, Brasil.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente - MMA, Geo catálogo. <http://geocatalogo.mma.gov.br>. (acesso 11 de junho de 2017).

Engesat. RapidEye. <http://www.engesat.com.br/imagem-de-satelite/rapideye/> (acesso 24 de janeiro de 2017).

Ferreira I. O., Rodrigues D. D., Santos G. R. & Rosa L. M. F. (2017). In bathymetric surfaces: idw or kriging?. *Bulletin of geodetic sciences*, (23)3. 493- 508.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades.<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=250370> (acesso 26 de novembro de 2016).

Lei n. 1.392 - SGAP/2001. Dispõe sobre a criação do zoneamento da área urbana da cidade de Cajazeiras -PB e estabelece valores venais dos imóveis para efeitos tributários.

Raupp L., Fávaro T. R., Cunha G. M. & Santos R. V. (2017). Condições de saneamento e desigualdades de cor/raça no Brasil urbano: uma análise com foco na população indígena com base no Censo Demográfico de 2010. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, 20(1), 1-15.

Ribeiro R. A., Aymone J. L. F. & Leão S. Z. (2006). Aplicação do geoprocessamento no estudo da impermeabilidade urbana. IX Encontro de Modelagem Computacional.<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/34958/000630951.pdf?sequence=1>. (acesso 20 de abril de 2017).

[00269] NUEVO MODELO DE GESTIÓN PARA EMPRESA PÚBLICA DE AGUA Y SANEAMIENTO EN PANAMÁ

ARACELIS AROSEMENA

PANAIDIS

aiaa2275@gmail.com

Palabras clave: agua, saneamiento, operador, gestión

Abstract

The National Institute of Aqueducts and Sewers (IDAAN) is a state-owned autonomous entity that provides water and sanitation service in urban areas of the Republic of Panama. The institute has weakened during the past twenty years, specially because of management issues, ancient water tariffs, obsolete infrastructure, high water consumption rates, presenting problems in providing the population with adequate water and sanitation services.

Consequently, it is essential to make a change of direction in the management of IDAAN, in such a way that the quality in the provision of drinking water and sanitation services to the urban population of Panama can be improved, so the Sustainable Development Goal (SDG) 6 can be achieved.

The general objective of this technical paper is to propose a new management model to be implemented in IDAAN, which will help improve the water utility key performance indicators.

Introducción

El Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales – IDAAN, es una entidad autónoma del Estado que brinda el servicio de agua potable y alcantarillado sanitario en áreas urbanas de la República de Panamá. La institución se ha debilitado durante los últimos veinte años, principalmente debido a problemas de gestión, un sistema tarifario desactualizado, obsolescencia de la infraestructura y altos consumos de la población, por lo que actualmente enfrenta problemas en la provisión de los servicios de agua potable y saneamiento a la población.

En consecuencia, es imprescindible realizar un cambio de rumbo en la gestión del IDAAN, de manera tal que se pueda mejorar la calidad en la prestación de los servicios de agua potable y saneamiento a la población urbana de

Panamá, con miras a alcanzar las metas trazadas por el Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 6 al año 2030.

Objetivos

El objetivo general es proponer un nuevo modelo de gestión a implementarse en el IDAAN, que permita mejorar los indicadores de gestión de la entidad y cumplir con los compromisos de país en el logro del ODS 6.

Metodología

La metodología para la realización del proyecto final incluye:

- Revisión bibliográfica de la documentación existente sobre el IDAAN (Planes, Informes, Boletines Estadísticos).
- Entrevistas con algunos actores clave del IDAAN en particular y del sector agua y saneamiento en general.
- Análisis de la información recopilada, con el fin de desarrollar las alternativas de modelo de gestión para el IDAAN.
- Selección de la alternativa recomendada para implementar en IDAAN.

Resultados y discusión

a. Antecedentes del sector agua y saneamiento en Panamá

A fines del siglo XIX, la distribución de agua potable a la población panameña se hacía de manera artesanal, porque los centros poblados carecían de sistema alguno de acueducto, y mucho menos de alcantarillado sanitario. Como parte del Tratado del Canal de Panamá (1903), Estados Unidos se comprometió a construir el sistema de distribución de agua potable y de saneamiento en las Ciudades de Panamá y Colón.

En el año 1953, Estados Unidos le transfirió a Panamá de manera gratuita los sistemas de acueducto y alcantarillado sanitario de las ciudades de Panamá y Colón. El control de

las Plantas Potabilizadores en estas ciudades permaneció en manos de la Compañía del Canal de Panamá. Ya para esta época, la mancha urbana de la ciudad de Panamá había crecido considerablemente, y la red de acueducto original que cubría el Casco Antiguo de la Ciudad de Panamá era insuficiente para atender a las nuevas áreas que se extendían hacia la periferia.

Para atender esta necesidad, se crea en el año 1956 la Comisión de Acueductos y Alcantarillados de Panamá (CAAP), entidad subordinada al Ministerio de Salud, cuyo objetivo era el estudio, diseño y construcción de ensanches del sistema de distribución de agua potable y alcantarillado sanitario de la ciudad de Panamá.

En el año 1961, la CAAP desaparece, para dar paso al Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales - IDAAN. Desde entonces, esta institución se ha encargado de la prestación de los servicios de abastecimiento de agua potable y recolección, tratamiento, disposición y evacuación de las aguas servidas en las poblaciones consideradas urbanas.

Conforme al Decreto Ley 2 de 27 de enero de 1997, por el cual se dicta el marco regulatorio e institucional para la prestación de los servicios de agua potable y alcantarillado sanitario, los principales actores del sector en la República de Panamá son:

- Ministerio de Salud – MINSA: responsable de la rectoría y planificación sectorial,
- Autoridad de los Servicios Públicos – ASEP encargada de la regulación,
- Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales – IDAAN prestador en poblaciones con más de 1.500 habitantes,
- Juntas Administradoras de Acueductos Rurales – JAARs prestadores en comunidades con menos de 1.500 habitantes.

Otros actores relevantes del sector son:

- Ministerio de Ambiente – MIAMBIENTE: responsable de la planificación del recurso hídrico en su estado natural.
- Autoridad del Canal de Panamá: opera plantas potabilizadoras en las ciudades de Panamá y Colón, vendiendo el agua en bloque al IDAAN.
- Programa de Saneamiento de Panamá – PSP: unidad coordinadora adscrita al MINSA que ejecuta y opera la infraestructura del programa de saneamiento de la Ciudad y Bahía de Panamá.
- Consejo Nacional de Desarrollo Sostenible – CONADES: agencia gubernamental para ejecutar

proyectos a nivel urbano y rural, incluyendo obras de agua y saneamiento.

- Consejo Nacional del Agua – CONAGUA: creado en el año 2016 con el fin de impulsar, orientar, coordinar y garantizar el desarrollo y la implementación del Plan de Seguridad Hídrica (PNSH) 2015-20509 Agua para Todos.

Esta variedad de actores en el sector, aunado a la duplicidad de funciones, poca coordinación institucional, competencia por la asignación de recursos y la ausencia de una política nacional de agua potable y alcantarillado sanitario, se refleja en la baja eficiencia operacional de los prestadores del servicio, especialmente a nivel urbano, como es el caso del IDAAN.

b. El Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales

El IDAAN es un órgano autónomo del Estado, con personería jurídica, patrimonio propio y fondos separados e independientes del gobierno central. La Ley 77 de 28 de diciembre de 2001, en vigencia, reorganizó y modernizó la institución. Entre sus funciones están la planificación, construcción, operación y explotación de los sistemas de acueductos y alcantarillado en Panamá en poblaciones con más de 1.500 habitantes.

La organización del IDAAN se estructura en base a una autoridad central conformada por una Junta Directiva compuesta por 2 representantes del Poder Ejecutivo y 5 de la sociedad civil. La conducción operativa de la institución está a cargo de un Director y un Sub Director Ejecutivo, nombrados por el Presidente de la República. La institución cuenta con nueve Gerencias Regionales y seis Direcciones a nivel central:

- Administración
- Tecnología de la Información y Comunicación
- Planificación
- Ingeniería
- Operaciones de Agua Potable y Alcantarillado Sanitario
- Comercialización

Al año 2016, el IDAAN atendía 621.106 clientes a nivel nacional, de los cuales el 93.4% son residenciales. En cuanto a calidad del servicio, si bien en el último quinquenio se han venido realizando importantes inversiones en infraestructura por un monto de más de USD\$1,000 millones, a la fecha solo el 80% de la población urbana recibe agua 24 horas al día, siete días a la semana. En cuanto a sus indicadores de gestión, la institución enfrenta numerosos retos: por ejemplo, el índice de

micromedición es de 68%, leyéndose solamente el 30% de los micromedidores; índice de Agua No Contabilizada - ANC del 48%; índice de cobertura de costos operativos con ingresos operativos promedio en los últimos tres años del 78%. Las tarifas datan de hace 35 años, y son bajas, esto incide también en los altos consumos de la población, con un promedio de 365,8 litros por habitante al día. La falta de mantenimiento de las redes de agua potable y alcantarillado ha ocasionado un elevado deterioro de las instalaciones físicas. Los gastos de energía eléctrica son altos, un 20% del total de los costos operativos, debido a la falta de implementación de medidas de eficiencia energética en las instalaciones electromecánicas.

Según informe del BID (2017), se estima que muchos de estos problemas operacionales del IDAAN se deben a deficiencias de carácter institucional, entre las que se encuentran la falta de capacidad de planificación, falta de información para la toma de decisiones, procesos deficientes, limitaciones presupuestarias en la operación y mantenimiento de los sistemas, descapitalización del recurso humano a causa de los programas de retiro voluntario y la falta de incentivos al personal, lo que obligan a contar con una estructura organizacional efectiva.

Dada esta situación de debilidad institucional del IDAAN, el Plan Estratégico de Gobierno - PEG 2015-2019 priorizó atender los retos del sector agua y saneamiento, incluyendo el fortalecimiento del IDAAN. En el marco del PEG, el IDAAN diseñó un Plan de Acción 2016-2019 con una hoja de ruta para desarrollar su capacidad institucional en el corto plazo. Este Plan de Acción fue elaborado y consensuado entre los líderes de las diferentes áreas funcionales de la institución, con apoyo de consultores internacionales, y aprobado al más alto nivel en el mes de mayo 2016. Se inició su implementación en ese mismo año, sin embargo, este proceso se ralentizó debido al cambio de autoridades en la institución en el año 2017, por lo que la ejecución de sus actividades está retrasada respecto al cronograma original de implementación.

c. Alternativas de modelos de gestión

Pareciera que el actual modelo de gestión del IDAAN como entidad autónoma del Estado se ha agotado, requiriéndose una organización más ágil, con una robusta planificación estratégica y con verdadera libertad para la asignación y uso de sus recursos en proyectos de inversión y la operación y mantenimiento de sus sistemas. Por esta razón exploramos los siguientes escenarios:

- Gestión privada
- Gestión municipal
- Gestión desconcentrada

- Empresa pública

Gestión privada. Usualmente se justifica para aquellos servicios públicos que han llegado a un grave nivel de deterioro. Puede desarrollarse de las siguientes formas:

- Venta total de los sistemas de producción, tratamiento y distribución por parte del Estado a favor de empresas privadas internacionales.
- Concesión a empresas privadas internacionales otorgándole los derechos de explotación de los servicios por un periodo determinado.
- Asociación público privada, el cual un contrato a largo plazo entre una parte privada y una entidad pública, para brindar un activo o servicio público, en el que la parte privada asume un riesgo importante y la responsabilidad de la gestión, y la remuneración está vinculada al desempeño. Los tipos de contrato pueden ser gerencia integral, leasing, asistencia técnica operativa, o contrato basado en resultados.

En el caso de Panamá, existe una fuerte oposición de la población a la privatización del IDAAN, que proviene de los procesos de privatización de las empresas estatales de telefonía y electricidad de índole neoliberal a finales del siglo XX, y que hoy en día genera preocupación por la posibilidad que se limite el derecho humano al agua y al saneamiento.

Gestión municipal. Es la prestación del servicio de agua potable y saneamiento por parte de la municipalidad. Puede ser de dos formas:

- Empresa pública de propiedad de la municipalidad, la cual a través de un acuerdo del Consejo Municipal otorga la explotación del servicio una empresa privada por un periodo determinado.
- Prestación directa del servicio por parte de la municipalidad.

En Panamá solo existe una experiencia de este tipo, en el Municipio de Boquete, donde la operación de los servicios de agua potable y saneamiento es ejecutada por la municipalidad. Aunque en el año 2016 entró en vigor la reforma a la Ley de Descentralización, que le brinda mayor autonomía a las municipalidades, la mayoría de estas son muy débiles técnica y financieramente, por lo que no se anticipa que pueda descentralizarse la gestión de los servicios de agua y saneamiento a nivel de municipio.

Gestión desconcentrada. Es el modelo donde las gerencias regionales se transforman en unidades independientes operativa y financieramente de la oficina central, lo que les

permite mayor alinearse con las necesidades de los clientes mediante la agilidad en el uso y ejecución de los recursos.

En el IDAAN en este sentido se ejecutó en el último quinquenio un piloto en las provincias de Coclé, Veraguas, Herrera y Los Santos denominado Unidad Regional de Servicios en Provincias Centrales (URSPC) cuyo objetivo es transformar la capacidad de gestión operativa, administrativa y comercial del IDAAN en provincias centrales mediante una prestación de los servicios sostenible y eficiente. Con la URSPC se han conseguido resultados interesantes, incluyendo la reducción en el % ANC. Sin embargo, la URSPC funciona en paralelo a las gerencias regionales, por lo que su impacto ha sido parcial.

Empresa pública. Si bien la ley orgánica del IDAAN sienta las bases para que funcione como empresa pública, en la práctica está funcionando como una institución de gobierno, con las limitantes de la burocracia estatal y la injerencia de intereses políticos. Por lo tanto, se requiere que el IDAAN adopte un nuevo modelo de gestión como empresa pública, enfocado en una cultura de servicio al cliente con parámetros de calidad y eficiencia y sostenibilidad, similar a la que encontraríamos en una empresa privada. Para ello, es imprescindible una transformación profunda de índole administrativa y financiera que le permita operar con parámetros similares a los de un prestador privado.

Este nuevo modelo de gestión como empresa pública incluiría buenas prácticas de gobierno corporativo, rendición de cuentas, participación ciudadana y responsabilidad social y ambiental, basadas en una adecuada planificación estratégica, técnica y financiera a nivel nacional y regional, apoyadas por las tecnologías de información y la investigación, desarrollo e innovación (I+D+i).

Estimamos que la población del país estaría anuente a apoyar la implementación de este nuevo modelo de gestión como empresa pública ya que el IDAAN sería completamente propiedad del Estado panameño, sin embargo, operando como un prestador privado, similar a como actualmente funciona la Autoridad del Canal de Panamá.

Para la implementación de este nuevo modelo de gestión se necesita efectuar por un lado algunos ajustes al marco legal del sector agua y saneamiento en general, de forma tal que se refuerce la rectoría, regulación y coordinación interinstitucional. Por otro lado, revisar la ley orgánica del IDAAN con elementos que permitan asegurar el cambio de cultura organizacional y blindar la institución contra la injerencia política.

Parte central de esta transformación del IDAAN es llevar a cabo un proceso de planificación estratégica, que luego de ejecutar un análisis FODA, modernice la misión, visión, objetivos y políticas de la institución. Este proceso deberá ser liderado por expertos en reingeniería y cambio organizacional. Adicional, se deberá contar con expertos en fortalecimiento institucional cuyas acciones estén orientadas a sentar parámetros para la gestión del recurso humano de la institución, gestión del servicio al cliente, administración, finanzas y comunicaciones. También es imprescindible contar con un equipo experto asesor en operaciones e ingeniería que entre otras acciones apoye la preparación de los planes maestros de agua potable y alcantarillado. Como última etapa, la transformación del IDAAN deberá basarse en los sistemas integrados de gestión tales como ISO 9000, ISO 14000 y OHSAS 18000, para asegurar la correcta implementación de buenas prácticas empresariales y mejora continua en calidad total de las operaciones, gestión ambiental y seguridad y salud ocupacional.

La implementación de este nuevo modelo de gestión necesitará importantes recursos humanos, técnicos y financieros, así como deberá nutrirse de las experiencias de otras empresas públicas de la región que lograron dar el salto a funcionar con parámetros de empresa privada, tales como pueden ser EPM en Colombia o EPMAPS en Ecuador. Para ello, consideramos que se deben buscar recursos con organismos internacionales que brinden además el *expertise* técnico que se requiere para llevar a cabo una transformación de esta envergadura.

Conclusiones:

Recomendamos que el nuevo modelo de gestión del IDAAN sea el de empresa pública, con parámetros de eficiencia y sostenibilidad. No obstante, llevar a cabo este proceso de transformación conlleva voluntad política del Gobierno de Panamá para ejecutar las acciones que permitan la modernización de la institución. Además, es necesario realizar este proceso de manera consensuada con representantes de los principales sectores de la sociedad civil, empresarial y academia, lo que permitirá construir un diálogo con miras a alcanzar el bien común, un *win-win* donde el fin último sea lograr un IDAAN fortalecido y ofreciendo un servicio de agua potable y alcantarillado de calidad a la población de Panamá.

Referencias bibliográficas:

- BID (2015) Nota Sectorial de Agua y Saneamiento Panamá.
- Fierro, José (1997) Historia y Antecedentes del IDAAN.



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales
(2016) Boletín Estadístico No. 30.

en el IDAAN” <https://www.idaan.gob.pa/el-gobierno-nacional-invierte-mas-de-mil-millones-en-el-idaan/>

Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales
(2016) Plan de Acción 2016-2019.

Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales
(2017) “El Gobierno Nacional invierte más de mil millones



[00289] LOCALIZACIÓN ÓPTIMA DE PLANTAS DE SEPARACIÓN Y RECUPERACIÓN DE DISTINTOS TIPOS DE RESIDUOS

MARTA CECILIA VIDAL¹; ROSSANA EPULEF²

Universidad Tecnológica Nacional (FRBB). Universidad Nacional del Sur¹; Universidad Tecnológica Nacional (FRBB). Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)²

mcvidal@criba.edu.ar¹; repulef@frbb.utn.edu.ar²

Palabras clave: residuos - modelo - optimización – plantas de recuperación.

Abstract

The increasing population leads to an increase of solid urban waste (RSU), remains of prunings and construction and demolition wastes, among others. It is necessary considering these wastes as resources to be made use of and thus favor the circular economy.

Therefore, it is essential to have well-planned and properly located separation and recovery plants that consider not only the recovery of RSU, but also construction and demolition wastes as well as pruning wastes. As a consequence, practical, efficient and low-cost methodologies need to be applied.

The main objective of this work is to present a mathematical model for the problem of installing such plants whose principal objective is to minimize the total cost of location taking into account restrictions related with land availability, proximity to routes, existing regulations, etc.

The variables, parameters and constraints that are part of the model are described in detail. The resulting problem is a linear programming problem whose solution provides the optimum number of plants to be installed and the final location sites at a minimum cost. The model was applied to fictitious cities and based on the satisfactory results obtained, it will be applied to real problems.

Introducción

El crecimiento poblacional deriva en un marcado aumento de la generación de residuos sólidos urbanos (RSU), como así también la necesidad de tratar diferentes tipos de residuos tales como los restos de poda y los residuos derivados de la construcción y demolición, entre otros.

Es menester dar respuesta a esta problemática no sólo por el cuidado del medio ambiente, sino también por la necesidad de considerar a los residuos como recursos que se deben aprovechar y fomentar así la economía circular.

En las diferentes etapas que se consideran en la Gestión Integral de Residuos (GIRSU), que son la generación, el almacenamiento, la recolección, transferencia, transporte, recuperación, reciclaje y disposición final, las plantas de separación de residuos (PSL) constituyen un importante y esencial eslabón para dar un correcto manejo a las diferentes corrientes de residuos. Se logra así no sólo el aprovechamiento de los residuos sino también un ahorro económico en el transporte debido a que sólo la fracción no recuperable se transportará al sitio de disposición final, el resto de los materiales pueden ser comercializados.

Por lo tanto es fundamental contar con plantas de separación bien planificadas y adecuadamente ubicadas, que consideren no sólo la recuperación de los RSU, sino también los residuos de construcción y demolición como así también los residuos de poda. Como consecuencia se

necesita aplicar metodologías prácticas, eficientes y de bajo costo.

En este trabajo se presenta un modelo matemático para el problema de instalación de plantas de separación de RSU, y de recuperación de residuos de poda y de construcción y demolición a partir del cual se busca minimizar el costo de instalación de las mismas a la vez que se deben cumplir ciertas restricciones como la disponibilidad de terreno, la cercanía a rutas, normativa existente, etc.

Se describen en detalle tanto las variables como los parámetros y las restricciones que forman parte del modelo. El problema resultante es un problema de optimización lineal entero mixto (Nemhauser y Wolsey, 1988), es decir algunas de las variables involucradas son continuas y otras enteras. Su solución brinda la cantidad óptima de plantas a instalar, el tipo de planta, ya sea de separación RSU o de recuperación de material de poda o derivados de la construcción y los sitios definitivos de ubicación de las mismas a un costo mínimo. En base a los resultados satisfactorios obtenidos en ciudades ficticias se plantea aplicar el modelo a un problema real.

Objetivo

El objetivo fundamental de este trabajo es presentar un modelo matemático que representa el problema de localización de plantas de separación de RSU, como así también de plantas de recuperación de residuos de poda y plantas de recuperación de residuos de construcción y demolición.

La solución del mismo brinda la cantidad óptima y el tipo de plantas a instalar y los sitios definitivos de ubicación de las mismas a un costo mínimo.

Metodología

Si bien existen varios autores que tratan el problema de localización de plantas de residuos desde el punto de vista matemático, entre ellos podemos citar a Ghiani, Lagana, Manna, Musmanno y Vigo D. (2014), Li, Huang y Nie (2012), Hao, Wei y Shiyun (2015), Kharat, Kamble, Raut

y Kamble (2016), Rohaninejad, Amiri y Bashiri (2008) y Sane-Zerang, Tavakkoli-Moghaddamr y Heydarian (2016), lo cierto es que en ninguno de ellos considera los distintos tipos de residuos provenientes de podas y de materiales de construcción que se consideran en este trabajo.

A los efectos de formular el modelo matemático, el área de estudio se divide en zonas (barrios, delegaciones municipales, etc.), a este conjunto de zonas lo denotamos como $Z = \{1, \dots, z\}$. Ya sea por características inherentes al terreno o por su entorno, no todas estas zonas son aptas para ubicar una planta de separación de residuos, de tratamiento de residuos de poda o de tratamiento de residuos de construcción y demolición, al conjunto de aquellas zonas que son aptas lo denotamos con $A = \{1, \dots, a\}$. Por otra parte el modelo contempla distintos tipos de plantas, definimos como $P = \{1, \dots, p\}$ al conjunto de las distintas clases de plantas, y al conjunto de rellenos sanitarios para la disposición final existentes lo denotamos como $R = \{1, \dots, r\}$.

El proceso de ubicación de plantas se puede modelar matemáticamente de la siguiente manera:

Función objetivo:

$$\begin{aligned} \min c = & \sum_a \sum_p (CI(a,p) + CF(a,p)) B(a,p) + \\ & \sum_z \sum_a \sum_p x(z,a,p) CO(a,p) + \\ & + \sum_z \sum_a \sum_p x(z,a,p) d(z,a) CT1(z,a) + \\ & + \sum_z \sum_r y(z,r) d(z,r) CT2(z,r) + \\ & + \sum_a \sum_r w(a,r) d(a,r) CT3(a,r) \end{aligned}$$

Restricciones:

$$\sum_a \sum_p x(z, a, p) + \sum_r y(z, r) = P(z) \quad \forall z \in Z$$

$$\sum_z \sum_p x(z, a, p) = \sum_r w(a, r) + \sum_z \sum_p x(z, a, p) r(p) \quad \forall a \in A$$

$$u \leq \sum_a \sum_p B(a, p) \leq L$$

$$\sum_z x(z, a, p) \leq c(a, p) \quad \forall a \in A, p \in P$$

$$\sum_z y(z, r) + \sum_a w(a, r) \leq CR(r) \quad \forall r \in R$$

$$\sum_a B(a, p) = 1 \quad \forall p \in P$$

Dominio de las variables:

$$x(z, a, p) \geq 0 \quad \forall z \in Z, a \in A, p \in P$$

$$y(z, r) \geq 0 \quad \forall z \in Z, r \in R$$

$$w(a, r) \geq 0 \quad \forall a \in A, r \in R$$

$$B(a, p) \in \{0, 1\} \quad \forall a \in A, p \in P$$

Donde:

CI(a,p): costo de instalación de la planta p en el sitio a.

CF(a,p): costo de funcionamiento de la planta p en el sitio a.

$$B(a,p) = \begin{cases} 1 & \text{si se abre una planta del tipo p en el sitio a} \\ 0 & \text{caso contrario} \end{cases}$$

x(z,a,p): cantidad de residuos transportados desde la zona z a la planta p ubicada en el sitio a.

CO(a,p): costo de operación de la planta p en el sitio a.

d(z,a): distancia entre los sitios z y a.

CT(z,p): costo de transporte entre los sitios z y p

Y(z,r): cantidad de residuos transportados desde el sitio z al relleno sanitario r.

W(a,r). cantidad de residuos transportados desde la planta ubicada en el sitio a al relleno sanitario r.

P(z): producción de residuos de la zona z.

r(p): tasa de recuperación de residuos de la planta p.

u y L: número máximo y mínimo de plantas permitidas.

La función objetivo representa los distintos costos, de instalación, de funcionamiento y de transporte.

El problema formulado es un problema de optimización lineal, cuya solución se obtuvo a partir del software GAMS.

Resultados

En una primera instancia se aplicó el modelo anterior a una ciudad ficticia obteniendo resultados promisorios.

Se prevé aplicarlo a la ciudad de Bahía Blanca, una ciudad mediana con aproximadamente 301.572 habitantes (INDEC, Censo 2010). Por su magnitud poblacional se ubica en el decimoquinto centro más poblado de la Argentina. Se divide, como la mayoría de las ciudades, en distintas zonas (Delegaciones Municipales), que tienen diferentes características y por lo tanto diferencias en la generación de residuos.

Se conoce la cantidad de residuos que ingresan sin separación al relleno sanitario de la ciudad, como así también la caracterización de los residuos de acuerdo a un estudio realizado en la ciudad en el año 2012. Asimismo se tienen datos de población por Delegación Municipal, costo de la recolección y la disposición final de residuos.

Por otra parte la Municipalidad posee terrenos disponibles donde pueden ser instaladas dichas plantas y mediante el modelo, se podrá optimizar qué tipo de planta instalar en el sitio disponible, de acuerdo a la legislación vigente y a las consideraciones de uso del suelo.

Conclusiones

Se propuso un método cuantitativo que permite resolver, a muy bajo costo un problema de suma de interés en la realidad como es una adecuada localización de plantas de separación de residuos sólidos urbanos. Una de las dificultades del método es la obtención de algunos datos necesarios para su aplicación; una vez logrado esto el problema resultante es de muy fácil solución. El modelo se aplicó a distintas

ciudades ficticias y se prevé aplicarlo a la ciudad de Bahía Blanca.

Asimismo, el modelo es una herramienta útil para implementar modelos de regionalización en la gestión de residuos sólidos urbanos en todas sus etapas; la Ley 13.592 de la Provincia de Buenos Aires establece entre otros puntos importantes la necesidad que, con ayuda de la Autoridad Ambiental Provincial, se propicie la celebración de acuerdos regionales entre Municipios para el aprovechamiento de economías de escala en cualquiera de las etapas de la GIRSU, a fin de avanzar en el desarrollo de mecanismos de regionalización provincial. Se considera la instalación de plantas de separación de residuos sólidos urbanos, plantas de recuperación de residuos de poda y plantas de recuperación de residuos de construcción y demolición, estaciones de transferencia y el sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos.

Aunque el modelo propuesto no es una solución definitiva a este problema, es una herramienta rápida, económica y útil al momento de tomar decisiones y apoyar un proceso de gestión de residuos sólidos urbanos.

Referencias

Ghiani G.; Lagana D., Manna E., Musmanno R. and Vigo D. (2014). Operations research in solid waste management: A survey of strategic and tactical issues. *Computers and Operational Research*, **44**, 22-32.

Li. Y., Huang G. and Nie, S. (2012). A mathematical model for identifying an optimal waste management policy under uncertainly. *Applied Mathematical Modelling*, **36**, 2658-2673.

Hao, Y., Wei, D. and Shiyun, L. (2015). Optimization of long-term performance of municipal solid waste management system: a bi-objective mathematical model. *International Journal of Energy and Environment*, **6**, 153-164.

Kharat, M. G., Kamble, S.J., Raut, R.D. and Kamble, S.S. (2016). Identification and evaluation of landfill site selection criteria using a hybrid Fuzzy Delphi, Fuzzy AHP and DEMATEL based approach. *Modeling Earth Systems and Environment*, **2**(2), 1-13.

MENDOZA, J., "Beneficios derivados de la regionalización de la gestión sub-nacional en los aglomerados urbanos". Banco Interamericano de Desarrollo, División de Gestión Fiscal y Municipal. Argentina, octubre de 2010.

Rohaninejad, M., Amiri, A. and Bashiri, M. (2008). Heuristic Methods Based on MINLP Formulation for Reliable Capacitated Facility Location Problems. *International Journal of Engineering Science*, **26**(3), 2008-4870.

Sane-Zerang E., Tavakkoli-Moghaddam, R. and Heydarian H. (2016). A bi-objective model for the capacity and location of landfills for municipal solid wastes. *International Journal of Industrial Engineering & Production Research*, **27**, 233-242.

Nemhauser, G and Wolsey, L. Integer and Combinatorial Optimization. *Wiley-Interscience New York*, 1988. ISBN: 0-471-82819.

[00299] OPTIMIZACIÓN Y EVALUACIÓN AMBIENTAL DE LAS RUTAS DE RECOLECCIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN LA CIUDAD DE MONTERREY

**RICARDO GÓMEZ GONZÁLEZ¹; REYES BENÍTEZ BRAVO²; PASIANO RIVAS
GARCÍA³; JOSÉ ENRIQUE BOTELLO ÁLVAREZ⁴; LEONARDO GABRIEL
HERNÁNDEZ LANDA⁵**

Universidad Autónoma de Nuevo León^{1,2,3,5}; Instituto Tecnológico de Celaya⁴

**ricardo.gomezgz@uanl.edu.mx¹; reyesbenitez_br@hotmail.com²; pasiano.rivasgr@uanl.edu.mx³;
enrique.botello@itcelaya.edu.mx⁴; leonardo.hernandezln@uanl.edu.mx⁵**

Abstract. The routing of vehicles for the municipal solid waste collection (MSWC) in expanding cities with high population growth poses a complex task. A methodology for the logistic and environmental assessment of a MSWC system in the City of Monterrey, Mexico, and its metropolitan area was developed. Life cycle assessment was used to evaluate the environmental impact of the current MSWC system; two routes, located in areas with different socioeconomic development, were selected as evaluation scenarios. The functional unit was defined as one ton of MSW collected and shipped to the final site of disposal. The software SimaPro PhD v3.1 was used to implement the strategy for environmental impact assessment. A mathematical model, that represented the MSWC and its restrictions, was developed taking into

consideration information from local public and private organizations, the national methodology to define collection routes, and geographical and socioeconomic aspects. The final model, which resembles the traveling salesman problem (TSP) model, was coded and solved using RStudio programming suite. The results indicate that it is possible to reduce the greenhouse gas (GHG) emissions and the distance in each route up to 4.8% and 20%, respectively. Furthermore, the intermediate round trips from the route to the final disposal site, in the case that the recollection vehicle reaches its capacity before completing the route, can account for 26% of the GHG emissions, and 33% of the fuel consumption in each work shift.

Palabra clave. Residuos sólidos urbanos; Ruteo; Análisis de ciclo de vida; Optimización

1. Introducción

El estilo de vida actual de las áreas metropolitanas, definen un mayor consumo de bienes y servicios (Giusti 2009), incrementando la producción de los residuos sólidos urbanos (RSU). Esta tendencia resalta la importancia del manejo de los RSU, en especial la recolección y transporte de los mismos.

La recolección y el transporte son de las etapas más costosas del proceso de gestión de los RSU, ya que llega a representar el 60% del costo total del manejo integral de los residuos (Noche 2010). Estos costos aumentan debido al mal diseño de las rutas, ya que se realiza de forma intuitiva en la mayoría de los casos, contribuyendo a que el servicio de recolección no cumpla con las expectativas esperadas. En México, el sistema más usado para el diseño de rutas de recolección de residuos sólidos urbanos (RRSU) ha sido la experiencia del personal (SEDESOL 1997)

Un mal diseño de rutas de recolección trae como consecuencia graves daños: la reducción de las coberturas del servicio, deficiente operación y funcionamiento del equipo. Aunado a esto, la RRSU contribuye a la generación de problemas ambientales de diversa índole, (Aldana-Espitia et al. 2017) encontró que la RRSU es contribuye a indicadores de punto medio como cambio climático, acidificación terrestre y agotamiento de recursos fósiles.

Para determinar la viabilidad de un sistema de RRSU, es necesario evaluarlo de forma económica y ambiental. La economía de un sistema de RRSU está en función del costo, consumo de los combustibles, inversión inicial en la compra de los camiones recolectores (CR), gastos por mantenimiento, nóminas, entre otros. El aspecto ambiental debe ser evaluado desde una perspectiva holística, es decir, considerando cargas ambientales y uso de recursos en cada etapa del ciclo de vida del sistema de RRSU.

Diversos estudios han utilizado herramientas como el análisis de ciclo de vida (ACV) para la evaluación de los

impactos ambientales en la gestión de los residuos sólidos urbanos (GRSU), encontrando que la etapa de recolección es la mayor consumidora de combustibles (Emery et al., 2007; Abarca Guerrero et al., 2013). Particularmente, en el 2017 se evaluó un escenario mexicano encontrando que la etapa de recolección de RSU representa impactos ambientales elevados, por cada t de RSU recolectada el indicador de cambio climático tiene un valor de 30.3 kg CO₂ eq/t RSU y el de agotamiento de recursos fósiles 10.5 kg oil eq/t RSU. (Aldana-Espitia et al., 2017).

En este trabajo se propone una estrategia para la determinación de planes de RRSU, que disminuyan los impactos ambientales a un menor costo de operación. Para este fin se generó y optimizó un modelo matemático que conjunta indicadores de impacto ambiental evaluados a través de la metodología del ACV e indicadores económicos representativos de un sistema municipal de RRSU.

2. Metodología

2.1. Descripción del área de estudio

El Área Metropolitana de Monterrey (AMM). Está ubicada en la región noreste de México, con las coordenadas 25°34'00"N y 99°58'14"O, es conformada por el municipio de Monterrey y ocho municipios más del estado de Nuevo León (Figura 1). El AMM, de acuerdo con el último conteo y delimitación oficial en 2015, agrupa una población total de 4,437,643 habitantes, lo que la situó como la tercer Área Metropolitana de México, teniendo un elevado crecimiento industrial, comercial y poblacional. Debido a este crecimiento se estima que diariamente se generan más de 4,000 toneladas de RSU, con orígenes distintos como son: domicilios, comercios, mercados y servicios (INEGI 2016).

Por su ubicación al pie de la Sierra Madre Oriental, al AMM, se le conoce como la “Ciudad de las Montañas”; al noroeste se encuentra el cerro de las Mitras, al este el cerro de la Silla, al noroeste del municipio de San Nicolás se encuentra el cerro del Topo Chico, además el AMM está atravesada de poniente a oriente por el cauce de un río llamado Santa Catarina, Figura 1. En la misma figura se muestra la ubicación del Relleno Sanitario (RS) en las periferias de la ciudad.

La situación geográfica descrita, acrecienta la problemática de la RRSU en el AMM, ya que no todos los municipios transportan los residuos de manera directa al relleno sanitario (RS), algunos municipios transportan sus residuos por medio de estaciones de transferencia (ET). Estas estaciones reciben los RSU de los CR para transferirlos a camiones de mayor capacidad denominados

“transfer” para su posterior transporte al RS. El objetivo de las estaciones de transferencia es incrementar la eficiencia del servicio de recolección y reducir el tiempo de traslado de los CR.



Figura 1. Delimitación del Área Metropolitana de Monterrey, ubicación del relleno sanitario (RS), río Santa Catarina (línea discontinua azul) y ubicación del estado de Nuevo León (rojo) en los Estados Unidos Mexicanos.

La metodología diseñada busca optimizar las rutas actuales de RRSU en el AMM. Considerando la recolección y transporte de RSU al RS mediante la determinación de la ruta más corta aplicando estrategias logísticas de enrutamiento y la metodología del ACV.

2.2. Modelo de análisis de ciclo de vida del sistema de RRSU

2.2.1 Definición del objetivo y alcance

El sistema actual de RRSU del AMM es representado en la Figura 2, comienza con la salida del CR de la base hacia (línea negra continua) el inicio de la recolección. El módulo de recolección integra las diferentes RRSU con las que cuentan los municipios. Las líneas discontinuas negras representan las alternativas del CR que pueden cambiar dependiendo de las condiciones, ya que un CR puede transportar los RSU a la disposición final (RS) o a la ET y su retorno a la base o un retorno a la ruta para continuar la recolección en caso de que la generación de RSU sobrepase la capacidad del CR. Las líneas discontinuas rojas representan el transporte de las ET, sin embargo, se dejaron fuera de los límites debido a que la optimización no afecta la operación en las ET.

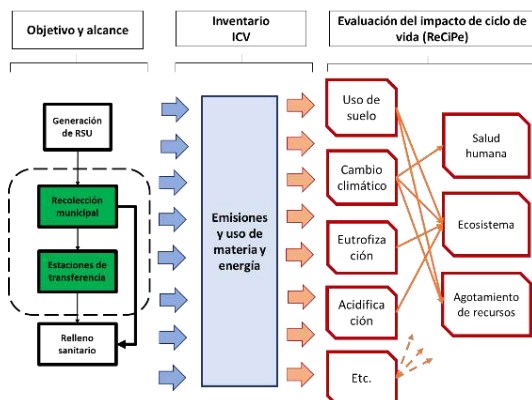


Figura 2. Esquema de las etapas del sistema actual de recolección de residuos sólidos urbanos (RRSU).

La unidad funcional (UF) para este estudio es la recolección y transporte de 1 t de RSU hacia el sitio de disposición final. El flujo de referencia se consideró como una tonelada transportada por kilómetro (tkm). Esta unidad está relacionada con dos elementos: la masa y la distancia de transporte.

2.2.2 Inventario de ciclo de vida (ICV)

El inventario de insumos de operación usado en todas las etapas que se muestran en la Figura 2 incluye el consumo de diésel; que está en función del tipo de transporte, las distancias y los rendimientos respectivos. Esta información fue obtenida de una empresa privada de recolección y de fichas técnicas de los proveedores de equipos especializados en recolección. Los cálculos de los insumos de operación se estimaron en función de los tkm de cada etapa.

Un segundo inventario se obtuvo calculando las emisiones en cada etapa del sistema como se muestra en la Figura 3, donde los flujos de diésel se simbolizan por las líneas discontinuas en negro. Las líneas discontinuas verdes representan las emisiones por la producción del diésel obtenida a partir de ecoinventarios y las emisiones por la quema del diésel, calculado con el modelo GREET especializado en emisiones para vehículos de transporte (GREET,2016).

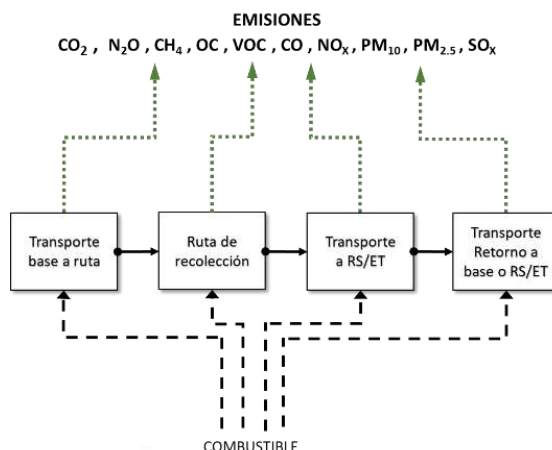


Figura 3. Esquema de entradas y salidas del sistema de recolección de residuos sólidos urbanos (RRSU)

2.2.3 Evaluación del impacto ambiental del ciclo de vida

En la evaluación de los impactos ambientales fue utilizado el software SimaPro PhD v 3.1. La información del ICV se analizó a través del modelo de impacto ambiental ReCiPe 2008 (ReCiPe, 2013). La Figura 4 muestra el esquema general de la evaluación de impactos del sistema de RRSU utilizando el inventario y el método ReCiPe.

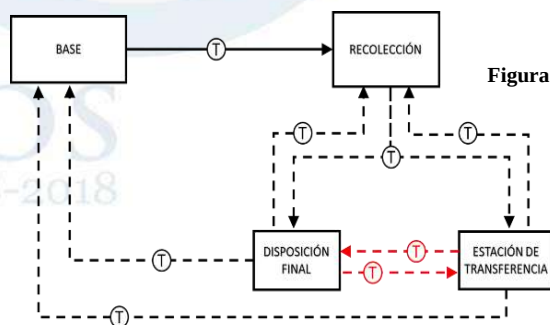


Figura 4. Evaluación de impactos del sistema de recolección de residuos sólidos urbanos (RRSU); ICV: inventario de ciclo de vida.

2.3 Modelo de costos del sistema de RRSU

En el sistema de RRSU se distinguen diferentes categorías de costos. La Tabla 1 presenta los costos considerados para este trabajo, cada costo se expresa en función de las distancias recorridas por los CR; debido a que las actividades de transporte y recolección de los RSU son la base del sistema, todas las demás actividades giran en

torno a ellas. Los costos relacionados a la estación de transferencia no fueron considerados en este estudio ya que estos costos son independientes de las rutas de RRSU.

Tabla 1. Costos considerados dentro del sistema de RRSU

Costos i de la RRSU	Categorías de costos
Sueldos de operadores	Ejecución
Sueldos mantenimiento	
Mtto. Preventivo y correctivo	
Mtto. Equipos de soporte	
Taller central	
Diésel	
Otros combustibles	
Llantas	Administración
Otros gastos de operación	
Sueldos administrativos	
Otros gastos fijos	Financiamiento
Seguros y fianzas	
Depreciación y amortización	
Amortización concesión	Distribución
Peaje	

La Ecuación 1 representa los costos por km de cada actividad i en su respectiva ruta j.

$$C_{U,j,i} = \frac{C_{T,i}}{D_T} \quad (1)$$

Donde $C_{U,j,i}$ es el costo i (Tabla 1) por kilómetro recorrido en el municipio (\$/km), $C_{T,i}$ es el costo anual i en el municipio (\$) y D_T es la distancia recorrida por todos los CR en el municipio (km). Todos los costos de la Tabla 1 se evalúan a través de la Ecuación 1, exceptuando los costos por consumo de combustible ya que no se consideran unitarios. De esta manera los costos totales de cada ruta j de RRSU del municipio se evalúa conforme la Ecuación 2.

$$C_{j,T} = D_{j,T} \sum_{i=1}^{N-1} C_{U,j,i} + C_{j,R} \quad (2)$$

Donde $C_{j,T}$ es el costo total de la ruta j; $D_{j,T}$ representa la distancia total de la ruta j y $C_{j,R}$ muestra los costos por el consumo de combustible en la etapa de recolección. Al aplicar la optimización el costo $C_{j,R}$ será afectado debido a la nueva distancia de la ruta.

2.4 Modelo Logístico del sistema de RRSU

Los planteamientos de los problemas de ruteo son representados gráficamente mediante un conjunto finito de puntos llamados vértices o nodos y un multiconjunto de pares no ordenados de vértices, que se denominan lados o aristas. Si dentro del gráfico, los vértices indican una dirección representada con una flecha, estos reciben el nombre de arcos y se dice que la gráfica es dirigida u orientada (Claverol et al. n.d.).

2.4.1 Modelo matemático del sistema de RRSU

El modelo de la ruta de recolección y sus restricciones se desarrolló utilizando información del sector privado y la metodología de SEDESOL (Secretaría de desarrollo social) (SEDESOL 1997). Se utilizó el método de acera, el cual consiste en recolectar los RSU que deja la población en la acera de sus casas. Por lo tanto, el CR esta forzado a pasar por todas las calles de la zona de recolección.

Para elegir el modelo matemático adecuado para la solución a nuestro problema en específico, se optó por modelarlo como un problema del agente viajero (TSP). El TSP es uno de los problemas más famosos y estudiados en el campo de la optimización de rutas (Hahsler & Hornik 2007).

Al modelar el problema como TSP, se planteó la función objetivo como se muestra en la Ecuación 3, ésta busca minimizar el costo total de la ruta de recolección en función de la distancia recorrida en cada CR, estableciendo las interacciones entre los diferentes nodos del sistema.

$$\min Z = \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^M W_{ij} X_{ij} \quad (3)$$

Donde Z es el costo de la ruta de recolección; W_{ij} es la ponderación del arco entre los nodos del arco ij; X_{ij} es la interacción entre de los nodos; i es el nodo situado en la ubicación i desde 1 hasta N; j es el nodo situado en la ubicación desde 1 hasta M, N es el total de nodos i, M es el total de nodos j.

La interacción entre nodos está sujeta a diferentes restricciones dirigidas a establecer la dirección de la ruta de recolección, un ejemplo de restricciones son los sentidos viales de las calles y la ubicación del CR en un solo punto a la vez dentro de toda la red de nodos.

2.4.2 Optimización del sistema de RRSU

Para minimizar las distancias recorridas por cada CR se utilizó el lenguaje de programación R. Este programa proporciona una amplia gama de herramientas estadísticas y de optimización. Además, contiene una serie de utilerías enfocadas a la manipulación de datos geospaciales, empleando cartografía a nivel de calle en forma de datos de red y enlazando información de Google maps®.

3. Resultados y discusión

Se aplicó la metodología a dos rutas dentro del AMM, la Figura 5 muestra las dos rutas elegidas. La ruta A está ubicada en el municipio de San Pedro Garza García donde el CR lleva sus residuos a una ET, además de ser uno de

los municipios con uno de los niveles socioeconómicos más altos del país y más baja densidad poblacional del AMM con un promedio de 35 habitantes por manzana. La ruta B se ubica en el municipio de Juárez, el CR lleva los RSU de forma directa al RS, este municipio tiene la particularidad de ser uno de los más alejados del RS, además de tener un nivel socioeconómico medio o bajo, sin embargo, debido a las condiciones geográficas del AMM, Juárez presenta un incremento en la densidad poblacional aumentando su población en un 40% durante los últimos 7 años, presentando un promedio de 44 habitantes por manzana (INEGI 2016).

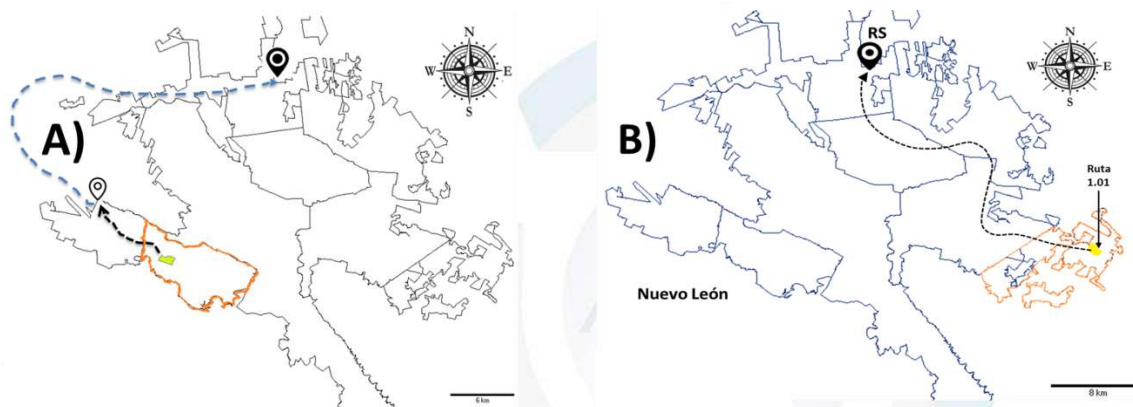


Figura 5. Rutas de recolección elegidas. Ruta A en el municipio de San Pedro Garza García y ruta B en el municipio de Juárez.

3.1 Rutas optimizadas

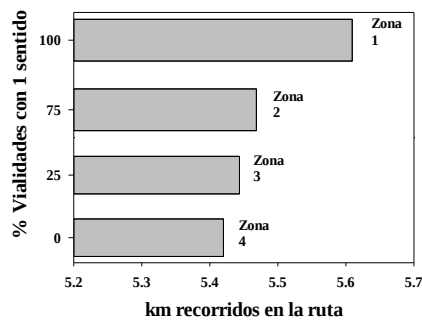
Las nuevas rutas después de la optimización recorrieron la zona de recolección cumpliendo la restricción de pasar por todas las calles, ubicándose los puntos de inicio y fin de ruta de manera similar a las rutas actualmente en operación. La ruta optimizada A redujo su distancia en un 10% comparándola con la ruta actual, en comparación con la ruta optimizada B que recorre una distancia 20% menor en comparación con la ruta actual.

Aunque la optimización logra disminuir las distancias de recolección en ambas rutas, la ruta B dobla el porcentaje de reducción comparada con la ruta A; esto se debe a las condiciones particulares de cada zona, como los sentidos viales y la cantidad o forma de las manzanas.

Para analizar mejor cómo afecta a la optimización de las RRSU con los sentidos de las calles fueron seleccionadas cuatro zonas en diferentes municipios del AMM; cada zona muestra diferencias en los sentidos viales, todas las zonas tienen el mismo número y tamaño de las manzanas, la zona

1 tiene un 100% de calles un sentido, la zona 2 con 75 %, la zona 3 con 25% y la zona 4 presenta solo calles de doble sentido. La Figura 7 muestra el resultado del análisis, donde la zona 4 representa todas las calles con doble sentido y tiene la ruta con menor distancia del análisis. EL aumento de la distancia de recolección fue directamente proporcional al porcentaje de calles con 1 sentido, sin embargo, entre la zona 1 y la zona 2 el incremento de distancias fue mayor al que se presentaba en las otras zonas. Por lo tanto, el sentido vial contribuye a la optimización, pero no es el único factor que influye en los resultados.

Figura 7. Comportamiento de las rutas de recolección dependiendo de las condiciones viales.



3.2

Evaluación ambiental de rutas actuales y optimizadas

El resultado del inventario de insumos en cada etapa del ciclo de vida para cada ruta se muestra en la Tabla 2. Es notorio que el mayor consumo de diésel se presenta en la etapa de recolección, debido a su bajo rendimiento del CR en esta actividad; en la etapa de recolección persiste una disminución en la velocidad del CR para que el personal de apoyo pueda recolectar los residuos en contraste con la etapa de transporte donde aumenta su velocidad y rendimiento. La ruta A presenta un rendimiento total de 2.7 km/L, mientras que la ruta B muestra un rendimiento total de 3.1 km/L; este incremento en la ruta B se debe a que la etapa de transporte representa el 78% del total de kilómetros de la ruta.

Tabla 2. Inventario de insumos de combustible para la ruta A y B.

Etapas	Ruta A (L)	Ruta B (L)
Transporte base a ruta	4.33	10.20
Recolección	14.94	16.55
Transporte ruta a RS	0	12.74
Transporte ruta a ET	3.38	0
Transporte a base	1.34	0.20
Recolección retorno	6.2	0
Transporte de retorno a ruta	2.86	0
Transporte de retorno	3.12	0
Total	36.17	39.70

Los resultados de evaluación de impacto ambiental denotan una tendencia similar en los 16 indicadores de punto medio (Goedkoop & Huijbregts 2013), para mostrar esta evaluación se eligió el indicador de cambio climático (ICC).

La Figura 8 ilustra la contribución en los diferentes tipos de recorridos que realiza el CR en las rutas A y B, las barras negras representan la ruta B y las grises la ruta A. Las barras del grupo 2 indican la RRSU, para la ruta B ésta es la etapa que más contribuye a las emisiones de CO₂ eq, mientras que para la ruta A la recolección durante el retorno es el mayor contribuidor al ICC con un 26% de las emisiones totales, esto se debe a las distancias recorridas para recolectar una menor cantidad de RSU afectando al rendimiento del CR.

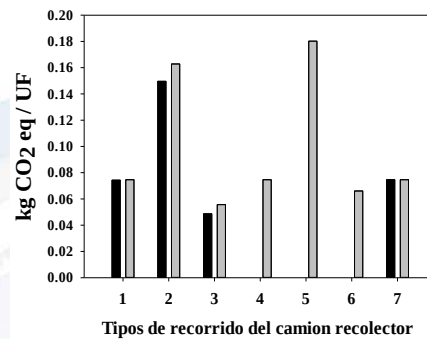


Figura 8. Contribución para el indicador de cambio climático en todos los recorridos del camión recolector.

Para la evaluación ambiental de las rutas optimizadas se comparó solamente la etapa de recolección, ya que sólo esta fue sujeta a optimización. En la Figura 9 se observa la reducción de las EGEI. La ruta B muestra una reducción del 4.7% en sus emisiones, mientras que la ruta A un 2.3%. La tendencia de los demás indicadores es similar a la presentada por el ICC.

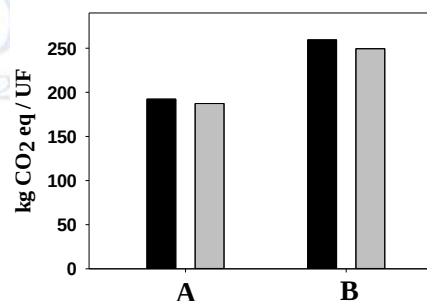


Figura 9. Contribución al indicador de cambio climático en la etapa de recolección para rutas actuales y optimizadas.

3.3 Evaluación económica de rutas actuales y optimizadas

Los resultados de la evaluación económica se presentan en la Figura 10 donde se observa el costo por distancia (MXN/km) para cada categoría de costos. Las columnas en negro representan la ruta A y las columnas en gris a la ruta

B. La categoría de ejecución (Tabla 1) es la más costosa con un 61% del costo total para la ruta A y un 84% para la ruta B, esto se debe a que en esta categoría considera el costo por sueldos y el costo de diésel, que son los más elevados en el sistema de RRSU local.

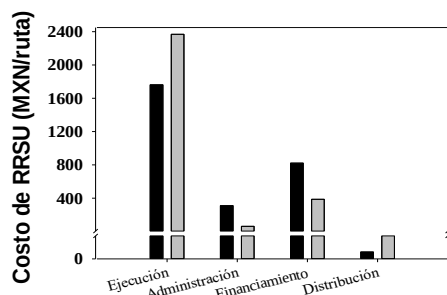


Figura 10. Costo por km recorrido para cada categoría de la ruta A y la ruta B.

Aplicando la evaluación económica en las rutas optimizadas se disminuyó el costo de la ruta A en 1%, mientras que para la ruta B en 1.8%. Sin embargo, la evaluación reveló que los retornos representan un gasto importante ya que puede aumentar un 37% el costo total de la operación. La Figura 11 ilustra los costos totales de la ruta A y B se observa que la etapa de retorno para la ruta A es mayor que la etapa de recolección normal.

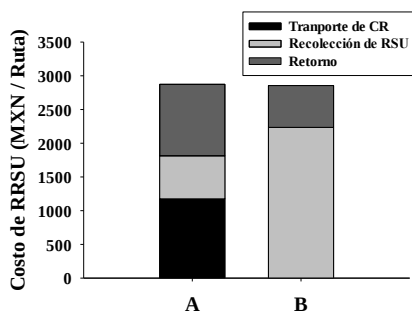


Figura 11. Comparación económica de las rutas A y B normales y los costos por retornos en la recolección.

4. Conclusiones

En este trabajo, se encontró que dentro del sistema de RRSU las etapas de recolección representan el mayor costo debido a las condiciones de operación en las zonas de recolección teniendo que disminuir la velocidad del CR afectando el rendimiento de diésel, sin embargo, este estudio demuestra que al utilizar retornos dentro del sistema de RRSU, estos pueden llegar a representar la etapa más costosa dentro del sistema aumentando los gastos en un 37% y representando el 26% de las emisiones del sistema,

como se comprobó con las emisiones de CO₂ eq para el índice de cambio climático.

La optimización mostró resultados favorables al reducir las distancias de la RRSU desde un 10% hasta un 20%, representando una reducción del gasto para el sistema hasta de 1.8%. Un aspecto relevante dentro de la optimización fueron las variaciones del porcentaje de reducción de distancias debido a las características de cada ruta. La planeación urbana como los sentidos viales pueden afectar hasta un 3% el resultado de la optimización dependiendo del porcentaje de calles de doble sentido. Abriendo áreas de oportunidad para obtener una optimización robusta considerando las características de las zonas metropolitanas.

El rápido crecimiento de zonas urbanas requiere una mejor estrategia para los sistemas de RRSU. Este trabajo propone una metodología que considere los aspectos mencionados con anterioridad para desarrollar nuevas rutas que tomen en cuenta el aspecto económico y ambiental.

6. Referencias

- Abarca L., Maas G. y Hogland W., “Solid waste management challenges for cities in developing countries,” *Waste Manag.*, vol. 33, no. 1, pp. 220–232, 2013
- Aldana-Espitia N. C., Botello-Álvarez J. E., Rivas-García P., Cerino-Córdova F. J., Bravo-Sánchez M. G., Abel-Seabra J. E. y Estrada-Baltazar A., “Environmental impact mitigation during the solid waste management in an industrialized city in Mexico: an approach of life cycle assessment,” *Rev. Mex. Ing. Química*, vol. 16 No. 2, pp. 563–580, 2017.
- Claverol, M., Simo E., y Zaragoza M., *Matemática Discreta “TEORIA DE GRAFOS”*. Departamento de Matemática Aplicada, EPSEVG – UPC.
- Emery A., Davies A., Griffiths A. y Williams K., “Environmental and economic modelling: A case study of municipal solid waste management scenarios in Wales,” vol. 49, pp. 244–263, 2007.
- Giusti, L., 2009. A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*, 29(8), pp.2227–2239. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.028>

GREET, 2016. The greenhouse gases, regulated emissions, and energy use in transportation, GREET model. Chicago; Argonne National Laboratory; <https://greet.es.anl.gov/>

Hahsler, M. y Hornik, K., . TSP – Infrastructure for the Traveling Salesperson Problem. , Journal of Statistical Software, Volume 23, Issue 2. December 2007 <http://www.jstatsoft.org>

INEGI. “Conociendo Nuevo León,” México, DF, 2016. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos>

ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method, Netherlands.2013

SEDESOL. “Manual para el diseño de rutas de recolección de residuos sólidos municipales,” México, D.F., 1997. Recuperado de <http://www.sustenta.org.mx/>

Noche B. “Optimization Model for Solid Waste Management System Network Design Case Study,” vol. 5, pp. 230–236, 2010



[00341] UNIVERSIDAD SUSTENTABLE PARA LA REDUCCIÓN DE LA HUELLA ECOLÓGICA

ALMA OFELIA PÉREZ RUBIO¹; IZARELLY ROSILLO PANTOJA²; ANDREA
PUENTE NETRO³; MARÍA GUADALUPE DORADO ZAMORA⁴; LAURA ROCÍO
MARTÍNEZ PIÑA⁵

Universidad Autónoma de Querétaro, Facultad de Derecho^{1,2,3,4,5}

apuentenetro@hotmail.com³; mariagpe.doradozamora@gmail.com⁴; laura-0096@hotmail.com⁵

1.- PALABRAS CLAVE

Universidad sustentable, consumo energético.

2.- ABSTRACT

In the Mexican panorama, Costs for Depletion and Environmental Degradation (CTADA) have increased, as well as economic dependence on the exploitation of the hydrocarbon resource, and together with the demands of a global world and for the sake of sustainability, the concretion of sustainable practices is urgent.

University centers and educational institutions, as public entities, must be the pioneers in the management and implementation of practices for sustainability, since public universities have a commitment to the society that gives them life, they have human capital, with greater access to information, technical and scientific knowledge, therefore with greater capacity to observe and correct the execution of these actions.

In this sense, as members of the university community, we propose to the society, through the example, consistent practices to comply with the Minamata Agreement, regarding the elimination of exposure to mercury, in order to reduce expenses on electricity, the emission of greenhouse gases, and contribute to the reduction of the ecological footprint through a change in energy consumption within the classrooms.

3.- INTRODUCCIÓN

En México los Costos Totales por Agotamiento y Degradación Ambiental (CTADA) ascendieron a 835,100 millones de pesos para el año 2014, en cifras preliminares aumentó el costo a 921,814 millones de pesos por lo que respecta al año 2016, de los cuales el 64.5% son consecuencia de la Degradación por emisiones al aire y el

8.5% pertenece al agotamiento de los hidrocarburos, INEGI (2016).

México es un país rico en hidrocarburos, por lo que ha resultado difícil desprenderse de la sujeción económica al dicho recurso, el aprovechamiento del cual ha llegado a aportar alrededor de la mitad de los ingresos ordinarios del gobierno federal. Colmenares (2008).

Este incremento exponencial de los CTADA, la dependencia económica a la explotación del recurso hidrocarburo, así como las exigencias de un mundo global y en aras de la sostenibilidad en México, hace que la concreción prácticas sustentables sea urgente.

Los centros universitarios e instituciones de educación, en tanto entes públicos, son los que deben ser los pioneros en la gestión y puesta en marcha de prácticas para la sustentabilidad ya que la universidades públicas tiene un compromiso con la sociedad que les da vida, cuentan con capital humano, con mayor acceso a la información, conocimiento técnicos y científicos, por tanto con mayor capacidad para observar y corregir la ejecución de estas acciones.

Otro tema de suma importancia para el país es el cumplimiento del Convenio de Minamata sobre Mercurio, para el control y la disminución de dicho metal en el entorno. Establecimientos públicos y privados han marcado una tendencia a la utilización de luminaria fluorescente funcional a base de mercurio y otros gases que, si bien, en contraste con las tradicionales bombillas incandescentes reducen el consumo de energía eléctrica, actualmente no resultan la mejor opción para la reducción de tal consumo, además de que representan un problema de salud pública por la toxicidad de los elementos químicos que contienen y el tratamiento incorrecto que reciben sus residuos.

La participación de las instituciones de educación superior en las buenas prácticas ambientales, como la apuesta por la eficiencia energética sustentable, contribuirá en la disminución del costo de consumo energético, traerá

beneficios a la institución en materia de certificación ambiental y contribuirá a la reducción de la huella ecológica.

4.- OBJETIVOS

Dar a conocer los CTADA y reconocer la responsabilidad social de las universidades ante la degradación ambiental y agotamiento de recursos. La tarea de la educación superior no queda solo ahí, sino que también se exige que sean actores fundamentales en el cumplimiento de las disposiciones internacionales, de la capacitación de los miembros de la sociedad y del estrechamiento en las relaciones con otras instituciones.

Dar elementos a la institución para su certificación ambiental en la norma ISO 14001, ya que dentro de los objetivos de ésta se encuentran la disminución de costos a través del uso eficiente de los recursos, uso eficiente de energía, reducir su consumo y pérdida, reducción de gases efecto invernadero, promoción de la cultura de sostenibilidad y promoción de prácticas ambientales, por mencionar las afines la presente investigación, ISOTOOLS (2013).

Proponer a la sociedad a través del ejemplo prácticas concordes al cumplimiento del Convenio de Minamata, respecto a la eliminación de la exposición al mercurio, la concientización de los riesgos que conduce el mal manejo de los residuos que lo contienen, pues es una sustancia tóxica, bioacumulable, persistente y capaz de propagarse rápidamente en la atmósfera.

Disminuir los gastos en energía eléctrica y la emisión de GEI de la Facultad de Derecho de la Universidad Autónoma de Querétaro.

Contribuir a la reducción de la huella ecológica, a través del cambio a tecnología LED en las aulas de la Facultad de Derecho de la Universidad Autónoma de Querétaro.

5.- METODOLOGÍA

La praxis de este proyecto es resultado del estudio exhaustivo de la normatividad mexicana en materia ambiental para poder identificar los instrumentos de control y de gestión que permitan a los particulares ser sujetos activos de la norma. Cabe mencionar que la licenciatura en Derecho de la Facultad homónima de la Universidad Autónoma de Querétaro oferta la materia de Derecho Ambiental, lo que ha permitido un desarrollo más extenso en este y otros tópicos relevantes en la construcción del Estado Constitucional de Derecho que permite comprender los alcances del derecho humano a un ambiente sano y la sistematización de las normas jurídicas locales e internacionales que contribuyen a su protección y garantía.

La intervención de los docentes como profesionales en la materia jurídica es fundamental para identificar a las

personas físicas o colectivas que, estando consientes de la infracción cometida contra la norma ambiental, tengan disposición de impulsar un proyecto que subsane su falta, sin que ello signifique un desincentivo para la eficacia de la misma. Una vez que existe el consentimiento entre el infractor, la institución educativa beneficiada y la autoridad competente para otorgar la conmutación de la sanción, la ejecución se sujeta a detalles técnicos de instalación y al seguimiento legal de las formalidades impuestas por la norma de procedimiento administrativo aplicable.

Dado su funcionamiento que no requiere elevar la temperatura de ninguna sustancia, las lámparas con tecnología LED sugieren un paso importante para reducir la huella de carbono dejada por el uso habitual de la iluminación, además de que su uso permite disminuir la emisión de Gases de Efecto Invernadero que se obtienen de la utilización y manejo de luminarias de mercurio. Serrano A., et al (2015) Por lo que es importante también la sensibilización y capacitación previas del personal de trabajo sobre el manejo de residuos que se obtengan de la sustitución de luminarias.

6.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El incremento de los Costos Totales por Agotamiento y Degradación Ambiental (CTADA) no se ha detenido, en el año 2016 llegó a los 921,814 millones de pesos, de los cuales el 64.5% son consecuencia de la Degradación por emisiones al aire y el 8.5% pertenece al agotamiento de los hidrocarburos, INEGI (2016).

Tabla 1. Costos Totales por Agotamiento y Degradación Ambiental.

La realización de este proyecto permite a la Facultad de Derecho de la Universidad Autónoma de Querétaro disminuir sus gastos en energía eléctrica y la emisión de gases de efecto invernadero, en respuesta al aumento exponencial de los CTADA, y en atención a que son precisamente las emisiones al aire el 64.5% de los mismos.

Tabla 2. Porcentaje de CTADA, 2016.

Costos Totales por agotamiento y degradación a/a, 2016	Porcentaje
Agotamiento	8.5
Hidrocarburos	8.5
Recursos forestales	1.3
Agua subterránea	3.5
Degradación	88.4
Emisiones al aire	64.5
Puentes móviles	12.2
Puentes de área	6.2
Puentes fijos	3.2
Contaminación del agua	4.9
Residuos sólidos	7.1
Degradación del suelo	9.8

Así también, este proyecto representa una oportunidad de ejemplificar acciones para que organismos públicos y

Principales resultados e indicadores derivados
(Millones de pesos y porcentaje)

Año	Producto Interno Bruto (PIB)	Producto Interno Bruto ajustado ambiental (PIBA)	Costos totales por contaminación y degradación ambiental (CTDA)	Gastos en protección ambiental (GPA)	PBA/PIB
2003	7,888,810	6,087,288	883,422	30,000	76.2
2004	8,828,957	5,375,612	883,638	43,607	79.1
2005	9,662,948	7,066,551	915,734	52,879	79.1
2006	11,630,938	8,888,237	987,427	60,388	76.8
2007	11,594,376	9,295,480	988,888	76,000	79.9
2008	12,382,948	9,776,610	748,678	88,850	79.1
2009	12,350,703	9,308,794	799,603	98,031	77.2
2010	13,395,377	10,446,423	954,856	108,000	76.2
2011	14,889,878	11,821,928	837,728	128,881	76.7
2012	15,817,709	12,359,071	913,821	128,929	78.5
2013	16,377,187	12,768,277	946,685	117,320	78.4
2014	17,371,887	13,917,284	838,188	118,880	79.7
2015*	18,626,521	14,655,030	809,017	112,389	79.1
2016	20,090,994	15,756,081	921,834	138,770	78.4

PIB: Producto Interno Bruto

PIBA: Producto Interno Bruto Ecológico

CTDA: Costos totales por contaminación y degradación ambiental

GPA: Gastos en protección ambiental

* Datos preliminares a partir del 2016

privados colaboren para combatir el daño al medio ambiente, representando una oportunidad por trabajar en la eficiencia de los recursos públicos, impulsar los proyectos universitarios y la creatividad de los particulares para proponer ideas de cambio.

La gestión realizada en la Facultad de Derecho de la Universidad Autónoma de Querétaro, permitió impulsar una inversión de \$73,000 (setenta y tres mil pesos MXN) con la cual se satisfizo la sustitución de luminaria en las aulas más utilizadas por los alumnos de la institución, beneficiando a 2220 alumnos de forma directa. El proceso requirió una participación constante desde su planeación hasta la disposición final de los residuos, involucrando a alumnos de la licenciatura en Derecho y a egresados de la Facultad de Ingeniería que fungieron como capacitadores; además se contó con la participación de personal docente, administrativo y de mantenimiento de la Universidad.

Resultados. Antes y después del cambio de las lámparas a base de mercurio de uso habitual a, las de tecnología LED, se realizó un análisis eléctrico de los edificios denominados A y B de la Facultad de Derecho, UAQ, por parte de la Coordinación de Obras y Mantenimiento de la Universidad, del 16 de octubre de 2017 al 17 del mismo mes y año, a fin de determinar el consumo eléctrico promedio por semana. Antes del cambio el consumo eléctrico promedio del edificio A fue de 32 amperes, y del B 35 amperes; después del cambio el consumo fue menor a los 16 amperes y 20 amperes respectivamente.

Se ha tenido tal impacto que pretende replicarse en las instalaciones de todas las Facultades y escuelas adscritas a la Universidad Autónoma de Querétaro.

También, motivado por la capacidad de los universitarios para contribuir al cumplimiento de la normativa ambiental, se consiguió vincular a la máxima casa de estudios queretana con la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales mediante un convenio que les obliga a

materializar esfuerzos por el derecho a un medio ambiente sano y libre de mercurio. A tal efecto, también se celebró un primer encuentro con mineros de la Entidad para conciliar intereses dado que el Convenio de Minamata y proyectos como el que se describe comprometen su principal actividad económica y fuente de ingreso

7.- CONCLUSIONES

El rol de las universidades públicas no debe limitarse a la simple formación de profesionistas, pues representa también un excelente medio para la vinculación de distintos actores de la sociedad, lo que abre las puertas a la realización de proyectos con distintos plazos y ambiciones. La colaboración institucional resulta clave y, como se ha visto, el sistema jurídico puede propiciar el escenario para que ello suceda a través de mecanismos de participación social y alternativas para el pago de sanciones administrativas originadas por infracciones a dichos ordenamientos.

La Universidad Autónoma de Querétaro da ejemplo de cómo enfrentar los retos de la actualidad utilizando herramientas que están a disposición de la población. Se ha conseguido pues, volver más eficiente el consumo de energía eléctrica beneficiando al bolsillo de la universidad pública, al medio ambiente y a la sociedad queretana, pues la cantidad de beneficiados no se limita a quienes lo han gozado de forma directa, sino también a quienes de forma indirecta verán el impacto que estas acciones pueden generar, ya sea replicando el proyecto para otros centros de educación o con acciones distintas como el acercamiento con los mineros del Estado de Querétaro.

8.- REFERENCIAS

- INEGI, Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México (SCEEM), <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/cn/ee/default.aspx> (acceso Octubre 2017).
- ISOTOOLS Excellence, ISO 14001: Universidades respetuosas con el Medio Ambiente, <https://www.isotools.org/2013/12/03/iso-14001-universidades-respetuosas-con-el-medio-ambiente/> (acceso diciembre 2017).
- Colmenares F. (2008). Petróleo y crecimiento económico en México 1938-2006, *Economía UNAM*. 5 (15), pp. 53-65.
- Convenio de Minamata sobre el Mercurio.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.
- Serrano A., Martínez A., Guarddon O., Santolaya J. (2015). Analysis of energy saving in industrial lighting: A case study, *DYNA*, 82 (191), p.

[00342] ESTADO AMBIENTAL DE LAS ÁREAS RECREACIONALES Y SU IMPACTO EN LA CALIDAD DE VIDA URBANA RECREACIONAL DE LA POBLACIÓN ALEDAÑA DE SAN JUAN DE LURIGANCHO, LIMA

Environmental status of recreational areas and their impact on the quality of recreational urban life of the surrounding population in San Juan de Lurigancho, Lima

ELMER BENITES ALFARO¹; GINA URIOL JINÉS²

UNIVERSIDAD CESAR VALLEJO^{1,2}

ebenitesa@ucv.edu.pe¹; ginajines@gmail.com²

RESUMEN

El objetivo fue demostrar la condición ambiental que se encuentran las áreas verdes (parques) de San Juan de Lurigancho y de cómo esto impacta en la calidad de vida urbana recreacional de la población que asiste a estos lugares de esparcimiento vecinal. La metodología aplicada consistió en verificar las condiciones en torno al suelo, especies vegetales de las áreas verdes y el agua que se usa en el mantenimiento y se corroboró con una encuesta a la población usuaria. Se encontró que los parques del distrito entre ellos Chavín de Huantar, Parque Nuevo San Juan, Parque 2 de Canto Rey y Parque Cruz de Motupe presentan una calidad ambiental insuficiente para garantizar un impacto positivo en la calidad de vida urbana recreacional y sano esparcimiento de las personas concurrentes. Se concluyó que existe una relación entre el estado ambiental de las áreas verdes y la calidad de vida urbana recreacional de quienes visitan dichas áreas.

Palabras clave: áreas verdes, calidad de vida recreacional, impacto ambiental.

ABSTRACT

The objective was to demonstrate the environmental condition of the green areas (parks) of San Juan de Lurigancho and how this impacts on the quality of recreational urban life of the population that attends these places of neighborhood recreation. The applied methodology consisted in verifying the conditions around the soil, vegetable species of the green areas and the water used in the maintenance and it was corroborated with a survey to the user population. It was found that the parks of the district among them Chavín de Huantar, Parque Nuevo San Juan, Park 2 of Canto Rey and Parque Cruz de Motupe present an insufficient environmental quality to guarantee a positive impact on the quality of recreational urban life and healthy recreation of the concurrent people. It was concluded that there is a relationship between the environmental status of the green areas and the quality of recreational urban life of those who visit these areas.

Keywords: green areas, quality of recreational life, environmental impact

1. INTRODUCCIÓN

El distrito de San Juan de Lurigancho debido a sus características geográficas, topográficas y principalmente por el crecimiento poblacional y otros factores que aquejan al distrito, al ser muy vulnerable a la contaminación del medio ambiente. Por lo cual es muy importante evaluar y caracterizar las áreas verdes recreacionales que cuenta en la actualidad el distrito de San Juan de Lurigancho, con el único propósito de crear e implementar una serie de

estrategias para mejorar y mitigar posibles efectos de contaminación ambiental, beneficios económicos y ambientales como resaltan en sus trabajos Martínez (2004) así como Alcalá y Sosa (2009) y Rendón (2010),

La presente investigación tiene como finalidad dar conocer el verdadero estado situacional en que se encuentran las áreas verdes recreacionales mediante el estado de los principales parámetros fisicoquímicos (Congreso Internacional de Americanistas, 2010; Pandia, 2015), pues

actualmente las áreas verdes cumplen un papel muy importante para mejorar la calidad Ambiental y la Calidad de Vida Urbana Recreacional, dado que si esta fuese de mala calidad repercutiría en los seres vivos y como consecuencia de ello se presentarían una serie de factores negativos para la población circundante a las áreas verdes recreacionales, debido a que la calidad ambiental repercute en la calidad de vida de los habitantes de una ciudad (Tello, 2012). Finalmente se demuestra cómo se puede contribuir con el medio ambiente y la sociedad para un mejor desarrollo sostenible, teniendo en cuenta la contribución de las áreas recreacionales en la calidad de vida de las personas (Malca, 2012), (Sorensen, Valerie, Kari y Williams, 1998), y (López, 2015). También se debe tener en cuenta el monitoreo atmosférico conforme lo indica Segura (2013).

2. PARTE EXPERIMENTAL

2.1. Metodología

Diseño:

El diseño de esta investigación fue no experimental-descriptiva. La técnica utilizada fue la observación directa de los hechos y como instrumento las fichas técnicas preestablecidas (Ficha de Observación) para la recolección de datos, además a ello se sumó el balotario de encuestas que se aplicó a la población visitante.

También se realizó el monitoreo de suelo y agua de riego, para determinar la calidad ambiental de las áreas recreacionales de San Juan de Lurigancho

Población

La población estaba constituida por 482 parques que actualmente presentan áreas verdes, ubicados dentro de la jurisdicción de dicho distrito, en donde se cumplió el objetivo de determinar las condiciones que se encontraron las áreas verdes recreacionales al momento de la investigación y así verificar cuanto influyen en mejorar la calidad de vida ambiental urbana recreacional de la población del distrito y por ende en la repercusión de la calidad de vida de los habitantes,

Muestra

Se tomó 4 parques ubicados dentro de la jurisdicción del Distrito, fueron seleccionados a conveniencia considerando la cantidad de afluencia de la población que vive aledaña a los parques mencionados. También se consideró sus ubicaciones estratégicas en la jurisdicción que comprende las cuatro áreas más importantes del distrito de San Juan de Lurigancho.

Criterio de Selección

En el estudio se pretendió trabajar únicamente con el suelo y el agua, las muestras se tomaron directamente en el lugar para establecer el estado ambiental que se encontraban las áreas verdes de los mencionados parques en estudio. Además, se consideraron solo los parques de mayor concurrencia poblacional, ubicados en lugares de relieve horizontal con características de sostenibilidad ambiental, equipamiento deportivo, seguridad y fácil accesibilidad para la población circundante del distrito.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aceites y Grasas

En el monitoreo realizado respecto al parámetro aceites y grasas de las muestras extraídas de las cisternas que se abastecen con agua del Pozo Garcés y del Río Rímac se han encontrado niveles que sobrepasan el valor óptimo de la norma nacional peruana para Agua Categoría 3 especificadas en el DS Nro. 015-2015-Minam, así como de las normas internacionales de Ecuador y Chile. El valor más alto se encontró en la Cisterna que se abastece con agua desde el Río Rímac y riega las áreas verdes urbanas de la Zona baja del Distrito de San Juan de Lurigancho con un valor de 125.9 mg/L siendo el rango de valores establecidos 5mg/L (Norma Nacional), 0.3 mg/L (Norma Internacional de Ecuador) y 10 mg/L (Norma internacional de Chile), ver Tabla 1. Las grasas y aceites en las aguas de riego forma una película en la superficie del agua, que al tener contacto con las plantas, interfieren el ingreso de los rayos solares a las plantas impidiendo su desarrollo biológico. Se recomienda implementar un tratamiento previo antes de su uso.

Tabla 1. Aceite y grasas en agua de riego

	Muestra				Norma Nacional	Normas Internacionales	
	Río Rímac	Pozo Garcés			ECA-DS 015 - 2015 - MINAM	LMP Ecuador (Norma de calidad ambiental: Recurso Agua)	Guía CONAMA N.C.A. Aguas Continentales - Chile
					Categoría 3	Clase 3	Clase 3
					D1:Riego de cultivos de Tallo Alto y Bajo	Aguas de uso agrícola o de riego	Agua para riego restringido
Aceites y Grasas en agua	Cisterna - Zona Baja	Cisterna - Zona Alta	Cisterna - Zona Media	Cisterna - Zona Baja	5 mg/l	0.3 mg/l	10 mg/l
	125.9	11.1	0.7	0.7			

Coliformes Totales y Coliformes Termotolerantes

En este parámetro se analizó muestras de agua que se usan en riego de los parques del Distrito de San Juan de Lurigancho y

que son recolectado del Pozo Garcés, del Río Rímac y la otra del agua potable entregada por la empresa de servicios de agua de Lima (SEDAPAL).

Los resultados obtenidos referentes al parámetro Coliformes Termotolerantes son: Muestra de Pozo Garcés (1,500.626 NMP/100ml), Muestra del Río Rímac (3, 077, 056,399 NMP/100ml) y Muestra de agua de SEDAPAL (1.8 NMP/100ml), se observa que las muestras extraídas del Río Rímac y del Pozo Garcés supera los Estándares de Calidad Ambiental para Agua Categoría 3 (Riego de Vegetales de tallo alto y tallo bajo) dispuestos en el DS Nro. 015-2015-Minam, esto debido a la falta de un tratamiento antes de realizar el riego de las áreas verdes Urbana, por el contrario la muestra del agua de SEDAPAL si cumple con el estándar ya que ha recibido un tratamiento adecuado. Así mismo se superan los Estándares de Calidad de las normas Internacionales de Venezuela y Ecuador. Los riegos por contaminación con estos microorganismos pueden traer graves problemas no solamente a salud de las plantas y animales sino también a la del hombre por lo que se recomienda implementar un tratamiento previo a ser usadas para riego.

Tabla 2. Parámetros coliformes totales de las áreas recreacionales

Parámetro	Muestra			Norma Nacional	Normas Internacionales		Unidad
	Río Rimac	Pozo Garcés	Agua Potable - Sedapal	ECAS DS 015-2015 - Minam	Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua de Venezuela - Decreto N° 883	Norma técnica nacional para agua de uso agrícola artículo N° 245, numeral 11 de la constitución	
				Categoría 3	Clase 2	Categoría B	
				D1.Riego de cultivos de Tallo Alto y Bajo	Agua para riego de otro tipo de cultivo arbóreos y de forraje	Agua para riego de otro tipo de cultivo	
FÍSICOS - QUÍMICOS							
Coliformes Totales	3,077,056,399	1500626	2	1000	1000	10000	NMP/100ml
Coliformes Termotolerantes	3,077,056,399	1500626	1.8	1000	1000	2000	NMP/100ml

Salinidad

Según la norma de Calidad Ambiental del recurso suelo y criterios de remediación de Ecuador, un suelo salino es aquel que tiene una conductividad eléctrica mayor a 4 mmhos/cm, haciendo las conversiones necesarias a g/L se obtuvo un valor de 2.56 g/L como estándar de calidad ambiental. Los resultados obtenidos de cada Parque están en un rango de 0.32 g/L a 24.7 g/L. Ver Tabla 3.

SALINIDAD	SUELO				
	INDICADORES	SI	NO	VALOR	VALOR SEGÚN LA NORMA
PARQUE CHAVIN DE HUANTAR	SALINIDAD		2	24.7	2.56 g/L
PARQUE NUEVO SAN JUAN	SALINIDAD	1		0.32	2.56 g/L
PARQUE N° 2 DE CANTO REY	SALINIDAD		2	5.04	2.56 g/L
PARQUE PLAZA DE ARMAS CRUZ DE MOTUPE	SALINIDAD	1		0.24	2.56 g/L

Tabla 3. Salinidad en suelo de las áreas recreacionales

Por tanto, el Parque Chavín de Huantar con un valor máximo de salinidad 24.7 g/L y el Parque Nro. 2 de Canto Rey con un valor de 5.04 g/L no cumplen con los criterios de calidad establecida por la norma de Calidad Ambiental de Ecuador.

Relación de la Calidad de vida urbana con el estado ambiental de las características ecológicas de las áreas recreacionales.

Estadísticamente se demostró con la Prueba de Chi Cuadrado para probar si hay o no independencia entre las variables antes indicadas. Se obtuvo los resultados de la Tabla 4, ejecutando el estadístico con el software SPSS.

Teniendo en cuenta los supuestos y con las hipótesis:

Ho: La Calidad de vida urbana de las personas aledañas a los parques **es independiente** del estado ambiental de las características ecológicas de áreas recreacionales.

H1: Calidad de vida urbana de las personas aledañas a los parques **no es independiente** del estado ambiental de las características ecológicas de áreas recreacionales.

Tabla 4. Parámetros coliformes totales de las áreas recreacionales

	Valor	gl	Sig. asintótica (bilateral)	Sig. exacta (bilateral)	Sig. exacta (unilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	4,845 ^a	1	,028		
Corrección por continuidad ^b	4,109	1	,043		
Razón de verosimilitudes	5,080	1	,024		
Estadístico exacto de Fisher				,036	,020
Asociación lineal por lineal	4,821	1	,028		
N de casos válidos	200				

Usando un nivel de significancia de alfa=0.05 y debido a que el p-valor=0.028 es menor a alfa=0.05, entonces se rechaza la hipótesis nula de Independencia, concluyéndose que La Calidad de Vida Urbana de las personas aledañas a los parques **no es independiente** del Estado Ambiental Características Ecológicas de Áreas recreacionales.

4. CONCLUSIONES

La Calidad de Vida Urbana de las personas aledañas a los parques no es independiente del Estado Ambiental Características Ecológicas de Áreas Recreacionales, conforme al estadístico Chi cuadrado de Perason.

Se encontró que el agua usada en el mantenimiento y riego de los parques del distrito de San Juan Lurigancho no cumplen con los Límites Máximos Permisibles según la norma nacional del Ministerio del Ambiente DS Nro. 015-2015, al igual que el suelo de los parques que superan límites internacionales incluso.

Se llegó a determinar la presencia de Coliformes Totales y Coliformes Termotolerantes en excesivas cantidades superando estándares internacionales sobre estos parámetros, siendo probables factores de enfermedades para los seres humanos y con impacto en la Calidad de Vida Urbana Recreacional de los concurrentes a estos lugares.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Malca, N. (2011) Contribución de las áreas verdes urbanas a la calidad ambiental del distrito de Comas-Lima, al año 2011. Revista del Instituto de investigación (RIEGO), UNMSM, Vol. 15, N° 30. Pág. 117-121. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima. ISSN: 0188-4999.

Tello V. (2012). Diagnóstico de las áreas verdes del perímetro urbano de la ciudad de Loja. Tesis (Título de ingeniería en Gestión Ambiental). Loja, Ecuador, Universidad Técnica Particular de Loja, Escuela de Ciencias Biológicas y Ambientales, 2012. 109 p.

Ministerio del Ambiente (2015). Estándares de Calidad ambiental para Agua DS. Nro. 015-2015-Minam.

Ministerio del Ambiente (2009) Guía de Buenas Prácticas Ambientales con Ecoeficiencia 2009.

Congreso Internacional de Americanistas (2009). (53°, 2009, Ciudad de México) Indicadores de Calidad de Espacios Públicos Urbanos, para la Vida Ciudadana, en ciudades Intermedias. Ciudad de México, 2009. 21p.

Martínez C. (2004) Valoración Económica de áreas Verdes Urbanas de uso Público en la Comuna de la Reina. Tesis (Magíster en Gestión Pública ambiental). Santiago, Chile, Universidad de Chile, Departamento de Postgrado, 2004. 118 p.

Alcalá, J & Sosa, M (2009). Metales Pesados en el suelo urbano como un indicador de la calidad ambiental. Revista del Centro de Investigación de materiales avanzados, Vol. 18, N° 26. Pág. 53-69. . Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Ciudad de Chihuahua, México. ISSN: 0327-9375.

Pandia E. (2015) Modelo Presión, estado, respuesta (P-E-R), para la clasificación de indicadores ambientales y

gestión de la calidad del agua. Tesis (Magister en ciencias ambientales).Lima, Perú, Universidad Nacional Mayor de

San Marcos, Facultad de ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica,. 147p.

Rendón R., (2010). Espacios verdes Públicos y Calidad de Vida. 35-50, Julio.

Segura, S. (2013.). Caracterización de la contaminación Atmosférica en seis parques recreacionales del distrito metropolitano de Quito mediante el uso de Bioindicadores. Tesis (Título de Ingeniería Ambiental). Quito, Ecuador, Universidad Central de Ecuador, Facultad de ingeniería en Geológica, Minas, Petróleos y Ambiental, 93p.

López F. (2008). Arbolado urbano en Mérida, Yucatán y su relación con aspectos socioeconómicos, culturales y de la estructura urbana de la ciudad. Tesis (Maestra en Ciencias en la Especialidad de Ecología Humana). Mérida, México, 2008, 159p.

Sorensen, Mark, Valerie Barzetti, Kari Keipi y John Williams. 1998. Manejo de las áreas verdes urbanas. Documento de las buenas prácticas. Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, D. C. 68 p.

- **Gobierno del Ecuador (2003). Decreto N.º 3.516 - Norma de Calidad Ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados (Anexo II, Libro VI: De la Calidad Ambiental, del Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente). [en línea]:**

<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu112181.pdf>

CONAM (s.f.). Guía para el Establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para Aguas continentales Superficiales y Marina. Chile leído el 07 de diciembre de 2017. [en línea] en:

http://www.uach.cl/externos/epicforce/pdf/legisladelcionchi/le/agua/guia_CONAMA_establ_norm_secund_calidad_am_b_agua.pdf

[00343] IMPLEMENTACIÓN DE BAÑOS ECOLÓGICOS EN COBIJA, BOLIVIA Y SU IMPACTO EN LA COBERTURA DE SANEAMIENTO

MAIRA CECILIA ROSAS RIOS¹; PAMELA PEREDO BARRERO²

Particular^{1,2}

cecilia.rosas.rios@gmail.com¹; pameperedob@gmail.com²

1.- PALABRAS CLAVE

Saneamiento, Cobertura, Baños, Rural.

2.- ABSTRACT

Composting toilets are an alternative that allows sanitation coverage expanding in places where access to drinking water is limited and sewerage is difficult to implement. These scenarios are very common in Latin America, so through this alternative aims to improve living conditions in periurban and rural areas by providing a solution to problems that affect hygiene and public health. One of the objectives is to discontinue the use of septic tanks, absorbent wells, latrines, among others, which besides human health, eventually affect the soil and groundwater. Composting toilets allow to treat the urine and feces in such a way that after the treatment, high quality fertilizer is generated, which translates into an important economic benefit. In addition, developing countries have the common factor that they intend to achieve a 100% sanitation coverage index, but often it is not possible due to topographic or economic conditions, the impossibility of building a treatment plant or limit of capacity thereof, etc. This technology, which in Bolivia originated with small-scale projects, also showed its impact on the coverage index once the intervention zone for this type of project was expanded and generated awareness regarding the correct closure of the sanitation cycle. For this reason, the experience in Cobija, Bolivia demonstrates that this option can lead to great achievements in providing basic services to low-income people by expanding sanitation coverage, an aspect that brings a country closer to achieving the goal established in Objective 6 "Clean Water and Sanitation" of the Sustainable Development Goals.

3.- INTRODUCCIÓN

Los países en vías de desarrollo todavía presentan severas dificultades para poder cumplir una meta establecida hace

muchos años, referente a brindar a cada habitante el derecho de acceder a servicios de saneamiento básico para mejorar su calidad de vida. Son muchos los factores que especialmente en escenarios del contexto periurbano y rural, aún impiden dotar de servicios de alcantarillado sanitario a zonas donde la gente es más propensa a adquirir enfermedades gastrointestinales severas por el mal manejo de las aguas residuales domésticas; por lo que surgieron alternativas no convencionales, tales como los baños ecológicos (también denominados baños secos) para poder cubrir esta necesidad y ampliar la cobertura del servicio de saneamiento.

La implementación de esta tecnología permite, más allá del aspecto de ampliar la cobertura, incluir y trabajar en un enfoque de bastante beneficio mediante el tratamiento que necesariamente debe brindarse a las heces fecales y orina. El tratamiento concluye en la generación de un abono de alta calidad, lo que permite cerrar el ciclo de saneamiento que prácticamente consiste en los siguientes pasos: Alimentación, Excretas, Compostaje, Producción de abono, Cosecha de alimentos.



Figura 1. Cierre del Ciclo de Saneamiento

El enfoque del presente trabajo está dirigido a mostrar los dos beneficios principales de los baños ecológicos: la ampliación de cobertura sanitaria y la mejora en la calidad de vida de los habitantes beneficiados, enfocándonos en la situación actual de proyectos de baños ecológicos implementados en las ciudades de Cobija en Bolivia.

4.- OBJETIVOS

- Demostrar la ampliación de cobertura en saneamiento mediante la implementación de baños ecológicos en zonas donde no sea probable la ejecución de sistemas de alcantarillado sanitario.
- Presentar los baños ecológicos como una opción que permita aportar de manera importante al cumplimiento del Objetivo 6 de Agua y Saneamiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

5.- METODOLOGÍA

Se aplicará metodología descriptiva para explicar las características y el funcionamiento de los baños ecológicos y posteriormente mediante una metodología cuantitativa, ya que, en base a datos de cobertura de saneamiento en la ciudad de Cobija, Bolivia se demostrará la incidencia de los baños ecológicos en la ampliación de la cobertura como tal.

4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los baños ecológicos están basados prácticamente en un sistema de caída y depósito. El principio de un baño ecológico consiste en la separación de excretas y orina, la cual mediante un ducto se dirige a un recipiente de almacenamiento para su posterior tratamiento. Las excretas se depositan en una cámara receptora, la que permite consecutivamente retirar su contenido para que las heces continúen con un tratamiento de compostaje.

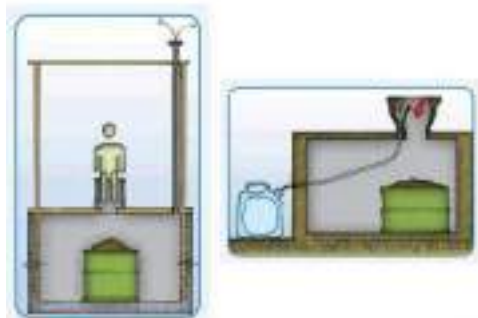


Figura 2. Esquema de funcionamiento de un baño ecológico

Fotografía 1. Baño Ecológico en la ciudad de Cobija, Bolivia



A pesar de que existen varios modelos de baños ecológicos, todos comparten un elemento en común, que consiste en una compuerta trasera que permite acceder al recipiente que recibe las excretas. Como se puede apreciar en la siguiente fotografía, el recipiente receptor de orina se encuentra debajo de la lavandería y al costado del módulo está la compuerta que permite el acceso a las excretas.



Fotografía 2. Exterior de un Baño Ecológico en la ciudad de Cobija, Bolivia

Básicamente, el baño ecológico cuenta de dos componentes: la taza ecológica y un urinario. Este se conecta al recipiente (de capacidad de 20 Litros, mínimamente) y la taza ecológica cuenta con el espacio hueco necesario para la caída de las excretas al recipiente.

Fotografía 3. Interior de un Baño Ecológico en Cobija, Bolivia



El funcionamiento de los baños ecológicos no requiere agua, sin embargo, puede presentarse el caso en el que en el sector de intervención exista abastecimiento mediante red de agua potable, pozos o cisternas, lo que permite mejorar el baño ecológico básico con implementación de lavanderías y/o duchas, tal como se muestra en la Fotografía 4.



Fotografía 4. Interior de un Baño Ecológico en la ciudad de Cobija, Bolivia

Respecto al tratamiento, la orina puede servir de fertilizante siempre y cuando se la almacene entre 1 a 6 meses (dependiendo la temperatura en la que se encuentre la zona de intervención) y posteriormente sea diluida con 3 a 10 litros de agua por 1 litro de orina, para evitar que por el tipo de nutrientes fuertes que contiene quemem las plantas.

Las excretas pueden convertirse en abono de alta calidad con diferentes alternativas de tratamiento de compostaje:

- Convencional.
- Doméstico.
- Lombricompostaje.

Siempre y cuando el usuario cumpla con un importante deber que consiste en el echado de aserrín a la taza ecológica una vez haya hecho uso de la misma.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Adicionalmente puede adicionarse cal o ceniza. Esto permite deshidratar las heces para evitar malos olores y la proliferación de insectos y patógenos.

La venta de fertilizante y abono producido con la orina y excretas provenientes de los baños ecológicos ya ha repercutido económicamente de manera positiva tanto a nivel doméstico de las poblaciones beneficiadas, así como en las fundaciones y universidades dedicadas a la recolección de los residuos cuya labor social beneficia a los usuarios de estos baños ecológicos.

Otro aspecto a mencionar es el bajo costo económico que implica la construcción de cada baño ecológico, mismo que asciende a un monto no mayor a los 1 500\$ (Mil Quinientos Dólares Americanos).

Considerando que la implementación de baños ecológicos se realizó durante las gestiones 2014 y 2015, para apreciar el crecimiento de la cobertura en la ciudad de Cobija se expondrán los datos de población y cobertura de saneamiento durante el año 2015.

De acuerdo a información provista por el Instituto Nacional de Estadística en Bolivia, en el año 2015 la ciudad de Cobija cuenta con 55 290 habitantes y la cobertura de alcantarillado sanitario alcanza un 66.74%. Este valor se traduce en 36 901 habitantes que se benefician de este servicio. Sin embargo, resta un 33.26% (18 389 habitantes) que, al no contar con alcantarillado sanitario utilizan pozos ciegos, tanques sépticos o simplemente no acceden a ningún tipo de servicio.

La implementación de baños ecológicos se realizó en áreas periurbanas de la ciudad puesto que se identificaron barrios marginales y de alto nivel de pobreza que requerían intervención inmediata para mejorar su calidad de vida.

Tabla 1. Barrios intervenidos en la ciudad de Cobija

Barrio	Baños Implementados	Habitantes
27 de junio	108	540
6 de enero	70	350
Santa Clara	40	200
Pantanal	49	245
Senador	40	200
Paraíso	70	350
Evo Morales	97	485
García Linera	45	225
Perla del Acre	81	405
TOTAL	600	3000

Después de haber sido implementados los baños ecológicos, se pudo apreciar lo siguiente:

Tabla 2. Cantidad de beneficiarios con tecnologías de saneamiento en Cobija, Bolivia

Tecnología de saneamiento	Habitantes	Porcentaje	Cobertura de saneamiento
Alcantarillado Sanitario	36 901	66.74%	72.17%
Baños Ecológicos	3000	5.43%	
Otros (Letrinas, Tanques Sépticos, Defecación al aire libre, etc.)	15 389	27.83%	0.00%
TOTAL	55 290	100%	72.17%

A pesar que los estudios iniciales de estadística en Bolivia se limitaron solamente a la cobertura de alcantarillado sanitario, a efecto de incorporar las tecnologías alternativas para saneamiento es que a la fecha ya se maneja el término de Cobertura de Saneamiento. Y tal como se puede apreciar en las tablas anteriores, el impacto generado por los baños ecológicos es de gran importancia a nivel de cobertura, puesto que, con la implementación de 600 módulos de los baños ecológicos, llegó a rebajarse en un 5.43% la cantidad de población que no era beneficiaria de ningún sistema de saneamiento.

La cobertura final con un solo proyecto hizo que el índice ascienda hasta un 72.17%, lo que demuestra ser una experiencia exitosa a nivel local y nacional.

Es importante mencionar que el departamento de Pando (donde se encuentra su ciudad capital Cobija) tiene la Tasa Anual de Crecimiento Poblacional más alta de Bolivia con un 6.6%, lo que indica que la intervención en saneamiento debe ser continua para mantener los índices alcanzados.

La ciudad de Cobija planea hasta la Gestión 2019 (con proyectos de gran alcance y alta inversión de financiadores locales y externos), alcanzar un índice mayor al 85% de cobertura de alcantarillado sanitario ya que se está construyendo la primera planta de tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, quedará un porcentaje remanente pendiente de intervención, especialmente en zonas altas y de viviendas de baja condición económica por lo que la construcción de más baños ecológicos sería la opción ideal de brindar servicio a la totalidad de la población.

5.- CONCLUSIONES

La ampliación de la cobertura de saneamiento mediante la implementación de baños ecológicos logra demostrar que no necesariamente se requiere de alcantarillado sanitario para brindar un servicio de calidad a poblaciones, barrios, sectores de bajos recursos, quienes son los que sufren consecuencias en la salud al efectuar un incorrecto manejo de los servicios.

Este tipo de tecnologías no requiere de agua para su correcto funcionamiento, empero la existencia de la misma permitirá optimizar el diseño del módulo del baño ecológico como tal. La funcionalidad de esta alternativa se basa en la correcta disposición separada de orina y excretas para su posterior tratamiento, siempre y cuando el usuario efectúe la operación y mantenimiento de manera correcta.

Considerar tecnologías alternativas de saneamiento es absolutamente necesario para alcanzar la meta planteada en el Objetivo 6 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible planteados por las Naciones Unidas, cuyo desafío respecto al saneamiento es terminar con la defecación al aire libre y alcanzar un acceso universal a servicios básicos de saneamiento.

6.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Smart Development Works (2018). Tecnologías en Saneamiento Sostenible Descentralizado, Baños Secos Ecológicos.
- Winblad U. (1998). Saneamiento Ecológico. 1ra Ed. Agencia Sueca de Cooperación Internacional para el Desarrollo, Estocolmo, Suecia.
- AGUTUYA, SNV, Valenzuela L., Musch M. (2008). Manual el Usuario – Baños Ecológicos Secos. 1ra Ed. Aguatuya y SNV.

[00378] PEGADA HÍDRICA VERDE NA ATIVIDADE SUINÍCOLA NA REGIÃO DO COREDE SERRA – BRASIL

VANIA ELISABETE SCHNEIDER¹; SOFIA HELENA ZANELLA CARRA²

Fundação Universidade De Caxias Do Sul^{1,2}

veschnei@ucs.br¹; shzcarra@ucs.br²

ABSTRACT

Swine activity, as well as other livestock activities, is directly dependent on natural resources and, therefore, the lack of knowledge about the impact on water resources in livestock activity can jeopardize the growth of the sector. In this context, the water footprint emerges as a comprehensive indicator of water use that allows us to evaluate the consumption directly or indirectly used to produce a given product along the entire production chain. This paper presents an assessment of the green water footprint for pigs slaughtered in 2014 in the Corede Serra region, in the State of Rio Grande do Sul, Brazil. The results demonstrate that the water demand for the production of corn and soybean, destined to feed the pigs, is quite significant. In order to reduce the green water footprint, it is necessary to increase the productivity of corn and soybeans through investments in technologies and zoning, associated to programs and public policies aimed at increasing crop productivity per hectare.

KEYWORDS: green water footprint,
swine activity, water demand.

INTRODUÇÃO

De acordo com a Associação Brasileira de Proteína Animal – ABPA (2016), no ano de 2015 a produção de carne suína atingiu a marca de 3.643 mil toneladas, mostrando aumento aproximado de 5% em relação a 2014. A Região Sul do Brasil foi responsável por 69,56% de toda produção de 2015, destacando-se o estado de Santa Catarina com 27,4%, seguido pelo

estado do Paraná com 21,47%. O Rio Grande do Sul figura como terceiro maior produtor somando 20,69% dos abates.

Características como clima tropical, elevada produção de grãos, disponibilidade de terras agricultáveis e recursos hídricos em quantidade, tornam o Brasil um dos únicos países do mundo com capacidade de expansão das atividades agropecuárias. Neste contexto, tendo em vista o crescimento da produção animal, observa-se que a preservação e conservação dos recursos naturais não acompanhou o ritmo desse crescimento, tornando a sustentabilidade da atividade um desafio.

As atividades pecuárias são diretamente dependentes de recursos naturais, onde evidencia-se o elevado consumo de água para o crescimento das *commodities* destinadas à alimentação dos animais, dessedentação, higienização das áreas de criação, abate e processamento dos produtos. A falta de conhecimento das necessidades hídricas para a realização dessas atividades pode comprometer a sua continuidade a médio e longo prazo, impactando de forma significativa na disponibilidade de alimento e na economia das regiões dependentes destas atividades.

A avaliação da demanda hídrica é uma forma de geração deste tipo de informação que auxilia na tomada de decisão por produtos de menor impacto no uso da água e da terra (JESWANI et al. 2011). De acordo com Hoekstra et al. (2011), a avaliação da pegada hídrica é uma ferramenta analítica que pode auxiliar na compreensão sobre como atividades e produtos

interagem com a escassez e a poluição da água e seus impactos relacionados, e o que pode ser feito para assegurar que as atividades e produtos contribuam para o uso sustentável dos recursos hídricos.

Neste contexto, de acordo com Hoekstra et al. (2011), a avaliação da pegada hídrica é uma ferramenta analítica que pode auxiliar na compreensão sobre como atividades e produtos interagem com a escassez e a poluição da água e seus impactos relacionados, e o que pode ser feito para assegurar que as atividades e produtos contribuam para o uso sustentável dos recursos hídricos.

Segundo Palhares (2012), o conceito da pegada hídrica proporciona aos consumidores o conhecimento de como as produções pecuárias se relacionam com a água e como os atores das cadeias produtivas podem promover a gestão e conservação do recurso natural. Hoekstra et al. (2011) classifica a água em três tipos para padronizar a metodologia de cálculo:

- Água Verde: água precipitada sobre a terra que não escoou ou recarrega os aquíferos, mas é armazenada no solo ou temporariamente sobre o solo ou a vegetação

- Água Azul: água superficial e subterrânea, isto é, a água em lagos, rios e aquíferos

- Água Cinza: volume de água necessário para diluir os poluentes de modo que a qualidade da água em seu estado natural seja mantida acima dos padrões mínimos de qualidade da água aceitáveis.

Neste contexto o presente trabalho apresenta a pegada hídrica verde para os suínos abatidos no ano de 2014 na região do Corede Serra, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

METODOLOGIA

A região do Conselho de Desenvolvimento da Serra (Corede Serra), localizada na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul – Brasil, é composta por trinta e um municípios, onde observa-se a presença de propriedades rurais de pequeno porte, com predomínio da atividade agropecuária.

Com uma população de 890.303 habitantes e abrangendo uma área de 6.947,5 km² (FEE, 2013), a quase totalidade do território do Corede Serra insere-se na Bacia Hidrográfica Taquari-Antas. A Figura 1 apresenta a distribuição dos municípios que compõem o Corede Serra e a localização da região em relação ao estado do Rio Grande do Sul e a Tabela 1 apresenta o rebanho suíno abatido no



Figura 1. Corede Serra/RS

Fonte: ISAM (2015) - elaborado por Geise Macedo dos Santos

Tabela 1. Total de suínos abatidos no ano de 2014 nos municípios do Corede Serra.

Municípios	suínos batidos (2014)
Antonio Prado	27.253
Bento Gonçalves	83
Boa Vista do Sul	228
Carlos Barbosa	34.351
Caxias do Sul	23.587
Coronel Pilar	8.150
Cotipora	19.745
Fagundes Varela	9.451
Farroupilha	4.212
Flores da Cunha	3.598
Garibaldi	304
Guabiju	13.249
Guaporé	26.242
Montauri	6.472
Monte Belo do Sul	0
Nova Araçá	37.073
Nova Bassano	55.064
Nova Pádua	787
Nova Prata	73.100
Nova Roma do Sul	25.858
Paráí	78.111
Protásio Alves	38.657
Santa Tereza	1.361
São Jorge	30.479
São Marcos	37
São Valentim do Sul	10.912
Serafina Correa	56.896
União da Serra	47.785
Veranópolis	25.272
Vila Flores	45.508
Vista Alegre do Prata	36.033
Total	739.858

Fonte: SEAPA (2014)

A dieta dos suínos em fase de crescimento e terminação, citada por Palhares (2011), foi utilizada como referência para o cálculo da quantidade de milho e soja consumidos pelos suínos.

Para o ciclo da cultura de milho, considerou-se uma evapotranspiração de 450 mm (0,45 m³m⁻²), o que resulta na necessidade de 4.500 m³ha⁻¹ (Palhares, 2011) e para o ciclo da cultura de soja,

considerou-se uma evapotranspiração de 600 mm (0,60 m³m⁻²), o que resulta na necessidade de 6.000 m³ha⁻¹ (COUTO; SANS, 2002). Os hectares colhidos de milho e soja em cada município bem como a quantidade produzida destes no ano de 2014, conforme informações disponibilizadas pela EMATER (2015), são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Quantidade de milho e soja produzidos nos municípios do Corede Serra

Fonte: Elaborado pelos autores com base nas informações da EMATER (2015).

De acordo com Palhares (2011), os três principais produtos do denominado complexo soja são: grão, farelo e óleo. Desses, o farelo é a forma que os suínos consomem a soja. Portanto, nem toda a água consumida para a produção dos produtos do complexo pode ser contabilizada no cálculo da pegada hídrica. Utilizando-se os índices constantes nos Fatores de Conversão das Commodities Agropecuárias da FAO (FAO, 2006), considera-se que no caso brasileiro, de cada grão produzido, 77% são farelo e 23% são óleo. A partir das informações apresentadas na Tabela 3 foi calculado o consumo de água (m³ t⁻¹) para as culturas de milho e soja a partir da Equação 1:

$$PH \text{ verde} = ((Acolhida * Et) / Qprod) * (AB * AL)$$

Equação (1)

Onde:

- PH verde = pegada hídrica verde do milho do processo 1 (m³ ano⁻¹)
- Acolhida = área de milho colhida (ha)
- Et = evapotranspiração da cultura de milho (mm ha⁻¹)
- Qprod = quantidade de milho produzida (t)
- AB = animais abatidos no ano de 2014 nos municípios do Corede Serra.
- AL = quantidade de alimento consumido por animal (informações apresentadas na Tabela 2)

A pegada hídrica verde total foi obtida através da Equação 2, onde são somados os resultados das pegadas hídricas para o cultivo de milho e farelo de soja.

$$\text{PH verde total} = \text{PH verde/milho} + \text{PH verde/farelo de soja}$$

Equação (2)

Onde:

- PH verde total = pegada hídrica total para o processo 1 (m³ ano⁻¹)
- PH verde/milho = pegada hídrica verde do milho do processo 1 (m³ ano⁻¹)
- PH verde/farelo de soja = pegada hídrica verde do farelo de soja do processo 1 (m³ ano⁻¹)

Neste estudo considerou-se que todo o milho e o farelo de soja destinados a alimentação dos suínos sejam provenientes das áreas cultivadas nos municípios do Corede Serra, não havendo a necessidade de importação de alimento de outros municípios.

RESULTADOS

A Tabela 3 apresenta a pegada hídrica verde para os suínos abatidos no ano de 2014 na região do Corede Serra, a partir da aplicação da Equação 1 para o consumo de água

Município	Hectares colhidos de milho	Quant. Prod. de milho (t)	Hectares colhidos de soja	Quant.e Prod.de soja - somente farelo - (t)
Antonio Prado	2050	12300	-	-
Bento Gonçalves	900	3174	-	-
Boa Vista do Sul	600	3283	-	-
Carlos Barbosa	600	3600	-	-
Caxias do Sul	4500	29952	-	-
Coronel Pilar	450	2475	-	-
Cotipora	1150	8510	75	176,31
Fagundes Varela	2000	12018	400	983,14
Farroupilha	630	3780	-	-
Flores da Cunha	700	3500	-	-
Garibaldi	340	1781,6	-	-
Guabiju	1100	9061,8	5700	16647,48
Guaporé	3000	21900	3000	8639,40
Montauri	1700	11900	2550	3388,00
Monte Belo do Sul	280	868	-	-
Nova Araçá	1450	10875	500	1559,64
Nova Bassano	5000	36000	2500	6930,00
Nova Pádua	260	1066	-	-
Nova Prata	1700	12073	2000	4650,80
Nova Roma do Sul	1000	6000	-	-
Paráí	2200	17270	1000	2925,23
Protásio Alves	450	3508	1000	2481,71
Santa Tereza	550	2600	-	-
São Jorge	1800	14976	2500	6352,50
São Marcos	950	5119	-	-
São Valentim do Sul	250	1625	600	1422,96
Serafina Correa	1800	12202	2700	7885,65
União da Serra	2100	15332	2300	6210,90
Veranópolis	900	5940	150	367,29
Vila Flores	900	5850	300	677,99
Vista Alegre do Prata	2000	13812	450	1212,06
Total	43.310	292.352	27.725	72.511,03

através do milho e do farelo de soja e da Equação 2, onde obteve-se a pegada hídrica verde total.

Tabela 3. Pegada hídrica verde para os suínos abatidos no ano de 2014 no Corede Serra

Município	Consumo de água pela cultura de milho (km ³)	Consumo de água pelo farelo de soja (km ³)	Consumo de água total (km ³)
Antonio Prado	0,00399	-	0,00399
Bento Gonçalves	0,00002	-	0,00002
Boa Vista do Sul	0,00004	-	0,00004
Carlos Barbosa	0,00502	-	0,00502
Caxias do Sul	0,00311	-	0,00311
Coronel Pilar	0,00130	-	0,00130
Cotipora	0,00234	0,00363	0,00597
Fagundes Varela	0,00138	0,00166	0,00304
Farroupilha	0,00062	-	0,00062
Flores da Cunha	0,00063	-	0,00063
Garibaldi	0,00005	-	0,00005
Guabiju	0,00141	0,00196	0,00337
Guaporé	0,00315	0,00394	0,00709
Montauri	0,00081	0,00210	0,00292
Monte Belo do Sul	0,00000	-	0,00000
Nova Araçá	0,00434	0,00513	0,00947
Nova Bassano	0,00671	0,00858	0,01529
Nova Pádua	0,00017	-	0,00017
Nova Prata	0,00903	0,01358	0,02261
Nova Roma do Sul	0,00378	-	0,00378
Paraí	0,00873	0,01154	0,02027
Protásio Alves	0,00435	0,00673	0,01108
Santa Tereza	0,00025	-	0,00025
São Jorge	0,00321	0,00518	0,00840
São Marcos	0,00001	-	0,00001
São Valentim do Sul	0,00147	0,00199	0,00346
Serafina Correa	0,00736	0,00842	0,01578
União da Serra	0,00574	0,00764	0,01339
Veranópolis	0,00336	0,00446	0,00782
Vila Flores	0,00614	0,00870	0,01484
Vista Alegre do Prata	0,00458	0,00578	0,01036
Total	0,09312	0,10102	0,19414

Conforme observado na Tabela 3, a pegada hídrica verde para o cultivo de soja corresponde a 52,03% da pegada hídrica verde total, onde o mesmo resultado para o cultivo de milho corresponde a 47,97%. A pegada hídrica verde total no Corede Serra apresentou um valor de 0,19414 km³.

SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

Tel: (55)(11) 3812-4080 – Fax: (55)(11) 3814-2441 – email: aidis@aidisnet.org – Web Site: <http://www.aidisnet.org>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados demonstram que a demanda de água para a produção de milho e soja, destinados a alimentação dos suínos, é bastante significativa. Todavia, o cálculo das águas “azul e cinza” faz-se necessário para avaliar a representatividade da demanda hídrica observada através do cálculo da pegada hídrica verde.

Com vistas a reduzir a pegada hídrica verde, faz-se necessário aumentar a produtividade de milho e soja por hectare, visto que baixas produtividades elevam o seu valor, em virtude da menor eficiência hídrica. Portanto, investir em tecnologias e zoneamento, associado a programas e políticas públicas com vistas ao aumento da produtividade das culturas, são ações que promoverão a redução da pegada além de aumentarem a rentabilidade dos produtores e promoverem a conservação dos recursos hídricos da região. Todavia, o aumento da produtividade deve ser promovido de forma a não causar impactos ambientais em virtude do uso excessivo de fertilizantes e outros produtos afins.

Conforme exposto por Palhares (2011), o cálculo da pegada hídrica, ecológica ou de carbono expressa tendências e não valores exatos. Isso se deve à dificuldade de se obter informações confiáveis para realização dos cálculos; variação dos sistemas produtivos e entre os próprios sistemas, condições ambientais e padrões tecnológicos e ausência de banco consistente de dados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABPA. Relatório anual 2016. Associação Brasileira de Proteína Animal. São Paulo. 2016

COUTO, L.; SANS, L. M. A. Requerimento de água das culturas. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2002. (Circular Técnico, 20).

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Livestock Report – 2006.



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

FEE. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ESTATÍSTICA.
Informação Corede Serra, 2013. Acesso em: 20 abr. 2015.

Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M. and Mekonnen, M.M. (2011). The water footprint assessment manual: Setting the global standard, Earthscan, London, UK.

JESWANI et al. Water footprint: methodologies and a case study for assessing the impacts of water use. 2011.

PALHARES, J. C. P. Pegada Hídrica e a Produção de Aves de Corte. Avicultura. 2012. Acesso em: 15 jun. 2017.

ISAM. INSTITUTO DE SANEAMENTO AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL. Mapas. Caxias do Sul, 2017.

PALHARES, J. C. P. Pegada Hídrica de Suínos Abatidos nos Estados da Região CentroSul do Brasil. Revista Acta Scientiarum Animal Sciences, Maringá, v. 33, n. 3, p. 309-314, 2011.

SEAPA. SECRETARIA ESTADUAL DE AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO DO RIO GRANDE DO SUL. Informações sobre o rebanho suíno no COREDE-Serra. 2012.

[00384] ANÁLISIS DE LA RENTABILIDAD DE LA INVERSIÓN EN PROTECCIÓN DE CUENCAS. EL CASO DE QUITO

PABLO LLORET¹; RAFAEL OSORIO SÁNCHEZ²; RAÚL RUIZ VILLAYERDE³;
LUIS FERNANDO GALLEGOS⁴; BERT DE BIÈVRE⁵; TERESA MUÑOZ⁶

Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento, EPMAPS^{1,2,3,4,6}; FONAG⁵

pablo.lloret@aguaquito.gob.ec¹; rafael.osorio@aguaquito.gob.ec²; raul.ruiz@aguaquito.gob.ec³;
luis.gallegos@aguaquito.gob.ec⁴; bert.debievre@fonag.org.ec⁵; teresa.munioz@aguaquito.gob.ec⁶

Palabras Clave:

- Mecanismo financiero
- Protección de Cuencas
- EPMAPS, FONAG, Quito

Abstract

The study starts from the need of EPMAPS-Agua de Quito, to answer framed questions as: What is the financial return of the investment made in the protection of watersheds that supply drinking water systems?; How to ensure the sustainability of the financial mechanism for conservation called "FONAG"? Therefore, the case study developed a proposal for hydrological-financial interaction analysis.

The research was carried out in two watersheds that supply the Mica-Quito South System. It showed the benefits in terms of water yield due to the effects of watershed conservation under two principles: (1) the avoided loss of water yield due to the conservation of the ecosystem. (2) the increase in water yield due to the restoration of degraded ecosystems. The result is a water yield of 198 l/s in the year 2017 with a steady increase until the year 2040 where it reaches 523 l/s; it is kept constant for future years.

These hydrological benefits were correlated with financial benefits for EPMAPS-Agua de Quito in the period 2000 to the year 2080. A financial return expressed in an internal rate of return (IRR) of 7.14% was determined, as well as the net present value (NPV) of 12.2 million dollars. The investment capital determined to ensure FONAG's profitability was around 2 million dollars a year on the long term.

Introducción

A nivel mundial, la tendencia de crecimiento de las ciudades, en especial las ubicadas en Latinoamérica, evidencian la necesidad de atención para abastecimiento de

servicios básicos, en especial el agua (Palmer, 2014). En cuanto al uso de agua potable en la ciudad de Quito, según datos del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC), el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) en el año 2017, presenta una población de 2.6 millones de habitantes, en el año 2020 se proyecta una población de 2.7 millones (INEC, 2016) y según la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS), de acuerdo a su plan maestro, se proyecta para los años 2030 y 2040 una población de 3.6 y 4.2 millones de habitantes respectivamente (EPMAPS, 2012). Esta población realiza actividades que dependen de la disponibilidad del recurso hídrico.

Por esta razón, desde el Municipio de Quito, se ha promovido la ejecución de estrategias de conservación del recurso hídrico, expresadas en Ordenanza Municipal, donde en el año 2000 se crea el Fideicomiso Mercantil "Fondo Para la Protección del agua FONAG", cuya misión es proteger y conservar las fuentes de agua que abastecen a la población que habita en la capital, este fondo se alimenta de los aportes de socios públicos y privados, donde la EPMAPS – Agua de Quito, es el principal beneficiario y aporta con el 2% de la recaudación por concepto del servicio de agua potable. Así, el FONAG se convirtió en el primer fondo de agua a nivel mundial. La creación del FONAG apuntala la sustentabilidad del agua y la gestión integrada del recurso hídrico, debido a que enfoca su accionar hacia el aseguramiento de la disponibilidad del recurso hídrico (calidad, cantidad y acceso), por lo tanto, la disponibilidad del recurso hídrico se relaciona tanto con los aspectos biofísicos naturales como con las actividades humanas (Lloret, 2009) tomando como eje transversal la economía.

En ese contexto, el estudio presenta un análisis de rentabilidad financiera y económica de la inversión en la protección de cuencas, que durante 17 años viene realizando EPMAPS, basado en un análisis hidrológico simple para lograr asegurar la disponibilidad de agua de sus fuentes de abastecimiento, e incluso; establecer una propuesta de sostenibilidad del recurso hídrico con una

visión holística, que permita planificar y proyectar la toma de decisiones.

Como se mencionó anteriormente, el FONAG cumple con su misión, fundamentado en los aportes económicos de sus socios, en especial de la ciudadanía a través de la tarifa del servicio de agua potable que ofrece la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS-Agua de Quito). Este Fondo invierte sus rendimientos financieros, en la protección y conservación de alrededor de 130 microcuencas hidrográficas, que abastecen de agua para su potabilización y posterior servicio a aproximadamente 2,6 millones de habitantes del Distrito Metropolitano de Quito.

El estudio pretende aportar a la discusión en cuanto a la generación de rentabilidad financiera y económica para una operadora de agua que invierte en asegurar la disponibilidad de agua, desde una perspectiva que combina, análisis hidrológicos con análisis financieros. En el presente caso, se determinaron los beneficios ecosistémicos en cuanto al rendimiento hídrico, sustentado en la ejecución de actividades desde dos perspectivas, la primera, aumento de rendimiento hídrico producto de la restauración de ecosistemas de páramo fuertemente degradados, basado en un modelamiento hidrológico desarrollado por FONAG para dos cuencas que abastecen al sistema Mica Quito Sur y la segunda; mantener el rendimiento hídrico producto de la conservación de ecosistemas de páramo, evitando pérdidas de rendimiento hídrico por la no-acción que mantendría tendencias de deterioro actuales.

Cabe mencionar que los análisis y modelos hidrológicos para la ciudad de Quito, requieren la comprensión de los factores que controlan el equilibrio hídrico en los ecosistemas de páramo a gran altitud, esto incluye tanto factores naturales como antrópicos (Célleri et al., 2010; Buytaert y Beven, 2011).

Objetivos

- Analizar la disponibilidad de agua al largo plazo, para consumo humano de los habitantes de Quito, tomando como caso de análisis el mecanismo financiero para conservación “Fondo para la protección del agua FONAG”.
- Evaluar la rentabilidad financiera de las aportaciones de la EPMAPS – Agua de Quito para protección de cuencas, mediante un análisis donde se interrelacionan un aspecto hidrológico enfocado en el servicio ecosistémico de rendimiento hídrico con información y análisis financiero.

Metodología

La metodología para el desarrollo del estudio se basó en la determinación de rendimiento hídrico, entendido en el presente estudio como el caudal superficial con un SEDE PERMANENTE “ABEL WOLMAN” – Av. Angélica 2355 cj 132, 01227-200 São Paulo, SP, BRASIL

porcentaje de ocurrencia usualmente usado en abastecimiento de agua en las cuencas que abastecen a Quito, sustentado en la conservación y restauración del ecosistema páramo para su posterior valoración basado en los gastos promedios Empresariales e incluidos en los flujos financieros donde se toma en cuenta los ingresos y egresos para conservación de esas cuencas.

En ese contexto, bajo administración directa con el apoyo de especialistas y estudios previos, EPMAPS realizó diversos análisis tanto en el ámbito hidrológico, como en el ámbito financiero. Además FONAG realizó un estudio de valoración de las necesidades de conservación y protección de las fuentes de agua y se generó el análisis de los beneficios en términos de rendimiento hídrico determinados por modelaciones hidrológicas.

En cuanto al análisis hidrológico, en particular el rendimiento hídrico, desde la perspectiva de incremento producto de la conservación y restauración del ecosistema páramo altamente degradado, se determinó que las cuencas de aporte al Sistema de agua potable Mica - Quito Sur, específicamente las cuencas Jatunhuayco y Antisana representan ecosistemas degradados que en los últimos años se encuentran bajo un proceso de restauración y conservación estricta, por lo tanto, el FONAG realizó una modelación hidrológica utilizando el modelo hidrológico previamente desarrollado en FONAG para la Hoya de Quito (De Bièvre et al., 2008; Muñoz & Torres, 2013). Dicho modelo hidrológico es un modelo de simulación, conceptual, distribuido y determinístico. Al caudal producto de este análisis se restó el 10% de caudal para asegurar un caudal ecológico para el ecosistema; finalmente a ese caudal natural disponible con un páramo conservado, se correlacionó con el caudal histórico medio mensual de operación de las captaciones Jatunhuayco y Antisana con un páramo degradado (período 2001 al 2017), finalmente, mediante la diferencia del caudal natural con el caudal de operación, se determinó un caudal medio anual que se puede aprovechar en la actualidad.

En cuanto al análisis desde la perspectiva de reducción de pérdidas por degradación del ecosistema páramo, se tomó como referencia el estudio “Climate Change Adaptation Case Studies. Climate Change Impacts on Glacier Retreat and Mountain Hydrology and its Implications for Quito Water Supply”, este estudio identificó que el suministro de agua para el DMQ es vulnerable a los impactos del cambio climático teniendo en cuenta que: el suministro de agua de Quito presenta una alta demanda en comparación a la capacidad actual; así, la demanda de agua está previsto que aumente en un 50% al año 2040 y ciertos sistemas de abastecimiento están siendo amenazados por la actividad sísmica, volcánica y debido a las predicciones de clima más cálido en las cuencas aportantes. En cuanto al aumento de temperatura, la predicción utilizada en este estudio fue

de alrededor de 1 °C más alta de temperatura durante el futuro próximo (2015-2040) en comparación con el último período de 20 años. En promedio la precipitación pronosticada disminuirá en un 3-4% en las zonas de alta montaña. La combinación de estos impactos produce un resultado en cuanto a una pérdida potencial promedio estimada en la disponibilidad de agua del 12% para todos sistemas de abastecimiento de EPMAPS (mejor estimación del clima) de los cuales 1% se origina por el retroceso de los glaciares, 5% por degradación de páramo y 6% a partir de los cambios en las precipitaciones y la evaporación. El resultado más pesimista, de acuerdo a estimaciones climáticas, muestra reducciones en la disponibilidad actual del 34%. Finalmente el estudio presentó un resultado de reducción de caudales disponibles en cada uno de los sistemas de almacenamiento tanto para el escenario optimista como para el escenario pesimista, estos resultados se presentan en la figura 1.

Figura 1. Pronóstico de pérdida de caudales al año 2040 para los sistemas de agua potable de Quito (BID, 2012)

Sistema	Presente	Escenario Optimista					Escenario Pesimista				
		Q(95%)	Q(95%)	Q(95%)	Q(95%)	Q(95%)	Q(95%)	Q(95%)	Q(95%)	Q(95%)	Q(95%)
		l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s
Sistemas existentes											
El Pita	1,199	17	15	12	125	12	184	184	305		
Mica-Quito Sur	1,350	17	15	12	125	12	184	184	305		
Fuentes occidentales	699	17	15	12	125	12	184	184	305		
Papallacta	3,797	17	15	12	125	12	184	184	305		
Sistemas parroquias	622	17	15	12	125	12	184	184	305		
Proyecto Chalpi	985	17	15	12	125	12	184	184	305		
TOTAL	8,652	100	85	68	1,250	100	1,368	1,368	2,420		

Al considerar que: el evitar pérdidas de caudal depende de la aplicación de acciones efectivas de conservación del ecosistema páramo y el conocimiento del estado de degradación y potenciales riesgos de ese ecosistema, se convocó a un panel de expertos, para determinar hasta que punto, la pérdida de rendimiento hídrico para EPMAPS, debido a degradación o desaparición de páramo, en cada uno de los sistemas de abastecimiento de agua, con sus respectivas dinámicas, tanto naturales como antrópicas, podría ser evitada con los esfuerzos de conservación realizados en los por FONAG.

En ese contexto, se determinó para cada sistema el escenario de pérdida de caudal para el año 2040, tomando en cuenta la presencia o no del FONAG (SF = sin FONAG; CF=con FONAG). El resultado de este trabajo se puede visualizar en la tabla 1.

Tabla 1. Pérdida de caudal estimada para cada escenario planteado de acuerdo a la conservación del ecosistema páramo realizado por FONAG

Sistema	Q(95%) l/s	Escenario		
		Sin pérdida	Pérdida optimista	Pérdida pesimista
Pita	1199	CF	SF	
Mica-Quito Sur	1350	CF	SF	
Fuentes occidentales	699		CF	SF
Papallacta	3797	CF	SF	
Sistemas parroquias	622		CF	SF
Proyecto Chalpi	985	CF	SF	
TOTAL	8652			

Luego, se integró estas dos perspectivas (aumento de rendimiento hídrico por restauración de ecosistema páramo degradado y mantención de rendimiento hídrico debido a evitar pérdidas), mediante una curva proyectada al año 2060 de tendencia de rendimiento hídrico para las fuentes de agua de Quito.

En el aspecto financiero se determinaron los flujos financieros anuales donde se consideraron los ingresos producidos por el rendimiento hídrico, generados por la conservación y los egresos vinculados con los aportes para conservación que debe desarrollar la EPMAPS hasta un umbral donde se consigue la sostenibilidad del FONAG. Finalmente se estableció el valor presente neto y la tasa interna de retorno de los flujos planteados al año 2060.

Resultados y Discusión

Los caudales naturales producto de la modelación hidrológica para determinación del caudal disponible (Q80%), tomando en cuenta un caudal ecológico del 10% (Qeco), el caudal de operación promedio mensual de los años 2001 al año 2017, y el promedio mensual multianual del caudal de operación y del caudal (Q80%) producto de la modelación, se presentan en la tabla 2.

El aporte de las acciones de conservación sobre el rendimiento hídrico se determinó en función de la diferencia entre el caudal mensual natural disponible (caudal expresado en la tercera columna de la tabla 2) y el caudal promedio mensual multianual de operación (Qop) para cada una de las cuencas analizadas. Al final el rendimiento hídrico que se pudo operar en las dos captaciones que al año 2017 fue de 198 l/s, como se observa en la tabla 2. Esto en términos sociales permite que alrededor de 85.500 habitantes de Quito accedan al servicio de agua potable gracias a las actividades de conservación desarrolladas.

Tabla 2. Potencial de mejora de caudales en cuencas altamente degradadas?

	Cuenca Antisana			Cuenca Jatunhuaico		
	Mod Q(80%)	Q(80% - Q eco)	Q op (2001-2017)	Mod Q(80%)	Q(80% - Q eco)	Q op (2001-2017)
MES	Caudal l/s	l/s	l/s	Caudal l/s	l/s	l/s
Ene	359	323	358	276	248	189
Feb	378	341	307	309	278	174
Mar	337	303	334	289	260	177
Abri	391	352	349	322	290	143
May	431	388	303	319	287	146
Jun	656	591	312	453	407	158
Jul	655	590	357	395	356	168
Ago	599	539	353	342	308	138
Sep	584	526	396	337	303	135
Oct	379	341	347	243	219	151
Nov	380	342	351	268	241	164
Dic	370	333	342	275	247	175
PROM	460	414	343	319	287	160
APORTE			71			127

Respecto al análisis del rendimiento hídrico por evitar pérdidas, basado en los resultados del estudio “Climate Change Adaptation Case Studies. Climate Change Impacts on Glacier Retreat and Mountain Hydrology and its Implications for Quito Water Supply” donde se determinaron pérdidas de caudal con escenarios optimistas y pesimistas al año 2040 y la determinación de la pérdida de caudales con o sin la presencia del FONAG, se estableció el caudal atribuido debido a las acciones de conservación del ecosistema páramo desarrollado por el FONAG para cada uno de los sistemas de abastecimiento de agua potable para Quito, mediante el cálculo de la diferencia entre la pérdida de caudal sin la presencia del FONAG y con la presencia del FONAG, los resultados se puede visualizar en la tabla 3.

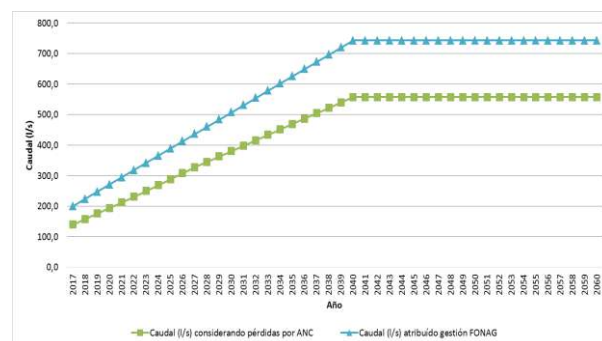
Tabla 3. Caudal disponible para operación al año 2040 atribuido a evitar pérdidas debido a la conservación de páramo

Sistema	Q95% l/s	Escenario caudales (l/s)			Q (l/s) trabajo FONAG
		Sin pérdida	Pérdida optimista	Pérdida pesimista	
Pita	1199	0	36		36
Mica-Quito Sur	1350	0	0		0
Fuentes occidentales	699		11	82	71
Papallacta	3797	0	266		266
Sistemas de parroquias	622		12	93	81
Proyecto Chalpi	985	0	69		69
TOTAL	8652				523

Como se puede apreciar en la tabla 3. El caudal disponible para operación al año 2040, producto de reducción de pérdidas por la conservación de páramo por parte del FONAG es de 523 l/s.

Con los dos análisis previos se graficó una curva de rendimiento hídrico producto de la conservación de páramo en las cuencas que abastecen a los sistemas de agua potable de Quito que se muestra en la figura 2, donde en el 2017 se parte de 198 l/s y al 2040 se alcanzan los 523 l/s, se asume un crecimiento constante de caudal en este período, mientras que desde el año 2040 permanece constante. A esta curva de rendimiento hídrico se aplicó un factor de pérdidas o agua no contabilizada en cada uno de los años de análisis. En términos sociales, este resultado permite que al año 2040, alrededor de 235.000 habitantes de Quito accedan al servicio de agua potable.

Figura 2. Curva de rendimiento hídrico producto de la conservación de páramo



Una vez determinada esta curva de rendimiento hídrico se definió los flujos financieros, la tasa interna de retorno (TIR) y el valor actual neto (VAN) al año 2080 para la EPMAPS, considerando las siguientes premisas: Determinación de los egresos realizados por FONAG y que son considerados ahorros en la gestión ambiental de la EPMAPS desde su creación a valor presente; la inversión actual de EPMAPS en FONAG; proyección de ingresos futuros para EPMAPS producto del rendimiento hídrico asegurado, aporte EPMAPS a FONAG años futuros hasta alcanzar sostenibilidad; flujo de caja disponible de EPMAPS para inversiones de conservación y asegurar una rentabilidad de 2 millones de dólares para FONAG con el fin de asegurar la sostenibilidad para realizar las acciones de conservación.

El resultado de este análisis, al aplicar una tasa referencial, proporcionó un valor actual neto (VAN) de 12,2 millones de dólares y una tasa interna de retorno (TIR) del 7,14%, lo que representa una tasa competitiva en el mercado actual ecuatoriano. Además, se determinó que la sostenibilidad financiera del FONAG para asegurar un rendimiento de 2

millones de dólares se alcanza en el año 2025, cuando éste posee un patrimonio financiero para realizar inversiones de 25.8 millones de dólares.

Los resultados obtenidos aportan a la discusión sobre la posibilidad de asegurar la sostenibilidad de mecanismos financieros para conservación, mediante una cuantificación económica basada en un análisis de correlación hidrológica – financiera.

Por lo tanto, el aporte y discusión de la presente investigación se desarrolla desde el contexto de cuestionar paradigmas que apuntan a la inversión en conservación y protección de las fuentes de agua como una acción netamente de responsabilidad social y ambiental de las operadoras de agua potable y postula, que se puede obtener beneficios financieros producto de las inversiones de conservación y protección del agua, además de los beneficios económicos y sociales.

Conclusiones

Mediante los resultados expuestos se puede asegurar que los aportes realizados por la EPMAPS para conservación y protección de sus fuentes hídricas son rentables en términos financieros y el aporte de sus resultados en el ámbito de rendimiento hídrico genera beneficios que van más allá del ámbito crematístico y tienen su impacto en el ámbito social y ambiental, por ejemplo, población servida con agua potable que repercute en salud y bienestar.

La disponibilidad de agua para Quito en el largo plazo se encuentra seriamente comprometida por razones de efectos de cambio climático como retroceso de glaciares y aumento de temperatura, degradación del ecosistema páramo y el crecimiento de la demanda; por esta razón, se vuelve imprescindible realizar acciones de conservación y protección de las fuentes de agua que permitan a más de adaptación y mitigación al cambio climático, sean efectivas y rentables en el mediano y largo plazo, como es el caso de la EPMAPS.

Los resultados del presente estudio muestran que se puede asegurar una rentabilidad competitiva con el mercado ecuatoriano y asegurar la sostenibilidad para realizar acciones de conservación y protección para asegurar la disponibilidad del recurso hídrico en el largo plazo para las poblaciones.

Referencias Bibliográficas

- Buytaert, W., Beven, K., (2011). Models as multiple working hypotheses: hydrological simulation of tropical alpine wetlands. *Hydrological Processes*, **25**, 1784-1799.
- Céleri, R., Buytaert, W., De Bièvre, B., Tobón, C., Crespo, P., Molina, J., Feyen, J. (2010). Understanding the hydrology of tropical Andean ecosystems through an Andean Network of Basins. *IAHSAISH*, **336**, 209-212.
- De Bièvre, B., Coello, X., de Keizer, O., Maljaars, P., (2008). Modelo Hidrológico de la Hoya de Quito. Manejo Integrado de los Recursos Hídricos en la Hoya de Quito. UICN-Sur. Fondo para la Protección del Agua, FONAG. Quito. Ecuador.
- EPMAPS. Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (2012). “Plan Maestro Integrado de Agua Potable y Alcantarillado para el Distrito Metropolitano de Quito”. Documento de Trabajo.
- FONAG, Fondo Para la Protección del Agua de Quito. (2016). “Valoración económica ambiental de los programas realizados por el FONAG sobre la valoración de las necesidades de inversión y gastos para garantizar la protección de fuentes de agua para Quito”. Documento de Trabajo
- INEC, Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (2016) “Proyección de la población ecuatoriana, por años calendario, según cantones” (base primaria).
- Banco Interamericano de Desarrollo (2012). “Climate Change Adaptation Case Studies. Climate Change Impacts on Glacier Retreat and Mountain Hydrology and its Implications for Quito Water Supplyen” Documento de Trabajo.
- Lloret, P. (2009). *Gestión de Cuencas Hidrográficas*. Primera Edición. Quito. Edición en PDF.
- Muñoz, A., & Torres, W. (2013). Actualización y Automatización del Modelo Hidrológico FONAG para la Cuenca Alta del Río Guayllabamba y Microcuencas Oyacachi, Chalpi Grande, Papallacta y Antisana. Fondo para la Protección del Agua, FONAG. Quito, Ecuador.
- Palmer, L. (2014). The next water cycle. *Nat.Clim.Change*, **4**, 949-950.

[00391] HACIA LAS ECOCIUDADES

ALICIA DEL CARMEN FREIRE YAGUAL

Trabajo de Investigación en la Universidad de Minnesota

freir002@umn.edu

ABSTRACT

Cities are now on the front line of the management of change and are playing a leading role in the global development agenda. It is only through cities that the challenges of poverty reduction, economic growth, environmental sustainability, and climate change may be addressed together. The conceptual support refers to the proposal developed by the World Bank in 2013. The ecocities are intended to merge together with the natural assets or ecosystems, and the organizations and governmental authorities are engaging the community benefited with the plan.

This research evaluates the experience from ecocities like: Hammarby-Sjostad in Sweden, Masdar in United Arab Emirates, and Curitiba in Brazil, analyzing the approach in city urban solutions and the differences of technologies used from the socio-economic perspectives. Review the principles of the ecocities proposed in the Eco2cities document by the World Bank in 2013, and other technologies applied in the pursuit of the ecocities goals. And check at the feasible responses in each case.

Ends with a general example of a framework for Guayaquil-Ecuador, opening the possibility to transform the urban problematic of the city in a plan thriving better quality environment and a more equitable urban proposal.

KEYWORDS: Framework for Ecocities, Ecocities solutions.

1.- INTRODUCCION

El crecimiento explosivo de la población mundial versus los recursos naturales limitados y los cambios climáticos pronosticados ofrecen un panorama incierto en el futuro del planeta. Es prominente responder de inmediato en las ciudades, como los espacios receptores del mayor flujo de habitantes. Tratando de disminuir la contaminación, reducir el sobre uso de los ecosistemas y desarrollar programas de planificación que estén integrando los componentes: sociales, económicos, ambientales y políticos.

Un aspecto importante a considerar es la dinámica urbana creciendo desproporcionadamente en comparación con las áreas rurales. En el año 2000, de acuerdo a la base de

datos de las Urbanizaciones del Mundo de las Naciones Unidas, habían 120 ciudades con poblaciones mayores a un millón de habitantes. Se elevó a 160 ciudades para 2015 y se espera 26 megaciudades (ciudades con más de 10 millones de habitantes cada una) para el año 2025.

Existen iniciativas en todas partes del mundo en desarrollar ecociudades, procurando espacios más equitativos, disminuyendo las huellas ecológicas de las ciudades y por tanto los impactos globales. Alcanzar la “Red Cero” o “Net Zero” es una de las metas de estas ciudades. Capaces de ser autosuficientes en la dotación de servicios de infraestructura, tratando de disminuir los impactos ecológicos.

La Asamblea General de las Naciones Unidas en Septiembre del 2015 planteó 17 Objetivos (SDGs, Sustainable Development Goals) como parte de la Agenda para Desarrollo Sustentable para 2030, dando nuevo ímpetu a los esfuerzos locales y globales para alcanzar un Desarrollo sustentable a nivel mundial.

La figura 1 muestra la proyección de la población urbana y rural en billones de habitantes al año 2060.

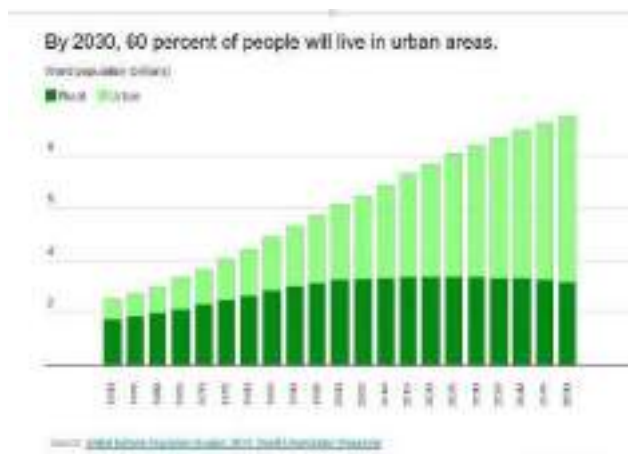


FIGURA 1. PROYECCION DE POBLACION URBANA Y RURAL AL 2 060.

Mientras los Sistemas Urbanos se apoyan y dependen en los Servicios naturales ofrecidos por los Ecosistemas, las actividades desarrolladas en las ciudades amenazan la integridad y equilibrio de los ciclos naturales de estos. Afectando la calidad de el suelo , la biodiversidad, los hidrosistemas, los ciclos biogeoquímicos y como resultado final ocasionando los cambios climáticos.

2.- OBJETIVOS

Conocer, definir y explorar el concepto de las ecociudades como respuesta necesaria a los problemas globales ambientales y de población en el mundo.

Asimilar la experiencia de otras ecociudades evaluando las soluciones y la experiencia de los habitantes de las mismas.

Desarrollar a manera de ejemplo directrices para la ciudad de Guayaquil que considere el uso de tecnologías locales, la inclusión de los grupos sociales marginados, la aplicacion de tecnologias eficientes, el uso de infraestructura verde y sustentable en los planes a largo plazo.

3.- METODOLOGIA

Se revisará los fundamentos conceptuales para las ecociudades. Los indicadores urbanos usados en países desarrollados como referencia a la cuantificación de los parametros de contaminación. La evaluación de tres ecociudades: Hammarby Sjtad en Suecia, Masdar en Emiratos Arabes Unidos y Curitiba en Brasil nos dará la idea de las diferentes tecnologías aplicadas para un Desarrollo Urbano Sustentable en realidades economicas diferentes. El Banco Mundial después de nueve años de experiencia con ecocities indica que no hay una receta exacta, y que cada ciudad debe encontrar sus soluciones de acuerdo con el diagnóstico obtenido de sus problemas concretos , y de las fortalezas sociales, ecológicas, políticas o económicas de las que dispone. Y a manera de

conclusión se desarrolla un marco de referencia para la ciudad de Guayaquil para transformarla en ecociudad.

4.- LAS ECOCIUDADES Y LOS INDICADORES URBANOS

Ciudades más grandes demandan mayor cantidad de alimentos, agua, infraestructura, viviendas, energía y como resultado se incrementan los desechos, las emisiones, el uso del agua y sobre uso de los ecosistemas. Un enfoque multidisciplinario con más niveles de acción deben ser considerados en los planes sostenibles, que incluye los Ecosystemas. Ver Figura 2.

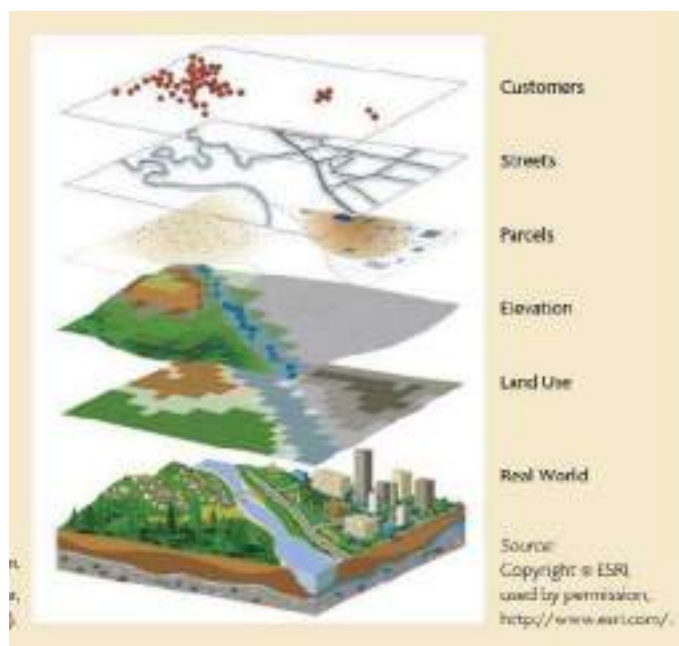


FIGURA 2. URBAN SUSTAINABLE LAYERS PLAN.

Las ecociudades son propuestas urbanas autoorganizadas, autoeficientes, autoresilientes, que consumen lo que son capaces de producir o produciendo emisiones o desechos que son capaces de tratar. Implementando el concepto de ciudades verdes, nuevo enfoque a los sistemas de drenaje, de consumo de agua, de generación y consumo de energía. Se plantean la disminución de GHG (Green House Gases), gases en la atmósfera capaces de absorber y emitir radiación en el rango de infrarojo (Los mas significativos: CO₂, CH₄, N₂O, H₂O). En donde las organizaciones e instituciones responsables trabajan activamente con los grupos sociales beneficiados de los planes.

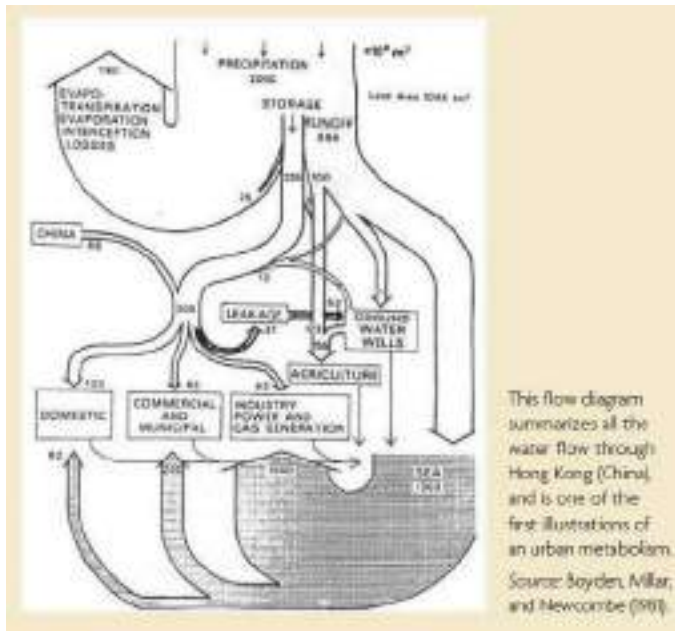
El ciclo del agua es evaluado como un ciclo continuo que debe ser preservado. La figura 3 ilustra el ciclo cerrado del agua iniciando con la precipitación.

La reducción del consumo de agua es uno de los mas importantes objetivos en las ecociudades. Ver figura 4.

La Unión de estados europeos desglosa las actividades urbanas con los respectivos indicadores que deben ser medidos para el control y monitoreo de la contaminación en la tabla 2.

TABLA 2. INDICADORES URBANOS DE LA UNION EUROPEA.

FIGURA 3. EL CICLO DEL AGUA



Indicador	Descripción
Global climate	International CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O and CFCs and halons
Air quality	Number of days per year in which atmospheric air quality is degraded and traffic circulation is stopped
Acidification	Deposition of SO ₂ , NO ₂ and NH ₃ per hectare
Ecosystem evaluation	Sum of animal quantities of invertebrates, polychaete benthos, macroinvertebrates, molluscs, crustaceans, fish and birds, and indicators of abundance, richness and diversity in their habitat and their habitat quality
Urban mobility	Total number of trips and their length by private car and number of trips, total and their length by public transport and bicycle
Waste management	Volume of waste disposed of per inhabitant and per year (building and demolition waste, industrial waste, domestic waste, residual and service waste)
Energy consumption	Tonnes of oil equivalent per inhabitant per year for domestic and industrial use, the service sector and public spaces
Water consumption	Meters ³ per inhabitant per year (total water extracted minus water from recycling and water used for maintenance of public and green spaces)
Noise	Percentage of the population affected by noise, noise or noise pollution
Social justice	Percentage of the population affected by poverty, unemployment, lack of access to education, information, training and leisure
Housing quality	Percentage of the population affected by lack of housing or overcrowding
Urban safety	Total percentage of the population affected seriously by crime or traffic accidents
Economic urban sustainability	Total individual income in city in terms of city fiscal deficit, environmental expenditure and pollution damage per inhabitant per year
Green, public open and heritage	Percentage of green, public open and heritage in total urban area
Green participation	Total percentage of the population participating in local decisions or in active mobilization in association for urban improvement and quality of life
Unique sustainability	To be defined by cities — this indicator should represent the degree to which unique features or assets lead to urban sustainability with its environmental, social and economic dimensions

Table 2: The European Foundation Urban Sustainability Indicators

La Unión Europea se mantiene en pie con el objetivo de reducir la emisión de los GHGs (Green House Gases), llegando más allá de las metas prometidas en su primer compromiso del Protocolo de Kyoto para el periodo 2 008 – 2 012. Superando aún la estrategia de Europa 2 020, a la reducción del 20% de los GHGs comparada con la del año 1 990. Y planea reducir el 40% de sus emisiones para el 2 030 comparadas con las de 1 990. La figura 5 muestra la tendencia de reducción de algunos de los indicadores citados.

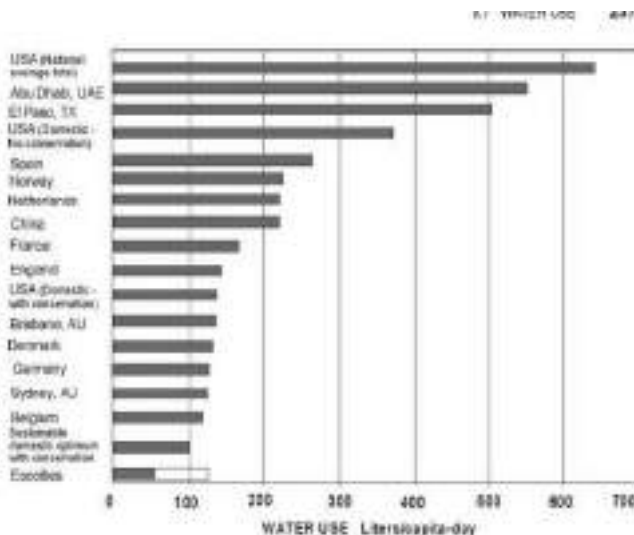
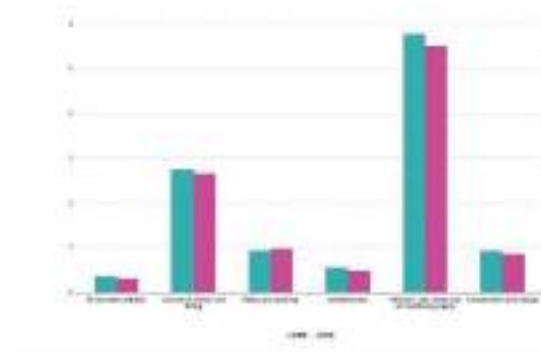


Figure 5.3 Municipal water use in selected countries and cities (various sources).

FIGURA 4. EL CONSUMO DE AGUA EN LAS ECOCIUDADES.

**FIGURA 5. DIOXIDO DE CARBONO DE ESTADOS
EUROPEOS 2 009 – 2 014**

5.- LAS REFERENCIAS DE ECOCIUDADES

La respuesta de las ecociudades se están dando en diferentes parte del mundo, citamos tres de esos casos:

HAMMARBY SJOTAD, SUECIA

Está ubicado al Sur de Estocolmo, alrededor de Hammarby Sjö (Lago) con edificios de mil apartamentos con capacidad para mas de 26 000 habitantes. Incluye medidas de conservación de energía con el objetivo de reducir el consumo de calefacción al 50% del rango normal. Usan Bioenergía y la incineración de la basura local para producir energía para la calefacción y electricidad. Uno de los famosos equipos fue la instalación de un sistema de alta tecnología de transporte y selección de desechos sólidos, conectado a la producción de energía local en Estocolmo. Los departamentos tienen un Sistema de succión de basura, que puede ser quemada o transformada en Compost. Es la primera ciudad con un tram-line que conecta con el Sur de Estocolmo, como uno de los sistemas importantes de transportación. Propone unas vías de carros con diferentes pasajeros, bicicletas y un ferry que conecta Hammarby Sjöstad con el centro del Downtown de Estocolmo. Ver Figura 6, 7 y 8.

**FIGURA 6. PLANO GENERAL DE HAMMARBY
SJOTAD.**



FIGURA 7. VISTA AREA DE LA CIUDAD.



**FIGURA 8. LOS COMPONENTES URBANOS DE LA
CIUDAD.**

MASDAR, EMIRATOS ARABES UNIDOS

Masdar es la más grande exportadora de energía renovable en el Medio Oriente. Provee acceso a energía y electricidad a comunidades que no tienen acceso a este servicio. Los proyectos con que cuenta son:

Proyecto de Energía Solar de 100 Megawatts que se extiende a más de 2.5 kilómetros cuadrados en el Oeste de Abu Dhabi. Una Planta de 10 megawatts fotovoltaic in Abu Dhabi. Instalación de un Megawatt de paneles solares en el Techo.

Proyectos de secuestro de Carbon que buscan añadir valor a la economía Nacional y reducir emisiones de carbón industrial. Internacionalmente, Masdar ha invertido en proyectos de energía renovable como Torresol Energy, en España que opera 120 megawatts de plantas de energía solar, y London Array de 650 megawatts en el Estuario del Thames. La figura 9 ubica las principales zonas de la ciudad.



FIGURA 9. PLANO GENERAL DE MASDAR

CURITIBA, BRASIL

Curitiba, la capital del Estado de Paraná, Brasil, que a través de innovadores cambios urbanos y organizado sistema de transporte logró absorber un incremento de población de 361 000 en 1960 al de 1 797 000 en el año 2007. Con significativos problemas de contaminación de agua y aire que han sido mitigados con su plan urbano como ecociudad que cuenta con la participación de la comunidad y las organizaciones gubernamentales involucradas en la planificación urbana.

La ecociudad provee servicios urbanos de amplia cobertura y mínima huella ecológica. Con un presupuesto limitado, han ganado una reputación como uno de los mejores ejemplos ecológico y económico en el mundo. Ver la figura 10 de Curitiba.



FIGURA 10. PLANO GENERAL DE CURITIBA

Una de las decisiones más significativas en el proceso de planificación, fue crecer del centro hacia afuera en una disposición lineal y radial, preservando el centro con alta

densidad y la presencia de áreas verdes. Presenta el más alto promedio de transportación pública en Brasil del 45%, incidiendo en el más bajo promedio de contaminación de aire urbano en el país, disminuyendo radicalmente la congestión de tráfico. La pérdida de combustible causada por congestión de tráfico fue valorada en US\$930 000 en el año 2002, comparada con US\$13.4 millones en Rio de Janeiro (Vassoler 2007). Ver figura 11 del Sistema de transporte.



FIGURA 11. SISTEMA DE TRANSPORTE EN CURITIBA.

En 1950 y 1960s, Curitiba sufrió problemas de inundación mientras se construía. Se hubieran requerido de costosos canales de drenaje, en su lugar de destino para natural desfogue de las aguas, creando un lago, alrededor del cual se diseñaron parques, áreas verdes, buses y bicicletas que lo integraron a la red de transporte. Ver figura 12

FIGURA 12 VISTA AEREA DEL LAGO DE CURITIBA.



6.- RESULTADOS

Siguiendo las indicaciones del Banco Mundial para las ecociudades, es conveniente evaluar las fortalezas de la ciudad en estudio para resolver los conflictos o solucionar los principales problemas detectados en el diagnostico de la misma.

A manera de ejercicio tomaremos el caso de la ciudad de Guayaquil para delinear algunos resultados de la experiencia de otras ecociudades. La ciudad cuenta con casi 3 millones de habitantes, de los cuales alrededor del 50% están conformados por población de los asentamientos informales y con las características básicas sintetizadas en la tabla 3.

YEARS	2010	2015	2020	2025
POPULATION	2'440,000	2'590,000	2'750,000	3'100,000
Deficit Homes	252,000units			
Poverty Level	57.3%			
Illiteracy Lev.	2-5%			
WATER PROVISION				
Trucks	60%			
Potable pipes	40%			
ELECTRICITY	93%			
GREEN AREAS	2%			

TABLA 3. DIAGNOSTICO SOCIO ECONOMICO DE GUAYAQUIL.

Con 2% de áreas verdes, 252 000 déficit de viviendas y casi 60% de nivel de pobreza, se dibuja el cuadro presente de la ciudad.

Las fortalezas naturales son abundantes como las Áreas y Bosques Protegidos sintetizados en la Tabla 4 y 5. La suma de Bosques y Áreas protegidas da 64 677 has, que al momento no están integradas en la dinámica urbana de la ciudad. La figura 13 muestra la ubicación.



FIGURA 13. UBICACION DE AREAS Y BOSQUES PROTEGIDOS DE GUAYAQUIL.

Una de las estrategias consiste en incorporar positivamente el potencial natural de estas Áreas Verdes y reforzar con cinturones verdes, creando circuitos verdes para recuperar la biodiversidad y sus beneficios en la trama urbana.

PROTECTED AREAS (Numbers in Red on Map)

Name of the Area	Area Has.
1.- PARQUE LAGO	2,200
2.- MANGLARES DEL SALADO	2,000
3.- LOS SAMANES	380
4.- ISLA SANTAY	2,500
5.- MANGLARES CHURUTE	50,000
Total Protected Areas	57,080

TABLA 5

PROTECTED FOREST (Numbers on Black and White)

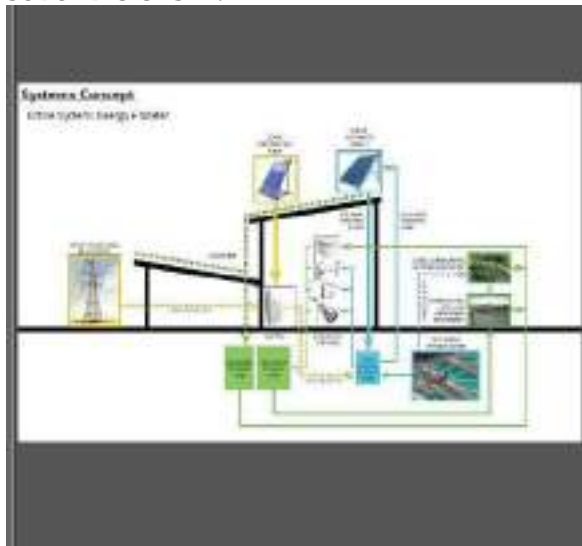
Name of the Area	Area Has.
1.- CHONGON COLONCHE	200
2.- SUBCUENCA CHONGON	500
3.- CERRO BLANCO	6,000
4.- PROSPERINA	560
5.- PARAISO	300
6.- PALO SANTO	4
7.- SALADO NORTE	33

TABLA 4 Y 5. AREAS Y BOSQUES PROTEGIDOS

La figura 14 grafica la disposición de circuitos verdes desarrollados junto a los circuitos azules representados por los ramales del Estero Salado que entran al Suburbio Oeste, dotando de circuitos alrededor de los esteros para corregir los estrangulamientos y deficiencias creadas en sus ciclos hídricos. De la misma manera se deberá proceder con toda la ciudad.

El déficit de viviendas puede ser mitigado con unidades residenciales de 3, 4 o 5 pisos que tengan más capacidad, proyectados en los sectores informales con la finalidad de albergar más familias y reducir costos en sistemas de infraestructura. Las unidades residenciales serán ubicadas en vías de mayor acceso de transporte, facilitando este servicio al mayor número de usuarios. Se aplicarán tecnologías de autoeficiencia, instalando métodos de recolección de aguas lluvias para uso doméstico, reciclado del agua, almacenamiento y procesos básicos de purificación de aguas lluvias, materiales de construcción que no tengan impacto negativo en el ambiente o usuarios.

FIGURA 14. CIRCUITOS AZULES Y VERDES PARA SUBURBIO OESTE.



La figura 15 sintetiza los aspectos de nueva tecnología a ser usados en las unidades residenciales.

FIGURA 15. UNIDADES RESIDENCIALES CON TECNOLOGÍAS SUSTENTABLES.



Se plantea una organización communal para recolección, selección y reciclaje de desechos Sólidos. El uso de desechos orgánicos puede ser previsto para generar una cantidad básica de energía. Los edificios deben incluir: Areas para reuniones Comunitarias de diversos tipos. Areas de talleres de trabajo con diferentes proyectos como la generación de energía usando desechos orgánicos y prácticas de reciclaje. Areas para practicas domésticas de cultivo, sembrado, jardines e instrucciones ecológicas. Actividades de entrenamiento para mejorar el uso de la infraestructura verde en los edificios, las calles, parques y circuitos verdes.

Se crearan areas solamente para circulación peatonal, ofreciendo pausas del tráfico y mitigando concentración de gases por estancamiento vehicular. La figura 16 integra las propuestas básicas para Guayaquil como ecociudad.

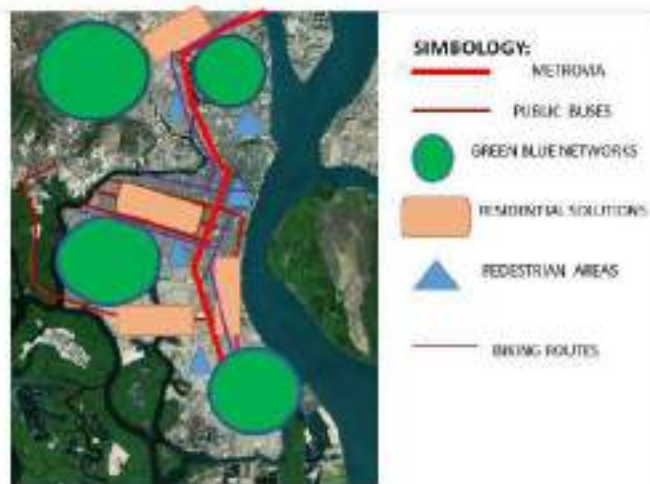


FIGURA 16. MARCO REFERENCIAL DE GUAYAQUIL PARA TRANSFORMARLA EN ECOCIUDAD.

7.- CONCLUSIONES

La metodología planteada por el Banco Mundial es integrativa y con enfoque de soluciones para la ciudad.

Es fundamental que los grupos sociales involucrados, participen en forma activa, al igual que los organismos e instituciones gubernamentales relacionadas con la renovación urbana sostenible para las ecociudades.

Las estrategias aplicadas para cada caso siempre responderán a las características de los problemas a solucionar y los recursos con los que se cuenta en la urbe.

Los planes pueden ser construídos por fases y ser priorizados por zonas.

La integración de los asentamientos espontáneos y la participación activa de sus habitantes, reactivará recursos humanos soslayados al presente, incidiendo positivamente en una reactivación económica.

Las ecociudades son respuestas a los problemas globales de sobre población, sobre uso de los ecosistemas y procurando crear espacios urbanos auto suficientes, auto resilientes y que consuman los productos y servicios que ellos son capaces de generar procurando un medio de vida mas saludable.

8.- REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

URBAN INDICATORS GUIDELINES. Monitoring the Habitat Agenda and the Millenium Development Goals. United Nations Human Settlements Program.

ECO2CITIES. ECOLOGICAL CITIES AS ECONOMIC CITIES. The World Bank. Hiroaki Suzuki, Arish Dastur, Sebastian Moffat, Nanae Yabuki, Hinako Maruyama.

INDICATORS FOR SUSTAINABLE CITIES, Science for Environment Policy. European Commission.

BETTER PROFESSIONALS! BETTER CITIES!. People, Human Settlements, Built Environments, Sustainability, Networks. Habitat Professional Forum for sustainable cities. Paris 2012

.ECOLOGICAL URBAN ARCHITECTURE: qualitative approaches to sustainability. Thomas Schropfer.

THE RELATIONSHIP BETWEEN ECOLOGICAL RESTORATION AND THE ECOSYSTEM SERVICES CONCEPT. Sasha Alexander, James Aronson, Oliver Whaley and David Lamb. 2016

ECOSYSTEM RESTORATION IS NOW A GLOBAL PRIORITY: time to roll up our sleeves. James Aronson, Sasha Alexander. 2013. STRATEGIES FOR SUSTAINABLE ARCHITECTURE, Paola Sassi, 2006

BIODIVERSITY & URBAN STREETS, Maryam Harris, BSLA. Park Services. Dublin City Council.

ENVIRONMENTAL EARTH SCIENCES, Mondal S, Patel P. 2018.

HOW MANY PRINCIPLES OF URBAN ECOLOGY ARE THERE? Stewart T; Pickett; Mary Cadenasso, 2017.

ECOLOGICAL RESTORATION. Susan Galatowitch. 2012.

CONSERVING URBAN BIODIVERSITY? Creating Green Infraestructure is only the first Step. Hostetler, M; Allen W; Meurk, C; 2011.

TOWARD SUSTAINABLE COMMUNITIES, Solutions for Citizens and their Governments. Roseland, Mark. 2012

AN APPRAISAL OF ADAPTIVE MANAGEMENT PLANNING AND IMPLEMENTATION IN ECOLOGICAL RESTORATION: Case Studies from the San Francisco Bay Delta, USA. Nagarkar, M, Raulund-Rasmussen K. 2016.

CYBORG LANDSCAPES: CHOREOGRAPHING RESILIENT INTERACTIONS BETWEEN INFRASTRUCTURE, ECOLOGY AND SOCIETY. Journal of Landscape Architecture. Lokman, Kees. 2017

Brown. 2010.

BIODIVERSITY CONCEPTS AND URBAN ECOSYSTEMS, Savard Jean Pierre, Clergeau Philippe, Gwenalle Mennechez, 1.999.

CLIMATE CHANGE, Small Island development States. UNFCCC. United Nations Framework Convention on Climate Change, 2005.

LIVING COMMUNITY PATTERNS. Exploratory Strategies for a Sustainable San Francisco. International Living Future Institute. 2015

HABITAT III, The United Nations Conference on Housing and Sustainable Urban Development, adopts the new urban agenda. Quito-Ecuador, October 2016.

Handbook for Changing Development Rules in Your Community, The Center for Watershed Protection. 1998
Doody, J.P. (2004) 'Coastal squeeze' - an historical perspective. *Journal of Coastal Conservation*, 10/1-2, 129-138.

Eric Coppejans – Course Biodiversity of aquatic food webs: from algae to marine mammals. UGent

INFORMACION DE INSTITUCIONES GUBERNAMENTALES ECUATORIANAS.

PRIORIZACION PARA LA SECRETARIA NACIONAL DE PLANIFICACION (SENPLADES) DEL PROYECTO: Gestion Integral de Desechos Solidos, actualizacion 2015. Ministerio del Medio Ambiente.

RELLENO SANITARIO LAS IGUANAS. Consorcio ILM, Guayaquil-Ecuador, 1999.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE DEL ECUADOR: Source of Information on Ecosystems problems, Informal settlements information, Aerial pictures and personal assessment.

PRIORIZACION PARA LA SECRETARIA NACIONAL DE PLANIFICACION (SENPLADES) DEL PROYECTO: Gestion Integral de Desechos Solidos, actualizacion 2015. Ministerio del Medio Ambiente.

INSTITUTO GEOGRAFICO MILITAR: All the following Documents:

www.igm.gob.ec



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

www.geoportaligm.gob.ec

- Contextos Históricos y Políticos Generales
- Geografía Humana: Población
- Geografía Humana: Sociedad
- Geografía Económica I : Grandes Agregados Económicos
- Geografía Económica II: Recursos Sectores e Infraestructura.

GOBERNACION DEL GUAYAS: MAS GUAYAQUIL
(Ediciones 42 al 55. 2016-2017)

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE DEL
ECUADOR: Source of Information on Ecosystems
problems, Informal settlements information, Aerial pictures
and personal assessment.

- DETERMINACION DE ESTRATEGIAS DE INTERVENCION PARA LA RESTAURACION ECOLOGICA DE RAMALES INTERIORES DEL ESTERO SALADO EN EL SUR Y SUROESTE DE GUAYAQUIL. Paul Carrion Mero, 2013 FASE I and FASE II
- PLAN DE INTERVENCION, YO RECUPERO PUERTO LISA, Nelly Chalacán, 2017.

TEMÁTICA: ENERGÍAS RENOVABLES Y EFICIENCIAS ENERGÉTICA

[00043] AUTOSUFICIENCIA ENERGETICA EN LA GESTION DE LA EMPRESA PÚBLICA METROPOLITANA DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO

ANTONIO VILLAGOMEZ

Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento, EPMAPS

antonio.villagomez@aguaquito.gob.ec

Abstract

EPMAPS (Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento) like a Public Metropolitan Institution created to supply drinking water and sanitation to people living in Quito Metropolitan District (DMQ), requires a significant amount of energy for its administrative and operational processes. The global demand reaches 31 MW, which is higher than the power demand of small provinces in Ecuador. Due to average cost of energy (11.0 ¢USD/kWh), the economic impact on operation and maintenance expenses would affect the consumer's bills. In order to provide a more affordable and effective service, the institution has found a way to lower costs through self-energy sufficiency.

Taking advantage of particular topography of Quito city and places where EPMAPS has its infrastructure installed for water and sanitation, the institution has constructed

small and micro hydroelectric power plants using appropriate technology. The plants in operation are Recuperadora (14.7 MW), El Carmen (9.0 MW). Noroccidente micropower (250 kW) and Carcelén micropower (60 kW). In addition, ten projects located in water and sanitation facilities with an overall potential generation capacity of 50 MW will be constructed in the mid-term future.

In 2012, the National Electricity Regulator (ARCONEL) qualified to EPMAPS like “energy self-producer”, which allowed its participation in the Ecuadorian Electrical Wholesale Market (MEM) with possibility to sell surplus energy. Since then, EPMAPS was able to self-supply more than 90% of its energetic needs preventing it from paying 4.16 MUSD per year. The project supports in EPMAPS's Social and Environmental Responsibility practices, optimally using hydraulic resources and energy efficiency.

Quito (DMQ) demanda 31 MW de potencia y 75 000 MWh al año (registro estadístico 2017). Esta demanda es superior al requerimiento de provincias pequeñas del Ecuador como: Carchi (9.7 MW), Bolívar (9.4 MW), Cañar (22.1 MW) y todas las provincias Amazónicas, donde la provincia de Sucumbíos tiene la mayor demanda de potencia (19.3 MW) (ARCONEL, 2017).

Introducción

La EPMAPS tiene un presupuesto anual de 190 millones de dólares para cumplir con el desarrollo de sus actividades, las cuales requieren una significativa cantidad de energía eléctrica. La provisión de agua potable y saneamiento a más de dos millones de habitantes del Distrito Metropolitano de

Las diferentes etapas funcionales del proceso del agua consideran las actividades de captación y conducción del agua cruda, potabilización y distribución. A estas se suman las relacionadas con el sistema de saneamiento que comprende la recolección de las aguas servidas y pluviales, conducción y tratamiento en las respectivas plantas depuradoras.

La EPMAPS dispone actualmente de cuatro grandes sistemas de abastecimiento de agua cruda; uno de ellos, el sistema Papallacta cuenta con un sistema de bombeo asociado que demanda 24 MW de potencia para el caudal nominal de 3 m³/s. Dispone además de 20 plantas de tratamiento, 333 tanques de distribución, 77 estaciones de bombeo, 61 pozos profundos, 7 172 km de líneas de transmisión y distribución de agua, 1 planta de tratamiento de aguas residuales (EPMAPS, 2016). En toda esta infraestructura existen componentes eléctricos, hidromecánicos y electromecánicos que en conjunto demandan los 31 MW de potencia antes mencionada.

El costo promedio de la energía requerida a nivel de distribución es significativo (11 ¢USD/kWh) y tiene gran impacto en la estructura de costos de la empresa. Aprovechando las particulares condiciones topográficas en donde se ubica la infraestructura hidráulica de la EPMAPS en todas las etapas funcionales del proceso del agua, se han instalado pequeñas y micro centrales hidroeléctricas que permiten autoabastecer de energía e inclusive ingresar excedentes de generación que se comercializan en el Mercado Eléctrico Mayorista (MEM).

Actualmente, la EPMAPS dispone de cuatro centrales en operación: Recuperadora (14.7 MW), El Carmen (9.0 MW), Noroccidente (250 kW) y Carcelén (60 kW) que le han permitido tener un índice de autosuficiencia energética superior al 90,0% (92.31 % año 2017) lo cual produce un ahorro de MUSD 4,16 al año. La empresa cuenta además con un portafolio de al menos 10 proyectos, la mayoría de los cuales cuentan con Estudios Definitivos y que podrán ser construidos en el corto y mediano plazo dependiendo de las condiciones económicas de la empresa, su capacidad asociativa con el sector público y privado y la normativa del Regulador para el desarrollo de estos proyectos.

La generación de energía eléctrica con agua tratada en los sistemas de distribución es un hecho inédito en el país y son pocas estas experiencias en la región

Objetivos

- Proveer a los habitantes del DMQ los servicios de agua potable y saneamiento mediante la optimización de los recursos hidráulicos disponibles, para el consumo humano, la generación de energía eléctrica y el tratamiento de las aguas residuales, sustentados en procesos de Responsabilidad Social y Ambiental.

- Conseguir un índice de autosuficiencia energética superior al 90%, propiciando ingresos económicos para la empresa a través del ahorro del pago de las planillas de energía, desarrollando procesos de eficiencia energética y mejorando los procedimientos tradicionales en la gestión del agua incluido el saneamiento.
- Conocer, operar y mantener nuevas tecnologías relacionadas con la gestión del agua y la energía.

Metodología

La metodología seguida por la EPMAPS para alcanzar su Autosuficiencia Energética consideró los siguientes procesos:

- Identificar los diferentes sistemas en las etapas funcionales del agua, incluido el saneamiento, que requieren sistemas de bombeo o el uso intensivo de energía eléctrica y que disponen de las características básicas (caudal y desnivel topográfico) para un aprovechamiento en la generación de energía hidroeléctrica.
- Realizar un balance energético de la generación disponible de las cuatro centrales eléctricas y la demanda de energía de la empresa compuesta por 480 puntos declarados ante la Distribuidora local y el Sistema de bombeo Papallacta.
- Identificar los puntos de mayor demanda energética para asociarlos a la generación eléctrica en calidad de autoconsumos.
- Solicitar a la Agencia de Regulación y Control de la Electricidad (ARCONEL) ente regulador del sector eléctrico en el país, la calificación de la empresa como agente Autogenerador, para la actuación bajo esta figura en el Mercado Eléctrico Ecuatoriano (MEM).
- Realizar un proceso de adquisición de medidores inteligentes, con capacidad de comunicaciones y almacenamiento de la información, en función de la Regulación ARCONEL 001/16: Sistema de Medición Comercial, para ser instalados en los puntos definidos por la empresa como parte del Autoconsumo. Contratar (calibrar) los medidores con el Administrador del MEM, Centro de Control de Energía (CENACE).
- Definir la red de comunicaciones a las que estarán enlazados los medidores de energía. En los sitios donde no exista red propia de la EPMAPS se contrató un proveedor de telefonía celular local un servicio de comunicaciones GPRS mediante IP Pública.
- Instalar los medidores de energía en los sitios de generación y carga, solicitando al CENACE y a la

Empresa Eléctrica Quito (EEQ) la puesta en servicio de los mismos.

- Verificar la actividad de las comunicaciones entre la EPMAPS y el Centro de Control del CENACE para dar inicio a las transacciones comerciales de energía en el MEM bajo la figura de Autogenerador.

Resultados y Discusión

Optimización total de los recursos disponibles

La autosuficiencia y la eficiencia energética que ha conseguido la EPMAPS tienen el objetivo de reducir los costos operativos de la empresa en uno de sus principales componentes, la energía eléctrica. Actuando en el Mercado Eléctrico Mayorista bajo la figura de Autogenerador, la EPMAPS opera al momento cuatro centrales hidroeléctricas: Recuperadora de 14.7 MW de potencia, El Carmen de 9.0 MW, Figura 1; las microcentrales Noroccidente de 250 kW y Carcelén, Figura 2. Asociadas a estas centrales se dispone de 64 puntos de consumo, los de mayor demanda, a los cuales se les autoabastece; estos puntos comprenden: plantas de tratamiento, estaciones de bombeo, pozos profundos, edificios administrativos y bodegas. Las centrales y microcentrales eléctricas fueron construidas aprovechando la infraestructura civil - hidráulica, eléctrica, control y comunicaciones, desarrolladas para los sistema de abastecimiento de agua.



Figura 1. Central hidroeléctrica El Carmen



Figura 2. Microcentral Carcelén

Para evacuar la energía generada en las centrales Recuperadora y El Carmen, la empresa dispone de su propio sistema de transmisión de energía formado por una línea de transmisión con una longitud de 60 km, operando a 138 kV, y las respectivas subestaciones de acoplamiento (4), que le permiten interconectarse directamente al Sistema Nacional de Transmisión (SNT) en la Subestación El Inga, la más importante del país. En el caso de las microcentrales, estas se interconectan al sistema de Distribución de energía de la EEQ, al igual que las instalaciones incorporadas al Autoconsumo.

La denominada optimización total de los recursos disponibles para la generación de energía utilizada en el autoconsumo, que genera además excedentes que se los comercializa en MEM, del cual la EPMAPS es socia cofundadora desde el año 1999, tiene que ver con el aprovechamiento de la infraestructura construida, recursos hidráulicos disponibles y las particulares condiciones topográficas donde se asientan las instalaciones de las diferentes etapas funcionales del proceso del agua, incluido el saneamiento.

La Tabla 1 muestra los proyectos de generación; en operación o que cuentan con estudios definitivos para su construcción.

Tabla 1. Proyectos de generación eléctrica en las diferentes etapas funcionales del proceso del agua

N°	NOMBRE	UBICACIÓN	POT. (kW)
1	MC Quillugsha (*)	Pie de presa SALVEFACCHA	550
2	MC Tumingüina y Blanco	Captación agua Sistema Chico (*)	1.000
		Papallacta 1	
3	Central Recuperadora	Acueducto Papallacta -	14.700

Quito			
4	Central El Carmen	Acueducto La Mica - Quito	9.000
5	MC Noroccidente	Ingreso PT Noroccidente	250
6	MC Planta Bellavista (*)	Ingreso PT Bellavista	215
7	MC Carcelén	Ingreso Tanque Carcelén	60
8	MC Tanque Bellavista(**)	Ingreso Tanque Bellavista Alto	212
9	Central Chalpi (**)	Sistema Papallacta Integrado	7.600
10	Batán I y II / Nayón / Vindobona (*)	Emisario del PDRQ (Sistema Saneamiento)	43.000

*Proyectos que cuentan con Estudios Definitivos

**Proyectos en construcción

La Eficiencia Energética como soporte de la Autosuficiencia conseguida

De las varias definiciones que describen un proceso de eficiencia energética, la más simple la identifica como la forma más inteligente de aprovechar y utilizar la energía. Uno de los objetivos del proceso de Autosuficiencia Energética para la EPMAPS tiene que ver con la contribución al apalancamiento financiero de la empresa; sin embargo atrás del proyecto existen una serie de conceptos como la utilización óptima del recurso hidráulico disponible para el consumo humano y generación de energía, el uso de tecnologías apropiadas, cambios en los procedimientos operativos de la gestión del agua y la eficiencia energética.

En el caso de la EPMAPS, las fuentes de abastecimiento de agua para los habitantes del DMQ se encuentran cada vez más alejadas requiriendo de grandes obras de ingeniería y el aporte de diferentes especialidades para lograr su acceso. A 60 km de la ciudad de Quito, atravesando la cordillera central de los Andes, se encuentra la mayor fuente de agua cruda (Sistema Papallacta) caudales que deben ser transportados a la ciudad y tratados en las plantas potabilizadoras de la EPMAPS. Las características topográficas del recorrido requirió la instalación de 3 estaciones de bombeo en cascada que demandan 24 MW para atravesar la cordillera un caudal de 3 m³/s, con el consecuente alto costo de la energía utilizada. A su vez, en el tramo de descenso se necesitan sistemas de disipación de presión, donde la central hidroeléctrica Recuperadora de 14.7 MW, es utilizada para cumplir con esta función. De esta forma, la generación de energía, que aprovecha además el caudal a gravedad proveniente del proyecto denominado Optimización del Sistema Papallacta, permite cubrir la demanda de potencia y energía requerida por el sistema de bombeo.

En otro caso, el Sistema La Mica tiene entre sus principales componentes a la central hidroeléctrica El Carmen de 9.0 MW que cumple similares funciones en cuanto a la disipación de presión en el acueducto asociado, pero no tiene un sistema de bombeo. Esta particularidad permite aumentar los excedentes de energía para su comercialización.

En la etapa funcional de distribución del agua se necesita otro tipo de tecnología ya que la generación de energía es con agua potable previo el ingreso a los tanques de distribución. Debe considerarse que por la ubicación de la generación en el sistema de distribución, una eventual fuga de lubricantes o grasas del grupo turbina-generador o el deterioro de los componentes metálicos, podría contaminar el agua sin opciones para ejecutar alguna acción correctiva antes de que esta llegue a los domicilios de los usuarios.

Otro caso particular que debió acoger el proyecto es la generación eléctrica mediante la utilización de aguas residuales. Para este caso, los componentes hidromecánicos e hidráulicos, particularmente los de la turbina, deben contar con materiales de ejecución y recubrimiento especiales que contrarresten la agresividad de este tipo de aguas.

Resultados del proceso de Autosuficiencia energética

El primer resultado del proyecto de Autosuficiencia energética en la EPMAPS es la disminución de los valores económicos a cancelar a la EEQ por las planillas mensuales de consumo de energía. En condiciones de cliente regulado, la empresa cancelaba por sus consumos anuales de energía aproximadamente 2 MUSD/año por los 18 000 MWh de consumo energético, sin contar con el costo del bombeo del sistema Papallacta.

Con la calificación de autogenerador, el costo de la energía para atender a los autoconsumos de la empresa se circunscriben al costo de la energía a nivel de planta más los peajes que se deben cancelar a la Corporación Eléctrica del Ecuador (CELEC EP Transelectric) por el uso de una parte del sistema de transmisión y a la EEQ por la utilización del sistema de distribución para llegar a los puntos de autoconsumo, siendo este valor de 4.5 ¢USD/KWh aproximadamente. El ahorro anual que se consigue es de 1.2 MUSD.

El sistema de bombeo Papallacta anteriormente descrito tiene algunas particularidades que deben ser analizadas. La demanda máxima de potencia para el caudal nominal del sistema de bombeo (3 m³/s) es de 24 MW; el registro estadístico del año 2017 determina que el consumo de energía anual de este sistema fue de 76 000 MWh. Considerando la tarifa de peaje de autoconsumidor (4.5 ¢USD/kWh), el valor económico anual de energía por

bombeo es de 3.4 MUSD. Al sumar el ahorro por autoconsumo (1.2 MUSD) la empresa deja de pagar anualmente 4.6 MUSD.

El objetivo final de la EPMAPS para conseguir la Autosuficiencia Energética ha determinado que el índice por este parámetro se encuentre sobre el 90% a partir de la calificación como agente Autogenerador. Este indicador alcanzó un valor de 92.31 % al término del año 2017.

Tabla 2. Resumen de la gestión de la energía de la EPMAPS período 2014 - 2017

GESTION DE LA ENERGIA (Generación y Demanda)	2014 GWh	2015 GWh	2016 GWh	2017 GWh
Energía generada en bornes del generador				
- Central El Carmen	52.7	53.2	50.5	50.1
- Central Recuperadora	117.2	117.0	117.9	118.3
- Microcentral Noroccidente	1.8	1.4	1.7	2.0
- Microcentral Carcelén	0.10	0.13	0.37	0.25
Total energía generada en bornes de generador	171.8	171.8	170.4	170.6
Energía consumida por el Sistema de bombeo Papallacta				
- Autoconsumo	45.2	47.3	55.2	73.3
- Comprada en el MEM	0.0	0.0	3.6	2.8
Total energía consumida sistema de bombeo Papallacta	45.2	47.3	58.8	76.1
GESTION DE LA ENERGIA (Generación y Demanda)				
Energía consumida para servicios auxiliares de centrales	5.3	4.2	4.2	4.4
Energía consumida por Autoconsumidores	16.6	18.1	18.3	18.2
Energía utilizada desde la EEQ	4.6	5.0	5.5	5.2
Energía excedente ingresada al MEM	122.7	120.7	109.2	90.1
Índice de Autosuficiencia Energética (%)	93.55	93.29	89.58	92.31

Fuente:

- Archivos de la Subgerencia de Hidroelectricidad EPMAPS
- Informes mensuales Departamento de Captaciones y Conducciones EPMAPS
- Liquidaciones mensuales del Mercado Eléctrico Mayorista (MEM)
- Facturación mensual de la EEQ

Conclusiones

- La denominada optimización total de los recursos hidráulicos disponibles por la EPMAPS ha considerado el aprovechamiento para la generación de energía en las diferentes etapas funcionales del proceso del agua incluido el saneamiento. Existen centrales eléctricas operando en las conducciones de agua cruda, ingreso a las plantas de tratamiento y sistema de distribución de agua tratada.
- Bajo el mismo concepto, están en construcción dos nuevos proyectos de generación hidroeléctrica (Chalpi y Tanque Bellavista Alto). Existen estudios definitivos para la implementación en el corto y mediano plazo de proyectos de generación en el sistema de distribución, ingreso a las plantas de tratamiento y en el sistema de saneamiento; en este se consideran proyectos en el canal de conducción de aguas servidas y en la descarga del agua tratada al cuerpo receptor.
- La implementación de los sistemas de generación al ingreso de los tanques de distribución ha permitido que los operadores de agua potable cuenten con nuevas herramientas tecnológicas que le permiten disponer de diferentes tipos de regulación para los parámetros hidráulicos que con los elementos hidromecánicos convencionales era difícil de ejecutar.
- El desarrollo de los proyectos de microgeneración particularmente se han desarrollado contando con tecnologías apropiadas disponibles en el mercado especializado sin que haya desmedro para la seguridad de las personas y las propias instalaciones. Un ejemplo de aquello es la microcentral Carcelén que utiliza un motor asincrónico como generador de energía, no cuenta con regulador de velocidad, de voltaje y sincronizador, lo cual conlleva a la optimización de los recursos económicos disponibles.
- La calificación de la EPMAPS ante el Regulador ARCONEL como Autogenerador ha permitido generar importantes ingresos a la empresa (4.6 MUSD/año) por el ahorro en el pago de las planillas mensuales que en otro caso debería realizarse a la EEQ.

- La gestión de la energía realizada por la Gerencia de Operaciones a través de la Subgerencia de Hidroelectricidad ha permitido superar la expectativa del 90 % para el índice de autosuficiencia energética. Al finalizar el año 2017 éste alcanzó un valor de 92.31 % y la expectativa máxima es llegar al 94.5 % ya que en base a aspectos estratégicos y una simple relación costo/beneficio, es conveniente que la EEQ continúe prestando el servicio a los puntos de bajo consumo de la empresa.
- El proceso de autosuficiencia y eficiencia energética es dinámico y está circunscrito a la normativa vigente del sector eléctrico. En cada ocasión que la empresa ingrese a su sistema, en cualquier etapa funcional de sus procesos, instalaciones con demanda energéticas altas, estas se incorporarán al grupo del Autoconsumo. De igual manera, se irán incorporando los proyectos pequeños de generación y aquellos grandes como los contemplados en el Proyecto Descontaminación de los Ríos de Quito, que consideran una generación total de 43 MW

mediante la construcción de cuatro centrales hidroeléctricas.

Referencias Bibliográficas

ARCONEL (2017). Estadística del Sector Eléctrico Ecuatoriano 2016

EPMAPS (2017). Memoria de Sostenibilidad 2016

Ortíz, Ramiro (2011). Pequeñas centrales hidroeléctricas: Construcción paso a paso.

Clemen, David (1999). Hydro Plant Electrical Systems.

INE. Instituto Nacional de Energía (1980). Small Hydroelectric Power Plants.

ARCONEL. Regulación del Sector Eléctrico: Leyes, Regulaciones, Reglamentos, Resoluciones. <http://www.regulacioneolica.gob.ec> (accessed 08 abril 2018)

[00057] VALORACIÓN DE DOS DEPÓSITOS DE DETENCIÓN IMPLANTADOS EN EL MUNICIPIO DE SÃO CARLOS, SP

CARLOS ANDRÉS MARTÍNEZ RODRÍGUEZ¹; BERNARDO ARANTES DO
NASCIMENTO TEIXEIRA²

Universidade Federal de São Carlos

ing.carlosamartinez@gmail.com¹; bernardo@ufscar.br²

PALABRAS CLAVE: Manejo de aguas lluvias, depósitos de detención, urbanización.

ABSTRACT:

Urbanization involves alterations in the hydrological cycle due to the waterproofing of the soil. This implies an increase in surface runoff generating floods, for which the traditional drainage system is not efficient. Because of this, a type of compensatory technique called detention basin mitigates the negative effects of urbanization. In the present article an assessment will be given to two detention basins implanted in the Municipality of São Carlos under different parameters. "In situ" visits were made under conditions with and without rain, and it was determined that both deposits functionally meet their objective, however it is necessary to improve maintenance and project these techniques for multifunctional use integrated into the urban area.

INTRODUCCIÓN:

En las últimas décadas la población urbana mundial ha tenido un crecimiento exponencial, junto con esto una ocupación desordenada del suelo con aumento en la impermeabilización de este; Esto genera impactos en el ciclo hidrológico lo que repercute en problemas en el drenaje de aguas lluvias por los eventos hidrológicos de alta intensidad (Righetto, 2009).

Según Tucci (2012), los principales impactos debido a la impermeabilización del suelo son el aumento tanto en la velocidad como en el caudal máximo de la escorrentía, lo que genera mayor probabilidad de inundaciones, así como se genera contaminación de los cuerpos hídricos por los residuos que son arrastrados por el agua lluvia.

Con el objetivo de mitigar estos impactos y al ver la poca efectividad del sistema de drenaje tradicional, se comienzan a abordar las técnicas compensatorias como medida sustentable para el manejo de aguas lluvias con el objetivo

de almacenar y/o infiltrar esta agua disminuyendo los efectos negativos de la urbanización (Martins, 2012).

En Brasil surgió el concepto de estas técnicas a partir de la década de los 90's, entre las cuales se encuentran los depósitos de detención que son objeto de estudio en la presente investigación y que comenzaron a ser difundidos con la implantación de estos inicialmente en las regiones metropolitanas de Belo Horizonte, São Paulo e Porto Alegre (Baptista *et al*, 2015).

Los depósitos de detención presentan grandes dimensiones y son usados para el control centralizado de las aguas lluvias, su principal objetivo es la disminución del caudal pico de inundaciones almacenando el agua lluvia por un período corto de tiempo para después liberarlo gradualmente hacia su disposición final (Tucci, 2005).

Con el avance en el establecimiento de directrices para el manejo sustentable del agua pluvial como la creación de leyes federales y específicamente con la ley 13.246 del municipio de São Carlos, que establece directrices y la obligación para la implantación de dispositivos de detención, este tipo de técnica está siendo implantada.

Por lo anterior es importante el estudio, identificación y valoración de los depósitos de detención actualmente implantados bajo diferentes parámetros para conocer su estado actual y así establecer mejoras y fomentar la inversión en este tipo de obras para el manejo sustentable de aguas lluvias.

OBJETIVOS:

El objetivo del presente artículo es dar una valoración a dos depósitos de detención implantados en el municipio de São Carlos bajo parámetros como localización, funcionamiento, mantenimiento, operación, contaminación para identificar como esta técnica compensatoria está siendo integrada con el espacio urbano.

METODOLOGÍA:

CARACTERIZACIÓN Y DESARROLLO DEL MUNICIPIO DE SÃO CARLOS

El municipio de São Carlos se encuentra localizado en el centro geográfico del estado de São Paulo, presenta una precipitación media anual de 1512 mm, una población de 241.389 habitantes y un área urbana de 67,25 Km² (Prefeitura São Carlos).

El perímetro urbano está establecido dentro de la cuenca del río Monjolinho como se observa en la Figura 1.

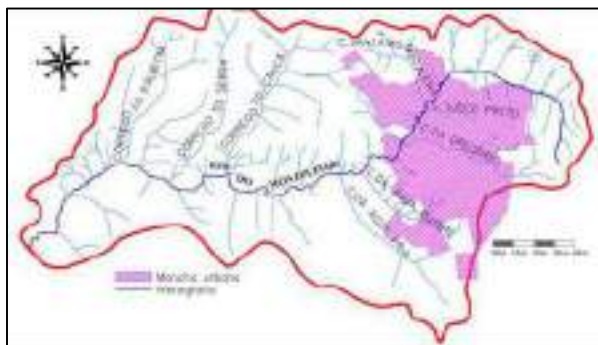


Figura 1. Cuenca hidrográfica del Río Monjolinho (CDCC)

El desarrollo del Municipio de São Carlos se ha venido caracterizando por el reiterado ocultamiento de sus ríos, por medio de la impermeabilización de sus márgenes y la canalización y rectificación de los cursos de agua (Lima, 2017).

IDENTIFICACIÓN DE LOS DEPÓSITOS DE DETENCIÓN

Por medio de la ayuda de imágenes de satélite a través del software Google Earth se identificaron los dos depósitos de detención que fueron objeto de estudio para el presente artículo, los cuales se encuentran implantados y en funcionamiento.

En las Imágenes 1 y 2 se muestran los depósitos de detención 1 y 2 respectivamente dentro de la zona de estudio.



Imagen 1. Vista aérea de depósito de detención (depósito 1)

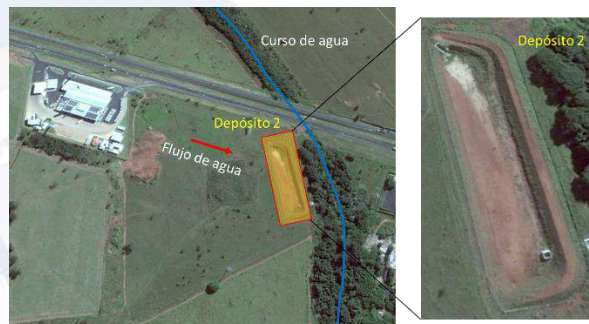


Imagen 2. Vista aérea de depósito de detención (depósito 2)

El depósito 1 se encuentra localizado en la parte más baja junto a una zona de casas en la calle Irineu Gabriel Florindo dentro del barrio Jardim Araucária. El curso de agua relacionado, donde se libera el agua almacenada en el depósito es un afluente del Río do Cancã.

El depósito 2 se localiza junto al curso de agua de Madalena y dentro de la sub-cuenca del mismo nombre. Igualmente se encuentra lateral a la autopista Washington Luis y en la parte baja en un área donde se encuentra una estación de servicio.

PARAMETROS PARA VALORACION DE LOS DEPÓSITOS

Para la valoración de cada una de los dos depósitos se establecieron unos parámetros de acuerdo a (Peroni; Teixeira, 2016) y otros aspectos que se podían considerar por medio de la observación. Conforme con esto se determinaron los siguientes parámetros:

Localización: Posición del depósito de detención respecto a sus áreas circundantes este puede estar dentro o fuera de un espacio urbanizado.

Visibilidad: Determina que tan visible se encuentra el depósito frente a una persona que camine o transite cerca de

la zona donde se encuentra localizado el depósito. Esta puede clasificarse como alta, media o baja.

Accesibilidad: Facilidad para una persona poder llegar hasta la entrada o el perímetro del depósito, donde se puede clasificar como fácil, moderada o difícil.

Cerramiento: Indica si el depósito cuenta con cercas o alambrado que delimite su perímetro, así como la posibilidad de acceder al interior de este existiendo o no portones con seguridad. Este parámetro se clasifica como totalmente abierta, parcialmente abierta o totalmente cerrada.

Mantenimiento: Determina el grado de conservación del depósito, dependiendo del estado y la altura de la vegetación, la presencia de residuos sólidos, la cantidad de sedimentos y de erosión presentes dentro del depósito. Este parámetro se clasifica como frecuente, esporádico o sin presencia.

Funcionalidad: Este parámetro establece la funcionalidad para la cual se proyectó el depósito y está siendo usado, caracterizándose como uso solamente hidrológico o multifuncional.

Funcionamiento: Determina si cumple con la condición de desocupar el agua almacena dentro de las 24 horas después de la lluvia. Igualmente, si el volumen del depósito es suficiente para evitar que el agua durante la precipitación transborda fuera de este.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN:

Se realizaron visitas tanto en días con y sin lluvia, realizando un registro fotográfico en cada evento para reconocer el estado actual del depósito y su funcionamiento al momento de almacenar el agua.

El día 13 de Agosto de 2017 se realizó una visita a ambos depósitos, para una época del año donde no son comunes las precipitaciones, teniendo en cuenta que la última precipitación considerable (62mm) ocurrió el 19 de Mayo de 2017 (INMET).

El otro registro fotográfico se realizó el día 03 de Marzo de 2018 momentos después de presentarse un evento de lluvia, este día se registró una precipitación de 21mm (INMET).

Depósito 1: Este es una depresión con vegetación, una rampa de acceso y un área totalmente cerrada con portón y cerca (Fotografías 1 y 2)



Fotografía 1. Depósito 1 – vista general (Ago/2017)



Fotografía 2. Depósito 1 - Portón de acceso (Mar/2018)

Las dos entradas captan el agua y cuentan con escalones para disipar la energía del agua y con piedras a nivel de suelo para retener los sedimentos (Fotografía 3).

El depósito este se ubica transversalmente a la y presenta una alta visibilidad. La accesibilidad es fácil ya que la urbanización es abierta hasta los límites del depósito.



Fotografía 3. Depósito 1 – Urbanización (Ago/2017)

Se identifica una vegetación con altura considerable y sin presencia de mantenimiento por más de 6 meses. Durante las visitas no se observaron residuos sólidos ni una cantidad considerable de sedimentos, sin embargo, evidenció

presencia de mosquitos especialmente el día lluvioso (Fotografías 4 y 5).



Fotografía 4. Depósito 1 – Entradas de agua (Ago/2017)



Fotografía 5. Depósito 1 – Recorrido de agua desde entrada hasta la salida (Mar/2018)

Se observa cumplimiento en la función hidrológica del depósito al liberar el agua a través de la estructura de salida y una lámina de agua que no sobrepasa la altura de esta. (Fotografía 6).



Fotografía 6. Depósito 1 – Salida de agua en día lluvioso (Mar/2018)

Depósito 2: Conforme visita realizada el depósito se encuentra totalmente cerrado fuera de alguna zona habitada, por lo que su visibilidad se considera media, aunque el acceso a sus límites es fácil (Fotografía 7).



Fotografía 7. Depósito 2 – vista general (Ago/2017)

El depósito cumple con el objetivo de vaciarse antes de las 24 horas al observarse solamente algunas zonas con poca agua con uso solamente hidrológico. Su mantenimiento se puede considerar esporádico por el poco crecimiento de la vegetación y no se observaron residuos sólidos (Fotografía 8).



Fotografía 8. Depósito 2 – Recorrido de agua desde entrada hasta la salida (Mar/2018)

La estructura de entrada cuenta con escalones para disipar la energía del agua y con piedras en su base para retener sedimentos (Fotografía 9). La estructura de salida cuenta con dos orificios de salida en diferente cota (Fotografía 10).



Fotografía 9. Depósito 2 – Portón de acceso (Ago/2017)



Fotografía 10. Depósito 2 – Interior estructura de salida (Ago/2017)

En la Fotografía 11 se observa una acumulación de sedimentos en la entrada de agua.



Fotografía 11. Depósito 2 – Entrada de agua (Mar/2018)

CONCLUSIONES:

La visita a ambos depósitos de detención permite concluir de acuerdo con la valoración establecida que se encuentran en condiciones normales de funcionamiento, donde se debe mejorar la regularidad del mantenimiento para garantizar el buen funcionamiento de la técnica.

Igualmente se establece que su uso fue proyectado para ser únicamente un control hidrológico, sin considerar una multifuncionalidad de este, resaltando muchas veces la dificultad e incompatibilidad para considerar estas estructuras tanto para detención de agua como para aprovechamiento de la comunidad.

REFERENCIAS:

Baptista, M. B.; Nascimento, N. O.; Barraud, S. (2015). Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana. 2 edição, Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH).

Camara Municipal de São Carlos. Lei Ordinaria nº 13.246, de 27 de Noviembre de 2003.

CDCC.

<http://www.ufscar.br/aprender/aprender/2010/06/bacias-hidrograficas/> (accesado 17 Enero 2018)

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home2/index> (accesado 19 Marzo 2018)

Lima, M. C. P. B. DE. (2017). Processos urbanos em São Carlos, SP: duas bacias hidrográficas, dois momentos. XVII ENAPUR,.

MARTINS, J. R. S. (2012). Gestão da drenagem urbana : só tecnologia será suficiente ?. Artigo Científico USP.

Peroni, C. S. L.; Teixeira, B. A. DO N. (2016). Avaliação da inserção urbana de bacias de detenção de águas pluviais em dois condomínios residenciais nos municípios de araraquara e são carlos, são paulo – Brasil. Cidades Verdes, v. 4, n. 10, p. 50–65.

Prefeitura São Carlos. <http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/conheca-sao-carlos/115442-dados-da-cidade-geografico-e-demografico.html> (accesado 16 Marzo 2018)

RIGHETTO, A. M. (2009). Manejo De Águas Pluviais Urbanas. PROSAB. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.

TUCCI, C. E. (2012). Gestão da Drenagem Urbana. Textos Para Discussão Cepal • Ipea.

TUCCI, C. E. M. (2005). Gestão das Inundações Urbanas. Ministério das Cidades.

[00119] PERFORMANCE OF A COMPOSITE BIOACTIVE MEMBRANE FOR ENHANCED BIOH₂ PRODUCTION AND CAPTURE FROM WASTEWATER

ANA LUCIA PRIETO SANTA¹; PAIGE NOVAK²; WILLIAM ARNOLD³

Universidad de Chile¹; University of Minnesota^{2,3}

ana.prieto@uchile.cl; novak010@umn.edu; arnol032@umn.edu

Abstract

Water and wastewater treatment accounts for 3% to 4% of the annual energy demand in the US. The opportunities for waste to energy conversion using anaerobic technologies are abundant, especially if applied to overcome the actual energy demand of wastewater treatment. In this study, a synthetic composite bioactive membrane was tested to recover clean energy from wastewater. Hollow fiber membranes were functionalized using encapsulated acidogenic bacteria to simultaneously produce and capture H₂ from waste streams. Under anaerobic conditions and pH from 4.5 to 5.5, an average of 21 mL H₂/g hexose were recovered from synthetic sewage, corresponding to 57% of the total H₂ production in the bioreactor. Further, the H₂ capture efficiency was improved by coating the modules with a thin film of polymeric silica gel. The silica-coated modules produced about 28 mL H₂/hexose and the hydrogen capture efficiency increased to 73%. These results suggest that about 2.5 kWh/m³ excess energy could be generated from the treated influent in a wastewater treatment facility. To our knowledge, this study is the first to report efficient production/capture of H₂ from wastewater using bioactive membranes.

Keywords

Bioactive composite membranes; energy recovery from wastewater; fermentative bioH₂ production.

INTRODUCTION

Wastewater has been used for decades as a renewable and reliable source of bioenergy. Biohydrogen (bioH₂) is a zero-emission biofuel derived from waste fermentation

processes. Acidogenic bacteria in particular, play an important role in the fermentative bioH₂ production. However, stringent pH control, high H₂ partial pressure, nutrient availability, and microbial competition, are often limiting factors that affect the deployment of acidogenic reactors (Hawkes et al., 2002). To overcome these problems, a novel approach to on-site bioH₂ production and capture from wastewater is reported in this study. Hollow fiber (HF) membranes were functionalized using encapsulated acidogenic bacteria to produce a composite bioactive membrane module. The bacteria were encapsulated in electrospun microfibers to allow more contact area between the wastewater and the encapsulation matrix; therefore improving substrate diffusion into the encapsulated cells. While the encapsulation matrix provided a robust platform for acidogenic growth, the produced bioH₂ was continuously removed and collected in the hollow fibers for further uses. To our knowledge, there are not reported technologies in literature that allow both efficient production and on-site capture of bioH₂ from wastewater.

MATERIALS AND METHODS

The seed culture was obtained by heat-treating a sample of municipal anaerobic sludge at 95 °C for 40 minutes. Synthetic wastewater was prepared as described in Klatt and LaPara (2003) and modified to increase 10 times the COD content (i.e., 6377.3±652.7). The reactor set-up consists on a 2.75 L completely mixed anaerobic vessel and a submerged membrane module (Figure 1). Reactor was fed with a peristaltic pump and the HRT was 18 hours. Influent and effluent pH was monitored daily, with average values of 6.9±1.3 and 4.5±0.8 during stable operation; respectively. Average liquid temperature was 22°C. Gas composition was analyzed for hydrogen (H₂) using a gas chromatography (GC-TCD) unit.

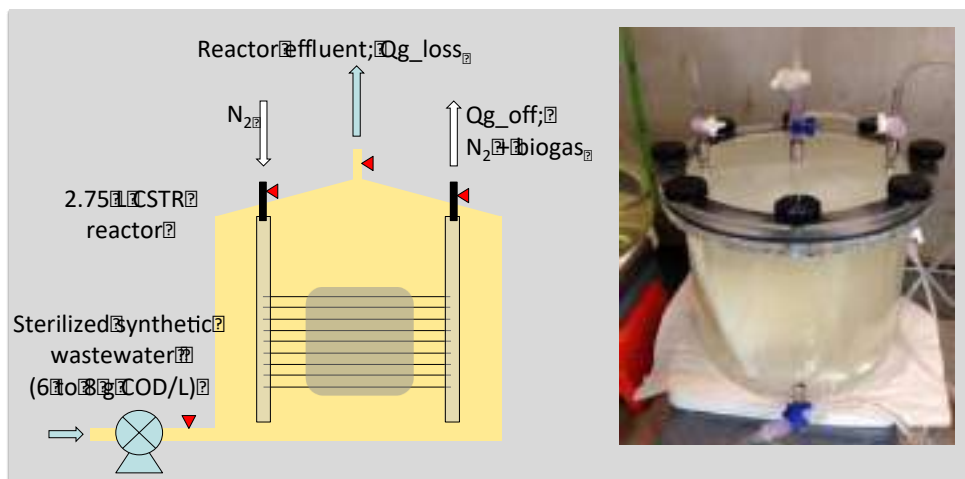


Figure 1. Schematic of anaerobic reactor and submerged bioactive composite membrane (left). Detail photograph of the bench scale reactor (right). Notice the H₂ bubbles accumulating on top of the reactor.

The membrane consists on a support/gas transfer layer and a bioactive layer. The support layer is a microporous polyethylene hollow fiber (HF) membrane fabric with a mean pore size of 0.03 μm (pore length 0.2 μm), 40% porosity, and active length of 10 cm. HF had an OD of 300 μm and 30 μm thickness. Fibers were connected to silicon tubes for gas collection. Compressed nitrogen was supplied as carrier for the off gas and the flow rate was controlled manually with a gas flow meter and a needle valve. Off-gas (Q_{g_off}) and dissolved + headspace (Q_{g_loss}) flow rates were measured daily. Polymer + seed culture microfibers were electro-spun onto the HF membrane surface to provide a bioactive surface. The shell and core solutions of the polymeric microfibers were prepared as described in Klein et al. (2009). The core solution consisted of 5 wt % polyethylene oxide (PEO) 600 K in water. The shell solution was 9 wt % polycaprolactone (PCL) 80 K and 1 wt % polyethylene glycol (PEG) 6 K dissolved in a mixture of chloroform and dimethylformamide, 9:1 (w/w). Prior to electro-spinning, the core solution was combined with 1 ml of seed culture.

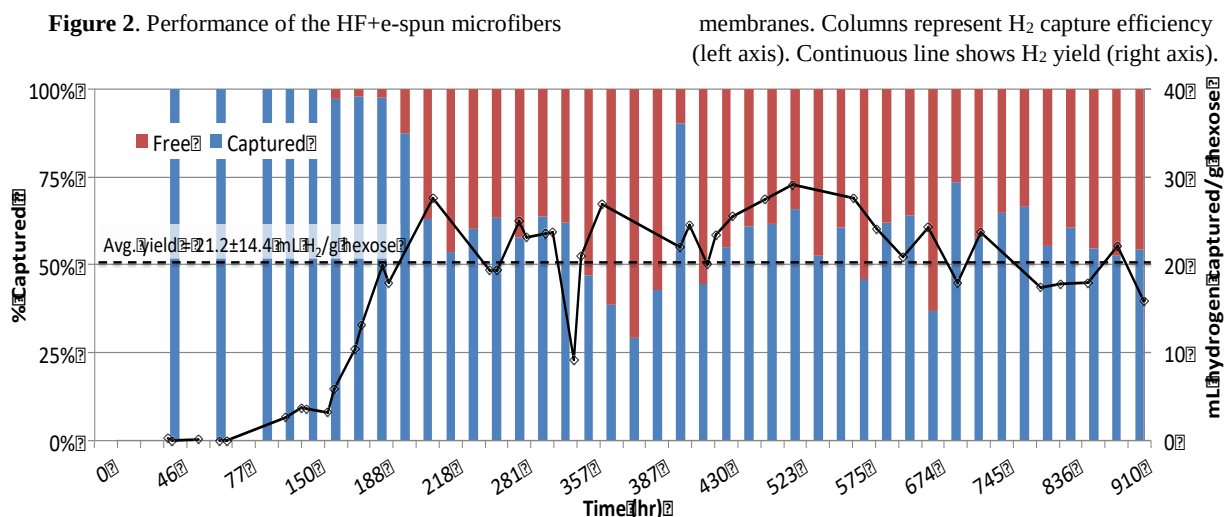
Two sets of experiments were performed during this study. First, the feasibility of the composite bioactive membrane to produce H₂ from wastewater was tested using synthetic wastewater. Once the proof of concept of the technology was achieved, a second experiment was done to improve hydrogen capture efficiency. For this purpose, the aforementioned membrane module was coated with a polymeric thin film of silica gel. The silica gel was prepared as described in Mutlu et al. (2013) and sprayed on the membrane module to a layer thickness of 0.26 to 0.39 mm for each side. Results from these experiments are described in the following sections.

RESULTS AND DISCUSSION

During the first experiment, the reactor was operated during 912 hours (38 days) and the average total H₂ production during stable operation was 247.6 $\pm$ 94.1 mL/d. After an acclimation period of 1 week, acidic conditions were rapidly achieved in the reactor. It was observed that in the pH range between 4.5 to 5.5 (best performance at $\sim$ 4.75), about 132.6 $\pm$ 29.3 mL/d of H₂ were produced and efficiently captured using the composite membrane. Average H₂ concentration of the off-gas was 1.0 $\pm$ 0.2% H₂ by volume. This value corresponds to a H₂ yield of 21.2 $\pm$ 14.4 mL H₂ per gram of hexose in the synthetic sewage, which constitutes 57 $\pm$ 11% of the total H₂ production in the bioreactor (Figure 2). To provide some context to these results, the application of this membrane technology to the primary effluent of a municipal wastewater treatment plant (average influent COD content of 500 mg/L), can potentially generate 2.5 KWh excess energy per cubic meter of treated water. Assuming that 10% of the influent COD is comprised by hexose (Raunkjaer et al., 1994).

Although the H₂ yield reported in this study is below stoichiometric values for hexose to H₂ conversion (i.e., 4 moles of H₂/mole of hexose), there are some considerations to the electro-spinning technique for encapsulation of bacteria. First, the cells are in contact with organic solvents (i.e., Chloroform and DMF) that might inhibit biological activity. Second, the cells are exposed to high voltage during the spinning procedure for about 4 to 6 hours, depending on the membrane area. Lastly, bacterial cells are mostly encapsulated individually within the microfibers. This condition limits the amount of H₂ producing bacteria per membrane area (i.e., cell density) present in the active layer, thus limiting H₂ production. In spite of the aforementioned considerations, the culture responded favourably to synthetic sewage after a week of acclimation.

Figure 2. Performance of the HF+e-spun microfibers



The results obtained during the initial experiment could be improved by modifying the membrane modules to a multi-layer design. The second set of experiments included a silica gel coated module. The coat functioned as a seal, avoiding back-diffusion of the produced bio H_2 . The modules were tested over 500 hours (20 days) with synthetic wastewater. The membrane modules produced 173.79 ± 10.15 mL/d of H_2 and hydrogen yields of about 28.3 ± 2.3 mL H_2 /hexose. Average H_2 concentration of the off-gas was $1.2 \pm 0.1\%$ H_2 by volume. H_2 production results were similar to those obtained in the first experiment without the additional coating. However, the hydrogen capturing efficiency increased to $73 \pm 15\%$ compared to $57 \pm 11\%$ from the experiments without coating.

Despite this great potential, limitations must be overcome before this technology is reliably scaled up and applied. Indeed, the electro-spinning encapsulation process restricts the density of bacterial cells that are present in the bioactive membrane, thus restricting H_2 production. In addition, the bioactive layer needs to be in continuous contact with the gas transfer (support) layer to efficiently remove the H_2 that is produced, and with standard electro-spinning, this is very challenging. The ability to scale up the membrane modules given current materials is also a challenge. Additional encapsulation materials (e.g., silica gels) and methods (e.g., spin coating) will be evaluated in future studies to optimize cell density for further scale-up of this technology.

CONCLUSIONS

The composite bioactive membrane proved to be efficient in producing and capturing H_2 from wastewater. This novel approach can potentially overcome many of the problems previously encountered in fermentative H_2 producing reactors. By continuously removing H_2 from the liquid phase, the H_2 partial pressure was maintained below inhibitory values for the acidogenic community in this study.

Furthermore, the collected off gas ($1.0 \pm 0.2\%$ H_2 by volume) can be readily available for on-site energy generation (e.g., combined heat and power), use in fuel cells, or concentration for industrial use and storage. Although the microfibers provide more surface area for diffusion of nutrients and energy substrates into the encapsulated cells, the electro-spinning encapsulation process restricts the density of bacterial cells present in the bioactive layer, which in turn, restricts the quantity of H_2 generated. Further studies will focus on increasing the cell density in the bioactive layer and will evaluate more cost effective methods and materials (e.g., silica gels) for cell encapsulation.

ACKNOWLEDGEMENTS

This project is sponsored by the Legislative Citizen Commission on Minnesota Resources through Environment and Natural Resources Trust Fund. The authors would like to thank Dr. Al Aksan and Baris Mutlu in the department of Mechanical Engineering at University of Minnesota, for providing the equipment and support in the preparation of the electro-spun microfibers and silica coating.

REFERENCES

- Hawkes F.R., Dinsdale R., Hawkes D.L., and Hussy I. 2002. Sustainable fermentative hydrogen production: challenges for process optimization. *International Journal of Hydrogen Energy*, **27**, 1339 – 1347.
- Klatt C.G. and La Para T. 2003. Aerobic Biological Treatment of Synthetic Municipal Wastewater in Membrane-Coupled Bioreactors. *Biotechnology and Bioengineering*, **82** (3), 313-320.
- Klein S., Kuhn J., Avrahami R., Tarre S., Beliaevski M., Green M., and Zussman E. 2009. Encapsulation of Bacterial Cells in Electrospun Microtubes. *Biomacromolecules*, **10**, 1751–1756.

Mutlu B.R., Yeom S, Tong H.W., Wackett L.P., Aksan Al. 2013. Silicon alkoxide cross-linked silica nanoparticle gels for encapsulation of bacterial biocatalysts. *J. Mater. Chem. A*, **1**, 11051-11060.

Raunkjaer K., Hvitved-Jacobsen T., and Nielsen P. 1994. Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research* **28** (2), 251-262.



[00179] PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE LA BIODEGRADACIÓN DE LA LIGNINA DE PAJA DE TRIGO

ELISEO SILVA ESPINO¹; LILIANA MÁRQUEZ BENAVIDES²; EDUARDO BALTIERRA TREJO³; JUAN MANUEL SÁNCHEZ YÁÑEZ⁴

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo^{1,2,4}; Universidad Autónoma del Noreste³

enfriafrma@hotmail.com¹; lmarquez@umich.mx²; ebaltierra@uane.edu.mx³; syanez@umich.mx⁴

Keywords: aromatic, biogas, degradation, fatty acids

Abstract. Wheat straw is an agricultural residue that represents 877 million tons per year worldwide. Due to its recalcitrance and few management alternatives, only 15 % is exploited while 85 % is eliminated by incineration, causing a negative environmental impact due to the emission of greenhouse gases. The biotechnological use of structural components of wheat straw such as cellulose and hemicelluloses in the production compounds such as bioethanol, has been well studied; however, the lignin-fraction is considered a residual product with few exploitation alternatives. The aim of this research was to establish a biotechnological model: utilization of residual lignin from wheat straw (RLWS) in the generation of valuable compounds and to direct its biodegradation to methane as an alternative source of energy. For this purpose, strains of ascomycetes with the high enzymatic activity were selected, and were used to degrade RLWS in concentrations up to 20 g L⁻¹. Gas chromatography identified the aromatics product of the depolymerization of RLWS, as well as the fatty acids that the literature suggested were produced after the oxidation and rupture of the aromatic rings. Finally, the conversion of the fatty acids into methane in test bottles of anaerobic digestion was analyzed. It was found that it is possible to take advantage of RLWS in the generation of compounds of industrial value as aromatic or short chain fatty acids and direct its biodegradation to CH₄ as an alternative source of energy.

Introducción

Por cada hectárea de cultivo de trigo se producen 7.3 toneladas de paja, pero debido a su recalcitrancia y pobre valor nutricional sólo se aprovecha el 15% y la mayoría se incinera “in situ”, con un impacto ambiental negativo por la emisión de 233 kg de CO₂ por hectárea. Sin embargo, es un material aprovechable si se consigue la despolimerización de la lignina residual de paja de trigo (LIREPATO), la cual se estima produciría 296 kg de biogás T⁻¹, un equivalente de 1.17 barriles de petróleo (García *et al.*, 2013). La despolimerización de la LIREPATO por procesos químicos es costosa y contaminante. La alternativa es el uso de organismos que de forma natural la degradan, al respecto se

ha investigado principalmente a los basidiomicetes terrestres, pero su requerimiento nutricional es complejo y su crecimiento lento. Algunas investigaciones señalan que los ascomicetos son más fáciles de cultivar y que tienen un tiempo de generación menor (Chang *et al.*, 2012). Sin embargo para aprovechar los productos de despolimerización de LIREPATO los ascomicetos deben realizar su degradación hasta ácidos grasos, lo cual no se reporta en literatura, debido a que la investigación se ha centrado principalmente en la obtención de aromáticos. La utilización de un proceso híbrido que una la despolimerización de lignina hasta ácidos grasos con la metanogénesis anaerobia, podría hacer aprovechable como fuente alternativa de energía la paja de trigo, un subproducto agrícola barato y abundante.

Objetivo Establecer un modelo biológico para el aprovechamiento de la LIREPATO en la generación de compuestos de valor y dirigir su biodegradación hasta CH₄ como fuente alternativa de energía.

Metodología

Preparación de la LIREPATO: La LIREPATO se extrajo a partir de paja de trigo mediante tratamiento ácido-térmico para eliminar la celulosa y la hemicelulosa. Se molió la paja y se tamizó en malla 20 (0.0841 mm), se adicionó con atomizador en solución CH₃-COOH (Baker) 10 % (v/v) en proporción 1:2 (p/v) y reposó 20 min. Posteriormente se neutralizó a pH 7 con NaOH (Meyer) 20 % (p/v). Se realizó tratamiento térmico a 120 °C por 60 min, finalmente se enjuagó con agua destilada y se secó a 70 °C por 24 h. Se conservó en refrigeración.

Activación de Ascomicetos: Para la activación del ascomiceto (*A. fumigatus*) se inoculó en caja de Petri con medio agar-LIREPATO cuya composición es (g L⁻¹): LIREPATO 10; peptona de caseína (Bioxon) 5; extracto de levadura (Bioxon) 1.3; K₂HPO₄ (Meyer) 0.17; KH₂PO₄ (Meyer) 2.61; MgSO₄ (Fermon) 1.5; NaCl (Meyer) 0.9; CuSO₄ (Baker) 0.05; azul de bromotimol (Sigma) 10 ppm; detergente (RomaMR) 2.5 mL de una solución al 10 % (p/v); 1 mL L⁻¹ de una solución de oligoelementos con la siguiente composición (g L⁻¹): H₃BO₃ (Baker) 2.86; ZnSO₄-

7H₂O (Meyer) 0.22; MnCl₂·7H₂O (Meyer) 1.81; KMnO₄ (Meyer) 0.09; ajustar el pH a 5.5 con ácido acético (Baker) al 10 % (v/v), agar 18g L⁻¹, se esterilizó a 121 °C por 20 min (Sánchez-Yáñez, 2007).

Preparación del inóculo: Para separar el micelio del LIREPATO se vació a la placa 15 mL de solución salina-detergente estéril (12 mL NaCl 0.85 % (p/v) y 3.0 mL detergente (RomaMR) 0.01 % (p/v), se removió con asa bacteriológica y se recuperó con pipeta.

Se inoculó 12.5 mL de la cepa de ascomicetos en matraces Erlenmeyer de 500 mL con 300 mL de caldo LIREPATO, el cual tuvo la siguiente composición (g L⁻¹): LIREPATO 20, peptona de caseína (Bioxon) 5; extracto de levadura (Bioxon) 1.3; K₂HPO₄ (Meyer) 0.17; KH₂PO₄ (Meyer) 2.61; MgSO₄ (Fermon) 1.5; NaCl (Meyer) 0.9; CuSO₄ (Baker) 0.05; azul de bromotimol (Sigma) 10 ppm; detergente (RomaMR) 2.5 mL de una solución al 10 % (p/v); 1 mL L⁻¹ de una solución de oligoelementos con la siguiente composición (g L⁻¹): H₃BO₃ (Baker) 2.86; ZnSO₄·7H₂O (Meyer) 0.22; MnCl₂·7H₂O (Meyer) 1.81; KMnO₄ (Meyer) 0.09; se ajustó el pH a 5.5 con ácido acético (Baker) al 10 % (v/v), agar bacteriológico 18 g L⁻¹, se esterilizó a 121 °C por 20 min (Sánchez-Yáñez, 2007). Los matraces con caldo LIREPATO (Figura 1) se incubaron en un agitador rotatorio (Thermo Scientific MaxQ 4000) por 35 días a 30 °C y 150 rpm. La despolimerización en el caldo LIREPATO se detuvo a los 7 días para continuar con la metanogénesis anaerobia.

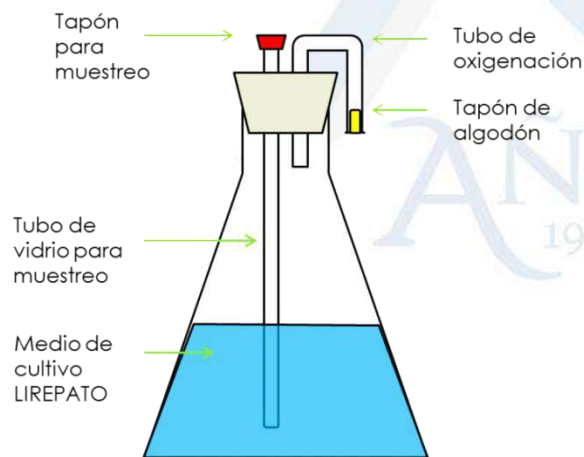


Figura 1. Diseño del matraz para el crecimiento de hongos ligninolíticos.

Conversión de la lignina despolimerizada en metano: Para analizar la conversión de los productos de despolimerización en biogás se realizaron pruebas en botellas metanogénicas alimentadas con la fracción LIREPATO digerida por los ascomicetos.

Las muestras consistieron en el remanente sólido y el líquido de la LIREPATO degradado por ascomicetos durante una semana de cultivo con alta producción de ácidos grasos de cadena corta. La producción de biogás de estos fue comparada con la de LIREPATO sin despolimerizar, paja de trigo, paja de alfalfa (control positivo) y un control negativo únicamente con inóculo. Para cada botella de prueba se mezcló 1 g de muestra con 99 mL de inóculo metanogénico, el que se preparó con 46.82 mL de agua destilada, más 18.73 mL de solución Buffer (preparada con g L⁻¹ NaHCO₃ 35 y (NH₄)HCO₃ 4), más 18.73 mL de solución de macroelementos (preparada con g L⁻¹ Na₂HPO₄ 5.7, KH₂PO₄ 6.2, MgSO₄·7H₂O 0.6), más 0.009 mL de solución de microelementos (preparada con g 100 mL⁻¹: CaCl₂·2H₂O 13.2, MnCl₂·4H₂O 10, CoCl₂·6H₂O 1.0, FeCl₂·6H₂O 0.8), más 0.17 mL de solución de resazurina (resazurina polvo 100 mg L⁻¹), más 5.619 mL de solución reductora (preparada con g L⁻¹ cisteína HCL 6.25, Na₂S·9H₂O 6.25 y NaOH 1N 40 mL) más 10 mL de inóculo metanogénico (el que se obtuvo de jugo ruminal de vacas alimentadas con forraje, filtrado con una tela de porosidad ≤1 mm; se conservó en baño María a 39 °C y se gasó con CO₂ constante hasta la inoculación).

Una vez inoculados los frascos fueron herméticamente sellados con tapón de goma y se incubaron a 39 °C. Se realizó la medición del biogás generado con aguja acoplada al manómetro digital (Pressure Meter Sunshine Instruments PS-9302). Las lecturas se hicieron en PSI (0.07031 kg cm⁻²) a las 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 12, 16, 20, 24, 28, 32, 42, 52, 62 y 72 h de incubación.

Se cuantificó el CH₄ generado por cromatografía de gases (Varian CP 3800), se realizó la curva de calibración con inyecciones de 2.5, 5.0, 7.5, 10, 20 y 30 µL de CH₄ extra seco (INFRA). El cromatógrafo de gases funcionó con una columna empacada HAYESEP Q 80-100 de acero inoxidable (2.0 m x 2.0 mm), el gas acarreador se mantuvo con un flujo de 35.0 mL min⁻¹. La temperatura del horno, inyector y detector FID fueron de 90, 200 y 210 °C, respectivamente (Hernández-Berriel et al., 2010).

Resultados y Discusión

Generación de biogás: El potencial de generación de biogás fue mayor a las 12 horas en la paja de trigo y en el control positivo paja de alfalfa, mientras que el remanente despolimerizado y la LIREPATO generaron su mayor cantidad de biogás a las 56 horas (Figura 2). Lo anterior puede explicarse a que el biogás de la alfalfa y la paja de trigo proviene principalmente de la biodegradación de los azúcares de las celulosas y las hemicelulosas, y a que los materiales que componen la LIREPATO son resistentes a la degradación biológica, es decir monómeros aromáticos.

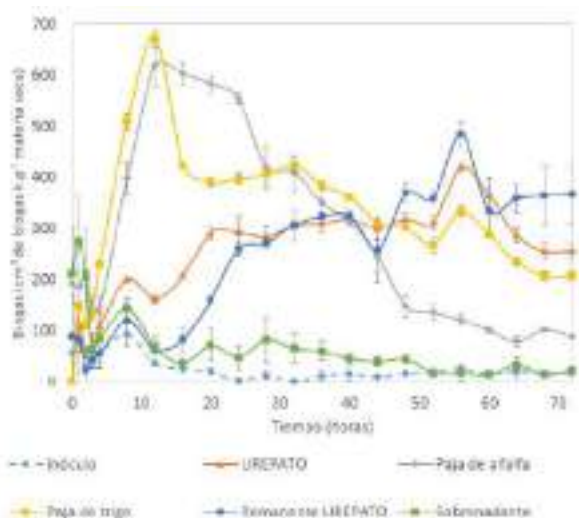


Figura 2. Cinética de producción de biogás por la actividad metanogénica en 72 horas a partir de los productos de despolimerización de LIREPATO y otras fuentes de carbono. Los análisis se hicieron por triplicado.

Al analizar la producción de CH_4 (Figura 3), puede observarse que aunque se produjo menos biogás en el remanente sólido del despolimerizado, comparado con la paja de trigo y el LIREPATO, este género cantidades similares de CH_4 . Lo anterior indica que el tratamiento biológico de despolimerización de la LIREPATO incrementa su potencial para degradarse en CH_4 , lo que permite que material residual se aproveche como fuente alternativa de energía. El remanente líquido que en teoría tiene disueltos los ácidos grasos, tuvo una baja producción acumulada de biogás anterior puede explicarse a que se encontraban diluidos, en concentración menor a 3 000 mg L^{-1} .

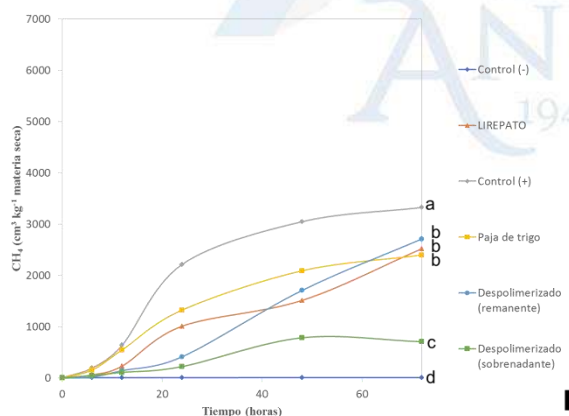
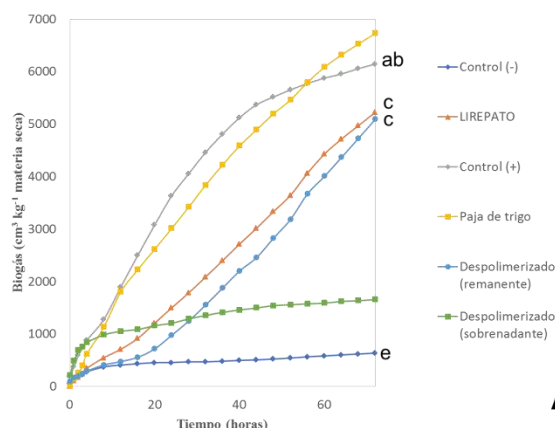


Figura 3. Producción acumulada de biogás (A) y metano (B) por la actividad metanogénica en 72 horas a partir de los productos de despolimerización de LIREPATO y otras fuentes de carbono. Los análisis se hicieron por triplicado. Las letras indican diferencia estadísticamente significativa ($\alpha=0.05$, Tukey).



A

Conclusión

Se encontró que la LIREPATO puede tener un aprovechamiento como fuente alternativa de energía, al combinar la despolimerización de los hongos mitosporicos con la metanogénesis anaerobia. Esta investigación es un punto de partida para un posible aprovechamiento integral de la paja de trigo ya que la celulosa y las hemicelulosas son extraídas por métodos fisicoquímicos en la generación de bioetanol y biohidrógeno; sin embargo, a la lignina la consideran como un producto residual con pocas alternativas de manejo, debido a su recalcitrancia.

Referencias bibliográficas

- Chang, A., Fan, J., Wen, X. (2012). Screening of fungi capable of highly selective degradation of lignin in rice straw. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 72(0), 26-30.
- García, C., Montero, G., Coronado, M., Acosta, M. (2013). Potencial energético de la paja de trigo en el Valle de Mexicali. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 67-72.
- Hernández-Berriel, M. C., Mañón-Salas, C., Sánchez-Yáñez, J. M., Lugo-de la Fuente, J., Márquez-Benavides, L. (2010). Influence of recycling different leachate volumes on refuse anaerobic degradation. *The Open Waste Management Journal*, 3(1), 155-166.
- Sánchez-Yáñez, J. M. (2007). *Breve Tratado de Microbiología Agrícola Teoría y Práctica* (C. d. I. y. D. d. M. Corporativo de Desarrollo Sustentable, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Secretaria de Desarrollo Rural en Michoacán Ed.). Morelia, Michoacán México: Corporativo de Desarrollo Sustentable, Centro de Investigación y Desarrollo de Michoacán, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Secretaria de Desarrollo Rural en Michoacán, pp. 130-133.

B

[00201] ESTIMACIÓN DEL COEFICIENTE DE RUGOSIDAD POR FORMULAS EMPÍRICAS EN CAUCES NATURALES

**CARLOS JAVIER FERNÁNDEZ DE CÓRDOVA WEBSTER¹; ALCIDES J. F. LEÓN
MÉNDEZ²; YAKELÍN RODRÍGUEZ LÓPEZ³**

**Universidad del Azuay, ETAPA EP1; Centro de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Tecnológica de La
Habana^{2,3}**

jfernand@uazuay.edu.ec¹; aleonm@cih.cujae.edu.cu²; yake@cih.cujae.edu.cu³

Resumen

La determinación del coeficiente de rugosidad es de suma importancia en el estudio del movimiento del agua en cauces naturales ya que incide de manera directa en la modelación hidráulica de los mismos y por lo tanto los resultados serán diferentes de acuerdo al valor adoptado para los cálculos. La n de Manning es un parámetro que indica el grado de resistencia al flujo, en este trabajo se obtiene este coeficiente mediante fórmulas empíricas que basan su cálculo en los diámetros del material que compone el cauce, el área de drenaje y el perímetro mojado. Se obtuvo el coeficiente de rugosidad de Manning para diferentes alturas del agua en 25 secciones a lo largo de un tramo de 31.6 km en un río de montaña (río Yanuncay) en Cuenca - Ecuador. También se presentan los valores obtenidos por otros métodos para comparar con los resultados de las fórmulas empíricas.

Palabras clave: Coeficiente de rugosidad, cauce natural, n de Manning, fórmulas empíricas.

Abstract

The determination of the roughness coefficient is of great importance in the study of the movement of water in natural channels as it directly affects the hydraulic modeling of the same and therefore the results will be different according to the value adopted for the calculations. The n of Manning is a parameter that indicates the degree of resistance to flow, in this work this coefficient is obtained by applying empirical formulas that base their calculation on the diameters of the material that composes the channel, the drainage area and the wet perimeter. The roughness coefficient of Manning was obtained for different water heights in 25 sections along a 31.6 km stretch in a mountain river (Yanuncay river) in

Cuenca - Ecuador. The values obtained by other methods are also presented to compare with the results of the empirical formulas.

Keywords: Coefficient of roughness, natural course, n of Manning, empirical formulas.

Introducción

El coeficiente de rugosidad es el grado de resistencia, que ofrecen las paredes y fondo del canal al flujo de un fluido, mientras más ásperas o rugosas sean estos elementos mayor dificultad tendrá el agua para desplazarse. Una de las formas de representar el grado de resistencia al movimiento de un fluido en un cauce y utilizado universalmente es la n de Manning.

Existe incertidumbre en el cálculo de este coeficiente de rugosidad debido a los múltiples factores que lo pueden afectar, como: el tipo de canal, la rugosidad superficial, vegetación, irregularidad, alineamiento del canal, sedimentación y socavación, obstrucción, tamaño y forma del canal, nivel y caudal, cambio estacional, material de suspensión y carga de lecho (Chow, 1959). Además, se trata de un parámetro dinámico ya que depende del movimiento del fluido, si no existe flujo no hay resistencia.

El régimen de circulación del agua en el cauce (permanente uniforme, permanente variado e impermanente variado) es otro factor importante a considerar en la obtención del coeficiente de rugosidad, ya que las profundidades, velocidades, y por lo tanto la n de Manning varían en cada caso (Fernández de Córdoba et al. 2018). Por otro lado, es común que los ingenieros piensen que un canal ya sea, artificial o natural, tenga un solo valor del coeficiente de rugosidad para toda la sección, pero la

realidad es que la n de Manning varía en toda la geometría del canal.

En la literatura existen varios métodos para calcular la n de Manning, que consideran algunos o varios de los factores que afectan al coeficiente de resistencia al flujo; hay métodos que se basan en tablas elaboradas por experiencias profesionales, otros en la velocidad del agua medida a profundidades específicas, también se puede calcular la n de Manning aplicando fórmulas empíricas o mediante una comparación de los tramos de interés con fotografías de ríos de otras regiones.

Debido a la variabilidad de métodos y a la incertidumbre en el cálculo del coeficiente de rugosidad, es necesario estudiar con cierto detalle el valor de la n de Manning y su variación a lo largo de un cauce natural.

En este trabajo se estima el coeficiente de rugosidad de Manning, aplicando fórmulas empíricas, tomando como caso de estudio un tramo del río Yanuncay desde el sector denominado Los Tres Puentes situado en la parte urbana de la ciudad de Cuenca-Ecuador a 2520 m.s.n.m. hasta la comunidad de Soldados, ubicada en la parte alta de la cuenca a 3248 m.s.n.m., cubriendo una longitud total de 31.6 km (Martínez & Meneses, 2017). Los valores obtenidos por las fórmulas empíricas son comparados con la n de Manning estimada a partir de otros métodos.

Metodología

El cálculo del coeficiente de rugosidad de Manning se realizó en un tramo del río Yanuncay de Cuenca, Ecuador, aplicando las fórmulas empíricas: Meyer-Peter y Müller, Limerinos y HECRAS (2016), que toman en cuenta la geometría del canal, representada principalmente por el radio hidráulico, y el diámetro de las partículas del material que compone el cauce.

$$\text{Meyer-Peter y Müller: } n = 0.038 * d_{90}^{\frac{1}{6}} \quad (1)$$

Dónde:

d_{90} es el diámetro (en metros) del material del lecho, tal que el 90 % en peso es menor.

$$\text{Limerinos: } n = \frac{0.1129 * R^{\frac{1}{6}}}{1.16 + 2 * \log\left(\frac{R}{d_{84}}\right)} \quad (2)$$

Dónde:

d_{84} es el diámetro (en metros) del material del lecho, tal que el 84 % en peso es menor.

R es el radio hidráulico (en metros) y es igual a la relación entre el área de drenaje y el perímetro mojado de la sección.

$$\text{HECRAS: } n = \frac{R^{\frac{1}{6}}}{18 * \log\left(12.2 * \frac{R}{k}\right)} \quad (3)$$

Dónde:

k es la rugosidad, se asumió igual al diámetro (en metros) del material del lecho, tal que el 50 % en peso es menor (d_{50}).

R es el radio hidráulico en metros.

Para obtener el diámetro de las partículas (d_{90} , d_{84} , d_{50}), necesario para calcular el coeficiente de rugosidad de Manning, se realizaron fotografías al cauce cuando el nivel del agua estaba lo suficientemente bajo que permitía la medición del diámetro de un grupo representativo de piedras en cada una de las secciones analizadas (Figura 1). La técnica de medición empleada se describe en (Martínez & Meneses, 2017).

El radio hidráulico se calculó con el área y perímetro mojado obtenido a partir del levantamiento topográfico realizado en cada sección.



Figura 1. Diámetro de las piedras río Yanuncay.

Adicionalmente en una de las secciones del río, se comparó el resultado de las fórmulas empíricas con los valores de la n de Manning obtenidos empleando otros métodos como:

- Medición de la velocidad, aplicable a flujos turbulentos e hidráulicamente rugosos con una distribución de velocidades logarítmica, que permite obtener el coeficiente de resistencia a través de la velocidad medida a diferentes profundidades.

$$n = \frac{(X-1) * d^{\frac{1}{6}}}{5.57 * (X+0.95)} \quad (4)$$

Dónde:

d es la profundidad total del flujo en la sección considerada en metros.

$X = V_{0.2}/V_{0.8}$, y es la relación entre las velocidades del flujo, $V_{0.2}$ es la velocidad a 0.2 d de profundidad a partir de la superficie del agua (a 0.8 d desde el fondo), $V_{0.8}$ es la velocidad a 0.8 d de profundidad a partir de la superficie del agua (a 0.2 d desde el fondo).

- Método basado en fotografías, que consiste en comparar la zona de estudio con descripciones y fotografías representativas de otros cauces en donde se han calculado sus respectivos coeficientes de rugosidad. Este método fue publicado por Chow (1959), y por el U.S. Geological Survey (Ligett y Caughey 1998).
- Flotadores, esta técnica es muy usual para determinar el caudal que circula por un cauce, una vez que se conozca el área de la sección transversal, la n de Manning y el coeficiente del flotador. En un proceso inverso, y previamente conocido el coeficiente del flotador, se puede obtener la n de Manning según:

$$n = \frac{\left(\frac{A}{P}\right)^{\frac{2}{3}} \cdot S^{\frac{1}{2}}}{K_f \cdot v_f}$$

- (5)
- Dónde:
- A es el área mojada en metros al cuadrado.
- S es la pendiente media en metros sobre metros del tramo donde se midió el caudal.
- P_m es el perímetro mojado en metros.
- K_f es el coeficiente del flotador que corrige la velocidad del flotador para convertirla en velocidad media.
- V_f es la velocidad del flotador en (m/s).
- **Caso de estudio: río Yanuncay en Cuenca-Ecuador**
- La ciudad de Cuenca de la provincia del Azuay en el Ecuador se encuentra en la cordillera de los Andes a 2550 m.s.n.m., ubicada geográficamente entre las coordenadas 2°39' a 3°00' de latitud sur y 78°54' a 79°26' de longitud oeste (Universidad de Cuenca, 2013), está atravesada por varios cursos de agua, siendo los principales el Machángara, Tomebamba, Tarqui y Yanuncay. De acuerdo con el Censo de Población y Vivienda realizado por el Instituto Ecuatoriano de Estadísticas y Censos en el año 2010, la ciudad tiene 505 585 habitantes.

- El río Yanuncay ubicado en la subcuenca del mismo nombre y que es parte de la cuenca del río Paute, una de las más importantes del Ecuador desde el punto de vista hidroenergético, es un curso de agua montañoso con fuerte pendiente cuyo cauce está compuesto por gravas y cantos rodados de diferente tamaño (Figura 1).
- El presente estudio se realizó en 25 secciones ubicadas en los puentes a lo largo de un tramo del río Yanuncay de 31.6 km.



Figura 2. Cauce río Yanuncay.

Resultados

- Con las características geométricas calculadas con la altura del agua máxima del cauce principal, los diámetros de las partículas y aplicando las fórmulas empíricas mencionadas anteriormente se calculó la n de Manning en cada sección, los resultados se presentan en la tabla 1.
- Los valores promedio de los diámetros de las partículas de todas las 25 secciones del tramo de estudio fueron: $d_{50} = 23\text{cm}$, $d_{84} = 46\text{cm}$, $d_{90} = 56\text{cm}$.

Tabla 1. n de Manning por fórmulas empíricas.

Estación	Meyer - Peter y Muller	Limerinos	HEC-RAS	Altura de agua (m)
Tres Puentes	0.034	0.048	0.030	3.90
Av. Felipe II	0.033	0.051	0.031	2.50
Av. 12 de Octubre	0.033	0.051	0.031	3.00

Av. Loja	0.034	0.046	0.031	6.10
Av. de las Américas	0.037	0.053	0.033	4.80
Misicata	0.034	0.048	0.031	4.00
Tenis (0+100)	0.033	0.047	0.030	5.50

Puente (1+820)	0.034	0.050	0.030	4.50
Puente Barabón (3+000)	0.036	0.061	0.034	2.50

-

Puente San Juan (3+200)	0.036	0.052	0.031	2.63
Puente (4+400)	0.035	0.056	0.031	2.85
Puente (4+700)	0.035	0.051	0.032	3.55
Puente Dispensario Barabón (6+300)	0.032	0.045	0.029	4.50
Puente (7+000)	0.035	0.052	0.030	4.30
Puente Escuela de Hípica San Juan (9+700)	0.035	0.045	0.029	4.70
Puente Nro. 1 (11+800)	0.033	0.052	0.031	1.75
Puente Nro. 2 (11+800)	0.033	0.053	0.031	1.75
Puente (13+200)	0.036	0.055	0.032	2.35
Puente Hacienda Gullanvado (14+100)	0.031	0.041	0.027	3.15
Puente Hacienda Pucán (16+200)	0.034	0.056	0.032	2.20
Puente (17+900)	0.034	0.068	0.031	1.00

Puente (18+600)	0.035	0.054	0.031	2.75
Puente (19+600)	0.036	0.061	0.033	2.40
Puente Aguas Termales (22+500)	0.038	0.061	0.031	3.25
Puente (24+400)	0.034	0.067	0.032	1.50
Media	0.034	0.053	0.031	
Desviación Estándar	0.002	0.007	0.001	
Coefficiente de Variación	0.06	0.13	0.032	

Como se evidencia en la tabla 1 los resultados del coeficiente de rugosidad de Manning son diferentes de acuerdo a la fórmula que se aplique, por la fórmula de Meyer-Peter y Muller la n varía entre 0.031 y 0.038 con un valor medio de 0.034, por la fórmula de Limerinos el rango de variación está entre 0.041 y 0.068 con una media de 0.053, y por HECRAS el valor mínimo y máximo es 0.027 y 0.034, respectivamente, con una media de 0.031.

La fórmula de HECRAS depende de la rugosidad k , en los resultados expuestos en la tabla 1 se asumió k como el d_{50} , si se utiliza el d_{84} o d_{90} , la n de Manning sube a 0.034 y 0.038, respectivamente.

En cada una de las 25 secciones se calculó el coeficiente de rugosidad con las fórmulas de Limerinos y HECRAS para diferentes alturas, empezando por un nivel de agua que cubra la mayoría de piedras del cauce principal hasta llegar a la máxima altura de crecida antes del desbordamiento.

A continuación, se presentan dos gráficos de estos resultados (Figura 3), en ambos casos, se observa que el valor de la n de Manning tiende a estabilizarse a medida que se incrementa la altura del agua en el cauce principal, esto se debe a que la influencia de la rugosidad (irregularidades) sobre la n disminuye al aumentar la profundidad (León y Martínez, 2013).

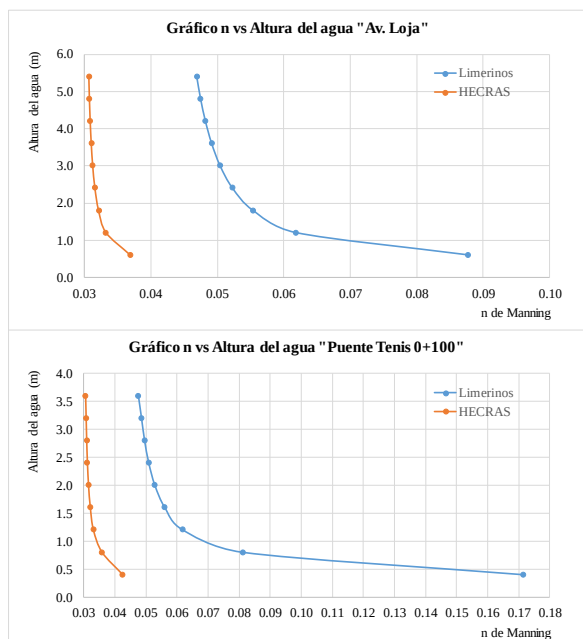


Figura 3. Variación de la n de Manning con la altura del agua.

Adicionalmente, en la estación de Barabón se obtuvo la n de Manning aplicando los métodos de: velocidades, basado en fotografías y flotadores, los resultados se presentan a continuación:

- Velocidades:

Tabla 2. n de Manning por el método de velocidades.

Puente de Barabón		
Fecha	n	Q (m ³ /s)
23-abr.-2016	0.040	8.41
26-may.-2016	0.043	12.406
15-ene.-2017	0.025	31.693
3-mar.-2017	0.029	22.126
13-mar.-2017	0.049	17.683

4-jun.-2017	0.041	10.176
Media	0.035	

Por este método la n de Manning varía entre 0.029 y 0.049, con un valor medio de 0.035, se aprecia claramente que a medida que el caudal se incrementa la resistencia al flujo es menor, por lo que el valor de la n de Manning disminuye. La altura promedio del agua entre todas las mediciones de velocidades fue de 0.75 metros.

- Basado en fotografías:

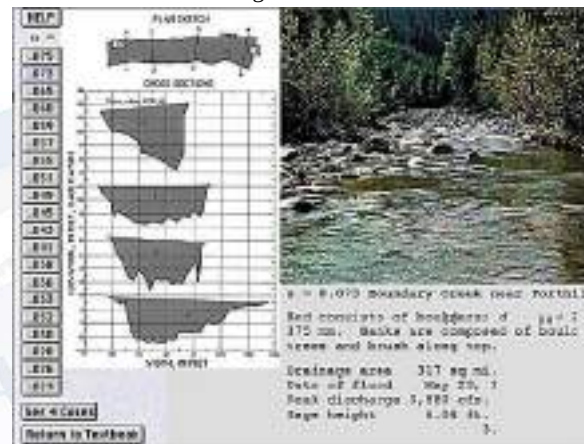


Figura 4. Fotografía representativa del tramo de estudio, $n=0.073$.

La figura 4 publicada en el libro de Ligett y Caughey (1998) presenta un cauce natural en Porthill, U.S.A., con piedras que tienen un d_{84} igual a 375 mm con las llanuras pobladas de pequeños arbustos, que ha criterio de los autores es la más representativa del caso de estudio. La n calculada en este río de U.S.A. a partir de las mediciones realizadas por United States Geological Survey (USGS) fue de 0.073.

- Flotadores:

Tabla 3. n de Manning por el método de flotadores.

Puente de Barabón		
Fecha	n	Q (m ³ /s)
14-jun.-2016	0.057	25.79
21-jun.-2016	0.062	31.27
15-ene.-2017	0.060	32.50
3-mar.-2017	0.058	17.43
11-mar.-2017	0.058	39.28

12-mar.-2017	0.052	21.44
13-mar.-2017	0.060	13.25
15-mar.-2017	0.057	42.89
Media	0.058	

La n de Manning obtenida a partir del método de los flotadores varía entre 0.052 y 0.062, con una media de 0.058. La altura promedio del agua entre todas las mediciones de caudal por este método fue de 1.10 metros. Para comparar los resultados de estos métodos con los obtenidos por las fórmulas empíricas se presenta la Tabla 4, con los valores de la n de Manning para diferentes alturas del agua, se encuentran resaltados los correspondientes a las alturas semejantes a las consideradas en los métodos de velocidades y flotadores.

Tabla 4. n de Manning por Limerinos y HECRAS para la estación de Barabón.

Puente Barabón 3+000					
Limerios		H(m)	R(m)	D_{84} (m)	n
	Aguas Arriba	0.40	0.19	0.64	0.905
		0.80	0.44	0.64	0.118
		1.20	0.79	0.64	0.081
		1.60	1.12	0.64	0.070
		2.00	1.45	0.64	0.064
		2.50	1.76	0.64	0.061
	Aguas Abajo	0.40	0.18	0.64	1.089
		0.80	0.54	0.64	0.101
		1.20	0.79	0.64	0.081
		1.60	1.13	0.64	0.070
		2.00	1.46	0.64	0.064
		2.50	1.74	0.64	0.061
HECRAS		H(m)	R(m)	K	N
	Aguas Arriba	0.40	0.19	0.36	0.052
		0.80	0.44	0.36	0.041

		1.20	0.79	0.36	0.037
		1.60	1.12	0.36	0.036
		2.00	1.45	0.36	0.035
		2.50	1.76	0.36	0.034
	Aguas Abajo	0.40	0.18	0.36	0.053
		0.80	0.54	0.36	0.040
		1.20	0.79	0.36	0.037
		1.60	1.13	0.36	0.036
		2.00	1.46	0.36	0.035
		2.50	1.74	0.36	0.034

Se observa que los valores calculados con la fórmula de Limerinos (0.11 y 0.08) son muy superiores a los obtenidos por el método de velocidades (0.035) y flotadores (0.058), si se comparan con los resultados de la fórmula de HECRAS (0.041 y 0.037) se aprecia que los obtenidos por el método de velocidades están más cerca que los obtenidos por el método de flotadores para las alturas de flujo correspondientes.

Tabla 5. Caudales de la estación de Barabón para diferentes valores de la n de Manning.

n de Manning		Q (m3/s)	%
Meyer - Peter y Muller	0.036	183.23	103%
Limerinos	0.061	108.14	20%
HEC-RAS	0.034	194.01	115%
Velocidades	0.035	188.47	109%
Flotadores	0.058	113.73	26%
Fotografías	0.073	90.36	0%

La tabla 5 presenta los valores de caudal calculados con la ecuación de Manning en la estación de Barabón para diferentes valores de n considerando una altura de agua de 2.5 m y una pendiente de 0.011. En la última columna se indica el porcentaje de incremento con respecto al valor de caudal más bajo que corresponde al obtenido con la n de Manning del método de fotografías. Se evidencia claramente la variación en los caudales cuando varía la n , la diferencia puede superar en más de dos veces el valor más bajo. Lo mismo ocurriría si partiendo de un caudal fijo se

calculan las alturas o niveles del agua en la sección determinada, los resultados tendrían una variabilidad importante.

Conclusiones

El coeficiente de rugosidad (n de Manning) calculado por las fórmulas empíricas de Meyer-Peter y Muller, Limerinos y HECRAS para la altura del agua máxima del cauce principal en el tramo de estudio varía entre 0.027 y 0.068, y los promedios entre 0.031 y 0.053.

La fórmula de Limerinos da valores de la n de Manning mayores que las fórmulas de Meyer-Peter y Muller y HECRAS, y los promedios de los resultados de estas últimas dos fórmulas son bastante semejantes.

Los diámetros de las partículas promedio de las 25 secciones varían entre 23 y 56 cm.

La fórmula empírica cuyos resultados presentan una menor dispersión con respecto a su media es la fórmula de HECRAS, mientras que la de Limerinos es la que presenta mayor dispersión en los resultados.

Se verifica que el efecto de la rugosidad sobre el coeficiente de rugosidad de Manning disminuye a medida que aumenta la altura del agua.

Los resultados de aplicar una fórmula para calcular la n de Manning deben ser comparados con los valores obtenidos por otros métodos, para de esta manera tener una idea más clara del coeficiente de rugosidad.

La n de Manning es de gran importancia al momento de calcular un caudal o una altura de flujo, los resultados al adoptar uno u otro valor serían completamente diferentes.

Referencias Bibliográficas

Chow, V. T. (1959). *Open Channels Hydraulics*. McGraw-Hill Book Company, Inc; New York.

Fernández de Córdova, C., León, A., Rodríguez, Y., Martínez, P. y Meneses, D. (2018). “Influencia del método de estimación en el coeficiente de Manning para cauces naturales”, *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, vol. 39, No. 1, Ene-Abr 2018, pp. 17-31.

León A. y Martínez Y. (2013). *Hidráulica de las Conducciones Libres*, Editorial Poligráfica Félix Varela, ISBN 978-959-07-1867-0, La Habana, Cuba.

Ligett J. A. and Caughey D. A. (1998). *Fluid Mechanics: an interactive text*, American Society of Civil Engineers and the Multimedia Courseware Studio, Cornell University, All Rights Reserved ISBN, USA.

Martínez, P. y Meneses, D. (2017). *Determinación del coeficiente de rugosidad por las fórmulas: Meyer-Peter y Müller, Limerinos y HEC-RAS*. Trabajo de titulación Universidad del Azuay, Cuenca, Ecuador.

Universidad de Cuenca (2013). *Implementación de la metodología de análisis de vulnerabilidades a nivel cantonal*, Proyecto DIPECHO VII, Secretaría Nacional de Gestión de Riesgos, Comisión Europea y Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo, Cuenca, Ecuador.

US Army Corps of Engineers (2016). HECRAS, User's Manual, USA.

[00212] MAPAS DE ISOIETAS DAS CHUVAS INTENSAS NO SUL DE MINAS GERAIS NO BRASIL

**HERLANE COSTA CALHEIROS¹; RAQUEL SILVA COSTA²; ÍCARO BUENO DE
LIMA³; NAJLA NASCIMENTO⁴**

UNIFEI - UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ^{1,2,3,4}

**h2c@unifei.edu.br¹; raquelscosta@unifei.edu.br²; icarobuenodelima@gmail.com³;
najla_nascimento@hotmail.com⁴**

RESUMO

Chuvvas intensas, também chamadas de chuvvas extremas, são aquelas que apresentam grandes lâminas precipitadas em pequenos intervalos de tempo. Sua quantificação, bem como o conhecimento da forma como se distribui temporal e espacialmente são de extrema importância em diversos estudos e projetos técnicos. Este trabalho analisou a intensidade máxima pluviométrica em diferentes períodos de retorno para o sul de Minas Gerais no Brasil, a partir da construção da curva intensidade – duração – frequência (I-

D-F) para os períodos de retorno de 1, 5 e 25 anos e construção dos mapas de isoietas para os diferentes períodos de retorno. As curvas I-D-F foram construídas utilizando o método distribuição probabilística de Gumbel a partir da função de máxima verossimilhança aplicada aos dados históricos. Os resultados mostraram que a intensidade máxima de projeto de sistemas de aproveitamento de águas de chuva para as cidades do sul de Minas Gerais, considerando duração de chuva de 5 min, variam de 110 a 140 mm/h; 140 a 180 mm/h e 180 a 260 mm/h considerando, respectivamente, um período de retorno de 1, 5 e 25 anos.

Palavras Chave – Intensidade; Duração; Frequência; Chuvvas Intensas.

ABSTRACT

Heavy rainfalls, also called extreme rains, are those that have large volumes precipitated in short time intervals. Its quantification, as well as the knowledge of how it is distributed spatially and temporally, are of the almost importance in several studies and technical projects. This work analyzed the maximum rainfall intensity in different return periods to the south of Minas Gerais in Brazil, from the construction of the intensity - duration - frequency curve (IDF curve) for the return periods of 1, 5 and 25 years and construction of isohyets maps for different return periods. The IDF curves were constructed using the probabilistic

distribution method of Gumbel from the maximum likelihood function applied to historical data. The results showed that the maximum intensity of rainwater harvesting systems for the cities of the south of Minas Gerais, considering rainfall duration of 5 min, range from 110 to 140 mm/h; 140 to 180 mm/h and 180 to 260 mm/h considering, respectively, a return period of 1, 5 and 25 years.

Keywords – Intensity; Duration; Frequency; Heavy Rainfall.

1. INTRODUÇÃO

Segundo Pinto, Holtz e Martins (1976) precipitação é todo vapor de água proveniente da atmosfera que é depositado na superfície da terra, principalmente em forma de chuva, que influencia na vazão dos corpos d'água. A precipitação é medida em milímetros durante um período de 24 horas.

As chuvvas podem ser classificadas como chuvvas intensas, também chamadas de chuvvas extremas, aquelas de grandes volumes precipitados em pequenos intervalos de tempo (Araújo et al., 2008). Devido aos escoamentos superficiais gerados, as chuvvas intensas causam prejuízos tanto em áreas urbanas quanto em áreas rurais, como por exemplo inundação de terras cultivadas, erosão do solo, perdas de nutrientes, assoreamento de corpos da água, alagamentos, incidência de doenças de veiculação hídrica, entre outros (Cecílio et al., 2009). Assim sendo, a sua quantificação, bem como o conhecimento da forma como sua distribuição espacial e temporal são muito importantes em diversos estudos relacionados a dimensionamentos de projetos hidráulicos, como de irrigação, telhados verdes, água para abastecimento, obras de controle de inundação e erosão do solo (Santos, Griebeler e Oliveira, 2010).

Visando evitar tais desastres e perdas, tanto o dimensionamento das estruturas hidráulicas de drenagem construídas nas áreas urbanas, como o planejamento da ocupação ordenada das planícies de inundação necessitam considerar os riscos associados aos eventos extremos. Uma forma dos riscos serem estimados é trabalhar, através de metodologias estatísticas, as séries históricas das chuvas observadas, estimando-se a intensidade e a duração dos eventos associando-os a determinadas recorrências. Assim, o estudo dessas chuvas pode ser realizada por meio de equações de chuvas intensas, também denominadas de curvas intensidade-duração-frequência (IDF), que estimam a duração, a intensidade e a frequência de ocorrência de uma chuva em determinado período de retorno (Damé, Teixeira e Terra, 2008).

Vários autores (Corona, Montaldo e Albertson, 2018; Lana et al., 2018; Modarres et al., 2018, entre outros) utilizaram método de distribuição probabilística de Gumbel, por sua facilidade de aplicação, para obter os parâmetros das curvas IDF e estimar as mudanças das chuvas extremas devido ao surgimento das mudanças climáticas que podem ter influência significativa sobre as estratégias de controle e gestão das águas.

O ajuste dos parâmetros das curvas IDF é realizado de modo empírico por regressão linear ou regressão não linear, a partir de dados pluviométricos para cada estação e local. Porém, o ajuste dos parâmetros da curva IDF apresenta algumas dificuldades, como exaustivo trabalho de tabulação e análise e interpretação de grande quantidade de dados de pluviogramas. No entanto, pode-se também obter os parâmetros da curva IDF através de um software brasileiro chamado Pluvio 2.1, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa.

Através do Pluvio 2.1, para a obtenção de equações de chuvas intensas em localidades não conhecidas, existe uma metodologia adaptada de Pruski et al. (1997), que se fundamenta no uso de um interpolador que permite obter os parâmetros da equação de intensidade-duração-frequência da precipitação a partir de informações disponíveis. Nessa interpolação, consideram-se apenas informações das equações de chuvas intensas já disponíveis, sem levar em conta qualquer outro fator que influencie na pluviosidade, como por exemplo a presença de serras, corpos hídricos, ou até mesmo a altitude local. O fator de ponderação utilizado, na consideração de cada localidade, corresponde ao inverso da quinta potência da distância entre as localidades em que os parâmetros são conhecidos e o local para o qual a equação é pretendida – latitude e longitude (Pruski et al., 2006).

2. OBJETIVOS

Esse trabalho teve por objetivo analisar os dados pluviométricos da região sul de Minas Gerais através de curvas IDF para diferentes tempos de retorno e, então, produzir mapas de isoietas para subsidiar trabalhos e estudos técnicos a serem desenvolvidos na área de estudo.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado na região sul do estado de Minas Gerais, Brasil. A área de estudo está inserida na mesorregião Sul/Sudoeste do estado que conta com 146 municípios, sendo uma das mais desenvolvidas com presença de cinco dos dez municípios mineiros com maior Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil, 2013).

Foram selecionadas 16 cidades mais populosas e influentes na região, de forma que preenchessem espacialmente a maior parte da área de estudo, apresentadas na Figura 1. As cidades foram: Alfenas, Andrelândia, Guaxupé, Itajubá, Jacutinga, Lavras, Passos, Poço Fundo, Poços de Caldas, Pouso Alegre, São Gonçalo do Sapucaí, São Sebastião do Paraíso, Sapucaí-Mirim, Três Corações, Três Pontas e Varginha.



Figura 1. Municípios selecionados para estudo

A partir de então, foram definidos os postos pluviométricos inseridos na região para obtenção dos dados de chuva junto ao portal Hidroweb da Agência Nacional das Águas – ANA (2017), que estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Postos pluviométricos selecionados para estudo

Posto Pluviométrico	Município	Código (ANA)	Série Histórica
1	Itajubá	2245083	1966 – 1999
2	Alfenas	2145042	1983 – 2006
3	Três Corações	2145003	1941 – 1999
4	São Sebastião do Paraíso	2046020	1961 – 1998
5	Três Pontas	2145043	1983 – 2006
6	Guaxupé	2146026	1911 – 2006
7	Jacutinga	2246052	1941 – 2016
8	Sapucaí-Mirim	2245104	1975 – 2016
9	São Gonçalo do Sapucaí	2145000	1941 – 1966
10	Poço Fundo	2146029	1967 – 2006
11	Andrelândia	2144019	1948 – 1999

De posse dos dados de precipitação máxima mensal, foi aplicado o método de Gumbel para obtenção da curva IDF. Utilizando de estipulações probabilísticas realizadas no software Microsoft Excel, foram encontrados os coeficientes da equação, e através de uma regressão linear foram geradas as curvas com diferentes períodos de retorno. Com a mesma finalidade, também utilizou-se o software Pluvio 2.1, cujo dado de entrada foi a localidade (cidade, estado), para obtenção dos valores das constantes de ajuste locais e posterior obtenção da curva IDF. A Figura 2 mostra a obtenção dos dados dos parâmetros IDF através do software Pluvio 2.1, com o dado de entrada para o município de Alfenas, Minas Gerais.

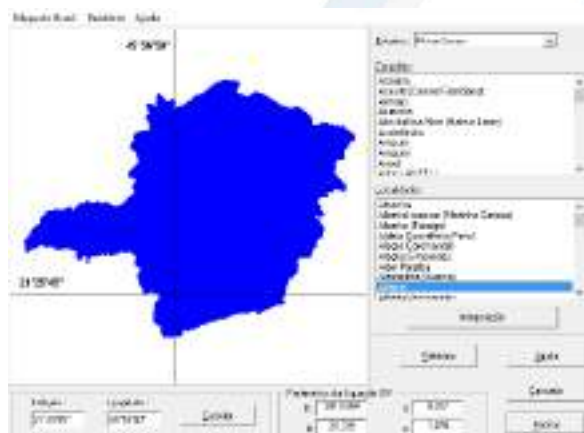


Figura 2. Obtenção de dados através do Pluvio 2.1

Após obtenção de todos os dados necessários, foram confeccionadas as curvas IDF para todos os postos pluviométricos selecionados para três diferentes tempos de retorno, 1, 5 e 25 anos. Dessa maneira obteve-se 2 gráficos

para cada localidade, um com dados da distribuição Gumbel e outro com os obtidos no Pluvio 2.1.

Por fim, com objetivo de realizar uma análise espacial dos dados produzidos, foram confeccionados três mapas, para os tempos de retorno analisados, considerando um tempo de duração único de 5 minutos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As curvas de intensidade, duração e frequência, obtidas através das duas metodologias apresentadas, consideraram a duração de zero a 60 minutos e, como frequência os três tempos de retorno citados, 1, 5 e 25 anos. A Figura 3 apresenta o gráfico das curvas obtidas para o município de Alfenas, com a metodologia de Gumbel. Enquanto a Figura 4 mostra o gráfico das curvas utilizando os dados do Pluvio 2.1.

Figura 3. Curvas IDF para o município de Alfenas utilizando metodologia de Gumbel

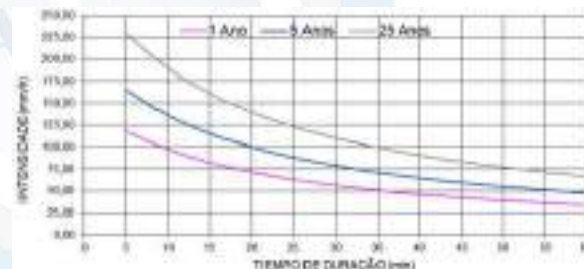
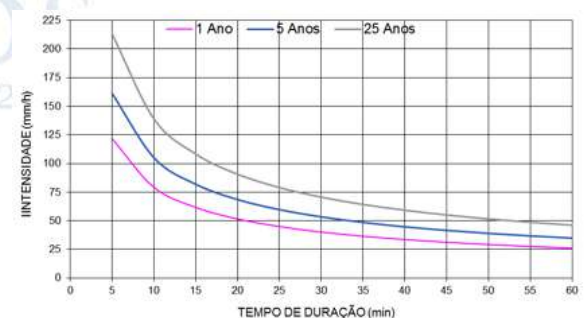


Figura 4. Curvas IDF para o município de Alfenas utilizando Pluvio 2.1



É notório que as curvas obtidas com os dados do Pluvio 2.1 mostraram que a intensidade da chuva é superestimada quando comparado com a curva gerada através de dados históricos utilizando-se o método de Gumbel. Para o município de Alfenas, exemplificado acima, pode-se

observar que houve uma diferença de quase 25 mm por hora, comparando-se as duas curvas com 60 minutos de duração e tempo de retorno de 25 anos.

A partir dos dados das curvas IDF, foram confeccionados mapas de precipitação. Também conhecidos como isoietas, os mapas de precipitação são curvas que delimitam regiões de mesma pluviosidade, ou seja, mesma quantidade de chuva. Os mapas de isoietas são produto final desse estudo, e além de fornecerem análise da pluviosidade máxima na região sul de Minas Gerais, também possuem finalidade de subsidiarem trabalhos e projetos a serem realizados, de maneira a facilitar a obtenção e análise de dados de chuva. As Figuras 5, 6 e 7, apresentam os mapas de isoietas para os tempos de retorno de 1, 5 e 25 anos, considerando duração de cinco minutos.

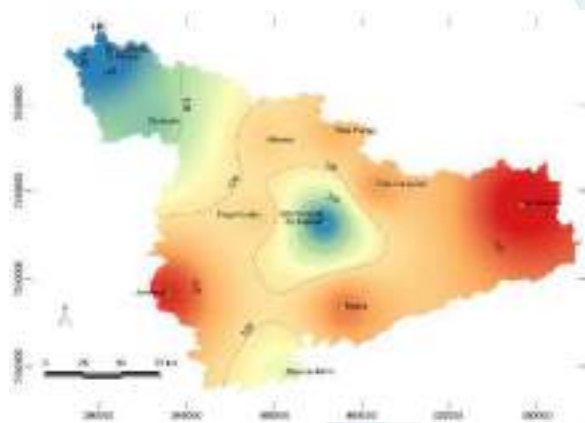


Figura 5. Mapa de isoietas em mm/h para chuva de 5 minutos com tempo de retorno de 1 ano

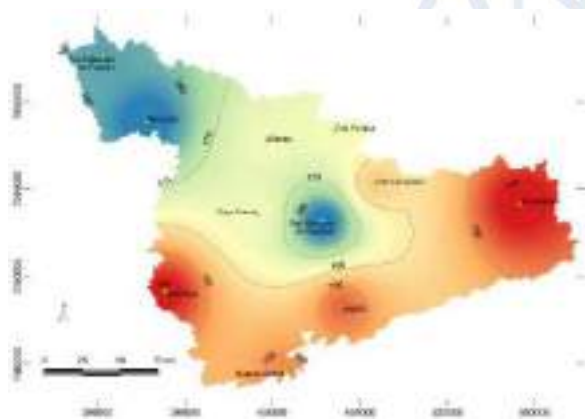
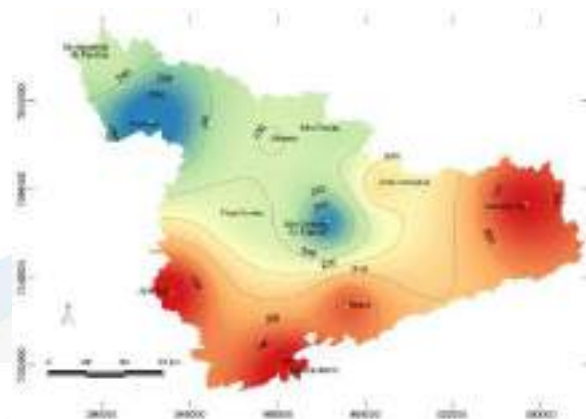


Figura 6. Mapa de isoietas em mm/h para chuva de 5 minutos com tempo de retorno de 5 anos

Figura 7. Mapa de isoietas em mm/h para chuva de 5 minutos com tempo de retorno de 25 anos



5. CONCLUSÃO

Com o presente estudo pode-se afirmar que o software Pluvio 2.1 como fonte de dados para estudos pluviométricos, apresenta uma superestima da intensidade da chuva, quando comparados com estudos estatísticos dos dados de medição direta segundo metodologia de Gumbel. No entanto, a intensidade de chuva sendo superestimada não oferece riscos ao serem utilizadas para estudos e projetos técnicos.

Analisando os mapas de isoietas, pode-se concluir que a intensidade máxima de chuva para as cidades do sul de Minas Gerais variam de 110 a 140 mm/h; 140 a 180 mm/h e 180 a 260 mm/h considerando, respectivamente, um período de retorno de 1, 5 e 25 anos.

De forma geral, o estudo pode contribuir com a comunidade técnico-científica com dados de pluviosidade máxima já processados e apresentados espacialmente, em forma de mapas georreferenciados.

REFERÊNCIAS

Araújo, L. E. et al. (2008). Análise estatística de chuvas intensas da bacia hidrográfica do Rio Paraíba. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 23, n. 2, p. 162-169.

Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil. (2013). *Ranking Índice de Desenvolvimento Humano Municipal*.

<http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/ranking> (acesso em 10 de abril de 2018)

Cecílio, R. A. et al. (2009). Avaliação de interpoladores para os parâmetros das equações de chuvas intensa no Espírito Santo. *Ambi-Água*, v. 4, n. 3, p. 82-92.

Corona, R.; Montaldo, N.; Albertson, J. D. (2018). On the Role of NAO-Driven Interannual Variability in Rainfall Seasonality on Water Resources and Hydrologic Design in a Typical Mediterranean Basin. *Journal Hydrometeorology*, v. 19, p. 485–498. DOI: 10.1175/JHM-D-17-0078.1

Damé, R. C. F.; Teixeira, C. F. A; Terra, V. S. S. (2008). Comparação de diferentes metodologias para estimativa de curvas intensidade-duração-frequência para pelotas - RS. *Revista Engenharia Agrícola*, v. 28, n. 2.

Lana, X., Casas-Castillo, M.C., Serra, C., Rodríguez-Solà, R.; Redaño, A.; Burgueño, A.; Martínez, M. D. (2018). Return period curves for extreme 5-min rainfall amounts at the Barcelona urban network. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 132, p. 1-15. DOI: 10.1007/s00704-018-2434-4

Modarres, R.; Ghadami, M.; Naderi, S.; Naderi, M. (2018) Future extreme rainfall change projections in the north of Iran. *Meteorological Applications*, v. 25, p. 40–48. DOI: 10.1002/met.1667

Pinto, N. L. S., Holtz, A. C. T., Martins, J. A. (1976). *Hidrologia Básica*. Edgard Blucher.

Pruski, F.F.; Calijuri, M.L.; Bhering, E.M.; Silva, J.M.A. (1997). Metodologia baseada no uso de sistemas de informações geográficas para obtenção de equações de chuvas intensas em qualquer localidade do Estado do Paraná. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa, v.5, n.3, p.254-265, 1997.

Pruski, F.F.; Silva, D.D.; Teixeira, A.F.; Cecílio, R.A.; Silva, J.M.A.; Griebeler, N.P. (2006). Dimensionamento de sistemas hidroagrícolas. *Hidros*. Viçosa. Editora UFV.

Santos, G. G.; Griebeler, N. P.; Oliveira, L. F. C. (2010). Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 2.

[00347] EFECTO DEL CHOQUE TÉRMICO EN INÓCULOS MIXTOS SOBRE LA PRODUCCIÓN DE BIO-HIDRÓGENO POR FERMENTACIÓN OSCURA

MANUEL EMILIO CANTO ROBERTOS¹; QUINTAL FRANCO CARLOS ALBERTO²;
MORENO ANDRADE IVAN³; NGOGA ERIC⁴

Univesidad Autónoma de Yucatán^{1,2,4}; Universidad Nacional Autónoma de México³

kanto.manuel@gmail.com¹; carlos.quintal@correo.uady.mx²; imorenoa@iingen.unam.mx³;
ngoger@yahoo.fr⁴

Abstract

Dark fermentation can be used as a sustainable method of bio-hydrogen production. This method requires to eliminate hydrogen consuming microorganisms by means of pretreatment techniques like heat-shock. This study investigated the performance of applying the heat shock pretreatment technique on three inocula: a sludge from a municipal wastewater treatment plant, a sludge from an anaerobic reactor treating swine wastewater and ruminal liquid. To enrich hydrogen-producing microflora, the seeds were pretreated at 105 °C for 24 h. The batch tests of the dark fermentation were carried out in serum bottles with a total volume of 120 mL. Sucrose was used as the substrate maintaining a substrate to microorganism ratio of 4 gDQO/1 gTSS. The temperature of the medium was kept at 35 °C with an initial pH of 5.5 and an agitation rate of 150 rpm. The heat shock pretreatment improved the biogas and hydrogen volume, and suppressed methanogenesis. The best performances of hydrogen production were observed for municipal wastewater treatment plant sludge (0.53 mol H₂/mol_{substrate}) and swine wastewater sludge (0.37 mol H₂/mol_{substrate}). Ruminal liquid showed an irregular behaviour with hydrogen production volumes similar to volumes of the untreated seed. The fermentation pathway produced butyric acid and acetic acid as main products.

Key words: bio-hydrogen, heat shock pretreatment, dark fermentation, fermentative pathway.

Resumen

Se ha propuesto como fuente de energía renovable la generación de hidrógeno por medio de procesos biológicos

1. Introducción

al emplearse residuos municipales, agrícolas e industriales como sustrato alimenticio a microorganismos productores de hidrógeno (MPH). Entre las técnicas de producción de bio-hidrógeno se encuentra la fermentación oscura, la cual se utilizó en el presente trabajo al evaluar el efecto del pretratamiento térmico en tres inóculos provenientes de una planta de aguas residuales (PTAR) municipal, digestor anaerobio de aguas residuales porcina y líquido ruminal bovino. Por ello, los inóculos fueron pretratados a 105 °C por 24 h para favorecer MPH y luego fueron añadidos en botellas serológicas de 120 mL con sacarosa como sustrato a una relación sustrato/inóculo de 4 gDQO/1 gSSV. La incubación se hizo a 37 °C con agitación de 150 rpm durante 40 h de operación a un pH inicial de 5.5. Los resultados indican que el pretratamiento térmico incrementó

el volumen de biogás e hidrógeno, además inhibió la metanogénesis al observar menos del 0.5 % de metano en el biogás. El mejor rendimiento se obtuvo con el lodo anaerobio municipal (0.53 mol H₂/mol_{sustrato}), luego el lodo anaerobio porcino (0.37 mol H₂/mol_{sustrato}), finalmente, el líquido ruminal exhibió un inestable comportamiento al presentar volúmenes de hidrógeno semejante al tratamiento control. El análisis de los ácidos grasos volátiles confirmó una ruta fermentativa mixta de tipo acética/butírica.

Palabras claves: bio-hidrógeno, choque térmico, fermentación oscura, vía fermentativa.

Los estudios en la producción de hidrógeno a partir de la biomasa (bio-hidrógeno) se han enfocado principalmente en la biofotólisis del agua empleando algas y cianobacterias, la fotofermentación de compuestos orgánicos por bacterias fotosintéticas y la fermentación oscura de compuestos orgánicos ricos en carbohidratos mediante bacterias estrictamente anaerobias o anaerobias facultativas en ausencia de luz (Argun and Kargi 2011; Blanco and Rodríguez 2012; Juárez and Castro 2013).

Los procesos de biofotólisis y fotofermentación para la producción de bio-hidrógeno son más complejos y de alto costo, por lo que la producción de H₂ por fermentación oscura es la opción más viable, debido a su mayor capacidad de producir H₂ y de degradar sustratos complejos, tales como residuos agrícolas (residuos de cultivos y estiércol), efluentes industriales con grandes contenidos de carbohidratos y aguas residuales de industrias procesadoras de productos alimenticios (Kapdan and Kargi 2006; Bedoya *et al.* 2008; Guo *et al.* 2010). Sin embargo, la producción de bio-hidrógeno a partir de la fermentación oscura ha sido baja a nivel mundial y aún está en desarrollo las estrategias para enriquecer el biogás con H₂ (Kapdan and Kargi 2006; Bundhoo and Mohee 2016).

Entre estas estrategias se encuentra la aplicación de pretratamientos a inóculos mixtos, para favorecer las bacterias productoras de hidrógeno y utilizarlas como inóculo dentro los reactores. Diversos pretratamientos se han empleado como la aplicación de choques térmicos, soluciones ácido-base, aireación, congelamiento y descongelamiento, aplicación de cloroformo, iodopropano y sodio 2-bromoetanosulfato (Wang and Wan 2008; Cai and Wang 2016).

De los anteriores pretratamientos, se ha investigado el efecto de aplicar choques térmicos, utilizando temperaturas en un rango de 60-100 °C con tiempo de exposición de 5-120 min (Kawagoshi *et al.* 2005; Mu *et al.* 2007; Ren *et al.* 2008; Cai *et al.* 2009; Cai and Wang 2016). Estos estudios han tenido amplia diversidad en los resultados debido a la fuente del inóculo y al tipo de residuo utilizado.

En el contexto local de Yucatán, México, las granjas porcinas, las plantas de tratamiento de agua municipal y granjas bovinas, son una fuente importante como inóculo, el cual debe ser evaluado en residuos ricos en carbohidratos, como las aguas residuales de industrias alimenticias. Dada esta situación, se evaluó el efecto del pretratamiento térmico sobre la producción de bio-hidrógeno mediante el proceso de fermentación oscura en tres inóculos mixtos.

2. Metodología

Se usaron tres tipos de inóculos como fuente de microorganismos anaerobios: lodo anaerobio municipal (LT), lodo anaerobio porcino (PT), y líquido ruminal

bovino (RT). Las muestras fueron almacenadas a 4 °C al momento de ser trasladadas al laboratorio. Cada inóculo recibió un pretratamiento térmico de 105 °C durante 24 h con el propósito de inactivar los Microorganismos Consumidores de Hidrógeno y permitir el crecimiento de las productoras de hidrógeno (Moreno *et al.* 2015). La unidad experimental consistió en una botella serológica de 120 mL, con un volumen de trabajo de 80 mL, incubado a 37 °C, agitado a 150 rpm y operado durante 40 h. Para la preparación de cada reactor, se hizo una mezcla del sustrato y del inóculo de acuerdo a una relación sustrato-inóculo de 4 gDQO_{sustrato}/1 gSSV_{inóculo} y luego se añadió 5 mL de una solución mineral descrita por Mizuno *et al.* (2000). Todos los experimentos fueron realizados por triplicado.

Al término de la incubación se determinó la concentración de ácido acético (HAc), ácido butírico (HBu) y ácido propiónico (HPr) mediante cromatografía de gases (Thermo Scientific - Trace GC Ultra). La concentración de H₂ en el biogás se analizó por medio de un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer Clarus 500).

Para ajustar los datos de las curvas de producción de hidrógeno acumulado se aplicó la ecuación modificada de Gompertz (Ramos *et al.* 2012):

$$H(t) = H_{max} \exp \left\{ -\exp \left[\frac{2.71828 * R_{max}}{H_{max}} * (\lambda - t) + 1 \right] \right\}$$

Donde H(t) (mg/L) es el volumen total del gas acumulado en el tiempo t(h); H_{max} es el máximo volumen de gas acumulado (mL); R_{max} es la tasa máxima de producción de gas (mL/h); y λ(h) es el tiempo de la fase de latencia.

3. Resultados y discusión

La figura 1 presenta las gráficas de la producción acumulada de hidrógeno para los diferentes inóculos. De acuerdo a estas graficas los valores estimados del modelo de Gompertz del volumen máximo de producción de H₂, la tasa máxima de rendimiento y el tiempo de la fase de latencia son de 58.69 mL, 4.91 mL/h y 14.63 h para el lodo anaerobio municipal; 39.62 mL, 5.07 mL/h y 22.27 h para el lodo anaerobio porcino; y 11.99 mL, 1.81 mL/h y 14.82 h para el líquido ruminal.

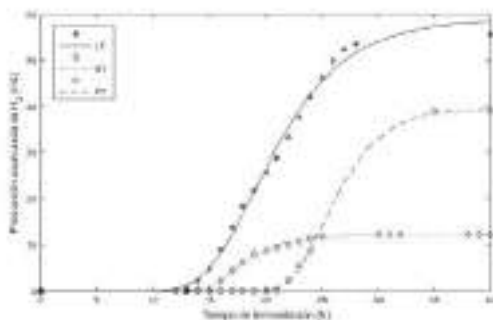


Figura 8. Producción acumulada de H₂ de acuerdo con el modelo de Gompertz.

Con base a la figura 2 y tabla 1, la mayor producción de H₂ se logró con el lodo anaerobio municipal y lodo anaerobio porcino, ambos con volúmenes y rendimientos similares; mientras que al usar el líquido ruminal se presentó una producción irregular de hidrógeno, teniendo valores cercanos a cero en una réplica.

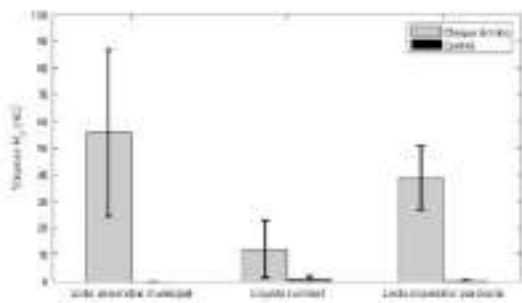


Figura 9. Volumen acumulado de hidrógeno de acuerdo con tipo de inóculo.

Estudios obtuvieron como Cai et al. (2009), Cai y Wang (2016), Kawagoshi et al. (2005), Mu et al. (2007), Wang y Wan (2008) obtuvieron mayores rendimientos y porcentaje de hidrógeno al utilizar el choque térmico como pretratamiento en comparación con el presente trabajo de investigación. Estas diferencias se pueden sustentar en el efecto del pretratamiento sobre la diversidad microbiana inicial, debido a que el choque térmico tiene la limitante de reducir la diversidad microbiana al aplicar altas temperaturas con largos tiempos de exposición (Wang et al. 2011), ya que muchos productores de hidrógeno no formadoras de spora son destruidos, resultando en un bajo rendimiento en la producción de hidrógeno (Ren et al. 2008).

Tabla 1. Rendimientos de hidrógeno por tipo de inóculo.

Inóculo	mol H ₂ mol ⁻¹ sustrato	mL H ₂ g ⁻¹ sustrato	% H ₂
LT	0.53 ± 0.29	36.95 ± 20.66	25 ± 10
PT	0.37 ± 0.11	25.86 ± 7.92	18 ± 3
RT	0.11 ± 0.10	8.04 ± 7.01	9 ± 8

La figura 3 muestra la concentración de HAc, HPr y HBu en los diferentes inóculos, indicando una fermentación mixta acetato/butírico, con resultados similares a otros estudios (Lin and Lay 2004; Mu et al. 2007; Ren et al. 2008; Wang et al. 2011; Reyhani and Zilouei 2013; Abdallah et al. 2016) en el que el ácido acético y ácido butírico fueron los mayores productos de la fermentación oscura. Posiblemente el pH haya influido en el tipo de vía fermentativa, debido a que la formación de ácido acético y ácido butírico es favorecida a pH 4-6 por sobre la formación de ácido propiónico, ácido láctico, y solventes como etanol, propanol y butanol (Hwang et al. 2004; Hawkes et al. 2007; Pakarinen et al. 2008; Guo et al. 2010).

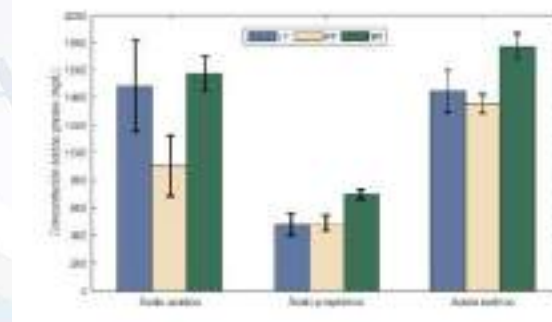


Figura 10. Concentración de HAc, HPr y HBu en los diferentes inóculos.

La concentración de ácidos grasos del tratamiento RT presentó semejantes contenido de ácidos grasos con respecto al tratamiento LT y PT, posiblemente a que las bacterias formadoras de spora que sobrevivieron fueron de tipo homoacetogénicas, las cuales se encargan de producir HAc con consumo de H₂ y CO₂. La cantidad de MPH en el rumen se puede ver afectado por la cantidad y calidad del alimento, prácticas agropecuarias, clima y vegetación local, así como el tipo y actividad de la comunidad microbiana (Huo et al. 2013; Henderson et al. 2015; AlZahal et al. 2017).

4. Conclusiones

El choque térmico permitió la acumulación de H₂ con un 9-28 % en la composición del biogás, debido a la inhibición de los MCH. Se presentaron los mejores rendimientos con

el lodo anaerobio municipal (0.53 mol H₂/molsustrato) y lodo anaerobio porcino (0.37 mol H₂/molsustrato).

Finalmente, el líquido ruminal presentó volúmenes de H₂ semejante a un tratamiento control, pero con concentraciones de AGV similares al choque térmico. Esto se puede explicar por la presencia de bacterias homoacetogénicas y la baja cantidad de MPH en el inóculo.

5. Referencias bibliográficas

- Abdallah, R., Djelal, H., Amrane, A., Sayed, W., Fourcade, F., Labasque, T., Geneste, F., Taha, S., Floner, D. (2016). Dark fermentative hydrogen production by anaerobic sludge growing on glucose and ammonium resulting from nitrate electroreduction. *International Journal of Hydrogen Energy*, **41**(12), 5445-5455.
- AlZahal, O., Li, F., Guan, L. L., Walker, N. D., & McBride, B. W. (2017). Factors influencing ruminal bacterial community diversity and composition and microbial fibrolytic enzyme abundance in lactating dairy cows with a focus on the role of active dry yeast. *Journal of Dairy Science*, **100**(6), 4377-4393.
- Argun, H., & Kargi, F. (2011). Bio-hydrogen production by different operational modes of dark and photo-fermentation: An overview. *International Journal of Hydrogen Energy*, **36**(13), 7443-7459.
- Bedoya, A., Castrillón, J., Ramírez, J., Vásquez, J., & Arias, M. (2008). Producción biológica de hidrógeno: una aproximación al estado del arte. *Revista DYNA Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia*, **75**(154), 137-157.
- Blanco, S. A., & Rodríguez, T. (2012). Producción de biohidrógeno a partir de residuos mediante fermentación oscura: una revisión crítica (1993-2011). *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, **20**(3), 398-411.
- Bundhoo, M. A. Z., & Mohee, R. (2016). Inhibition of dark fermentative bio-hydrogen production: A review. *International Journal of Hydrogen Energy*, **41**(16), 6713-6733.
- Cai, J., & Wang, G. (2016). Comparison of different pre-treatment methods for enriching hydrogen-producing bacteria from intertidal sludge. *International Journal of Green Energy*, **13**(3), 292-297. doi:10.1080/15435075.2014.893436
- Cai, J., Wang, G., Li, Y., Zhu, D., & Pan, G. (2009). Enrichment and hydrogen production by marine anaerobic hydrogen-producing microflora. *Chinese Science Bulletin*, **54**(15), 2656-2661. doi:10.1007/s11434-009-0399-5
- Guo, X. M., Trably, E., Latrille, E., Carrère, H., & Steyer, J.-P. (2010). Hydrogen production from agricultural waste by dark fermentation: A review. *International Journal of Hydrogen Energy*, **35**(19), 10660-10673.
- Hawkes, F. R., Hussy, I., Kyazze, G., Dinsdale, R., & Hawkes, D. L. (2007). Continuous dark fermentative hydrogen production by mesophilic microflora: Principles and progress. *International Journal of Hydrogen Energy*, **32**(2), 172-184.
- Henderson, G., Cox, F., Ganesh, S., Jonker, A., Young, W., Global Rumen Census, C., & Janssen, P. H. (2015). Rumen microbial community composition varies with diet and host, but a core microbiome is found across a wide geographical range. *Scientific Reports*, **5**, 14567.
- Huo, W., Zhu, W.-Y., & Mao, S. (2013). Impact of subacute ruminal acidosis on the diversity of liquid and solid-associated bacteria in the rumen of goats. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, **30**(2), 669-680.
- Hwang, M. H., Jang, N. J., Hyun, S. H., & Kim, I. S. (2004). Anaerobic bio-hydrogen production from ethanol fermentation: the role of pH. *Journal of Biotechnology*, **111**(3), 297-309.
- Juárez, S., & Castro, A. (2013). Factibilidad técnica y económica de la producción de hidrógeno a partir de lodos del tratamiento de agua y otros desechos. *Tecnología y ciencias del agua*, **4**, 137-147.
- Kapdan, I. K., & Kargi, F. (2006). Bio-hydrogen production from waste materials. *Enzyme and Microbial Technology*, **38**(5), 569-582.
- Kawagoshi, Y., Hino, N., Fujimoto, A., Nakao, M., Fujita, Y., Sugimura, S., & Furukawa, K. (2005). Effect of inoculum conditioning on hydrogen fermentation and pH effect on bacterial community relevant to hydrogen production. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, **100**(5), 524-530.
- Lin, C. Y., & Lay, C. H. (2004). Carbon/nitrogen-ratio effect on fermentative hydrogen production by mixed microflora. *International Journal of Hydrogen Energy*, **29**(1), 41-45.
- Mizuno, O., Dinsdale, R., Hawkes, F. R., Hawkes, D. L., & Noike, T. (2000). Enhancement of hydrogen production from glucose by nitrogen gas sparging. *Bioresource Technology*, **73**(1), 59-65.

Moreno, I., Moreno, G., Kumar, G., & Buitrón, G. (2015). Biohydrogen production from industrial wastewaters. *Water Science and Technology*, **71**(1), 105.

Mu, Y., Yu, H.-Q., & Wang, G. (2007). Evaluation of three methods for enriching H₂-producing cultures from anaerobic sludge. *Enzyme and Microbial Technology*, **40**(4), 947-953.

Pakarinen, O., Lehtomäki, A., & Rintala, J. (2008). Batch dark fermentative hydrogen production from grass silage: The effect of inoculum, pH, temperature and VS ratio. *International Journal of Hydrogen Energy*, **33**(2), 594-601.

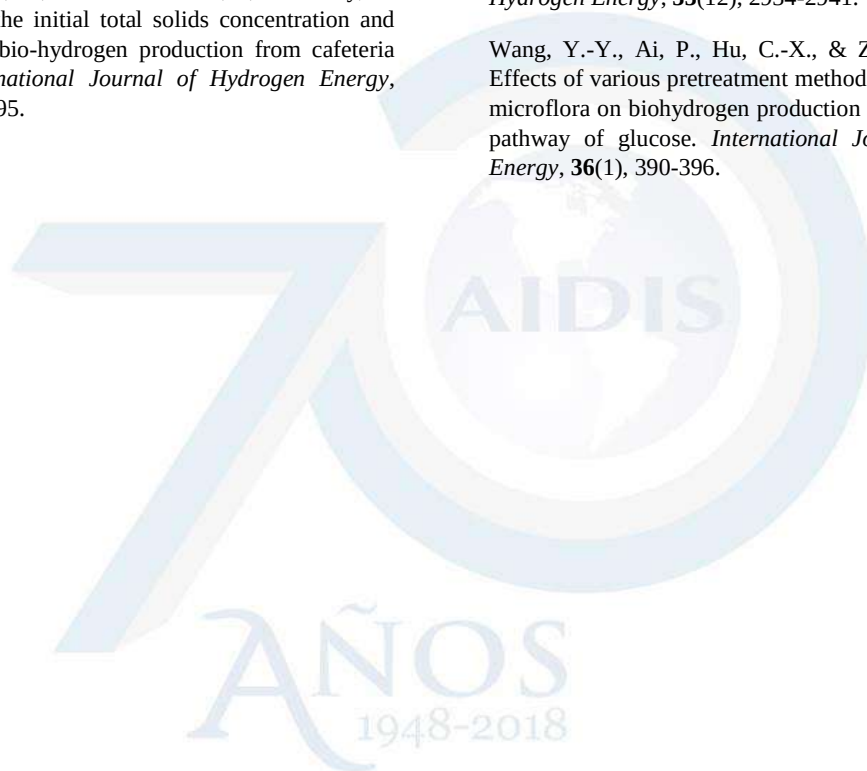
Ramos, C., Buitrón, G., Moreno-Andrade, I., & Chamy, R. (2012). Effect of the initial total solids concentration and initial pH on the bio-hydrogen production from cafeteria food waste. *International Journal of Hydrogen Energy*, **37**(18), 13288-13295.

Ren, N.-Q., Guo, W.-Q., Wang, X.-J., Xiang, W.-S., Liu, B.-F., Wang, X.-Z., Ding, J., Chen, Z.-B. (2008). Effects of different pretreatment methods on fermentation types and dominant bacteria for hydrogen production. *International Journal of Hydrogen Energy*, **33**(16), 4318-4324.

Reyhani, S. K., & Zilouei, H. (2013). Enhanced biohydrogen production from wastewater and the influence of operating parameters. *International Journal of Green Energy*, **10**(3), 321-336.

Wang, J., & Wan, W. (2008). Comparison of different pretreatment methods for enriching hydrogen-producing bacteria from digested sludge. *International Journal of Hydrogen Energy*, **33**(12), 2934-2941.

Wang, Y.-Y., Ai, P., Hu, C.-X., & Zhang, Y.-L. (2011). Effects of various pretreatment methods of anaerobic mixed microflora on biohydrogen production and the fermentation pathway of glucose. *International Journal of Hydrogen Energy*, **36**(1), 390-396.



[00348] CARACTERIZACIÓN DE PELÍCULAS DE $\text{Cu}_2\text{ZnSnS}_4$ (CZTS) POR EL MÉTODO DE SPUTTERING PARA APLICACIONES EN CELDA SOLARES

**OMAR SARRACINO MARTÍNEZ¹; RICARDO MORALES ALMEIDA²; CRISTINO
RICARDEZ JIMÉNEZ³; GERMÁN PEREZ HERNÁNDEZ⁴; ERIK RAMÍREZ
MORALES⁵; GEOVANNI HERNÁNDEZ GALVEZ⁶**

Universidad Popular de la Chontalpa^{1,2}; Universidad Juárez Autónoma de Tabasco^{2,3,4,5}

**omar_sarra@hotmail.com¹; ricardo_moar@hotmail.com²; rcristino@hotmail.com³; gph@hotmail.com⁴;
eriking10@hotmail.com⁵; geovannisg@yahoo.com⁶**

Palabras clave

CZTS, Kesterita, celda solar, sputtering

INTRODUCCIÓN

Los materiales semiconductores comúnmente usados en la producción de celdas solares se encuentran: Cu(In,Ga)Se_2 (CIGS), CdTe y silicio amorfo. Estos materiales presentan un especial estatus debido a su brecha de energía directa que les permite absorber la mayor parte del espectro visible, a la variedad de técnicas que presentan para fabricación, así como al prometedor crecimiento observado en la industria fotovoltaica. Sin embargo, desde el punto de vista ambiental, este tipo de tecnologías tienen una gran limitante, por que incluye metales pesados y tóxicos en sus procesos de manufactura, al igual que materiales de baja abundancia relativa tales como In, Cd, Te y Se. (Cao & Shen, 2011)

En este contexto, vale la pena explorar el desarrollo de nuevas estructuras fotovoltaicas mediante el empleo de

materiales con bajo nivel de toxicidad, alta abundancia y que presenten propiedades fotovoltaicas adecuadas para la fabricación de celdas solares de alta eficiencia.

Un interesante enfoque ha conducido a investigar el material $\text{Cu}_2\text{ZnSnS}_4$ (CZTS) como el candidato más prometedor, debido a que está compuesto de elementos mucho más abundantes en la naturaleza como el Zn y Sn, y mucho menos tóxico como el azufre. (Abusnina et al.,

2014; Bodnar et al., 2015) (Zhou et al., 2013) (Ikhlusul Amal & Kim, 2013)

El CZTS es un semiconductor que cristaliza en la estructura Kesterita, con brecha de energía directa ajustable entre un rango de 1.0 eV - 1.5 eV (Chalapathy, Jung, & Ahn, 2011)) y un gran coeficiente de absorción en el orden de 10^4 a 10^5 cm^{-1} (Touati, Ben Rabeh, & Kanzari, 2015), haciendo que la estructura de CZTS sea un excelente absorbedor con propiedades fotovoltaica para su aplicación en celdas solares de película delgada. Actualmente el depósito de películas de CZTS con grado fotovoltaico se ha hecho por una serie de métodos tal como: spray pirolisis, co-evaporación térmica (Li, Chen, & Ma, 2015), spin-coated (Majula et al., 2015) y sputtering (Dhokal et al., 2014; Lin et al., 2016). Siendo el método de sputtering preferido por varios autores porque ha probado ser un método que permite obtener películas delgadas de alta calidad. Sin embargo, el método ideal para el depósito de este material, así como algunos problemas presenten en estas estructuras que incluyen la descomposición durante el recocido, el control de la formación de fases secundarias y la caracterización de película y dispositivos son algunos de los temas de gran investigación.

En este trabajo de investigación, desarrollamos películas adsorbedoras de CZTS mediante la técnica de sputtering, centrando nuestro estudio en i) establecimiento de las condiciones en el proceso de depósito de las películas ii) procesos de cristalización de los distintos precursores bajo atmósferas inertes, y variación de los parámetros más importantes: presión de azufre, rampa de calentamiento y la duración del tratamiento térmico para obtener la fase pura de la película de CZTS y estudiar la evolución de las

propiedades físicas de las películas durante el proceso de cristalización.

METODOLOGÍA

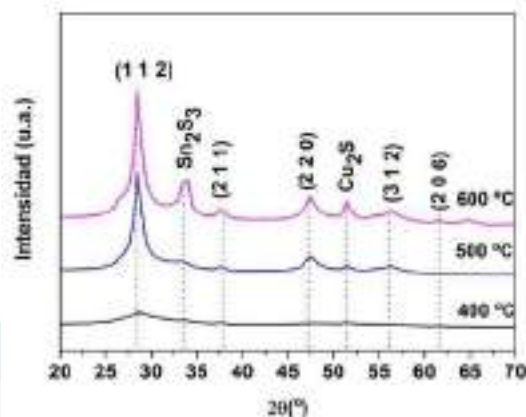
Las películas delgadas de CZTS se depositaron por la técnica de sputtering ocupando un blanco de aleación cuaternaria de CZTS con 36.22% de CuS, 22.18% de ZnS, 34.31% de SnS y 7.29% de S. Las películas se depositaron sobre sustratos de vidrio conductor Tec 7 con área de 3cm x 3cm a temperaturas superiores de 350 °C y tiempos de depósito de 60, 90, 120 y 150 minutos. En el proceso del depósito se introdujo Argón (con una pureza de 99.99%) hasta alcanzar una presión de depósito de 5×10^{-2} Torr, con una potencia de 50 W de rf. El espesor de las muestras utilizadas en este estudio varía desde 466 nm hasta 685 nm.

Para comprender el efecto de los tiempos y temperaturas de depósito realizados en este trabajo, se emplearon diferentes técnicas experimentales tales como: Difracción de Rayos X (DRX), empleando un difractómetro de la marca Smar Lab Rigaku con radiación $\text{CuK}\alpha$ ($\lambda=1.5406\text{\AA}$) para el estudio estructural. Para el estudio morfológico se utilizó un microscopio electrónico de barrido (SEM), marca Joel. Los estudios ópticos fueron realizados usando un espectrofotómetro Agilent technologies 8453, con un intervalo de longitud de onda de 400-1100 nm, para estimar la banda prohibida de energía (Eg) de cada una de las muestras desarrolladas.

Resultados y Discusión

En el orden para comparar las propiedades estructurales de las películas con diferentes temperaturas de depósito, preparamos películas con temperaturas de 400, 500 y 600 °C bajo condiciones idénticas. Los patrones de DRX de las películas depositadas a diferentes temperaturas son mostrados en el gráfico 1 y analizados usando la tarjeta PDF No.: 01-075-4122. En el gráfico 1 se muestran los patrones de las películas desarrolladas observándose la presencia de picos localizados en $2\theta=28.44^\circ$, 37.91° , 47.3° , 56.09° y 62.12° , correspondiente a los planos (1 1 2), (2 1 1), (2 0 0), (3 1 2) y (2 0 6), distintivos de una estructura CZTS, acompañado de la formación de fases secundarias como Sn_2S_3 , en $2\theta=33.48^\circ$ (PDF No.: 00-014-0619) y la fase Cu_2S en $2\theta=51.48^\circ$ (PDF No.: 00-002-1272).

Gráfico 1. DRX de películas delgadas de CZTS depositadas bajo un tiempo de 90 min a diferentes temperaturas de depósito.



En el gráfico se observa que bajo un incremento en la temperatura de depósito, la intensidad del pico con orientación preferencial en el plano (1 1 2) se vuelve más fuerte, observando que las películas cristalizan en la estructura CZTS cuando la temperatura de depósito está por encima de los 400 °C (Chalapathy et al., 2011). Además, se observa que bajo la temperatura de 500 °C, se presentan los planos característicos de la estructura de CZTS con picos bien definidos y mostrando una intensidad baja en la formación de las fases secundarias. Sin embargo, con el incremento de la temperatura a 600 °C es más evidente la presencia de la fase secundaria de Sn_2S_3 considerada a la pérdida de azufre (Lin et al., 2016) y la presencia de la fase de Cu_2S considerada a la descomposición de la película de CZTS (Ikhlalul Amal & Kim, 2013). En la tabla 1 se muestra que el parámetro de red presenta una ligera dependencia con el incremento de la temperatura de depósito, que podría deberse a un remplazo de átomos en la red cristalina (Montoya De Los Santos, Courel, Mathews, & Mathew, 2017).

Tabla 1. Parámetro de red de películas de CZTS depositadas a diferentes temperaturas de depósito bajo un tiempo de 90min.

Parámetro de red PDF # 01-075-4122	Temperatura en °C	a=b	c
a=b=5.43	400	5.42	11.06
c=10.85	500	5.45	10.08
	600	5.39	10.63

Para observar la evolución del tamaño de cristal bajo diferentes temperaturas de depósito, se calculó usando la ecuación 1 de Debye-Scherrer (Ghribi, Alyamani, Ayadi, Djessas, & Mir, 2015; He et al., 2013) (Adelifard, 2015):

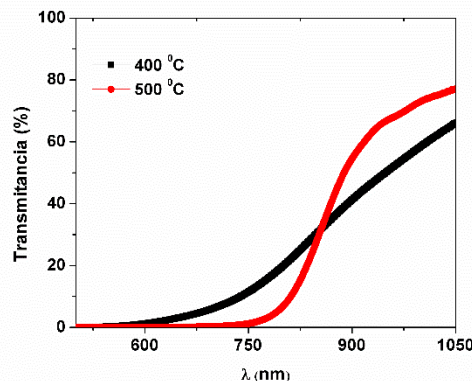
$$D = \frac{0.9\lambda}{\beta \cos \theta} \quad (1)$$

donde, D es el tamaño de cristal de la muestra, $\lambda = 1.54056 \text{ \AA}$ es la longitud de onda de la fuente de rayos X ($\text{CuK}\alpha$), β es la anchura total a media altura (FWHM) del pico principal y θ es el ángulo de difracción en la Ley de Bragg. Los resultados muestran una variación en el tamaño de cristal como una función de la temperatura de depósito. Conforme se incrementa la temperatura de 400 °C a 600 °C, el tamaño de cristal incrementa en promedio de 0.47 nm a 2.10 nm, revelando con lo anterior que la temperatura de depósito tiene un notable efecto de mejoramiento en los procesos de cristalización de las películas de CZTS

Propiedades ópticas.

Los espectros de transmitancia del gráfico 2 fueron usados para estimar el valor del coeficiente de absorción de las películas, se observan cambios sistemáticos en los bordes de absorción a medida que aumenta la temperatura de depósito, desplazándose a longitudes de onda más largas, caso similar ocurre cuando las películas se depositan a diferentes tiempos de depósito. Los cambios pueden ser atribuidos a un mayor cristalización debido al incremento de la temperatura y a una variedad de defectos formados en las películas al realizar los procesos de depósito (Bodnar et al., 2015).

Gráfico 2. Espectro de transmitancia de películas de CZTS depositadas a 400 y 500 °C con tiempos de depósito de 90 min.

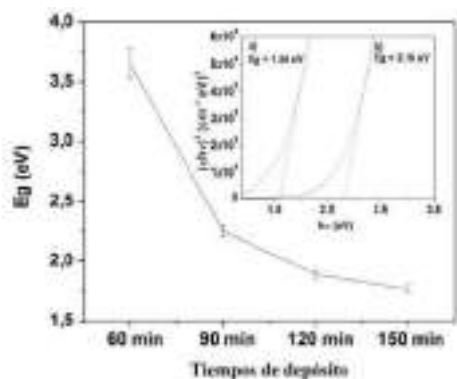


El valor de la banda prohibida de energía en las películas desarrolladas fue determinado usando el coeficiente de absorción estimado y usando la relación de Tauc observada en la ecuación (2) (Prabeesh, Selvam, & Potty, 2016) (Kaushik, Rao, & Subrahmanyam, 2017):

$$(\alpha h\nu)^2 = E_g - h\nu \quad (2)$$

donde α es el coeficiente de absorción, $h\nu$ es la energía del fotón, E_g es la energía de banda prohibida. Los valores de la banda prohibida se estimaron a partir de $(\alpha h\nu)^2$ vs $(h\nu)$ por la extrapolación de la parte lineal de la función, como se muestra en el recuadro interno del gráfico 3. Los cambios en la banda prohibida de energía de las películas son proporcionales al incremento del tiempo y temperatura de depósito. De los resultados se obtuvo que una película formada bajo una temperatura de 500 °C y un tiempo de depósito de 90 min., presenta un valor de brecha de energía de 1.54 eV, siendo este valor apropiado con los reportados para una banda prohibida de energía directa de una película de CZTS (Bodnar et al., 2015) (Touati et al., 2015) (Ikhlasul Amal & Kim, 2013) (Abusnina et al., 2014) (Zhou et al., 2013) (Seol et al., 2003).

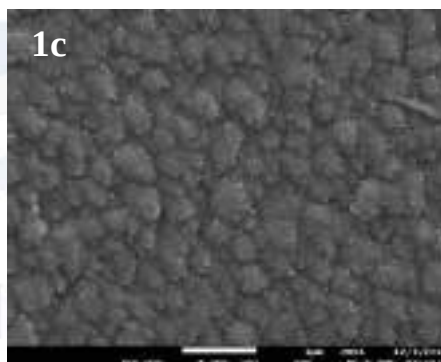
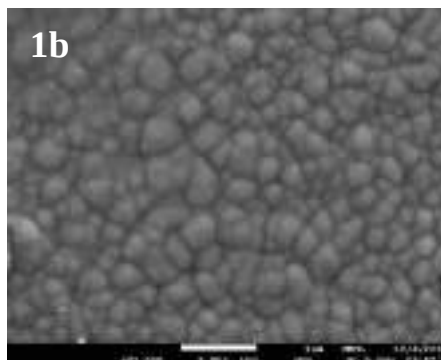
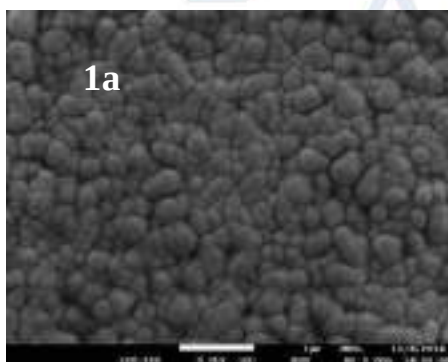
Gráfico 3. Banda prohibida de energía (E_g) vs tiempo de depósito; el recuadro interno representa una gráfica de Tauc de una película típica de CZTS depositada a 90 min. y temperaturas de a) 500 °C, b) 400 °C.



Propiedades morfológicas.

La Fig. 1 muestra imágenes de SEM de películas de CZTS con diferentes temperaturas de depósito, mostrando el impacto de la temperatura sobre la morfología de las películas. Los cambios relacionados al tamaño de grano y morfología del grano son evidentes. La Fig. 1a correspondiente a una película de CZTS con una temperatura de depósito de 400 °C, la cual muestra una superficie compacta libre de huecos y con pequeños granos bien definidos. La Fig. 1b y 1c muestra una fusión del grano y el crecimiento del mismo, indicando una cristalización de las películas con el incremento de la temperatura. El tamaño promedio de los granos son 290 nm, 320 nm y 390 nm para las películas de CZTS con temperaturas de depósito de 400 °C, 500 °C y 600 °C.

Fig. 1. Imágenes de SEM de películas de CZTS depositadas con un tiempo de 90 min y temperatura de depósito de (a) 400 °C, (b) 500 °C y (c) 600 °C.



Conclusiones

Se desarrollaron películas delgadas de CZTS por el método de sputtering, usando un blanco compuesto por precursores metálicos de CuS, ZnS, SnS y S. Las películas presentan valores en su banda prohibida de energía en un rango de 3.52 eV a 2.16 eV, bajo temperaturas de 400 °C, y tiempos de depósito de 60 min a 150 min. Los análisis de DRX revelan que el incremento de temperatura y tiempos de depósito mejora sustancialmente la cristalinidad de las películas de CZTS, así como un incremento en la intensidad de las fases secundarias, localizadas en $2\theta = 33.48^\circ$ corresponde a la fase Sn_2S_3 y la presencia de Cu_2S en $2\theta = 51.48^\circ$ atribuidas a una variedad de defectos formados en las películas al realizar los procesos de depósito, así como a la pérdida de alguno de sus elementos constituyentes al incrementar el tiempo y las temperaturas de depósito. Sin embargo, logramos establecer que bajo condiciones de 500 °C y tiempos de depósito de 90 min, la formación de fases secundarias puede ser disminuida, obteniendo una estructura cristalina con todas las características de una película de CZTS y un valor adecuado de banda prohibida de energía directa de 1.54 eV.

Referencias Bibliográficas

- Abusnina, M., Moutinho, H., Al-Jassim, M., DeHart, C., & Matin, M. (2014). Fabrication and Characterization of CZTS Thin Films Prepared by the Sulfurization of RF-Sputtered Stacked Metal Precursors. *Journal of Electronic Materials*, 43(9), 3145-3154. doi: 10.1007/s11664-014-3259-2
- Bodnar, I. V., Telesh, E. V., Gurieva, G., & Schorr, S. (2015). Transmittance Spectra of Cu₂ZnSnS₄ Thin Films. *Journal of Electronic Materials*, 44(10), 3283-3287. doi: 10.1007/s11664-015-3909-z
- Chalapaty, R. B. V., Jung, G. S., & Ahn, B. T. (2011). Fabrication of Cu₂ZnSnS₄ films by sulfurization of Cu/ZnSn/Cu precursor layers in sulfur atmosphere for solar cells. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 95(12), 3216-3221. doi: <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2011.07.017>
- Dhakal, T. P., Peng, C. Y., Reid Tobias, R., Dasharathy, R., & Westgate, C. R. (2014). Characterization of a CZTS thin film solar cell grown by sputtering method. *Solar Energy*, 100, 23-30. doi: <https://doi.org/10.1016/j.solener.2013.11.035>
- Ghribi, F., Alyamani, A., Ayadi, Z. B., Djessas, K., & Mir, L. E. (2015). Study of CuS Thin Films for Solar Cell Applications Sputtered from Nanoparticles Synthesised by Hydrothermal Route. *Energy Procedia*, 84, 197-203. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2015.12.314>
- Ikhlusal Amal, M., & Kim, K. H. (2013). Structural and optical properties of sulfurized Cu₂ZnSnS₄ thin films from Cu–Zn–Sn alloy precursors. *Journal of Materials Science: Materials in Electronics*, 24(2), 559-566. doi: 10.1007/s10854-012-0858-7
- Kaushik, D. K., Rao, T. N., & Subrahmanyam, A. (2017). Studies on the disorder in DC magnetron sputtered Cu₂ZnSnS₄ (CZTS) thin films grown in sulfide plasma. *Surface and Coatings Technology*, 314, 85-91. doi: <https://doi.org/10.1016/j.surfcoat.2016.09.034>
- Li, Y., Chen, J., & Ma, J. (2015). Properties of Cu₂ZnSnS₄ (CZTS) thin films prepared by plasma assisted co-evaporation. *Journal of Materials Science: Materials in Electronics*, 26(9), 6546-6551. doi: 10.1007/s10854-015-3251-5
- Lin, Y.-P., Chi, Y.-F., Hsieh, T.-E., Chen, Y.-C., & Huang, K.-P. (2016). Preparation of Cu₂ZnSnS₄ (CZTS) sputtering target and its application to the fabrication of CZTS thin-film solar cells. *Journal of Alloys and Compounds*, 654, 498-508. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2015.09.111>
- Majula, L., Mlyuka, N. R., Samiji, M. E., Bryce, R. S., Kim, D. Y., Kim, S. H., Choi, H. J. (2015). Spin-coated kesterite CZTS thin films for photovoltaic applications. *Journal of the Korean Physical Society*, 67(6), 1078-1081. doi: 10.3938/jkps.67.1078
- Montoya De Los Santos, I., Courel, M., Mathews, N. R., & Mathew, X. (2017). Study on the effect of annealing under pressure on the material properties of Cu₂ZnSn(S,Se)₄ thin films. *Materials Science in Semiconductor Processing*, 68, 68-75. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2017.06.013>
- Prabeesh, P., Selvam, I. P., & Potty, S. (2016). Effect of annealing temperature on a single step processed Cu₂ZnSnS₄ thin film via solution method. *Thin Solid Films*, 606, 94-98.
- Seol, J.-S., Lee, S.-Y., Lee, J.-C., Nam, H.-D., & Kim, K.-H. (2003). Electrical and optical properties of Cu₂ZnSnS₄ thin films prepared by rf magnetron sputtering process. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 75(1-2), 155-162. doi: [https://doi.org/10.1016/S0927-0248\(02\)00127-7](https://doi.org/10.1016/S0927-0248(02)00127-7)
- Touati, R., Ben Rabeh, M., & Kanzari, M. (2015). Effect of post-sulfurization on the structural and optical properties of Cu₂ZnSnS₄ thin films deposited by vacuum evaporation method. *Thin Solid Films*, 582, 198-202. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tsf.2014.12.032>
- Zhou, S., Tan, R., Jiang, X., Shen, X., Xu, W., & Song, W. (2013). Growth of CZTS thin films by sulfurization of sputtered single-layered Cu–Zn–Sn metallic precursors from an alloy

[00357] SECADO DE NUEZ DE LA INDIA CULTIVADA EN CAMPECHE, MÉXICO MEDIANTE TECNOLOGÍAS SOLARES DIRECTAS Y BAJO CONDICIONES CONTROLADAS

MARGARITA CASTILLO TÉLLEZ

Universidad Autónoma de Campeche

mcastill@uacam.mx

RESUMEN

Las semillas de nuez de la India han sido usadas durante cientos de años en América del Sur gracias a sus múltiples propiedades beneficiosas y medicinales que posee. En este trabajo se presentan las características de la deshidratación de las semillas de nuez de la India utilizando un horno no convectivo a condiciones controladas de temperatura: 55 °C y 65 °C, con tiempos de secado de 1280 y 1080 minutos, respectivamente. Se utilizó además un secador solar directo tipo gabinete sin ventilación y secado a cielo abierto, obteniendo tiempos de secado promedios de 1020 y 1400 minutos, respectivamente. La temperatura en la cámara de secado más alta medida fue de 58.8 °C.

Las pruebas se realizaron en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de Campeche, en Campeche, México, ubicada a 19°51'00" de latitud norte, y 90°31'59" de longitud oeste, con un clima cálido-húmedo y valores promedio máximos de irradiancia solar de 970 W/m². La humedad final de la nuez seca se osciló entre 6 % y 4 %. El tiempo de secado en gabinete fue más corto debido a que en convección natural se pueden alcanzar temperaturas más altas o muy cercanas a los 55 °C.

Los resultados obtenidos muestran que el secado solar en gabinete es una tecnología simple y económica; se comprobó también la factibilidad técnica del secado solar de la semilla de marañón, obteniendo un valor agregado y alentando su producción en México.

Secador solar directo, Secado con temperaturas controladas, Convección natural, Cinética de secado.

INTRODUCCIÓN

El ahorro de energía y el impacto ambiental, son dos elementos sustantivos en cualquier proceso de sustentabilidad y deben de estar considerados en cualquier propuesta de desarrollo económico, social y cultural. El agotamiento de los recursos petrolíferos, así como su impacto ambiental, han direccionado el interés hacia nuevas alternativas energéticas basadas en las energías renovables. México cuenta con una amplia gama de ofertas de energías renovables, principalmente de origen solar, geotérmico, biológico, eólico e hidráulico, distribuidas en diferentes regiones del país, siendo la solar, la de mayor distribución,

ABSTRACT

The nuts of India have been used for hundreds of years in South America thanks to its many beneficial and medicinal properties. This paper presents the characteristics of the dehydration of the nuts of India using a non-convective oven at controlled temperature conditions: 55 °C and 65 °C, with drying times of 1280 and 1080 minutes, respectively. A direct solar dryer type cabinet without ventilation and open-air drying was also used, obtaining average drying times of 1020 and 1400 minutes, respectively. The temperature in the measured drying chamber was 58.8 °C.

The tests were carried out in the Facultad de Ingeniería of the Universidad Autónoma de Campeche, in Campeche, México, located at 19°51'00" north latitude, and 90°31'59" west longitude, with a warm-humid climate and average values maximum solar irradiance of 970 W/m². The final humidity of the dried walnut ranged between 6 % and 4 %. The drying time in the cabinet was shorter due to the fact that natural convection can reach higher temperatures or very close to 55 °C.

The results obtained show that solar drying in the cabinet is a simple and economical technology; The technical feasibility of the solar drying of the cashew nut was also verified, obtaining an added value and encouraging its production in Mexico.

Direct solar dryer, Drying with controlled temperatures, Natural convection Drying kinetic

lo que permite una mayor utilización, tanto en su conversión térmica como eléctrica (i).

El árbol de marañón produce un fruto del cual se extrae la semilla denominada nuez de la India. Este árbol prospera en Yucatán, Campeche, Chiapas, Oaxaca y Veracruz, estos Estados son grandes importadores de esta nuez, la cual podría representar una importante contribución a la economía estatal con su adecuada deshidratación, debido a las múltiples propiedades beneficiosas y medicinales que posee (ii).

El pseudo fruto conocido como fruto del marañón se forma del pedúnculo o receptáculo, éste es engrosado y jugoso, de color amarillo o rojo, en el extremo se ubica el fruto verdadero, una nuez en forma de riñón, gris y dura,

conocida como nuez de marañón. El pedúnculo, que es la parte utilizable como fruta fresca, es un cuerpo en forma de pera o esférico, de 4 a 8 cm de largo, amarillo o rojo. El parénquima de color amarillo, contiene un líquido azucarado y astringente además de que es rico en vitamina C. La nuez, de 2 a 3 cm de largo, tiene un pericarpio liso y brillante y el mesocarpio tiene espacios que contienen masas de aceites o gomas, esta semilla o nuez se encuentra en un receptáculo bajo la parte carnosa. De la semilla se obtiene un aceite que se llama cardol; también lo importamos. El componente principal de éstos es cardol, sustancia cáustica y venenosa que se evapora calentando las nueces. La planta crece en suelos pobres y rinde frutos al tercer año de vida (iii).

Entre sus propiedades se le adjudican algunas como la de eliminar la celulitis y grasas localizadas, disminuir los niveles de colesterol malo y triglicéridos, eliminar exceso de ácido úrico y depurar el organismo por su alto contenido de fibras, tonifica la piel y los músculos, ayuda a mejorar la tensión arterial, ayuda a tratar la artritis. Además, las semillas de nuez de la India dan sensación de saciedad y ayudan a controlar la ansiedad, permitiendo además ser un suave laxante y diurético natural. También se le adjudican propiedades como el apoyo en la pérdida de peso, tratar la hemorroides, mejorar el estado de la piel, reduce el acné y estimula el crecimiento del cabello (iv).

Secado solar de la semilla del marañón (nuez de la india). El secado solar es una mejor alternativa que permite sustituir al secado natural y al mecánico artificial. Además de las ventajas de conservación a largo plazo, reducción del volumen, relativa facilidad para su rehidratación, así como la conservación de una buena parte de los elementos nutritivos y organolépticos y asegurar su disponibilidad (v).

El secado más común de la nuez de la india es mediante secadores de gas y eléctricos, algunos hornos eléctricos trabajan con paneles fotovoltaicos; se han caracterizado empresas de tres niveles de acuerdo a su capacidad de producción: procesadores artesanales, semiindustriales e industriales. Los procesos de deshidratado en estos hornos son largos, por ejemplo, en el caso de la piña duran 12 horas y en el caso del guineo, 24 horas. El proceso de deshidratación del marañón se lleva a cabo a una temperatura de 45 °C, motivo por el cual es más prolongado (2-3 días) y arroja un rendimiento del 25% sin considerar exposición al sol. El tiempo de vida útil establecido para sus productos es de 4 meses. Se utilizan también secadores de aire forzado a 70 °C, los cuales tienen el inconveniente de utilizar además gas para proporcionar el calor del proceso, lo cual trae como consecuencia un consumo muy elevado de combustible y energía (vi).

Para la aplicación de las tecnologías de secado solar es fundamental el conocimiento de las propiedades de los alimentos deshidratados, con el objeto de optimizar este proceso desde el punto de vista energético y poder garantizar la conservación de sus cualidades organolépticas y nutritivas (vii). Para lo anterior se presenta un estudio experimental que permite analizar el comportamiento de las cinéticas de deshidratación, aplicando condiciones controladas y la energía solar, comparando los resultados con el secado tradicional a cielo abierto.

Se detalla en el apartado del estudio experimental los materiales utilizados y el método de trabajo llevado a cabo para la deshidratación de la nuez de la india, se explica también la instrumentación de los secadores solares utilizados en la experimentación y aparatos de medición utilizados. Se presenta en el apartado de Resultados experimentales y discusión el comportamiento de los principales parámetros climatológicos que influyen en la deshidratación como son la temperatura ambiente, humedad relativa y radiación solar de un día soleado durante los días de prueba a manera de ejemplo; se muestra además, el estudio de las cinéticas de secado solar, contenido de humedad y velocidad de secado obtenidas en un secador directo tipo gabinete sin convección, comparado con el deshidratado en un secador convencional con calentamiento eléctrico no convectivo a temperatura controlada en un rango entre 55 °C y 65 °C. Finalmente, se concluye presentando los principales datos que experimentalmente nos llevan a determinar las condiciones y método de secado óptimo de la hoja de naranja amarga en función de las tecnologías evaluadas.

2. ESTUDIO EXPERIMENTAL

Se analiza experimentalmente el proceso de secado de la nuez de la india (*Anacardium occidentale*) en un secador solar tipo gabinete y en un secador convencional con calentamiento eléctrico no convectivo a temperatura controlada en un rango entre 55 °C y 65 °C y el secado tradicional a cielo abierto.

2.1 Materiales Y Métodos.

Materia prima. Se abrieron las nueces cultivadas en Campeche, Campeche, retirando las semillas del marañón de la carcasa que las cubre y se seleccionaron de acuerdo a las que tenían mejor integridad en su estructura física, ya que algunas resultaron fraccionadas durante este proceso. Se lavaron y se seleccionaron para obtener un grupo homogéneo, basado en la madurez, tamaño y color. Se pesaron y se midió el ancho, largo y espesor de cada semilla.

Métodos. Como se mencionó anteriormente, en este trabajo, se analiza experimentalmente el proceso de deshidratación de la nuez de la india en un secador convencional no convectivo con calentamiento eléctrico, en un secador solar tipo gabinete y a cielo abierto. Se pesaron 12 g de nueces para cada prueba realizada.

Secador eléctrico no convectivo. Para la obtención de la cinética de secado, se utilizó un horno eléctrico marca Riossa sin convección de aire. Se registró la pérdida de peso mediante un software y se variaron las temperaturas de secado en cada prueba que se llevó a cabo.

Secador solar directo tipo gabinete. Se empleó un secador solar de tipo directo construido en material plástico transparente con una superficie de tratamiento de 0.5 m². La cámara contiene una charola absorbente de la radiación solar en donde se coloca el producto. Cuenta con perforaciones en las partes laterales, fondo y trasera, para permitir la circulación y extracción del aire húmedo caliente. La superficie frontal tiene una pendiente de 20° para aprovechar la radiación solar incidente y permitir en su caso la condensación y escurrimiento del agua. Puede operar en convección natural o forzada, mediante un ventilador colocado en la parte trasera, de una potencia de 20 W, y permite una velocidad del aire máxima de 2 ms⁻¹. En este trabajo se utilizaron un secador solar operando a convección natural.

La figura 1 muestra el secador solar directo tipo gabinete utilizado (SSD).



Figura 1 Secador solar directo tipo gabinete

Secado solar a cielo abierto. Con la finalidad de comparar el proceso de secado en gabinete y en horno se

trabajó el secado a cielo abierto colocando las nueces sobre una base rígida de plástico oscuro y se cubrió con una malla transparente muy ligera para evitar que las nueces fueran arrastradas en caso de vientos fuertes, se cuidó de no superponerlas y se dejaron hasta la puesta del sol.

En cada secador se registró la temperatura y la humedad relativa dentro de las cámaras de secado y la pérdida de peso de las muestras.



Figura 2. Secado a cielo abierto.

2.2 Instrumentación

Humedad. Para la determinación de la humedad se utilizó un analizador de humedad, marca Boeco modelo BMA 150, con una precisión de $\pm 0.01\%$ mg. Se cortaron las semillas en porciones diminutas y se colocó una muestra de aproximadamente 1.0 g, procediéndose a su deshidratación. Este procedimiento se realizó antes y después de realizar las diferentes cinéticas de secado.

Actividad de agua (aw). La actividad de agua es un parámetro que determina la estabilidad de los alimentos con respecto a la humedad ambiental. Se determinó la actividad de agua para la semilla fresca y posteriormente para la seca. Se utilizó un equipo marca Rotronic Hygropalm de tipo portátil, con una precisión de $\pm 0.01\%$ mg.

Medición de pérdida de peso. Se utilizó una balanza digital de alta precisión marca Boeco modelo BPS 40 plus. Se midió la pérdida de peso cada hora del día.

Termómetros. Se utilizaron termómetros de esfera, marca MeI (exactitud ± 1.0 °C) y digitales, marca OEM (exactitud 1.0 °C), con los cuales se midió las temperaturas dentro de las cámaras de secado.

Condiciones Climatológicas. Durante el período de pruebas se registraron los parámetros climatológicos en la estación meteorológica de la Facultad de Ingeniería de la

Tabla 1. Características y descripción de los instrumentos de medición de la estación meteorológica

VARIABLE	DESCRIPCIÓN	MODELO	ERROR MÁXIMO
Radiación global	Piranómetro marca LI-COR	LI-200R	Azimut: < ± 1% sobre 360° a 45° de elevación
Humedad relativa	NRG Systems	RH-5X	± 3%
Temperatura ambiente	NRG Systems	110S	± 1.1°C
Dirección del viento	NRG Systems	Series #200P	± 3°
Anemómetro	Windsensor	P2546C-OPR	± 0.3 m/s

Fuente: Elaboración propia con datos de proveedor

3. RESULTADOS EXPERIMENTALES y DISCUSIÓN.

El estudio experimental se llevó a cabo en el Laboratorio de Secado Solar de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Campeche. El período de pruebas fue del 5 de abril al 4 de mayo del 2018. Para efecto de ejemplificar los resultados obtenidos se consideró un día de prueba soleado, en este caso, el día 26 de abril del 2018.

En la Tabla 2, se presentan las humedades iniciales y finales y actividad del agua de la semilla fresca y seca. Las humedades iniciales y finales obtenidas variaron muy poco, entre 50 % y 40 % y entre 6 % y 4 %, respectivamente. Los valores finales de la a_w indican que no hay posibilidad de crecimiento microbiano en el producto deshidratado obtenido.

Tabla 2. Humedades (%) y actividad del agua (a_w) para las tres temperaturas seleccionadas.

TEMPERATURA	HUMEDAD (%)		a_w	
	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL
55 °C	50.68	6.57	0.690	0.201
65 °C	42.74	5.70	0.662	0.289
Secado con convección natural	45.26	4.85	0.69	0.209

Cielo abierto	44.05	5.5	0.66	0.32

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 1, se presentan las evoluciones de los parámetros climatológicos durante las pruebas del 26 de abril. Como puede observarse durante los días de prueba, la irradiancia global máxima alcanzada fue de 980 W/m², siendo el intervalo de los valores máximos promedio entre 850 W/m² y 950 W/m². Los valores de la temperatura ambiente oscilaron entre 30 °C y 36.3 °C, siendo la temperatura máxima lograda 38.2 °C. Por otro lado, el valor mínimo que alcanzó la humedad relativa en el día fue 43 %, el promedio mínimo en los días de prueba osciló entre 39 % y 45 %.

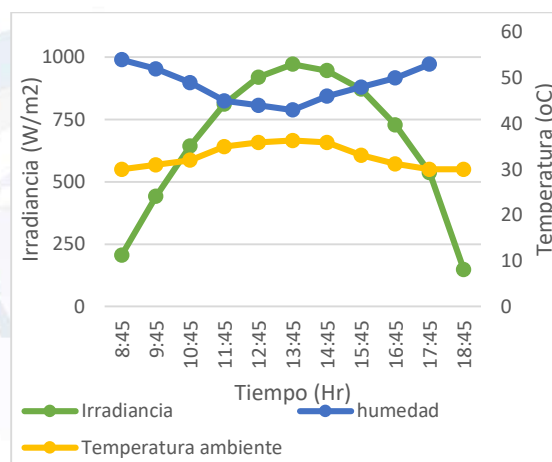


Figura 1 Irradiancia solar global, temperatura ambiente y humedad relativa el día 26 de abril del 2018.

3.1 Secado no convectivo a temperatura controlada.

Se llevaron a cabo las pruebas de deshidratación de las semillas de marañón (nuez de la india) obteniéndose las cinéticas de secado a temperaturas controladas de 55 °C y 65 °C, realizándose tres experimentos por cada una de ellas. Las semillas deshidratadas tuvieron un peso final promedio de 9.3 g en promedio. En el horno no convectivo se introdujeron 12 g de semillas.

La Figura 2 muestra el comportamiento del contenido de humedad en base seca para las dos temperaturas establecidas, con tiempos de secado de 1080 minutos para la temperatura de 65 °C y 1280 minutos para 55 °C.

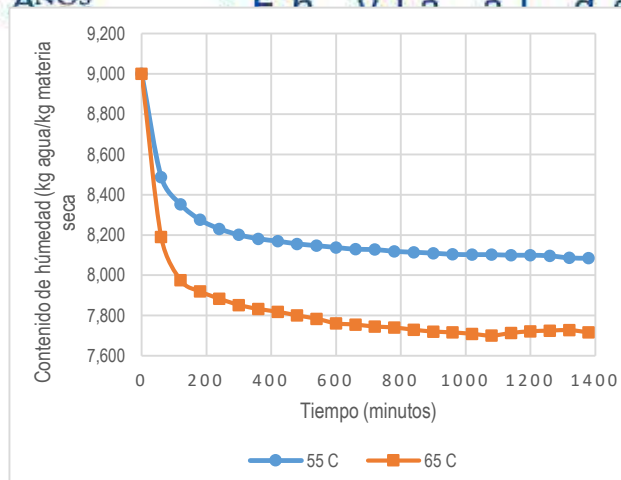


Figura 2. Variación del contenido de humedad respecto al tiempo de secado en condiciones controladas a 55 °C y 65 °C en el secador eléctrico.

La Figura 3, representa las evoluciones de la velocidad de secado en función del contenido de humedad para cada una de las temperaturas de secado. Tanto en 55 °C como en 65 °C se presentaron las velocidades muy constantes y decrecientes, no se presentaron periodos de velocidades intermitentes, esto se puede notar también en la figura 2.

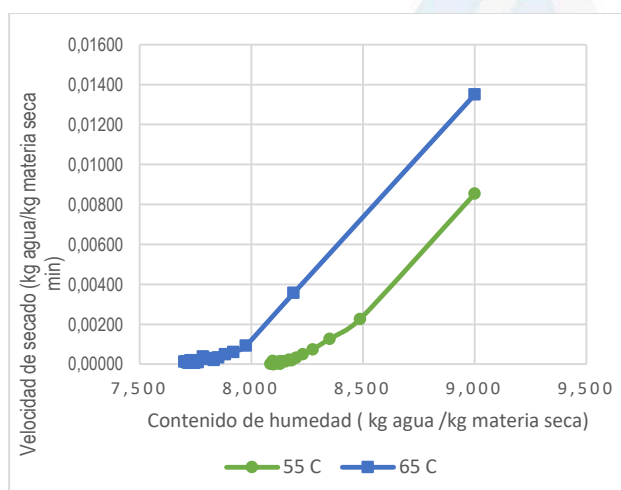


Figura 3. Variación de la velocidad de secado en función del contenido de humedad a 55 °C y 65 °C en el secador eléctrico.

3.2 Secado solar directo y cielo abierto.

La gráfica 4 muestra las temperaturas alcanzadas en el interior de la cámaras de secado de los secadores funcionando con convección natural y la irradiancia durante el día analizado como ejemplo.

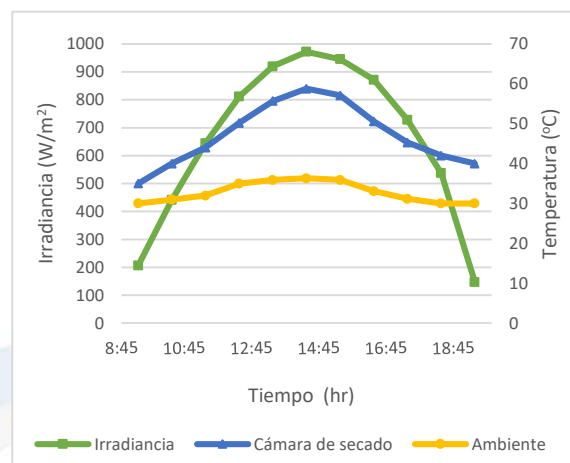
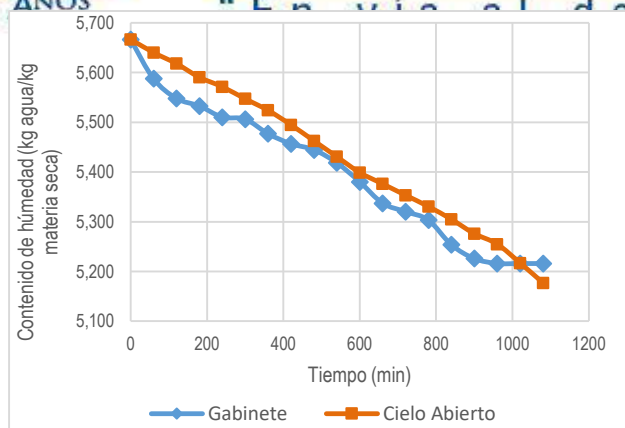


Figura 4. Comportamiento de la irradiancia solar, la temperatura al interior de la cámara de secado del secador solar directo con convección natural y la temperatura ambiente.

Como puede observarse en la figura 4, las temperaturas en la cámara de secado del secador con convección natural es relativamente elevada, se obtuvieron hasta 58 °C a las 12 del día, en este momento la irradiancia solar medida fue de 972 W/m²; un punto importante que se debe analizar es que esta irradiancia es moderada ya que se alcanzan lecturas por arriba de los 1000 W/m², lo cual indica que el secador solar puede ser más eficiente; en cuanto a la temperatura ambiente se obtuvieron temperaturas máximas de 38 °C. La coincidencia de las temperaturas más altas en la cámara de secado con la irradiancia solar obtenida en el día de prueba es clara.

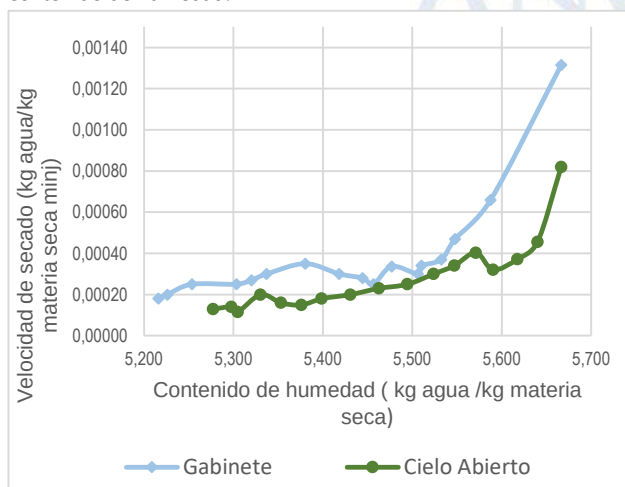
La Gráfica 5, presenta la evolución del contenido de humedad de las semillas en el secador funcionando con convección natural.



Gráfica 5 Variación del contenido de humedad en los secadores solares con convección natural y a cielo abierto.

Como se puede observar, la cinética a convección natural en este tipo de secadores es mucho más rápida que la correspondiente a cielo abierto, debido básicamente a que se obtiene una mayor temperatura, a causa de un menor intercambio térmico con el aire que se encuentra a una velocidad baja. En el caso de cielo abierto se alcanza una temperatura menor a debido a una mayor circulación del aire ambiente en el área de secado, resultando una temperatura menor que en el caso de la convección natural. Este efecto se puede observar en los tiempos correspondientes de secado, en donde se tiene para convección natural 1020 minutos y 1500 minutos para cielo abierto.

La Gráfica 6 presenta la variación de las velocidades de secado en el secador directo y cielo abierto en función del contenido de humedad.



Gráfica 6 Variación de la velocidad de secado con respecto a la variación del contenido de humedad obtenido con los secadores solares con y sin convección forzada.

En el caso del secador con convección natural no se observó ningún periodo de velocidad constante, la velocidad más alta fue la de convección natural con un tiempo de secado de 1020 minutos. Resulta importante comparar este tiempo con el obtenido en el horno eléctrico a 65 °C, en el que se encontró la velocidad más alta en un tiempo de secado de 1080 minutos (muy cerca de los tiempos de secado obtenidos en el secador directo con convección natural).

4. CONCLUSIONES

Las cinéticas de secado bajo condiciones controladas mostraron tiempos de deshidratación entre 18 horas sol y 21.3 horas sol a 55 °C y 65 °C, respectivamente, siendo lo óptimo 65 °C. Los tiempos de secado obtenidos en el gabinete solar con convección natural fueron más cortos que en el caso de secado a cielo abierto, 17 horas para convección natural y 25 horas en cielo abierto, por lo tanto, se encontró que el secado solar directo en secador de gabinete con convección natural es muy similar a las condiciones controladas de 55 °C y 65 °C, arrojando prácticamente los mismos tiempos y velocidades de secado que en 55 °C en un día con temperaturas y sol moderado, por lo tanto, se encontró que es muy justificado promover este tipo de tecnología debido a que en convección natural se pueden alcanzar temperaturas más altas o cercanas a los 55 °C. Es importante mencionar que el secado a cielo abierto resultó ser la tecnología más lenta además de los inconvenientes que resultan debido a la exposición del producto a deshidratar a las condiciones climáticas y a los insectos, roedores, etc., lo cual contribuye a disminuir la calidad del producto final.

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que es factible el secado solar de la semilla de marañón (nuez de la India) mediante el secado solar en gabinete, obteniendo una ventaja considerable sobre el secado en horno eléctrico debido a que se logra alcanzar un ahorro energético importante con poca inversión y mínimo mantenimiento, obteniendo un producto deshidratado de alta calidad, contribuyendo además al cuidado del medio ambiente.

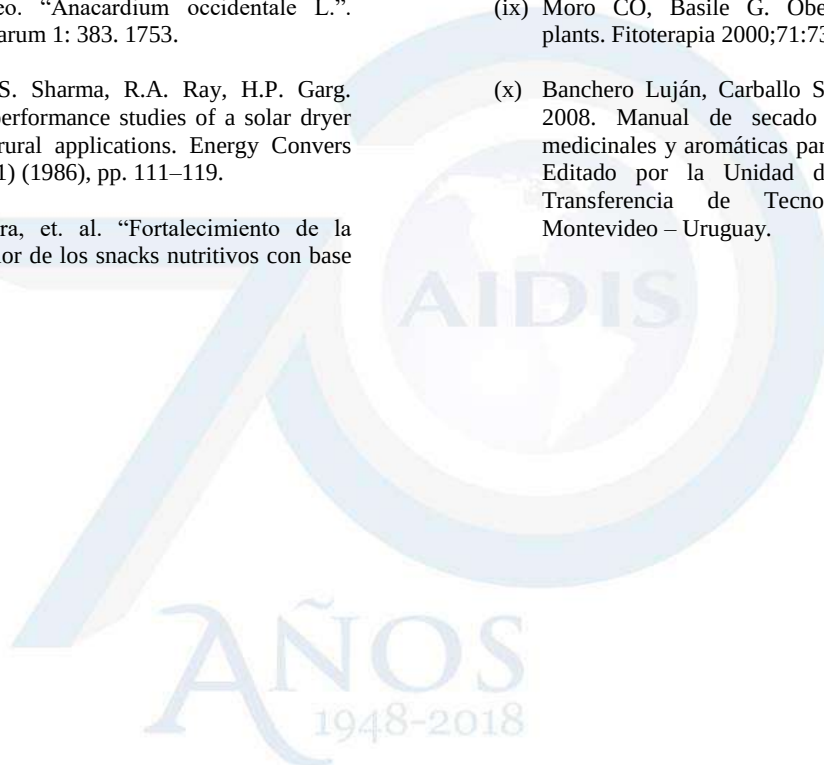
REFERENCIAS



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

- (i) Plan nacional de Desarrollo 2013-2018. Programa especial para el aprovechamiento de las energías renovables. SENER-Gobierno de la República Mexicana.
- (ii) Agenda Estatal de Innovación de Campeche. Documentos de trabajo. Conacyt-Gobierno del Estado. Noviembre del 2014.
- (iii) Galdámez Cáceres Antonio. Guía técnica del cultivo del marañón. Programa Nacional de frutas de El Salvador. Ministerio de Agricultura y Ganadería. 1ª. Edición, 2004
- (iv) Carlos Linneo. “Anacardium occidentale L.”. Species Plantarum 1: 383. 1753.
- (v) K. Sharma, S. Sharma, R.A. Ray, H.P. Garg. Design and performance studies of a solar dryer suitable for rural applications. Energy Convers Manage, 26 (1) (1986), pp. 111–119.
- (vi) Romero Indira, et. al. “Fortalecimiento de la cadena de valor de los snacks nutritivos con base en fruta deshidratada”. Documentos de Proyecto. Naciones Unidas-CEPAL-Gobierno de El Salvador, 2016
- (vii) M. Augustus Leon, S. Kumar, S.C. Bhattacharya. A comprehensive procedure for performance evaluation of solar food dryers. Renew Sustain Energy Rev, 6 (4) (2002), pp. 367–393.
- (viii) Jeff MJ. (Pharm D). Therapeutic Research Facility. Natural Medicines Comprehensive Database, 4th ed., 2002.
- (ix) Moro CO, Basile G. Obesity and medicinal plants. Fitoterapia 2000;71:73–82.
- (x) Banchero Luján, Carballo Sergio, Telesca Juan, 2008. Manual de secado solar de especies medicinales y aromáticas para predios familiares. Editado por la Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA, Montevideo – Uruguay.



[00361] ENERGETIC VALORIZATION OF WASTES, A LOOK FROM EXERGY. MANAGEMENT OF RICE STRAW IN AGRICULTURAL PRODUCTION SYSTEMS IN CUBA

EDELVY BRAVO AMARANRE¹; LEONOR PATRICIA GÜERECA²; OSVALDO
ROMERO ROMERO³; ALBERTO E. CALVO GONZÁLEZ⁴; RALF KIRAN SHULZ⁵;
EDUARDO LÓPEZ BASTIDA⁶

Universidad de Sancti Spiritus^{1,3}; Instituto de Ingenieria UNAM²; Universidad tecnologica de la Habana⁴;
Instituto de Entrenamiento Profesional⁵; Universidad de Cienfuegos⁶

edelvbravo@gmail.com¹; lguercah@iingen.unam.mx²; osvaldo@uniss.edu.cu³;
aegcalvo@ceter.cujae.edu.cu⁴; ralf-kiran.schulz@uni-kassel.de⁵; kuten@ucf.edu.cu⁶

Abstract

In the present work an evaluation of the management of agricultural residues is made comparing its current disposition (A) with a proposal of energetic valorization through the anaerobic digestion (B); the Exergy analysis methodology was used. The Grain Enterprise “Sur Del Jíbaro” was assessed as a case study.

The exergy input and output (MJ), exergy of the product (%), lost exergy (MJ) and exergetic efficiency (%) in the process was calculated.

The behavior of the exergetic efficiency increases in the alternative where rice straw is valorized for energetic purposes and increases 27% with respect to the alternative that is used today. In alternative 4, the exergetic efficiency reaches values of 66.6%; this behavior is given by an increase of about 21% of exergy output flows with respect to the alternative 1. The flow of exergy contained in the product increases from 13.2% to 21.9%. The increase in exergy flow in the final product also represents a reduction in greenhouse gas emissions by the emissions avoided by generating the same amount of electricity in a thermal power plant.

Keywords: Biogas, Exergy, Life Cycle Assessment, Rice production, Rice Straw

Introduction

In the last years, the energy and environmental crisis that mankind lives with the growth of agricultural production has motivated different authors to study the agricultural production systems and their interrelation with the natural resources of the ecosystems where they are developed through the Laws of thermodynamics (Bilgen and Sarikaya,

2015). (Huang, Y. W., Chen, M. Q., Li, Y., & Guo, J. 2016) (Lagomarsino, A., Agnelli, A. E., Pastorelli, R., Pallara, G., Rasse, D. P., & Silvennoinen, H. 2016) (Rocco, M. V., Cassetti, G., Gardumi, F., & Colombo, E. 2016)

The anaerobic digestion (DA) has become a sustainable strategy for proper waste management, given its biodegradation to biogas (renewable energy source) and the production of sludge with biofertilizer properties (Pöschl, M., Ward, S., & Owende, P. 2010). Recent experimental studies have shown that the implementation of biomass as energy resource would provide around 98% of renewable energy and would help to transform the renewable contribution from 6% to 55% in the matrix of electric generation in Sancti Spiritus province (Congress, 2017). The amount of biomass and wastewater generated only in this province can provide a biogas potential of 7.37×10^6 m³/year, which can be turned into 21.96 GWh/year of electrical energy and 30.02 GWh/year of thermal energy (Congress, 2017). In Cuba the biogas potential of several solid agricultural wastes have been studied. Rice straw (crop residue) (Contreras, L. M., Schelle, H., Sebrango, C. R., & Pereda, I. 2012), cane straw (residues from cleaning centers), corn straw, banana straw (leaves), bean straw, coffee husks and parchments, as well as bagasse (agro industrial residue from canesugar production, total a methane potential of $1,258.26 \times 10^6$ m³/year, which is sufficient to generate 3,749.61 GWh of energy per year - equivalent to 19.6% of the country's annual electricity generation (López-Dávila, E., Jiménez, J., Cisneros-Ortiz, M. E., & Romero-Romero, O. 2013).

The agro industrial wastes of rice production, specifically rice straw, are one of the most problematic to eliminate

during the rice harvest. Worldwide, more than 730 million tons of rice straws are produced per year (Zhao, R., Zhang, Z., Zhang, R., Li, M., Lei, Z., Utsumi, M., & Sugiura, N. 2010). Given the problematically high cost of its removal and low utilization, the most frequent practice is to burn it, which generates a high concentration of air emissions of particles and gases resulting from the combustion (Abril, D., Navarro, E., & Abril, A. 2009); (Gadde, B., Bonnet, S., Menke, C., & Garivait, S. 2009).

Technically, exergy is defined as the maximum amount of work that can theoretically be extracted from a system by evolving toward equilibrium with its environment through a sequence of reversible processes (Dincer, I., Hussain, M. M., & Al-Zaharah, I. 2005) (Dincer, 2002). (Szargut, 1999)

Generally, studies combining exergy and natural resources focus on calculating the amount of exergy required for the production of a given product. Several authors have recently used exergy to obtain useful information in the accounting of resources that intervene in a productive process, being a very efficient tool when optimizing processes (Bilgenand Sarikaya, 2015) (Dincer, 2002) (Dincer et al., 2005) (Sciubbaand Ulgiati, 2005) (Szargut, 1999).

The efficiency parameter focuses on energy conversion in the process itself. A process is more sustainable when it uses the resource exergy more efficiently.

Objectives

The objective of this research is the exergetical evaluation of the management of agricultural residues is made comparing its current disposition (A) with a proposal of energetic valorization through the anaerobic digestion (B).

Scenario A: It consists of the disposition in the soil of all the straw of rice produced, with the consequent contributions of nutrients.

Scenario B: It consists in the extraction of straw from the field. It is used as biomass, in the anaerobic treatment, to produce biogas and generate thermal energy, which will be used in drying rice, saving the fuel that is currently used, and generating electricity, which will constitute one of the outputs of the system.

Methodology

System boundaries, Functional unit

The aim of the assessment is rice production system, the functional unit it was considered for the study were production capacity of 40 000 tons of rice per year being. The geographical limits considered include all areas of the enterprise used for rice production in agricultural and industrial phase, the time limits considered include all material and energy flows necessary for the production of rice in two phases of harvest for one year of production.

Exergetic balance

As equation (1) shows, the objective of the exergy analysis is to evaluate the exergetic efficiency of a process; this is defined as the relation between the exergy used in the product or process (EP) and the exergy supplied to the process (EF)

$$\eta_{exergy} = \frac{\sum E_{outlet}}{\sum E_{inlet}} (1)$$

The exergetic balance of a material depends on the following exergetic components: kinetic, potential, physical, and chemical exergy; and is written as follows:

$$ex = exk + exp + exp h + exch \quad (2)$$

Before starting the calculations, an appropriate reference environment was defined. By defining a reference temperature ($T_o = 298.15K$), pressure ($P_o = 1atm$) and chemical composition of the natural environment, it is possible to define the universal exergy content for each substance (fuels and non-combustibles) and consequently for all flows. Most researchers use the reference environment defined by (Szargut, 1999). Reference species should be chosen as the most likely products of the interactions between the substance under consideration and the components of the natural environment. Reference species may be atmospheric gaseous components, the dissolution of sea water, or the presence of solid compounds from the surface of the earth. The exergy of the reference environment is zero and the system exergy is zero when it is in equilibrium with the reference environment.

The value of the kinetic and potential energy of a flow coincides with the value of its kinetic and potential exergy respectively. The chemical exergy of the substances is tabulated (Song, G., Shen, L., & Xiao, J. 2011) (Szargut, 2011) and these are calculated as follows:

$$exc = m * C_o^2 / 2 \quad (3)$$

$$exp = m * ge * Z_o \quad (4)$$

Where m is the mass of the flow, C_o is the velocity of the fluid relative to the surface of the earth, Z_o is the height of the fluid above sea level and ge is the acceleration of gravity (considered constant).

Physical exergy is defined by the maximum total work that is obtained when the material becomes reversible from its initial state of pressure P_i and temperature T_i to the state in equilibrium with the environment or to T_o and P_o by the physical process, without change in the chemical composition. It is defined by the following equation:

$$exf = (h_i - h_o) - T_o * (S_i - S_o) (5)$$

The terms $(h_i - h_o)$ and $(S_i - S_o)$ are the enthalpy and entropy changes, per mole of matter, between P_o , T_o and P_i , T_i ,

evaluated under the restriction of the composition of the mixture.

For the determination of the chemical exergy of liquid hydrocarbons there is a calculation method, which uses a coefficient β , this depends on the chemical composition of the compound, in this case fuel oil and its components hydrogen and carbon.

This method of the factor β , obtains this exergy by the multiplication of the inferior calorific power and the factor β . this factor depends on the atomic composition of the substance, which for the case of fuel is given by the values of hydrogen and carbon (Dincer and Rosen, 2013).

$$ex_{ifuel}^0 = \beta(PCI)_{fuel} \quad (6)$$

Where

$$\beta = (1 - \frac{T_o}{T_f}) \quad (7)$$

The β factor depends on the elemental composition of the fuel and its physical conditions according to (Szargut, 1999)

$$\beta = 1,0401 + 0,01728 * \frac{Z_{H_2}}{Z_c} + 0,0432 * \frac{Z_{O_2}}{Z_c} + 0,5904 * \frac{Z_s}{Z_c} * (1 - 2,0628 * \frac{Z_{H_2}}{Z_c}) \quad (8)$$

This formula is used whenever $(\frac{0}{C}) \leq 1$

Data base

The data base for this research was the one used for the study "Anaerobic digestion of Cuban rice straw in continuous feed systems" (Contreras et al., 2012) (Contreras et al., 2014), where the two main elements that make up a biogas plant for cogeneration of energy are considered to be the total volume of digestion and the power of the engine or electric generator.

Determination of exergy flows

For the determination of the exergy flows, from the mass and energy flows of the system, the specific chemical exergy reported in Appendix 1 Standard Chemical Exergy, Thermodynamics and the Destruction of Resources by Szargut, 2011 and it was considered a reference temperature of 25 Celsius degrees and one atmospheric pressure of 101,325 kPa. (Szargut, 2011) (Tzanakakis and Angelakis, 2011) (Zhang, Y., Zhao, Y., Gao, X., Li, B., & Huang, J. 2015) (Zhang, 2013) In addition, specific exergy reported by other researchers on the exergy of different natural resources and productive processes were used. (Jørgensen et al., 2005) (Huang et al., 2016) (Hermann, 2006) (Martin and Parsapour, 2012) (Qian, H., Zhu, W., Fan, S., Liu, C., Lu, X., Wang, Z., Chen, W. 2017) (Rivero and Garfias, 2006)

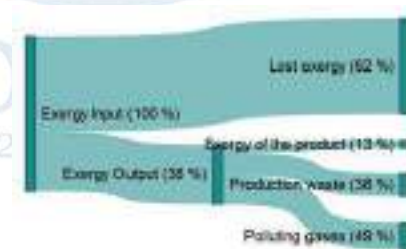
Analysis of Results

Exergy balance

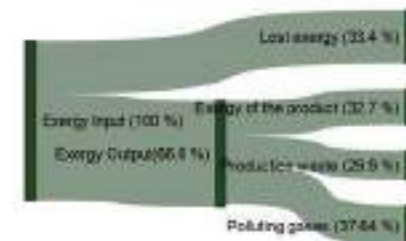
In the Sankey diagram you can observe (Figure 1) the advantages from a view from the exergy that is achieved in the scenario (B) where the rice straw is valorized energetically with respect to the current disposition scenario (A).

In the current scenario (A) to achieve the same rice production in a year, it is necessary to consume greater exergy flows than the Proposed scenario (B), given by the low utilization of the exergetic potential of rice straw when it is incorporated into the soil. Other authors such as (Alanya, S., Dewulf, J., & Duran, M. 2015) (Chen and Wang, 2013) (Chen et al., 2009) (Dincer et al., 2005) (Lezcano Oquendo, 2011) they have obtained similar results but in the evaluation of the gasification of the rice husk for direct energetic purposes or for the obtaining of hydrogen.

In scenario A is where greater destruction of exergy occurs and fundamentally in the agricultural phase of the production process, compared to the proposed scenario the same are reduced by 50%. In the current scenario (A) an exergetic efficiency of 38 is achieved, 04% similar to those reported by (Zafer Utlu and Arif Hepbasli) for the agricultural sector in Turkey increasing by 27% in the proposed scenario. The final exergy in the product is increased by 8.7% with the energy valorization of rice straw, representing 34% of the exergies that leave the system.



Scenario A



Scenario B

Figure 1: Sankey diagrams for the evaluation of scenarios A and B.

CONCLUSIONS

The management of agricultural residues was evaluated through exergetic indicators comparing the management that it has at present and a scenario where they can be valued energetically. It is demonstrated through the obtained results the advantage that has the management of the residues of the production of rice for the production of energy (scenario B) with respect to the disposition that is practiced at the moment (scenario A).

Bibliography

- Abril, D., Navarro, E., & Abril, A. (2009). La Paja De Arroz. Consecuencias De Su Manejo Y Alternativas De Aprovechamiento. *Agron*, 17(2), 69–79.
- Abuadala, A., Dincer, I., & Naterer, G. F. (2010). Exergy analysis of hydrogen production from biomass gasification. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(10), 4981–4990. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.08.025>
- Alanya, S., Dewulf, J., & Duran, M. (2015). Comparison of Overall Resource Consumption of Biosolids Management System Processes Using Exergetic Life Cycle Assessment. *Environmental Science and Technology*, 49(16), 9996–10006. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03124>
- Bilgen, S., & Sarikaya, I. (2015). Exergy for environment, ecology and sustainable development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 51(November), 1115–1131. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.015>
- Chen, G. Q., Jiang, M. M., Yang, Z. F., Chen, B., Ji, X., & Zhou, J. B. (2009). Exergetic assessment for ecological economic system: Chinese agriculture. *Ecological Modelling*, 220(3), 397–410. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.10.006>
- Chen, Z., & Wang, L. (2013). Energy and exergy analysis of gas production from biomass intermittent gasification, 63141(2013), 1–11. <https://doi.org/10.1063/1.4857395>
- Congress, W. B. (2017). World Bioenergy Congress and Expo, 6(3), 4541.
- Contreras, L. M., Romero, O. R., Martínez-Castro, Y., Reyes, I. P., & Finco, A. (2014). Energetic, environmental and economic potentialities of the anaerobic treatment of rice straw for the case of the Cuban enterprise “Sur del Jíbaro”. *International Journal of Global Energy Issues*, 37(5/6), 267–281. <https://doi.org/10.1504/IJGEI.2014.067670>
- Contreras, L. M., Schelle, H., Sebrango, C. R., & Pereda, I. (2012). Methane potential and biodegradability of rice straw, rice husk and rice residues from the drying process. *Water Science and Technology*, 65(6), 1142–1149. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.951>
- Dincer, I. (2002). On energetic, exergetic and environmental aspects of drying systems. *International Journal of Energy Research*, 26(8), 717–727. <https://doi.org/10.1002/er.792>
- Dincer, I., Hussain, M. M., & Al-Zaharnah, I. (2005). Energy and exergy utilization in agricultural sector of Saudi Arabia. *Energy Policy*, 33(11), 1461–1467. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2004.01.004>
- Dincer, I., & Rosen, M. A. (2013). Chemical Exergy. *Exergy*, (June), 31–49. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-097089-9.00003-6>
- Gadde, B., Bonnet, S., Menke, C., & Garivait, S. (2009). Air pollutant emissions from rice straw open field burning in India, Thailand and the Philippines. *Environmental Pollution*, 157(5), 1554–1558. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.01.004>
- Hermann, W. A. (2006). Quantifying global exergy resources. *Energy*, 31(12), 1349–1366. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.09.006>
- Huang, Y. W., Chen, M. Q., Li, Y., & Guo, J. (2016). Modeling of chemical exergy of agricultural biomass using improved general regression neural network. *Energy*, 114(September), 1164–1175. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.08.090>
- Jørgensen, S. E., Ladegaard, N., Debeljak, M., & Marques, J. C. (2005). Calculations of exergy for organisms. *Ecological Modelling*, 185(2–4), 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.11.020>
- Lagomarsino, A., Agnelli, A. E., Pastorelli, R., Pallara, G., Rasse, D. P., & Silvennoinen, H. (2016). Management of rice paddy fields affects greenhouse gas emissions. *Soil Biology and Biochemistry*, 93, 17–27. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015>
- Lezcano Oquendo, D. A. (2011). Estudio Exergético para identificar y evaluar potencialidades en energías renovables en el territorio Colombia, para planeamiento energético en periodos futuros. *Universidad Nacional de Colombia*, 121. Retrieved from <http://www.bdigital.unal.edu.co/5876/1/8161669.2012.pdf>
- López-Dávila, E., Jiménez, J., Cisneros-Ortiz, M. E., & Romero-Romero, O. (2013). Potencial de Biogás de la

Fermentación Anaerobia de Residuos Sólidos de la Agroindustria Azucarera, utilizando Lodo Anaerobio de Estiércol Porcino. *Potential of Biogas of the Anaerobic Fermentation of Solid Residues of the Sugar Agro-Industry, Using Anaerobic Pig Dung Mud.*, 40(1), 1–7. Retrieved from

<http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fua&AN=108893937&lang=es&site=ehost-live>

Martin, M., & Parsapour, A. (2012). Upcycling wastes with biogas production: An exergy and economic analysis. *Venice*.

Mussoline, W., Esposito, G., Giordano, A., & Lens, P. (2013). The anaerobic digestion of rice straw: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(9), 895–915. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.627018>

Pöschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2010). Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. *Applied Energy*, 87(11), 3305–3321. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.05.011>

Sanchis Jiménez, Elena López Jiménez, Petra Amparo Calvet Sanz, S. (2014). Emisiones De Gases En El Cultivo Del Arroz: Efecto De La Gestión De La Paja, 76.

Sciubba, E., & Ulgiati, S. (2005). Emergy and exergy analyses: Complementary methods or irreducible ideological options? *Energy*, 30(10), 1953–1988. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2004.08.003>

Song, G., Shen, L., & Xiao, J. (2011). Estimating specific chemical exergy of biomass from basic analysis data. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 50(16), 9758–9766. <https://doi.org/10.1021/ie200534n>

Szargut, J. (1999). Exergy in the Thermal Systems Analysis. In: Bejan A., Mamut E. (eds) *Thermodynamic Optimization of Complex Energy Systems*, 69. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4685-2_9

Szargut, J. (2011). Appendix 1. Standard Chemical Exergy. *Thermodynamics and the Destruction of Resources*, 1–8.

Tzanakakis, V. A., & Angelakis, A. N. (2011). Chemical exergy as a unified and objective indicator in the assessment and optimization of land treatment systems. *Ecological Modelling*, 222(17), 3082–3091. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.06.019>

Wang, G., Gavala, H. N., Skiadas, I. V., & Ahring, B. K. (2009). Wet explosion of wheat straw and codigestion with swine manure: Effect on the methane productivity. *Waste*

Management, 29(11), 2830–2835. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.07.004>

Zhang. (2013). Comprehensive Investigation Into the Exergy Values of Six Rice Husks. *American Journal of Engineering and Applied Sciences*, 6(2), 216–225. <https://doi.org/10.3844/ajeassp.2013.216.225>

Zhang, Y., Zhao, Y., Gao, X., Li, B., & Huang, J. (2015). Energy and exergy analyses of syngas produced from rice husk gasification in an entrained flow reactor. *Journal of Cleaner Production*, 95, 273–280. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.053>

Zhao, R., Zhang, Z., Zhang, R., Li, M., Lei, Z., Utsumi, M., & Sugiura, N. (2010). Methane production from rice straw pretreated by a mixture of acetic-propionic acid. *Bioresource Technology*, 101(3), 990–994. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.020>

[00377] BARRERAS PARA LA COLABORACIÓN Y LA GIRH EN LA CUENCA DEL RIO COPIAPÓ, CHILE

VICTOR GALVEZ¹; RODRIGO ROJAS²

University of Queensland¹; CSIRO²

v.galvezorellana@uq.net.au¹; rojas@csiro.au²

1.- Resumen

La colaboración ha sido ampliamente reconocida como un factor crítico para implementar la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH); salvaguardando los intereses económicos, sociales y ambientales dentro de una cuenca. Este artículo evalúa el desempeño actual de la planificación colaborativa en la cuenca del río Copiapó (CRC), en el Norte de Chile. Se seleccionaron dos marcos para analizar, a través de entrevistas con quince profesionales senior de la CRC, la necesidad de colaboración y en qué grado se han cumplido las condiciones iniciales para una colaboración efectiva. Como resultado, se identificaron diez barreras y tres facilitadores que promueven o restringen la colaboración en el proceso de toma de decisiones, asociado a los problemas relacionados con el agua en la CRC. Finalmente, se recomiendan siete acciones inmediatas y tres acciones de segunda instancia para mitigar las restricciones y mejorar la planificación colaborativa en la CRC.

2.- Introducción

Hoy en día existe un amplio consenso internacional de que la gestión de los recursos hídricos requiere un enfoque colaborativo e impulsado por las partes interesadas, incluida la integración de varias organizaciones (públicas o privadas), el uso coordinado de aguas superficiales y subterráneas y la cooperación espacial entre usuarios aguas arriba y aguas abajo (Watson, 2007; Loux, 2011). Esta declaración se ha reforzado en numerosas conferencias internacionales (Tan et al., 2008), estableciendo en la Declaración de La Haya (2000) que *"La Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) depende de la colaboración y de las asociaciones a todo nivel, desde cada uno de los ciudadanos hasta las organizaciones internacionales, sobre la base de un compromiso político y una mayor conciencia social sobre la necesidad de la seguridad hídrica y la gestión sostenible de los recursos hídricos"*. Al respecto, la definición de

colaboración utilizada para este estudio se desprende de Ansell y Gash (2008) que establece que la colaboración es un acuerdo gubernamental donde las agencias estatales (públicas) involucran a actores privados (no públicos) en un proceso de toma de decisiones formal, consensuado y deliberativo. dirigido a implementar o administrar políticas públicas, programas o activos.

A pesar de la importancia de la colaboración, podría haber situaciones donde la colaboración no necesariamente es la solución adecuada y, como tal, no debe ser considerada como solución universal para cada problema en la GIRH (Watson, 2007). En este contexto, la mayoría de los estudios de planificación colaborativa se han centrado en el proceso colaborativo y los factores que determinan su progreso exitoso, obviando el análisis de como las condiciones de inicio determinan una colaboración exitosa (Benham et al., 2014). Como consecuencia, pocos estudios han investigado y arrojado luces sobre cuando existe una necesidad real de colaboración y en qué grado se han cumplido las condiciones adecuadas para implementarla.

3.- Objetivos

El objetivo de esta investigación es:

- Identificar las brechas en la planificación colaborativa en la CRC.
- Verificar la necesidad de una planificación colaborativa en la CRC.
- Identificar las barreras y facilitadores para la planificación colaborativa de recursos hídricos en la CRC?

4.- Metodología

Estudio de caso

La cuenca del río Copiapó (CRC) en el norte de Chile se encuentra en el desierto de Atacama, y tiene una población

aproximada de 200,000 habitantes (Suárez et al., 2014) con una superficie de 18,704 km² (MOP, 2018).

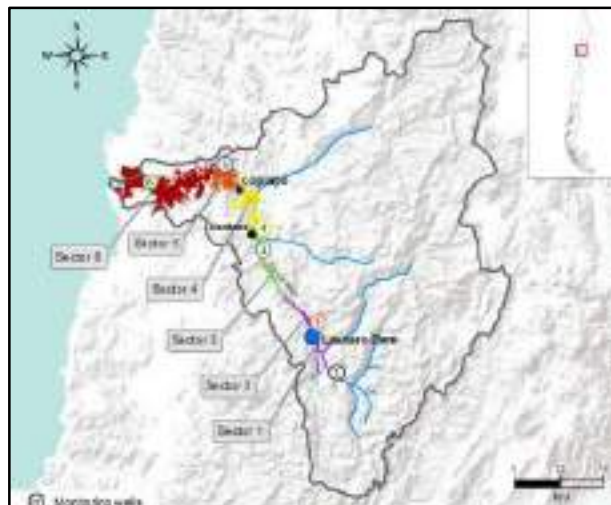


Figura 1: Cuenca del río Copiapó.

La gestión de los recursos hídricos en la CRC ha sido una tarea compleja después de varios intentos de abordar los conflictos relacionados con el agua y el deterioro sostenido de los recursos hídricos desde los años ochenta. Algunas de las principales particularidades de la CRC son: (1) la asignación de recursos hídricos y el uso del agua se basa en principios de libre mercado, (2) condiciones áridas y precipitación casi nula, (3) sobre-otorgamiento de derechos de agua, ocasionado un descenso sostenido del nivel de las aguas subterráneas (4) fuerte competencia por los recursos hídricos entre los servicios de agua, minería y agricultura, (5) presencia de comunidades indígenas, y (6) ocurrencia de desastres naturales relacionados con el agua tales como inundaciones y eventos prolongados de sequía. Como resultado, se han observado conflictos entre usuarios, descenso sostenido del nivel freático, deterioro ambiental en la desembocadura, aumento del precio del agua, entre otros. Para dar solución a estos problemas, se han realizado intentos de una GIRH a través de mesas del agua, sin embargo, hasta la fecha no se han visto soluciones sostenibles.



Figura 2: Descenso de niveles freáticos.

Metodología

Tras la definición ya mencionada de colaboración (Ansell and Gash, 2008), se incorporó el marco que determina cuando esta debe ser implementada (Oliver and Bishop, 2006) que se basa en una lista de condiciones que se deben cumplir para implementar la colaboración: (1) El tema es de alta prioridad para los interesados, (2) el tema es una alta prioridad para la comunidad (3) expertos de diferentes agencias no están de acuerdo sobre cómo resolver el problema, (4) las agencias no tiene los recursos o las habilidades para resolver el problema, (5) la agencia necesita la ayuda de otras agencias para resolver el problema y (6) otras partes interesadas tienen interés en resolver el problema.

Finalmente, se seleccionó el marco de gobernanza colaborativa propuesto por Ansell y Gash (2008). Este marco separa los factores externos que determinan el éxito de este proceso. Luego, bajo la hipótesis de que no existe una planificación colaborativa en la CRC, este trabajo se enfoca en las condiciones externas destacadas en la Figura 3:

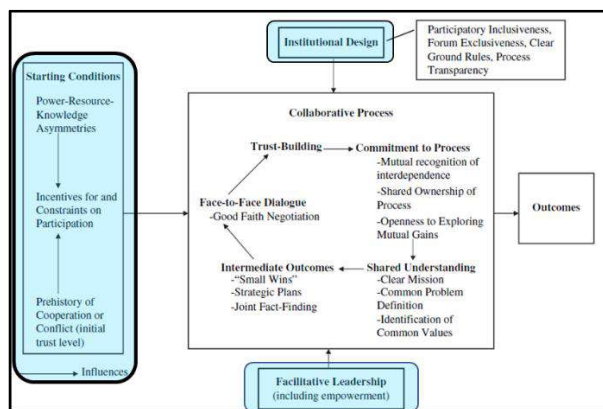


Figura 3: Gobernanza colaborativa (Ansell and Gash, 2008).

Así, este estudio consiste en una investigación cualitativa que busca identificar a través de 15 entrevistas a expertos involucrados en la gestión de la CRC los objetivos mencionados en la sección 2. Basados en estos marcos teóricos, los resultados de las entrevistas indicarán cuáles son los factores que no permiten que la toma de decisiones sea fluida. Los resultados se presentan mediante un análisis temático, metodología ampliamente utilizada en estudios sociales para identificar patrones cualitativos (Braun y Clarke, 2006). Estos temas permiten responder las preguntas de investigación a partir de la información adquirida de las experiencias y el conocimiento de los participantes.

5.- Resultados y discusión

Los resultados se presentan en términos de los principales temas analizados a través de las entrevistas.

Percepciones sobre la colaboración y toma conjunta de decisiones

Todos los entrevistados estuvieron de acuerdo en que no se han tomado decisiones conjuntas en la CRC a lo largo del tiempo. En ese contexto, nueve entrevistados indicaron que el uso del agua en la región se ha relacionado fuertemente con el desarrollo económico de todos los sectores productivos, con una perspectiva individual y sin pensar en la sostenibilidad de los recursos hídricos.

Nivel de participación

La mayoría de los entrevistados informaron que la participación no es adecuada debido a la falta de participación

real de los organismos públicos y los miembros de la sociedad civil, como representantes sociales, indígenas y pequeños agricultores. Los entrevistados predominantemente del sector privado solicitan:

- Un mayor compromiso de las agencias públicas.
- Una participación real de los representantes de la sociedad, no solo asistiendo

Conocimiento

La mayoría de las agencias públicas, y parcialmente el sector privado, han desarrollado un amplio conocimiento sobre el uso del agua y el funcionamiento de toda la cuenca, mientras que el resto de las partes interesadas no tiene conocimiento suficiente. Las principales razones exitosas para adquirir conocimiento son:

- Conocimiento sobre cómo encontrar información.
- Desarrollo de redes entre los interesados para compartir información.

Necesidad de colaboración

Los entrevistados de todos los sectores informaron un alto cumplimiento de las condiciones necesarias para colaborar, brindando apoyo sobre por qué se debe promover la colaboración en la gestión de la cuenca, involucrando a las agencias públicas, el sector privado y las comunidades.

Barreras y facilitadores para iniciar colaboración

Al respecto, las entrevistas indicaron 10 barreras y 3 facilitadores para una planificación colaborativa en la CRC que se muestran a continuación.

Barreras	Facilitadores
Desconfianza por la falta de resultados	Interdependencia
Asimetrías de conocimiento de grupos relacionados	Clarificación del problema en los participantes
Asimetrías de poder relacionadas al tamaño del grupo	Historia anterior entre las acciones
Falta de recursos de agencias públicas	
Asimetrías de poder relacionadas a la capacidad de organización	
Falta de visión compartida	
Falta de liderazgo y voluntad política	
Falta de atribuciones legales	
Control sobre la toma de decisiones	

Tabla 1: Barreras y facilitadores para colaboración.

Este estudio permite concluir que la planificación colaborativa ha fallado en la CRC y permite entender cuáles son los principales factores que condicionan la colaboración en la CRC. Por consiguiente, existen una serie de mecanismos que responden a estas brechas (OECD, 2015).

Así, basado en las características de esta cuenca, se recomienda implementar las siguientes medidas:

- Acciones inmediatas:
 1. Revisar el nivel de participación de cada actor: una participación pública amplia es esencial para un desarrollo sostenible (ONU, 1992). Sin embargo, es posible que no todos tengan que involucrarse de la misma manera, reduciendo los gastos y facilitando el proceso de toma de decisiones. En este contexto, la OCDE (2015) propone 6 niveles de participación. Esta medida serviría para mejorar las brechas en la participación.
 2. Definir un facilitador/moderador/coordinador, describiendo claramente su función, tareas y objetivos tales como organizar reuniones periódicas, proponer indicadores para evaluar la efectividad del proceso de colaboración y los resultados, sugiriendo fuentes de financiación. No necesariamente tiene que ser promovido por el gobierno. Por ejemplo, en California, donde se presentan condiciones ambientales y legales similares (Bauer, 2015), el Centro de Política Colaborativa, afiliado a la Universidad Estatal de Sacramento, desempeñó el rol de mediador en el “Water Forum” (Loux, 2011). Esta medida serviría para mejorar el liderazgo y la visión común.
 3. Desarrollar acuerdos legales entre organismos públicos y asociaciones público-privadas. Los contratos innovadores pueden ayudar a mejorar la coordinación entre las partes interesadas, gestionar las interdependencias y resolver las debilidades institucionales (OCDE, 2015). Esto podría ayudar a reducir la fragmentación y potenciar la falta de atribuciones legales de algunas instituciones.
 4. Campañas de sensibilización a través de los medios tradicionales como la televisión, la radio y los periódicos locales para mantener la concientización del problema.
 5. Talleres destinados a reducir las brechas de colaboración y empoderar a las partes interesadas, como campañas de educación a partes interesadas más débiles, metodologías para acceder a la información y resolución legal de conflictos, con el objetivo de mejorar asimetrías de información.
 6. Informes de estado con el objetivo de mantener informados a los interesados sobre los resultados para reducir la desmotivación por falta de resultados y mejorar las asimetrías de información.
 7. Una página web para compartir información entre partes interesadas, anuncios, estudios.

- Acciones en segunda instancia:

1. Revisar el tipo de organización de cuenca de la CARRH con el fin de definir cuáles son los más adecuados para la GIRH en el contexto de CRC. Con el objetivo de potenciar el liderazgo y la visión conjunta entre participantes.
2. Proponer mecanismos alternativos de financiamiento para agencias públicas para reducir las asimetrías financieras.
3. Revisar las atribuciones legales de las agencias públicas para determinar si se necesitan cambios legales.

6.- Conclusiones

Esta investigación usó entrevistas con usuarios experimentados de agua que representan a 15 partes interesadas dentro de la Cuenca del Río Copiapó. Se identificaron 10 barreras y 3 facilitadores para promover o restringir la colaboración en el proceso de toma de decisiones relacionadas con los problemas del agua en la cuenca. Como resultado, se ha demostrado que existe una falta de colaboración y condiciones adecuadas para apoyar las decisiones colectivas entre las partes interesadas. Al mismo tiempo, los resultados sugieren que las partes interesadas reconocen la necesidad de colaboración para abordar los desafíos actuales relacionados con el agua. Por lo tanto, parece razonable suponer que las iniciativas anteriores para implementar enfoques de gestión integrada han fallado debido a la falta de colaboración. Para mitigar estas restricciones, se pueden implementar algunas acciones inmediatas y por etapas para apoyar la colaboración entre las partes interesadas y promover la solución de los problemas relacionados con el agua.

- Acciones inmediatas:

1. Revise el nivel de participación de cada parte interesada.
2. Defina un facilitador / moderador / coordinador en la cuenca.
3. Acuerdos legales y asociaciones.
4. Campañas de sensibilización.
5. Talleres.
6. Informes de estado
7. Uso de tecnologías basadas en la web.

- Acciones en segunda instancia:

1. Revisar el tipo de organización de cuenca.
2. Proponer mecanismos alternativos de financiamiento para agencias públicas.
3. Revise las atribuciones legales de las agencias públicas.

Luego, considerando que la mayoría de los estudios se enfoca en el proceso de colaboración en sí, la metodología y los resultados de esta investigación pueden usarse para comprender las principales dificultades al iniciar un proceso colaborativo, anticipar restricciones y establecer el escenario para una implementación eficiente de una política o estrategia. Estos resultados pueden ser útiles no solo en el CRB, sino también en otras cuencas que también presentan sobreasignación de agua o en otros lugares donde existen características similares, como mercados de agua, los climas áridos y la presencia de comunidades indígenas.

Referencias

ANSELL, C. & GASH, A. 2008. Collaborative governance in theory and practice. *Journal of public administration research and theory*, 18, 543-571.

BAUER, C. J. 2015. Water conflicts and entrenched governance problems in Chile's market model. *Water Alternatives*, 8.

LOUX, J. 2011. Collaboration and stakeholder engagement. *Water resources planning and management*, 251-273.

MOP. 2018. Aguas: Mapas y Datos por Cuencas [Online]. Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile. Available: <http://www.mop.cl/Prensa/Paginas/cuencas.aspx> [Accessed 02 May 2018].

OECD 2015. Stakeholder engagement for inclusive water governance, Paris, France, OECD.

OLIVER, P. & BISHOP, P. 2006. Issue, Context and Stakeholder Analysis (ICASA). Working paper. Engaged Government Project. Brisbane: Griffith University.

SUÁREZ, F., MUÑOZ, J. F., FERNÁNDEZ, B., DORSAZ, J.-M., HUNTER, C. K., KARAVITIS, C. A. & GIRONÁS, J. 2014. Integrated water resource management and energy requirements for water supply BENHAM, C., HUSSEY, K. & BEAVIS, S. 2014. Planning for success in a climate change future: Collaborative water governance in the Upper Murrumbidgee Catchment, southeastern Australia. *Australasian Journal of Water Resources*, 18, 1-14n the Copiapó river basin, Chile. *Water*, 6, 2590-2613.

TAN, P.-L., JACKSON, S., OLIVER, P., MACKENZIE, J., PROCTOR, W. & AYRE, M. 2008. Collaborative Water Planning: Context and Practice.

WATSON, N. 2007. Collaborative capital: a key to the successful practice of integrated water resources management. Multi-stakeholder platforms for integrated water management, 31-48.

[00386] BIOENERGETICO DE 3ra. GENERACIÓN PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL

FELIPE NERI RODRIGUEZ CASASOLA¹; ITALIA LÓPEZ CORTÉS²; ANGÉLICA MARÍA SALMERÓN ALCOCER³

Instituto Politecnico Nacional

felipenerirodrig@yahoo.com.mx; talix931205@gmail.com; angelica.salmeron@hotmail.com

Palabras clave: bioenergía; biogás; agua

Abstract

The present work addresses the problem of having "renewable" bioenergy sources that do not have as initial material the use of competing agricultural crops for food, first generation bioenergetics, or crops rich in reduced compounds that can be transformed into bioenergy by different processes extractive or fermentative, 2nd generation bioenergetics. Here we demonstrate the obtaining of biogas, through the application of anaerobic digestion of the organic components of industrial wastewater. The wastewater comes from a food-grade industrial plant, with a COD content of 11,000 +/- 2000 mg / L. The water comes from the washing processes of production equipment, with the only previous treatment being the removal of a fat fraction. The anaerobic digestion produced biogas with a sustained content of not less than 45% of CH₄, it was induced having as initial inoculum secondary sludges from a swine plant, a glucose co-substrate, the addition of nitrogen source and phosphorus to balance the medium, and it was sustained for more than 180 continuous days of operation with intermittent feeds.

Introducción

La utilización de los combustibles fósiles ha sido un gran motor para el desarrollo de la sociedad, son una fuente de energía no renovable, pero tendientes al agotamiento, esto resalta la importancia y necesidad de llevar a cabo una transición hacia un esquema energético sustentable, el cual estaría basado en el aprovechamiento de distintas fuentes de energía, entre las que destacan las energías renovables (Velasco, 2009). Para disminuir los problemas de contaminación por el uso de fuentes fósiles se debe promover

la generación de energía a partir de fuentes renovables, como la biomasa. Existen dos tipos de biomasa que pueden ser utilizados para disminuir la demanda de energía, la biomasa seca y la húmeda, en esta última clasificación entran los vertidos denominados biodegradables, las aguas residuales urbanas e industriales y los residuos ganaderos.

Mediante el empleo de biomasa se puede generar biogás, una energía limpia.; además se pueden disminuir los altos costos de su disposición en la industria, ya que se disminuyen costos de tratamiento del agua residual, y de la disposición de los lodos al poder emplear éstos como sustrato para generar biogás, cabe mencionar que se generan lodos en menor cantidad en el proceso de producción de biogás sin embargo estos son más lábiles, finalmente el biogás puede sustituir parte del consumo energético de la empresa. Esta es la gran ventaja del uso de los residuos industriales como fuentes de energía con fracción orgánica biodegradable. Vamero en 2011, clasifico en cuatro tipos los residuos orgánicos susceptibles de ser empleados como sustratos en la digestión anaerobia: Los sustratos de clase 1 pueden degradarse eficientemente en digestores tipo Batch o por lotes; los sustratos de la clase 2 son degradados de manera eficiente en digestores mezcla completa de operación continua; por presentar una dilución mayor y en consecuencia una DQO menor, los sustratos de clase 3 deben tratarse con digestores anaerobios de alta eficiencia; en cuanto a los sustratos de clase 4, debido a su alto contenido de DQO deben ser degradados en digestores aerobios intensivos para mayor eficiencia. En este trabajo a diferencia de lo indicado, empleó agua residual de una industria alimenticia que elabora aderezos, con alto contenido en lípidos y carbohidratos que son altamente hidrolizables y una DQO de aproximadamente 15000 a 25000 mg/L. Así se confirma en un caso aplicado lo que Ebner et al., 2016 ha reportado; que las aguas residuales

y lodos con alto contenido en material orgánico pueden favorecer el proceso de producción de biogás si se les da un pretratamiento o si se lleva a cabo la codigestión con algún otro sustrato. En México, las investigaciones más relevantes sobre la generación de biocombustibles han sido a partir de residuos agroindustriales, y están enfocadas hacia la producción de: bioetanol, biodiesel, otros biocombustibles, biohidrógeno y biogás (Saval, 2012).

Objetivos

1. Evaluar la factibilidad de producción de biogás empleando agua residual de una industria alimenticia como sustrato y como inóculo agua residual y lodos biológicos de una granja porcícola.
2. Evaluar de forma teórica la producción de biogás a partir del agua residual de la industria alimentaria.
3. Construir un biorreactor de prueba y estabilizar el inóculo en éste para evaluar la generación de biogás.
4. Evaluar preliminarmente la viabilidad del agua cruda para uso como sustrato para la producción de biogás en el biorreactor.
5. Determinar las condiciones óptimas de nutrientes (P y N) para mantener la producción de biogás.
6. Realizar un análisis de la comunidad bacteriana productora de metano mediante la observación en el microscopio electrónico.

Metodología

Agua residual industrial: El agua residual se obtuvo de una planta de producción de aderezos ubicada en el municipio de Zumpango, Estado de México.

Inóculo inicial de cultivo: El inóculo de inicio fue lodo obtenido de la coagulación-floculación de agua de residual de una granja porcícola, en una mezcla al 50% con agua.

Métodos químicos: Los métodos de cuantificación de DQO, N_T , P_T , $P-PO_4^{3-}$ fueron de la marca HACH de su manual 2016. Para marcha de sólidos se siguió el método gravimétrico indicado en la norma mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001.

Composición de biogás: El biogás generado se midió intermitentemente con un medidor marca Status Scientific, modelo PGD 3-IR BIOGAS, multiparamétrico de CH_4 , O_2 , CO_2 , H_2S expresados en por ciento en volumen.

Especies químicas: Como fuente de N y P, se utilizaron urea y fosfato monobásico de potasio grado comercial.

Sistema de reacción: El digestor anaerobio de construcción propia, adaptando un bidón de 60 litros de capacidad, con tapa hermética en plástico y conexiones de PVC sanitario C-40.

Cinética de generación de biogás: Para la a generación de biogás se determinaron con tres fases:

a) Propagación de cultivo metanogénico.

30 Kg de lodo fue inducido por sistema lote alimentado por 20 semanas con adiciones mensuales de 6 Kg de medio definido por glucosa. El cultivo se mantuvo en condiciones anaerobias, se registraron los valores residuales de DQO, N_T , P_T , ST , SSV , y la composición del biogás. producido.

b) Mantenimiento del cultivo metanogénico.

Al cultivo propagado y metanogénico, se sometió durante 8 semanas a alimentaciones de 10 Kg de medio definido y balanceado en relación $C/N_T/P_T$, (25/1/0.25) y purgas de la misma cantidad de material, con muestras periódicas se cuantificaron valores residuales de DQO, N_T , P_T , ST , SSV , y la composición del biogás producido almacenado en el digestor. manteniendo el DQO entre alimentaciones en un intervalo entre 2000 y 15000 mg/L.

c) Inducción del cultivo metanogénico.

Con la producción sostenida de biogás, se indujo la capacidad de degradación del cultivo a los componentes del agua residual sustituyendo el 50% de las aportaciones de nutrientes del medio balanceado con los componentes del agua residual.

Resultados y discusión

La composición promedio del agua residual industrial se muestra en la tabla 1, dado lo perecedero del agua la caracterización se realiza en cada lote utilizado. En la tabla 2

se da la composición del medio balanceado de glucosa (mineral). Las concentraciones de sólidos, DQO, N_T, P_T, S_T, SSV, SS, SDT del inóculo inicial se fue de 4985, 1500, 1126, 23731, 2950, 19400 y 4400 mg/L respectivamente.

Tabla 1. Composición promedio del agua residual industrial

Parámetro	Valores promedio
Grasas y aceites	0.3%
DQO _T	22,320 mg/L
pH	6.45
Proteínas	0.09%
Cenizas	0.03%
Nitrógeno orgánico	36.4 mg/L
Carbohidratos	<1 g/L

Tabla 2. Composición del medio mineral de glucosa

Componente	Fórmula	Cantidad (g/L)
Carbonato de sodio	NaHCO ₃	0.50
Urea	CH ₄ N ₂ O	0.34
Glucosa	C ₆ H ₁₂ O ₆	10
Fosfato de potasio	K ₂ PO ₄	0.116

En la figura 1, se presentan los resultados de los 250 días que duró la cinética de producción. La fase de mantenimiento del

ilustran las alimentaciones con flechas de diferente color. El valor de DQO para cada alimentación se realizó por balance de masa conforme a la ecuación 1.

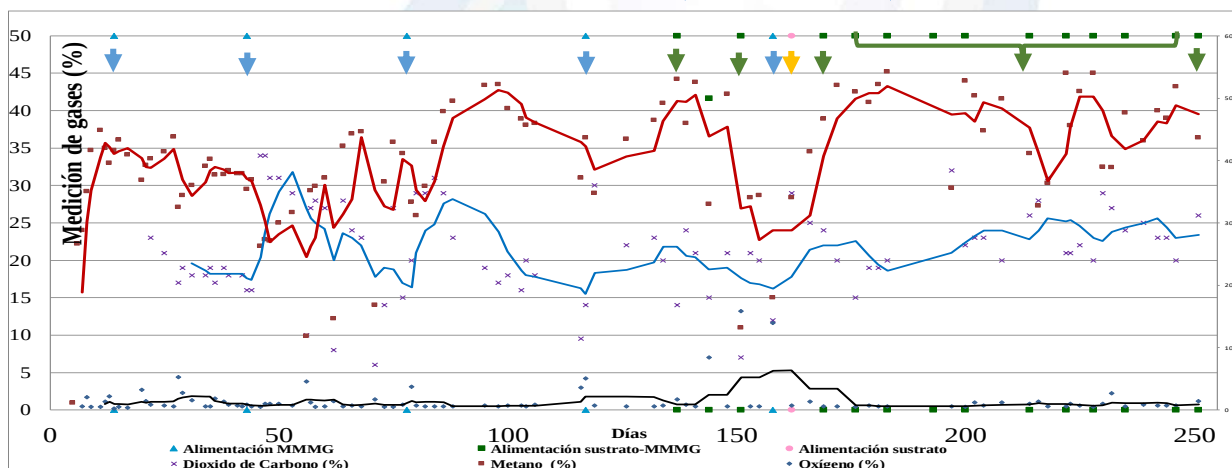
$$(DQO_T \text{ biodigestor}) \left(\frac{\text{volumen}}{\text{en}} \right) + (DQO_T \text{ Agua residual}) \left(\frac{\text{volumen}}{\text{sustrato}} \right) +$$

$$(DQO_T \text{ medio glucosa}) \left(\frac{\text{volumen}}{\text{medio glucosa}} \right) = DQO_T$$

Ecuación (1)

Los valores promedio de DQO del balance después de cada alimentación fueron de 15,000 a 17,000 mg/L y los valores residuales antes de las alimentaciones semanales fueron alrededor de los 2000 mg/L. de la figura 1, se observa el efecto de las diferentes alimentaciones. En la fase 2 de generación el cambio de medio 50% a 100% de agua residual parece no fue adecuado, por lo que, para reactivar el cultivo, se adiciono una alimentación completa de medio de glucosa y las subsecuentes de medio al 50%. La composición de biogás alcanzo porcentajes del 45%.

Aunque no se ilustra en la gráfica 1, la actividad metanogénica de esta fase fue alta ya que los valores de H₂S,



cultivo se inició a los 140 días con una composición mínima sostenida de CH₄ en el biogás de. 35%. Pasada la fase de inducción, se efectuaron en periodos aproximadamente semanales, 13 alimentaciones con mezcla de 50% medio de glucosa y agua residual; 1 de agua residual al 100% y 1 de medio de glucosa durante 100 días más. El agua residual no tiene el balance ideal para la producción metanogénica, por lo que fue necesaria la suplementación de nitrógeno y fósforo, de acuerdo a las relaciones indicadas. En la misma figura 1 se

en todos los casos fueron superiores a las 2000 ppm. En la figura 2, se muestran valores residuales de DQO. Los valores de DQO aumentaron al máximo después de la primera alimentación con el suministro del con Glucosa (MMM) que aportó carbono, nitrógeno, fósforo y potasio; sin embargo, los valores de DQO. La DQO en la segunda fase se mantiene aproximadamente constante tomando valores menores a 2000 g/L

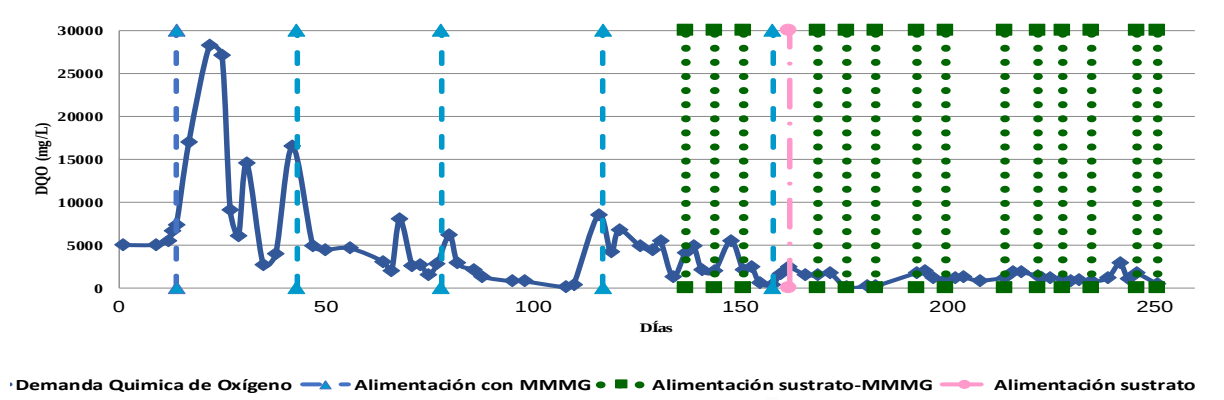


Figura 2. Valores residuales de DQO entre alimentaciones al digestor anaerobia

El porcentaje de metano generado máximo fue de 45.2% durante la 2a etapa de alimentación, obteniéndose un 20% de dióxido de carbono y 0.5% de oxígeno. El biogás generado tiene en promedio una composición aproximada del 40%, por lo que puede ser usado como combustible. Realizando los cálculos de consumo volumétrico de DQO, la relación carga volumétrica y consumo de DQO resultó ser más eficiente en la etapa de alimentación en codigestión de MMMG-agua residual industrial ya que las velocidades de alimentación-consumo se mantuvieron entre 300 a 350 mg DQO/día-L.

Conclusiones

1. En el reactor construido se indujo la producción de metano empleando como inóculo agua residual industrial y lodos obtenidos de una granja porcícola, y como sustrato de cogeneración de metano, una mezcla 50:50 de agua residual más medio mínimo mineral con glucosa.
2. Se alcanzó la fase de adaptación del inóculo aproximadamente a los 140 días de iniciado el proceso logrando producir biogás de manera constante con un valor aproximado del 40% de metano.
3. El porcentaje de metano generado llegó al valor máximo de 45.2 % en la 2a etapa en la que se

suministró la mezcla del agua residual-MMMG, obteniéndose valores de dióxido de carbono de 20 %, sin embargo, los niveles de ácido sulfhídrico pueden representar un problema importante a resolver ya que en promedio se encuentra en 1600 ppm.

Referencias bibliográficas

- Ebner H. J., Labatut A. R., Lodge S. J., A. A., Trabold A. T. (2016). Waste Management. ELSEVIER, 52(2016), 286-294.
- Rivas S. O., Faith V. M., Guillén W. R. (2010). Biodigestores: factores químicos, físicos y biológicos relacionados con su productividad. Revista Tecnología en Marcha, 23(1), 39-46.
- Saval S. (2012). Aprovechamiento de Residuos Agroindustriales: Pasado, Presente y Futuro. Publicación BioTecnología, 16(2), 14-46.
- Varnero M. M. T. (2011). Manual de Biogás; Digestión anaeróbica, FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación), Santiago de Chile, 12-16.

[00388] EVALUACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE SECADO MEDIANTE EL DESHIDRATADO SOLAR DE MAÍZ

MARGARITA CASTILLO TÉLLEZ

Universidad Autónoma de Campeche

mcastill@uacam.mx

RESUMEN

El maíz es junto con el trigo y el arroz uno de los cereales más importantes del mundo, suministra elementos nutritivos a los seres humanos y a los animales y es una materia prima básica de la industria de transformación con la que se producen almidón, aceite y proteínas, bebidas alcohólicas, edulcorantes alimenticios y, desde hace poco, combustible. En este trabajo se presentan las cinéticas de la deshidratación de maíz y la velocidad de secado utilizando un horno eléctrico no convectivo con condiciones controladas de temperatura a 45 °C y 55 °C, obteniéndose tiempos de secado de 35 y 23 horas sol respectivamente; además se experimentó con un secador solar directo tipo gabinete con convección natural y convección forzada y finalmente, cielo abierto. Los tiempos de secado obtenidos fueron 32, 40 y 50 horas sol respectivamente. La humedad inicial varió entre 80.5 % y 86.5 %, la humedad final osciló entre 8.71 % y 11.73 %. Las pruebas se realizaron en el Laboratorio de Secado Solar de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Campeche, localizada a 9°51'00" de LN y 90°31'59" de LO, con clima cálido-húmedo, humedad relativa promedio anual de 60 % y valores de irradiancia máximos promedio de 900 W/m². Los resultados obtenidos mostraron la factibilidad técnica del secado solar del maíz con tiempos de secado promedio de 29.5 horas sol con el secador solar directo tipo gabinete, el cual alcanzó temperaturas entre 57 °C. Resulta de mucha importancia el considerable ahorro energético al utilizar esta tecnología, presentando así una propuesta que apoyará en el desarrollo de la agroindustria de los granos básicos campechana al obtener un producto final deshidratado de buena calidad y sustentable, lo cual tiene un fuerte impacto económico, social y ambiental en virtud de su elevado valor agregado, contribuyendo a la creación de empleos, aumentando los ingresos de los productores y proporcionando al mercado un nuevo producto saludable.

Secador solar directo, Secado con temperaturas controladas, Convección natural, Convección forzada, Cielo abierto.

INTRODUCCIÓN

Con un consumo per cápita promedio de 379 g/día (FAO, 2016) el maíz (*Zea mays* L.) es el alimento más importante en México. Con una producción anual de 24.5 millones T, México fue el sexto productor mundial en el periodo 2015-2016 (FAO, 2016). Tradicionalmente el maíz se seca a

ABSTRACT

Maize is one of the world's most important cereals, together with wheat and rice. It supplies nutrients to humans and animals and is a basic raw material for the processing industry, which produces starch, oil and proteins, alcoholic beverages, food sweeteners and, recently, fuel. In this work, the kinetics of corn dehydration and the drying rate are presented using a non-convective electric oven at controlled temperature conditions at 45 °C and 55 °C, obtaining drying times of 35 and 23 hours of sun respectively; in addition, it was experimented with a direct solar dryer type cabinet with natural convection and forced convection and finally, open sun. The drying times obtained were 32, 40 and 50 hours, respectively. The initial moisture varied between 80.5 % and 86.5 %, the final humidity varied between 8.71 % and 11.73 %. The tests were carried out in the Solar Drying Laboratory of the Faculty of Engineering of the Autonomous University of Campeche, located at 9°51'00" of LN and 90°31'59" of LO, with warm humid climate, average annual relative humidity of 60 % and average maximum irradiance values of 900 W/m². The results showed the technical feasibility of solar drying of maize with drying times average of 29.5 hours sol with the direct dryer solar cabinet type, which reached temperatures that oscillated between 57 °C, in addition, it is very important the considerable energy saving using this technology, thus presenting a proposal that will support the development of the basic agroindustry of the basic grains by obtaining a good quality and sustainable dehydrated final product, which has a strong economic, social and environmental impact due to its high added value, contributing to the creation of jobs, increasing producers' incomes and providing the market with a new healthy product.

Direct solar drying, Drying with controlled temperatures, Natural convection, Forced convection, Open sun.

exponiéndolo al aire libre, durante este período, el producto se contamina por el suelo, partículas de arena y materia en el medio de secado (Oztekin, Bascetincelik y Soysal, 1999), además debido al moho que crece durante el proceso de secado al sol, el maíz puede dañar la salud de las personas que lo consumen.

En la actualidad las tecnologías más comunes utilizadas en el secado solar son los secadores directos tipo gabinete, los indirectos que en su mayoría operan asistidos con calentadores solares y los mixtos que funcionan tanto directa como indirectamente. Hay una gran diversidad de diseños y modos de operación: convección forzada (Ahmad F. et al, 2014), convección forzada indirecto (Bahloul N. et al, 2009), secaderos directos de gabinete y gabinete indirecto (Banoult J. et al, 2010), secador híbrido de biomasa solar potenciado por la técnica Co- Generación (Tadahmun AY y Hussain HA, 2016), secadores solares de invernadero (Abdullah K, 1997, Bechoff A et al., 2009), Secador solar directo (Hii CL y otros, 2006), Calentador solar indirecto de convección natural con chimenea, secador solar con invernadero como colector, solar secador de túnel (colector de aire), secador solar híbrido asistido por colectores de tubos evacuados (Jairaj K. S et al, 2009), secador solar de deshumidificación (Yahya M. et al, 2004), secador solar pasivo de modo mixto (Mehdizadeh Z, 2009), secador solar de convección forzada integrado con sistema de almacenamiento de calor latente basado en cera de parafina (Rabha D.K. y Muthukumar P., 2017), secador híbrido solar/térmico combinado con secado de recuperación suplementario (Tadahmun A. Y. y Hussian H. A., 2016) secador solar asociado con módulo FV, (Chen HH et al, 2005).

Existen estudios de secado solar para maíz, Dilip Jain y Pratibha Tewari construyeron un secador solar indirecto al que adicionaron un colector solar con almacenamiento térmico; se realizó además un estudio de los parámetros que intervienen en diferentes tecnologías de secado solar de cultivos entre ellos maíz entre los que se analizados se encuentran psicrometría del secado, condiciones ambientales, componentes con ventiladores y colectores solares.

El objetivo primario de este estudio fue determinar las características del proceso de secado de maíz utilizando tanto secadores directos tipo gabinete como secado a cielo abierto y comparar estos resultados con el secado en horno sin convección a temperaturas controladas. En el apartado del estudio experimental se detallan los materiales utilizados y el método de trabajo llevado a cabo para la deshidratación del maíz, se explica también la instrumentación de los secadores solares utilizados en la experimentación y aparatos de medición utilizados. Se presenta en el apartado de Resultados experimentales y discusión el comportamiento de los principales parámetros climatológicos que influyen en la deshidratación como son la temperatura ambiente, humedad relativa y radiación solar de un día soleado durante los días de prueba a manera de ejemplo; se muestra además, el estudio de las cinéticas de secado solar, contenido de humedad y velocidad de secado obtenidas en un secador directo tipo gabinete con y sin convección forzada y cielo abierto comparado con el deshidratado en un secador convencional con calentamiento

eléctrico no convectivo a temperatura controlada en un rango de 45 °C y 65 °C. Finalmente, se concluye presentando los principales datos que experimentalmente nos llevan a determinar las condiciones y método de secado óptimo del secado solar en función de las tecnologías evaluadas.

2. ESTUDIO EXPERIMENTAL

Secador solar directo tipo gabinete con y sin convección. Para el proceso de secado solar, se empleó un secador solar de tipo directo construido íntegramente en material plástico transparente con una superficie de tratamiento de 0.5 m² cada uno. La cámara de secado solar consta de una charola absorbidora de la radiación solar en donde se coloca el producto, se utilizaron dos cámaras de secado similares para la realización de las diferentes pruebas en forma simultánea. La figura 1 muestra el tipo de secador solar directo del tipo de gabinete, SSD. En cada secador se registró la temperatura interior a la altura de la charola, el peso y tamaño de las muestras, así como la irradiación solar, la humedad relativa y la temperatura del aire. El SSD, tiene una cara frontal con una pendiente de 20° para aprovechar la radiación solar incidente y permitir la condensación y escurrimiento del agua. Posee perforaciones en las partes laterales, fondo y trasera, para permitir la circulación y extracción del aire húmedo caliente. Puede operar en convección natural o forzada, mediante un ventilador colocado en la parte trasera, de una potencia de 20 W, y permite una velocidad del aire máxima de 2 ms⁻¹.

Secador no convectivo eléctrico. Para la obtención de la cinética de secado, se utilizó un horno eléctrico marca Riossa sin convección. Durante las pruebas de secado se empleó un programa que permitió registrar la pérdida de peso de las muestras en las diferentes pruebas de secado, en el cual se variaron las temperaturas de secado en 45 °C y 55 °C.

2.1 Materiales Y Métodos.

Materia prima. La materia prima fue la mazorca que se produce en el Estado de Campeche, de la cual se extrajeron los granos para el proceso de muestra del secado tanto en fresco como en seco para las diferentes pruebas de medición de calidad del secado del maíz.

Métodos. Para el secado solar se utilizaron dos SSD, tipo gabinete de manera simultánea, ambos con diferentes condiciones de operación: uno con circulación natural. El segundo SSD, funcionó con circulación forzada lo anterior con la finalidad de comparar el efecto del secado sombreado con la convección forzada. En cada uno de ellos se registró la temperatura interior y se pesaban las muestras testigo para determinar la pérdida de humedad. En cuanto al secado solar a cielo abierto, se fabricó una base cubierta con polietileno negro, sobre la cual se posicionaron varias piezas de elotes y se identificó una de

ellas con la intención de tomarla como testigo obteniendo en esta pieza la cinética de secado. Para la determinación de las cinéticas de secado a temperaturas controladas se utilizó un horno no convectivo, y se determinaron las evoluciones de las pérdidas de peso.

Secador solar directo tipo gabinete (SSD): El proceso de secado solar se llevó a cabo en un gabinete tipo secador solar directo, construido en material acrílico con una superficie de 0.5 m². La cámara de secado contiene una superficie que absorbe la radiación solar, en la que se coloca el producto. Las partes lateral, inferior y trasera están perforadas para permitir la circulación y extracción de aire caliente y húmedo. La superficie frontal tiene una pendiente de 20° para optimizar la radiación solar incidente y permitir la condensación apropiada y la escorrentía del agua. El SSD, puede funcionar en convección natural o forzada por un ventilador colocado en la parte posterior, permitiendo una velocidad máxima del aire de 2 ms⁻¹. En este reporte técnico se mantuvieron en operación dos secadores solares directos; uno que operaba en condiciones naturales y otro en convección forzada, se experimentó con ambos en las mismas condiciones ambientales. En cada uno de ellos se midieron la temperatura interior, el peso y tamaño de las muestras, la irradiancia solar, la humedad relativa y la temperatura del aire ambiente. La Figura 1 muestra los secadores solares directos utilizados. Los resultados obtenidos en ambos secadores solares estudiados se compararon realizando a las muestras deshidratadas una cinética de secado, humedad final y actividad del agua.



Figura 1 Secador solar directo tipo gabinete.

2.2 Instrumentación

Humedad. Para la determinación de la humedad se utilizaron dos balanzas con analizador de humedad, marca, Ohaus MB45, respectivamente, con una precisión de ± 0.01 % mg. Se cortaron las hojas de las ramas y se colocó una muestra de aproximadamente 1.0 g y se procedió a su deshidratación, obteniéndose el valor de la humedad. Este procedimiento se realizó antes y después de realizar las diferentes cinéticas de secado.

Actividad de agua (aw). La actividad de agua es un parámetro que determina la estabilidad de los alimentos con respecto a la humedad ambiental. Se determinó la actividad de agua para la hoja fresca y posteriormente para la hoja seca. Se utilizó un equipo marca Rotronic Hygropalm de tipo portátil, con una precisión de ± 0.01 % mg.

Condiciones Climatológicas. Durante el período de pruebas se registraron los parámetros climatológicos en la estación meteorológica de la Facultad de Ingeniería de la UAC. Las características (datos del fabricante) son los mostrados en la Tabla 1:

Tabla 1. Características y descripción de los instrumentos de medición de la estación meteorológica

VARIABLE	DESCRIPCIÓN	MODELO	ERROR MÁXIMO
Radiación global	Piranómetro marca LI-COR	LI-200R	Azimet: $\pm 1\%$ sobre 360° a 45° de elevación
Humedad relativa	NRG Systems	RH-5X	$\pm 3\%$
Temperatura ambiente	NRG Systems	110S	$\pm 1.1^\circ\text{C}$
Dirección del viento	NRG Systems	Series #200P	$\pm 3^\circ$
Anemómetro	Windsensor	P2546C-OPR	± 0.3 m/s

Fuente: Elaboración propia con datos de proveedor

3. RESULTADOS EXPERIMENTALES y DISCUSIÓN.

El estudio experimental del secado solar del maíz se llevó a cabo en el Laboratorio de Secado Solar ubicado en la Plataforma Solar de la Facultad de Ingeniería de la UAC, ubicado en la ciudad de San Francisco de Campeche, Campeche; el período de pruebas fue del 24 de octubre al 9 de diciembre del 2015.

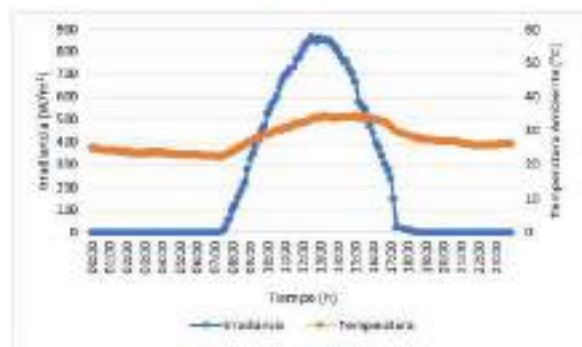


Figura 2. Evolución de la Irradiación global, temperatura ambiente el 2 de diciembre del 2016

Como puede observarse en la figura anterior, la irradiación global máxima alcanzada en este día alcanzó los 866 W/m², los valores máximos promedio de los días bajo estudio variaron entre 866.9 y 844.8 W/m². De igual forma se puede analizar que los valores mínimos de la temperatura ambiente oscilan entre 22.5 °C y 24.6 °C, mientras que los valores promedio máximos medidos variaron entre 29.0 °C y 34.3 °C.

3.1 Secado convectivo a condiciones controladas.

Se llevaron a cabo pruebas de secado del maíz en condiciones controladas a 45 °C y a 55 °C con la finalidad de llevar a cabo un comparativo de los resultados obtenidos en el grano de maíz en cuanto al grado de disminución de sus propiedades, deterioro físico del grano y tiempo de secado a diferentes temperaturas. Se eligieron estas temperaturas debido a que los secadores solares directos con y sin convección alcanzaron estas temperaturas bajo condiciones reales de operación; los resultados experimentales por sí solos deberán proporcionar una evaluación y correlación directa entre ambas tecnologías (secado solar vs secado convencional). Se presentan a continuación en la Tabla 2.

las humedades iniciales y finales y de actividad del agua de la hoja fresca y seca. Cada prueba realizada tuvo un peso promedio de 2 g en cada equipo de medición. Se llevaron a cabo tres pruebas con cada una de las temperaturas seleccionadas.

Tabla 2. Humedades (%) y actividad del agua (aw) en secador solar con convección natural, forzada y cielo abierto.

MUESTRA	HUMEDAD (%)		ACTIVIDAD DE AGUA	
	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL
Secado con convección natural	83.5	11.39	0.91	0.49
Secado convección forzada	81.5	10.41	0.97	0.42

Secado a cielo abierto	83.5	11.73	0.90	0.49
Horno 45 °C	86.3	8.71	0.97	0.46
Horno 55 °C	84.7	11.50	0.912	0.35

En la tabla anterior se puede observar que las humedades iniciales oscilaron muy poco, por otro lado, las humedades finales fueron muy similares a las obtenidas en los productos comerciales entre 12 %y 13 %. De igual forma se puede observar en la tabla anterior que los incrementos de humedad obtenidos en cada prueba prácticamente fueron los mismos e independientes del tipo de funcionamiento en los secadores de gabinete, las diferencias en actividad del agua tuvieron este mismo comportamiento. De acuerdo con los resultados en la actividad del agua final en todas las tecnologías evaluadas, prácticamente se está garantizando que el ambiente tendrá nulo efecto nocivo sobre las muestras deshidratadas obtenidas.

La Figura 3 representa el comportamiento del contenido de humedad 45 °C y 55 °C obtenidas en el horno eléctrico

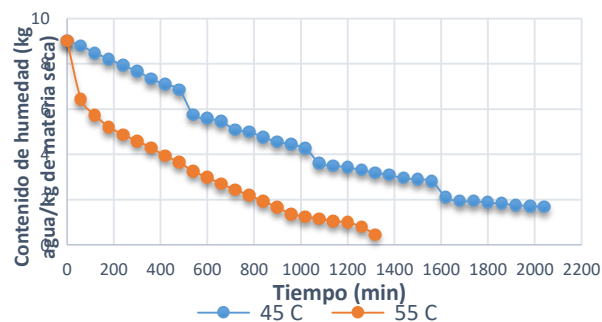
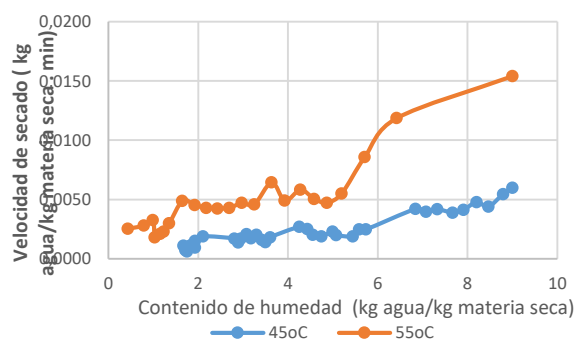


Figura 3. Contenido de humedad en condiciones controladas a 45 °C y 55 °C en el horno eléctrico.

Como se puede observar en la Figura 3, la curva a 45 °C muestra una menor pérdida de humedad con un tiempo de secado de alrededor de 35 horas sol. La cinética a 55 °C, es la más corta, con 23 horas sol. La figura 4, representa las evoluciones de la velocidad de secado en función del contenido de humedad para cada una de las temperaturas de secado analizadas en el horno eléctrico. En el intervalo de 45 °C a 55 °C. Se presentaron las velocidades más altas y a 55 °C, sólo se obtuvo un periodo de velocidad decreciente, sin embargo 45 °C, se observaron un periodo de velocidad, pero prácticamente el comportamiento fue constante dicho periodo se observa entre los intervalos de contenido de humedad en base seca de 8.5 y 5.7 para 45 °C. En el caso de 55 °C se ubica la pendiente más pronunciada primero a los 6.3 y después a 4.9.



3.1 Secado solar con y sin convección en secador solar directo

En la Tabla 2 se muestran los valores obtenidos de actividad del agua (aw), humedad inicial y humedad final de dos pruebas realizadas a hojas de estevia fresca en el secador solar con convección natural y con convección forzada.

Se puede observar en la Figura 5, el contenido de humedad en función del tiempo que se presentó con el secador solar convectivo y sin convección.

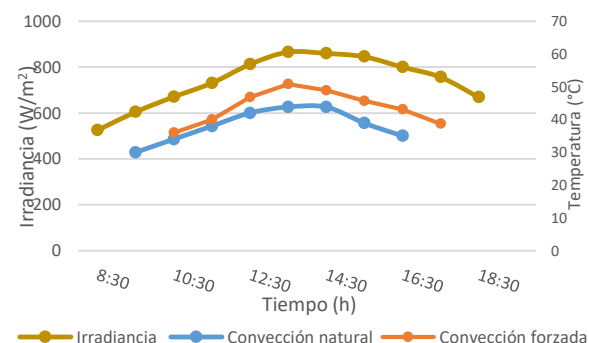
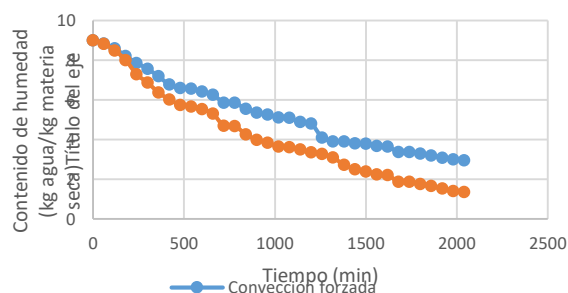


Figura 6. Comparativo de irradiancia y temperaturas en las cámaras de secado.

En la figura anterior se puede ver que tanto las temperaturas dentro de la cámara de secado del secador convectivo como del secador sin convección son muy uniformes en el transcurso del día, sin embargo, es muy notorio que el secador sin convección forzada alcanza mayores temperaturas que el secador con convección. En el primer caso las temperaturas alcanzadas variaron de 40 °C a 55 °C, mientras que en el segundo caso se presentaron variaciones de 30 °C a un máximo de 40 °C.

La figura 7 presenta las velocidades de secado obtenidas en función del contenido de humedad de las muestras analizadas.

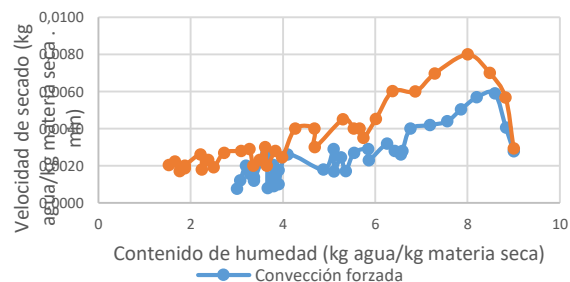


Figura 7. Variación de la velocidad de secado en función del contenido de humedad a 55 °C y 65 °C en el secador eléctrico.

En la figura 5 se observa que el contenido de humedad en el caso de sin convección es mucho más rápido que la de convección. Lo anterior se explica debido a que se tiene una mayor temperatura en convección natural, debido a las bajas movilidad del aire dentro de la cámara de secado. Sin embargo, en ambos casos los tiempos para alcanzar la humedad de equilibrio son similares, 31.8 h y 40 h sol respectivamente.

En la Figura 6 se presenta un comparativo de la irradiancia recibida en el día tomado como ejemplo durante las horas con el sol y las temperaturas obtenidas dentro de las cámaras de secado tanto del secador solar convectivo y sin convección.

La figura 7 presenta la variación de las velocidades de secado en cada uno de los secadores directos en función del contenido de humedad. En ambos casos no se observó ningún periodo de velocidad constante, siendo la velocidad más alta la de convección natural con un valor de 0.080 con una temperatura máxima de 52°C y un tiempo de secado de 33 horas. En el caso del secado eléctrico a 55°C, la velocidad máxima alcanzada fue de 0.037 en un tiempo de secado de 43 horas.

3.2.3.3 Secado solar a cielo abierto

Otra tecnología convencional utilizada comúnmente en nuestro país en el secado solar a cielo abierto, por lo tanto, se llevó a cabo un estudio exhaustivo del secado del maíz por este medio. Se puede observar en la figura 8 el contenido de humedad obtenido en el maíz en función del tiempo.

En el caso del estudio del secado a cielo abierto, se analizaron tres muestras de elote y se ubicaron en diferentes lugares del secador solar a cielo abierto. El secador solar a cielo abierto depende en gran medida del efecto combinado de la temperatura, la humedad y la velocidad del aire, siendo la más importante la humedad relativa. Esta característica se marcó de manera importante al obtener mediante esta tecnología la más larga cinética de secado en comparación del resto.

Al observar la tendencia de la curva del gráfico siguiente, se puede notar que ésta es muy consistente, sin embargo, a diferencia de los casos anteriores, se logró alcanzar la humedad óptima (10 %) en mucho más tiempo, en promedio se obtuvo la mejor cinética en 50 horas, esto se debe a la exposición directa del producto a las condiciones medioambientales, además, se debe considerar que, al mismo tiempo, dicho producto se expone a diferentes tipos de contaminación como es polvo, insectos, etc.

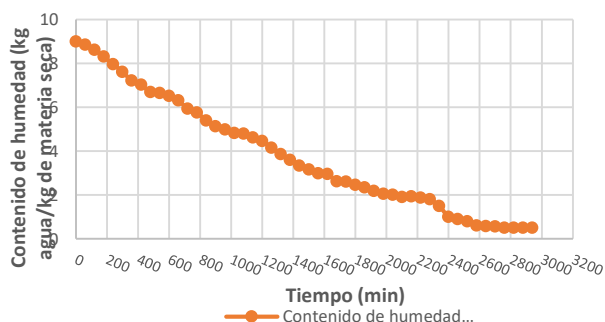


Figura 8. Evolución del contenido de humedad en el secador expuesto a cielo abierto.

Se presenta en la figura 9 la velocidad de secado en función del contenido de humedad en el secador solar a cielo abierto.

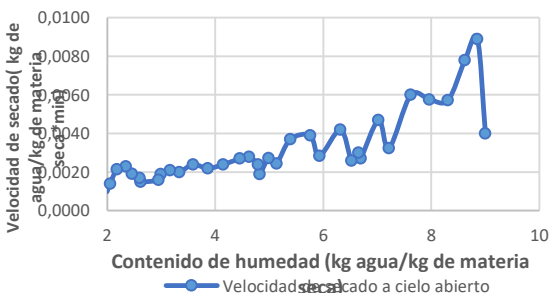


Figura 9. Variación de la velocidad de secado en función del contenido de humedad en el secador a cielo abierto.

En los tres casos estudiados sólo se observó un período de tasa descendente. Como se puede ver, la velocidad de velocidad de secado disminuye muy lentamente prácticamente durante todo el proceso de secado, este comportamiento se observa entre desde 7.5 y 2 de contenido de humedad, al inicio desciende relativamente rápido, desde 9 y hasta 7.5 aproximadamente, adicional a esto, se observa que la tasa de secado en este tipo de secado fue muy lenta debido principalmente como ya se mencionó anteriormente a las condiciones ambientales, ya que el exceso de contenido de humedad no favoreció la pérdida de humedad.

4. CONCLUSIONES

En este estudio se analizó la cinética de deshidratación de los granos de maíz utilizando secado solar directo, horno eléctrico y al aire libre. Los resultados del secado del maíz bajo condiciones controladas mostraron tiempos de deshidratación entre 23 y 35 horas, entre 45 °C y 55°C, siendo lo óptimo 55 °C, con un tiempo de 23 h. Los tiempos de secado obtenidos en los gabinetes solares fueron similares a las condiciones controladas de 55 °C, debido a que en convección natural se pueden alcanzar temperaturas más altas o cercanas a los 55°C.

El secado directo convectivo mostró ser la mejor de las condiciones con un tiempo de operación de 32 horas, en cuanto a un mejor control de las condiciones de funcionamiento y una mayor protección contra los efectos de la temperatura y la exposición directa a la radiación solar ya que mejoró la calidad final del grano del maíz y redujo el efecto de decoloración, sin embargo, requiere más equipo y más consumo de energía eléctrica. Operando el secador solar directo en convección natural, presenta tiempos de secado cortos, con temperaturas de operación más altas que operando en convección forzada y por lo mismo, los tiempos de secado fueron más cortos. El secado a cielo abierto es el más sencillo y económico. Se demostró la viabilidad técnica del secado solar del maíz y se comprobó que las tecnologías de secado solar en secador tipo gabinete pueden ahorrar energía y reducir el impacto ambiental del uso de combustibles convencionales en el proceso de secado.

REFERENCIAS

- (i) FAO (Food Agriculture Organization). 2016. Perspectivas Agrícolas OCDE-FAO 2016-2025. <http://www.fao.org/3/a-i5778s.pdf>
- (ii) S.ÖztekinA.BaşçetinçelikY.Soyсал. Crop drying programme in Turkey. Renewable Energy.

Volume 16, Issues 1–4, January–April 1999,
Pages 789-794.

- (iii) Ahmad F., Kamaruzzaman S., Mohammad H. Y., Mohd H. R., Mohamed G., and Hussein A. K. (2014). Performance analysis of solar drying system for red chili. *Solar Energy*. Volume 99. Pages 47-54.
- (iv) Tadahmun A. Y., and Hussian H. A. (2016). Experimental investigation and evaluation of hybrid solar/thermal dryer combined with supplementary recovery dryer. *Solar Energy*. Volume 134, Pages 284-293.
- (v) Abdullah K. (1997) Drying of vanilla pods using a greenhouse effect solar dryer. *Dry Technol* 15. Pages 685-698.
- (vi) Bechoff A, Dufour D, Dhuique-Mayer C, Marouzé C, Reynes M, et al. (2009) Effect of hot air, solar and sun drying treatments on provitamin a retention in orange- fleshed sweet potato. *J Food Eng* 92: 164-171.
- (vii) Hii CL, Abdul Rahman R, Jinap S, Che Man YB (2006) Quality of cocoa beansdried using a direct solar dryer at different loadings. *J Sci Food Agri* 86: 1237-1243.
- (viii) Jairaj K. S., Singh S. P., and K. Srikant (2009). A review of solar dryers developed for grape drying. *Solar Energy*. Volume 83, Pages 1698-1712.
- (ix) Yahya M, Othman MY, Sopian K, Daud WRW, Yatim B, et al. (2004) Quality of pegaga leaf dried in a solar assisted dehumidification drying system.
- (x) Mehdizadeh Z, Zomorodian A (2009) A study of the effect of solar drying system on rice quality. *J Agricultur Sci Technol* 11: 527-534.
- (xi) Rabha D.K. and Muthukumar P. (2017). Performance studies on a forced convection solar dryer integrated with paraffin wax-based latent heat storage system. *Solar Energy*. Volume 149. Pages 214-226.
- (xii) Chen HH, Hernandez CE, Huang TC (2005) A study of the drying effect on lemon slices using a closed-type solar dryer. *Solar Energ* 78:97-103.
- (xiii) Dilip Jain, Pratibha Tewari (2015). Performance of indirect through pass natural convective solar crop dryer with phase change thermal energy storage. *Renewable Energy* 80: 244-250.

TEMÁTICA: CAMBIO CLIMÁTICO Y CICLO DE VIDA

[00055] ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE UN PROCESO DE BIOFERTILIZANTES/ELECTROFLOCULACIÓN/ACUAPONIA

SALVADOR CARLOS HERNÁNDEZ¹; LOURDES DÍAZ JIMÉNEZ

Cinvestav Saltillo

salvador.carlos@cinvestav.mx¹; Lourdes.diaz@cinvestav.mx²

Palabras Clave: Impacto ambiental, biofertilizantes, electrofloculación, acuaponia.

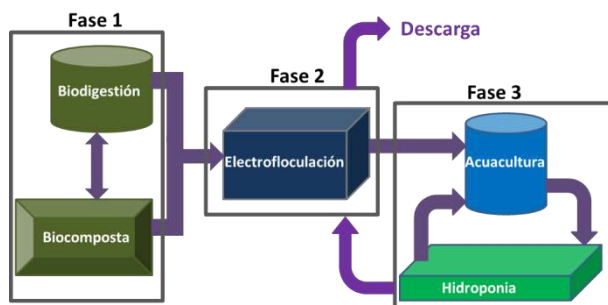
INTRODUCCIÓN

El estado de Baja California, México, promovió la recolección de grasas residuales en el sistema de drenaje para evitar el problema ocasionado por descargas no controladas de la industria restaurantera. Como estrategia de manejo de las grasas recuperadas, Enremex, S. de R.L. de C.V, una empresa local, instaló un proceso para la producción de biodiesel donde se emplea más del 95% del material proveniente de las trampas de grasa. El material restante es un lodo que requiere de un mecanismo de disposición. Atendiendo esta situación, se desarrolló un sistema para elaborar biofertilizantes a partir del procesamiento de tales lodos residuales. Para este efecto, se consideró la combinación de bioprocesos: biodigestión y lombricomposta. En esta etapa se generan aguas residuales con alta carga orgánica que requieren de un tratamiento antes de su disposición. Así, se ideó la incorporación de un proceso de tratamiento mediante electrofloculación; de esta manera es posible disponer del agua tratada con bajo riesgo ambiental o utilizarla en procesos adicionales para extender la cadena de producción. En este sentido, se trabaja en el acoplamiento con un sistema de acuaponia para la producción simultánea de peces y vegetales (tilapia y lechuga). Un diagrama esquemático del proceso global se muestra en la Figura 1.

ABSTRACT

The paper focuses on the life cycle assessment (LCA) of a process composed as follows: biocompost for biofertilizer production, electrofloculation for wastewater treatment and acuaponics for reuse of treated water. The objective is to evaluate the environmental performance of the system in order to identify environmental risks and to propose some alternatives to minimize them. The functional unit of the LCA is the treatment of 2000 L of water. The inventory data were provided by an enterprise which is implementing the described system. The environmental impact is done by using the software openLCA considering the methods included in the Eco-Indicator database. The obtained results show that aquaponics is the subprocess which contributes the most with the global environmental impact. This is due to the use of electricity for nutrients recirculation and the necessity of nutrients for vegetables and feed for fishes.

Figura 1. Diagrama del sistema biofertilizante-electrofloculación-acuaponia



Para el tratamiento de lodos de fases previas en la cadena de producción de Enremex, se emplean procesos biológicos (Grageda-Cabrera y col., 2012; Candelaria García y col., 2012; Ruiz Figueroa, 2009). Los lodos son almacenados en un estanque de concreto para una primera etapa de acondicionamiento. Luego son enviados a un digestor anaeróbico que emplea estiércol bovino de granjas locales como inóculo. En el digestor se produce biogás, lodos y agua. El biogás se quema para evitar la emisión de metano a la atmósfera; se evalúa la posibilidad de emplear el calor en otros procesos. El lodo es enviado a un proceso de lombricomposta, donde se produce biofertilizante. El agua pasa a un campo de compostaje donde se aporta parte de la humedad necesaria en el proceso. En el campo de compostaje existe un intercambio de materia con la lombricomposta para permitir la maduración adecuada del fertilizante. Cuando el proceso de digestión o de biocomposta requiere una cantidad mayor de agua, esta es provista por el estanque de acuicultura. Este proceso de producción de biofertilizante genera agua residual con cierta cantidad de materia orgánica.

El agua residual producida en el proceso antes descrito es enviada a tratamiento en una celda electroquímica. Este proceso (electrofloculación) se basa en la formación de conglomerados a partir de la adsorción de contaminantes por un metal, para lo que se requiere desestabilizar los coloides o microgotas contenidas en el agua (Chen, 2004; Buttler, 2011). El metal es generado por la desintegración de un electrodo mediante la aplicación de una corriente eléctrica. A partir de compuestos procedentes de la disolución de este electrodo, se agrupa la materia coloidal existente en el agua residual, haciendo posible su separación del agua mediante técnicas convencionales (decantación, flotación). Comúnmente, el electrodo empleado consiste en planchas de aluminio o de hierro. Al aplicar una diferencia de potencial a la celda, se consigue la generación de iones en disolución. Como consecuencia, se obtienen hidróxidos insolubles sobre los que quedan retenidos los contaminantes y/o hidroxocomplejos catiónicos o aniónicos, los cuales desestabilizan las fuerzas

de repulsión electrostáticas existentes en la materia coloidal, ya sea por neutralización de cargas o bien por formación de enlaces intrapartícula. Así, los principales insumos en esta fase son los electrodos (especialmente el de trabajo, también conocido como de sacrificio) y la energía eléctrica. Como producto se tiene agua tratada, la cual será enviada al sistema de acuaponia y en su momento será dispuesta. Finalmente, se tiene como residuo una mezcla de materiales formando un lodo, el cual podría ser empleado en el proceso de producción de biofertilizante, con un tratamiento previo.

Finalmente, la acuaponia consiste en la operación integrada de un proceso de acuicultura y uno de hidroponía. La idea es combinar las ventajas de cada uno de ellos minimizando a la vez sus inconvenientes (Forchino et al, 2017; Wongkiew et al, 2017). La acuicultura consiste en la crianza de fauna acuática, tal como peces, cangrejos y camarones, entre otros; de acuerdo con la FAO, en la actualidad se cultivan más de 560 especies por esta vía. Por otro lado, la hidroponía es una técnica de cultivo que utiliza un medio acuoso en lugar de suelo para el crecimiento de plantas; los nutrientes requeridos están disueltos en el agua de donde son asimilados por los vegetales. Una gran variedad de hortalizas, verduras, plantas aromáticas e incluso frutos rojos pueden ser cultivados mediante este método. Los nutrientes segregados (a través de las excretas y en general por los nutrientes producido en la acuicultura) por los peces son asimilados por los vegetales, que a su vez generarán nutrientes para los peces. Es decir, se promueve el aprovechamiento integral de los recursos en una relación de mutualismo: uso eficiente del agua, reutilización de nutrientes, baja producción de residuos, etc. Así, se integran dos sistemas independientes en uno solo para promover un aprovechamiento óptimo de recursos (espacio, agua, suelo, producción). Los principales insumos en la fase de acuaponia son el agua tratada, energía para la recirculación de agua entre subsistemas, adición de nutrientes. Los productos obtenidos son peces y vegetales.

Así, aunque se percibe que la integración del proceso de electrofloculación representa beneficios ambientales debido a la naturaleza de la materia prima inicial (grasas residuales), es importante efectuar estudios formales sobre el impacto de las diferentes etapas del proceso de producción. Esto permite la identificación de eventuales riesgos ambientales, así como estrategias específicas para minimizarlos. Por lo antes citado, en este trabajo se llevó a cabo un estudio de impacto ambiental empleando la metodología del Análisis de Ciclo de Vida del proceso de electrofloculación.

OBJETIVOS

El objetivo del trabajo presentado en este documento es: Evaluar el impacto ambiental mediante análisis de ciclo de vida de un sistema integrado por un proceso de producción de biofertilizantes, uno de electrofloculación de aguas residuales y uno de acuaponía, para identificar beneficios y áreas de oportunidad.

METODOLOGÍA

Para evaluar el impacto ambiental se utilizó la metodología del Análisis de Ciclo de Vida: ACV (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006; Guinée, 2002; Muralikrishna y Manickam, 2017). Un análisis de ciclo de vida está formado por cuatro etapas como se muestra en la Figura 2.



Figura 2. Esquema general de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida

En la primera etapa se establece la finalidad del análisis, se determinan los requerimientos (limitaciones, suposiciones, impactos a evaluar y métodos de procesamiento de la información) para efectuarlo. También se selecciona la unidad funcional, que es la base de cálculo. El análisis de inventario consiste en la recopilación y validación de los datos necesarios para la evaluación. En la evaluación de impactos se realiza la cuantificación de los impactos (en función de categorías seleccionadas) de las diferentes etapas del proceso estudiado. El cálculo de impactos puede hacerse manualmente o través de software especializado. Finalmente, en la interpretación de resultados se identifican los efectos ambientales relevantes y se establecen los elementos que presentan mayores riesgos. Con base en esto, es posible desarrollar estrategias para eliminar o minimizar los riesgos ambientales identificados.

Para el caso considerado en este trabajo, las diferentes etapas se han establecido como se describe a continuación:

Definición de objetivos y alcances

Objetivo. Evaluar el desempeño ambiental de un sistema biofertilizantes / electrofloculación / acuaponía, mediante el software openLCA, para establecer oportunidades de mejora.

Alcances. Se incluye únicamente la etapa de operación; se considera que el impacto ambiental de la etapa de planeación e instalación es mínimo debido al corto tiempo que requirió (en comparación con el periodo de vida de la planta), así como a los insumos utilizados. Los límites considerados para el estudio son las fases de: a) Biofertilizantes, b) Electrofloculación, c) Acuaponía. En la Figura 3 se presenta el esquema funcional de este proceso.



Figura 3. Diagrama funcional para el ACV del sistema biofertilizantes/electrofloculación/acuaponía

La **Unidad funcional** planteada para el análisis es 2000 L de agua residual tratada.

El **Flujo de referencia** asociado a esta unidad funcional es el volumen de agua producido en la fase de biofertilizante por día.

Análisis de inventario

La información requerida para cumplir con el objetivo y alcances del estudio se presentan en la Tabla 1. Es importante señalar que cada uno de los datos debe estar referido a la unidad funcional establecida para la realización del ACV.

Tabla 1. Inventario para el análisis del ciclo de vida

Parámetro	Fase	Unidad	Valor
Lodos	Bio-tratamiento	kg	200
Inóculo	Bio-tratamiento	kg	20
Agua	Bio-tratamiento	L	2000
Regulación pH	Bio-tratamiento	kg	1
Electricidad	Bio-tratamiento	kWh	1.5
Biofertilizante	Bio-tratamiento	kg	120
Biogás	Bio-tratamiento	m ³	0.5
Agua residual	Bio-tratamiento	L	2000
Ánodo de trabajo	Electrofloculación	kg	10
Electricidad	Electrofloculación	kWh	5
Agua	Electrofloculación	L	2000

Lodos residuales	Electrofloculación	kg	50
Peces (tilapias)	Acuaponia	kg	700
Plantas (lechugas)	Acuaponia	kg	900
Alimento	Acuaponia	kg	216
Fertilizante	Acuaponia	L	15
Electricidad	Acuaponia	kWh	1.5
Agua residual	Acuaponia	L	200

Evaluación de impactos

Se utilizó el software OpenLCA considerando los métodos incluidos en la base de datos Eco-Indicador. Se busca conocer el efecto ambiental del sistema electrofloculación - acuaponia sobre la calidad del ecosistema (CE), la salud humana (SH) y la explotación de recursos (ER). Entre los indicadores empleados se encuentran los siguientes:

- Elementos carcinogénicos.
- Compuestos orgánicos respirables.
- Compuestos inorgánicos respirables.
- Cambio climático.
- Radiación
- Capa de ozono.
- Ecotoxicidad terrestre
- Potencial de acidificación/eutrofización.
- Uso de suelo
- Minerales
- Combustibles fósiles

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 4 se presentan la contribución relativa de cada etapa al impacto ambiental global del proceso.

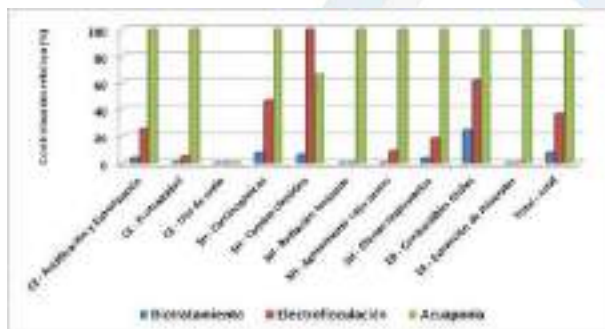


Figura 4. Impacto ambiental del proceso completo

Se observa que en 8 de las 10 categorías evaluadas, la Acuaponia es la fase que mayor impacto ambiental presenta. Esto se debe a dos razones principales: a) el empleo de energía eléctrica para la alimentación de agua a los estanques (proveniente del proceso de electrofloculación) y para la recirculación de nutrientes, especialmente el bombeo de agua de los campos de lechugas hacia los estanques; b) la necesidad de alimento para peces y fertilizante para lechugas; en efecto, estos

insumos se componen de diferentes elementos cuya adquisición representa diversos impactos ambientales.

La electrofloculación es el siguiente subproceso en la generación de riesgos ambientales. Los más notorios se encuentran en las categorías de cambio climático, combustibles fósiles, elementos carcinogénicos y acidificación-eutrofización. La razón de esta situación se asocia esencialmente con el uso de combustibles fósiles para la generación de energía. No obstante, se trata de una variable en la que la empresa tiene poco margen de acción, puesto que la electricidad empleada proviene de la red de la Comisión Federal de Electricidad.

Es de resaltar el mínimo impacto ambiental del proceso global en la categoría de Uso de suelo. Si bien, existe un cambio en el uso de suelo, se trata de un aprovechamiento del mismo. En efecto, aunque la superficie empleada para el sistema de acuaponia contenía flora silvestre, se trataba de un área improductiva. Con la instalación del proceso estudiado, ahora se obtienen productos con valor agregado, lo cual compensa el cambio de uso de suelo.

El biotratamiento representa bajos riesgos ambientales; esto se debe a que únicamente se considera la materia prima (lodos) para la electrofloculación y su envío a la celda de tratamiento.

Todo lo anterior se ve reflejado en el diagrama de Sankey (Figura 5), donde se ilustra de manera gráfica la carga ambiental de las diferentes fases del proceso evaluado.



Figura 5. Diagrama de Sankey del proceso global estudiado

Ahora bien, el puntaje para cada categoría se presenta en la Tabla 2. Los valores más altos corresponden a la acuaponia en las categorías de efectos respiratorios, combustibles fósiles y cambio climático. Todos estos riesgos ambientales se asocian con el uso de energía en dicha etapa. Sin embargo, el puntaje es un indicativo de que el proceso implementado representa aportes ambientales al aprovechar una materia prima de origen de residual y una superficie no productiva para la obtención de productos con valor agregado.

Tabla 2. Puntaje calculado con el método del Eco-Indicador 99

Categoría	Fase 1	Fase 2	Fase 3
CE - Acidificación y	0,001	0,004	0,017

Eutrofización			
CE - Ecotoxicidad	2,5E-5	0,0002	0,005
CE - Uso de suelo	0	0	0
SH - Carcinogénicos	9,6E-5	0,0006	0,0013
SH- Cambio climático	0,001	0,022	0,014
SH - Radiación ionizante	0	0	5,6E-5
SH - Agotamiento capa ozono	3,6E-11	2,8E-7	3,3E-6
SH - Efectos respiratorios	0,004	0,021	0,117
R - Combustibles fósiles	0,008	0,020	0,033
R - Extracción de minerales	0	0	1,3E-5
Total - total	0,014	0,068	0,188

De manera adicional, de acuerdo con el principio de la acuaponía respecto a la recirculación de nutrientes entre lechugas y peces, se espera que se disminuya la necesidad de fertilizantes. En este sentido, se efectuó un análisis de sensibilidad del impacto ambiental considerando una disminución en la aplicación de de alimento para peces y fertilizante para lechugas. Se consideraron 5 escenarios que corresponden al uso del 90 %, 80 %, 70 %, 60 % y 50 % de alimento y fertilizantes. Los resultados se resumen en la gráfica de la Figura 6.

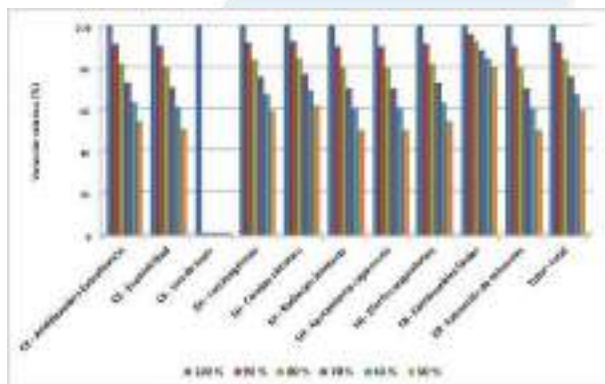


Figura 6. Sensibilidad del impacto ambiental respecto a la sustitución de nutrientes

Se observa una disminución de riesgos ambientales en todas las categorías evaluadas. Esto se debe al menor uso de insumos en el proceso, especialmente de los elementos contenidos en los fertilizantes y alimento. Los riesgos asociados al uso de electricidad siguen presentes y sin modificación, ya que no se alteran las cantidades de energía requeridas. Los valores de los impactos ambientales son proporcionales a la cantidad de insumos sustituidos por la recirculación de nutrientes: mayor sustitución implica menor impacto ambiental. Una sustitución del 10% (aplicación del 90 % de la cantidad actual de alimento y fertilizantes) implica una reducción en los impactos ambientales totales del 9 %, mientras que una sustitución del 50 % de insumos representa una disminución del 40 % en los impactos ambientales globales.

Así, es necesario verificar que los nutrientes generados por una especie sean asimilables por la otra; esto implicará un beneficio ambiental adicional asociado al proceso global de electrofloculación-acuaponía.

En cuanto al impacto ambiental del sistema implementado se confirman las aportaciones previstas en el planteamiento del proyecto. La acuaponía es la etapa que más riesgos ambientales involucra debido al uso de energía eléctrica en la recirculación, así como al uso de fertilizantes para lechugas y alimento para peces. La energía eléctrica de Baja California es producida en su mayoría por combustibles no renovables, aunque se proyecta aumentar las componentes eólica, solar y geotérmica, lo cual puede minimizar, en un futuro, el impacto ambiental asociado. Los fertilizantes y alimentos requieren de diversos materiales procedentes de otras regiones y también requieren energía en su preparación, este es el origen del impacto ambiental de la acuaponía. Por esta razón es importante la sustitución de estos elementos a través de la recirculación de nutrientes. No obstante, los impactos negativos son compensados por el aprovechamiento de suelo no productivo. Por otro lado, el principal factor de riesgo ambiental de la electrofloculación también es el uso de electricidad. Aunque se trata de cantidades relativamente bajas, es necesario convertir la energía alterna en directa, lo cual implica también impactos ambientales negativos. La otra fuente de riesgos ambientales es el uso de un metal en el electrodo de sacrificio, el cual se desgasta de manera constante y es necesario suplirlo continuamente. En este sentido, es conveniente evaluar la pertinencia de utilizar materiales reciclados.

CONCLUSIONES

Se presentó un análisis de ciclo de vida para evaluar el desempeño ambiental de un proceso integrado para la revaloración de grasas vegetales residuales.

Los resultados indican que el subproceso de acuaponía presenta los mayores riesgos ambientales, lo cual se debe al uso de energía y de insumos como fertilizantes para lechugas y alimento para peces. Por lo tanto, es necesario establecer la disponibilidad de nutrientes asimilables por ambas especies para determinar la recirculación más adecuada. Esto contribuirá a reducir la cantidad de alimento y fertilizante de entrada; en consecuencia, mejorará su desempeño ambiental y reducirá costos. En este sentido, es conveniente identificar materias primas locales para formular ambos insumos directamente en la empresa. También se recomienda realizar un monitoreo continuo en línea para prevenir problemas graves en los cultivos.

En el caso de la electrofloculación se determinó que el uso de energía y el desgaste del electrodo representan los principales riesgos ambientales. En este sentido, es conveniente desarrollar una estrategia para determinar el perfil de corriente de entrada que permita cumplir con la norma con el menor consumo de energía y el menor tiempo de reacción. Adicionalmente, se recomienda realizar un estudio de factibilidad técnico-económico para determinar la pertinencia de construir los electrodos de sacrificio a partir de materiales reciclados.

REFERENCIAS

Butler, E., Hung, Y.T., Yeh, R.Y.L., Al Ahmad, M.S. (2011). Electrocoagulation in Wastewater Treatment. *Water*, 3, 495-525.

Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38, 11–41.

Forchino, A.A., Loughioui, H., Brigolin, D., Pastres, R. (2017). Aquaponics and sustainability: The comparison of two different aquaponic techniques using the Life Cycle Assessment (LCA). *Aquacultural Engineering*, 77, 80–88.

García M. C., Navarro Espinosa M.G., Velázquez López C.N., Velázquez López J. (2012). Elaboración de abono

orgánico a base de lombriz roja californiana. *Tercer Certamen Nacional “Universitarios por el Desarrollo Agrario”*, Procuraduría Agraria, México.

Grageda-Cabrera O. A., Díaz-Franco A., Peña-Cabriaes J.J., Vera-Núñez J. A. (2004). Impacto de los biofertilizantes en la agricultura. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3 (6), 1261-1274.

Guinée J.B. (2002). Handbook on life cycle assessment. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda, 692 pp.

ISO 14040 (2006). Norma ISO 14040. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Organización Internacional de Normalización. Ginebra, Suiza.

ISO 14044 (2006). Norma ISO 14044. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. Organización Internacional de Normalización. Ginebra, Suiza.

Muralikrishna I.V. y Manickam V. (2017). Life cycle assesment. En: Environmental management (I.V. Muralikrishna y V. Manickam, Eds.). Elsevier, Oxford, Reino Unido, pp. 57-75.

Ruiz Figueroa J.F. (2009). Ingeniería del compostaje. Universidad Autónoma Chapingo. México.

Wongkiew, S., Hub, Z., Chandran, K., Leed, J.W., Khanal, S.K. (2017). Nitrogen transformations in aquaponic systems: a review. *Aquacultural Engineering*, 76, 9–19.

[00172] ANÁLISIS Y MODELACIÓN DEL PROCESO DE DEFORESTACIÓN: ESMERALDAS, RESERVA ECOLÓGICA COTACACHI CAYAPAS

ANALYSIS AND MODELING OF THE DEFORESTATION PROCESSES: ESMERALDAS,
COTACACHI CAYAPAS ECOLOGICAL RESERVE

CÉSAR ALVAREZ¹; LENIN RAMIREZ²; GUILLERMO GAVILANES³; ALLAN
RAMOS⁴; CARMEN DEL CISNE SANMARTÍN⁵; SABRINA CHICAIZA⁶

Universidad Politécnica Salesiana^{1,2,3,4,5,6}

calvarezm@ups.edu.ec¹; lramirez@ups.edu.ec²; ggavilanes@est.ups.edu.ec³; aramosl@est.ups.edu.ec⁴;
csanmartina@est.ups.edu.ec⁵; schicaizar@est.ups.edu.ec⁶

Palabras clave: Dosel del bosque, deforestación, modelos probabilísticos, frontera agrícola.

Resumen

El estudio analiza los cambios de cubierta vegetal y uso del suelo en la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas en la provincia de Esmeraldas, dicho análisis hace una retrospectiva de las diferentes causas que conllevaron al retroceso de la superficie correspondiente a bosque primario durante el periodo 1978 – 2017, a través de la recopilación y generación de resultados cada 10 años a partir de la primera fecha. Durante dicho periodo se observó una pérdida de manera general de entre 50 y 75 % del dosel del bosque debido principalmente a la implementación y construcción de vías, incremento de la frontera agrícola y tala comercial de bosque. De esta manera identificando las áreas más propensas a los cambios de cubierta y uso de suelo del periodo en estudio.

Main words: Forest canopy, deforestation, probabilistic models, agricultural frontier.

Abstract

This paper analyzes the changes in vegetation cover and land use in the Cotacachi Cayapas Ecological Reserve in the province of Esmeraldas. This analysis gives a retrospective of the different causes that led to the decline of the primary forest area during the period 1978 - 2017, Through the compilation and generation of results every 10

years from the first date. In this period, there was a general loss of between 50 and 75% of the forest canopy due mainly to the implementation and construction of roads, increase of the agricultural frontier and commercial logging of forest. In this way, identifying the areas most prone to the changes of cover and land use of the period under study.

Introducción

De acuerdo a Sierra: (1996, 9-17) para comprender el problema de la deforestación existen dos generalizaciones, con énfasis en los agentes de cambio de uso del suelo y en el uso del recurso, estas son: Deforestación causada principalmente por la expansión de la frontera agrícola y la deforestación causada por la tala comercial de madera. A esto se suma que la tasa de deforestación está lejos de ser uniformes en todo el mundo según (Hansen, 2010) enseñan una tasa de 0.6% anual, con una superficie de pérdida de bosques mundial, entre el 2000 y el 2005 de 1 011 000 km², donde cerca de 3.9 millones de km² están netamente involucrados a procesos de aprovechamiento forestal por tala selectiva de madera (Asner, 2009).

Durante las últimas décadas se reconoce la necesidad de entender los factores que se asocian a los procesos de Cambio de Cubierta y Uso del Suelo (CCUS), con un especial énfasis en la deforestación, debido a las implicaciones ambientales como el calentamiento global, la pérdida de biodiversidad, la degradación de suelos, los cambios en la hidrología de cuencas y sobre el bienestar humano (Lambin, 2001), (Lambin & Geist, 2002). En relación a la primera generalización basándose en varios modelos como el de Henkel, Sierra afirma, que está acorde

con los modelos multifase de colonización pionera y de cambio en el uso del suelo y de los recursos naturales. En este caso los agentes de cambio serían campesinos pobres que emigran de zonas económica y ecológicamente deprimidas, que abren (deforestan) la frontera agrícola. Los procesos de CCUS no solo involucran aspectos biofísicos (condiciones ambientales que propician un cambio de uso), también incluyen aspectos socioeconómicos (por ejemplo, aspectos demográficos y económicos; (Lambin, 2001). El período de deforestación se intensifica a partir en la década de los años 70 cuando se sientan las bases para llevar adelante un proceso de explotación tanto expansivo, como intensivo del bosque. Para la época ya se había terminado la construcción del ferrocarril, con el cual la zona se abrió a la colonización. Está la época donde la migración creció de manera significativa, la misma que obedecía a una política del Estado como una forma de desactivar los conflictos sociales que se empezaban a producir en otras regiones del país. Se distinguen dos principales categorías que impulsan los procesos de CCUS: a) causas próximas y b) causas subyacentes. Los primeros constituyen las actividades humanas o acciones inmediatas que se derivan del uso del suelo y afectan directamente a la cubierta vegetal (tienen un efecto local); entre las actividades que se originan de esta acción están la extracción de madera, la expansión agropecuaria y la expansión de infraestructura. Las causas subyacentes son fundamentales para el entendimiento de las causas próximas; entre los factores que la conforman están las variables sociales, demográficas, políticas y económicas que indirectamente impactan los procesos de CCUS (Lambin & Geist, 2002). La cubierta vegetal de la cuenca del norte de Esmeraldas ha sido reducida en un 20% en los últimos años producto de la ampliación de las áreas agrícolas y, para ganado. Estas acciones han catalogado al proceso como un desorden. Desorden motivado por la dispersión de las acciones e intereses de los organismos y actores que confluyen ahí, creándose de facto una repartición de su territorio en una serie de divisiones espaciales entre estos mismos actores. Todo esto en medio de un ambiente general de inseguridad e imprevisibilidad que limita seriamente la actividad empresarial y dificulta toda acción de gobierno.

Objetivos

Evaluar la dinámica de los procesos de deforestación, debido a los procesos de Cambio de Cubierta y Uso de Suelo (CCUS) para identificar las áreas más propensas.

Identificar las relaciones de la deforestación con factores ambientales y socioeconómicos con la deforestación para cada una de las cubiertas vegetales presentes.

Desarrollar un modelo espacial prospectivo de los patrones de deforestación.

Metodología

Área de estudio

La provincia de Esmeraldas ubicada al noroccidente del Ecuador, con coordenadas de longitud: 78.28° y 80.5° y de latitud: 01.27° (N) y 00.01° (S), además se encuentra limitada al Occidente con el océano Pacífico, al Norte con el Departamento de Nariño – Colombia, al Oeste y Sur con las provincias de Carchi, Imbabura, Pichincha y Manabí, el área de estudio específicamente está centrado en la Reserva Ecológica de Cotacachi-Cayapas (las coordenadas **cuadro I**) ubicados en el sur de la provincia de Esmeraldas en el cantón Eloy Alfaro, el cual tiene una extensión total de 728 600 ha, de la cuales 488 500 pertenecen a Eloy Alfaro y 240 100 a San Lorenzo. (SNAP, Sistema Nacional de áreas Protegidas del Ecuador - 2015).

Tabla 1. Superficie de las reservas ecológicas

Reserva Ecológica	Superficie Total	Superficie para Eloy Alfaro y San Lorenzo	Porcentaje de Superficie
	(ha)	(ha)	(%)
Cotacachi-Cayapas	204 420	161 130	78.8

Fuente: Minda Pablo La deforestación en el norte de Esmeraldas (Eloy Alfaro).

Elaborado: Por los Autores

Tabla 1. Coordenadas utm zona 17s de la reserva ecológica

Reserva Ecológica	Coordenadas “X”	Coordenadas “Y”
Cotacachi-Cayapas	P1 762885.502	P1 10099292.434
Figura # 1	P2 727828.140	P2 10073826.237
	P3 737750.035	P3 10055305.366
	P4 738411.494	P4 10041414.714
	P5 773138.126	P5 10085401.781

Fuente: Google Earth, Sistema Nacional de áreas Protegidas del Ecuador – 2015. **Figura 1. Reserva ecológica Cotacachi-Cayapas**

Fuente: Google Earth



De acuerdo a lo expuesto se estableció tres categorías en las cuales la deforestación dentro de la provincia de Esmeraldas tiene su origen provocando de esta manera el cambio de uso de suelo en las áreas de estudio antes mencionadas, en este sentido tenemos:

- Asentamientos humanos.
- Expansión de la frontera agrícola.
- Tala comercial de madera.

Estos factores se asignaron con base en el estudio realizado por (Aníbal & Batallas, 2015), el cual establece las causas principales por las cuales los bosques primarios de la reserva ecológica Cotacachi-Cayapas, han retrocedido desde los años 1970, preferentemente a partir del año 1978. Las imágenes se interpretarán de acuerdo al método utilizado por (Osorio, Guerra, & Maass, 2015) el cual promueve el análisis de los mapas elaborados para una fecha a priori de la interpretación de las imágenes de la fecha siguiente. La verificación y fiabilidad de los factores de cambio de uso de suelo a ser abordados estarán dados por revisión bibliográfica para luego ser analizados y dilucidados visualmente con imágenes satelitales de alta resolución obtenidos en el portal de la NASA. Todo esto en base a la sobre posición de mapas cartográficos en donde se determinará el retroceso del bosque primario del área natural en estudio de acuerdo al periodo de (1978 – 2017), las tasas de cambio de uso de suelo y retroceso forestal estarán dadas de acuerdo a la utilización de la ecuación 1 propuesta por (FAO, 1995). Ecuación 1.

Cambio de uso de suelo por deforestación

$$\delta = 1 - \left(\frac{S_2}{S_1} \right)^n \quad (1)$$

En este sentido estableciendo de acuerdo a (FAO, 1995) a δ como la tasa anual de cambio, S_1 como la superficie en la

fecha 1, S_2 como la superficie en la fecha 2 y n como la diferencia de años entre las dos fechas.

Materiales

Para elaborar los mapas de delimitación, cubierta y uso del suelo se utilizó cartografía digital y existente de la zona en estudio, además de información recopilada y proporcionada por parte de la Dirección de Catastros y Geomática del Municipio del Cantón Mejía, información dotada por el Instituto Geográfico Militar del Ecuador (IGM), imágenes satelitales desde 1978 a 2017. Se usaron como referencia mapas de cubierta y uso del suelo a escala 1:50000 de 1978. Los mismos que con ayuda del programa Arc-GIS, se ubicaron identificando el área de estudio y de influencia.

Resultados y Discusión

El estudio e interpretación visual basada en cartografía e imágenes satelitales, es una forma sistemática de conocer cómo se encuentra cierto lugar actualmente, pues sólo de esta manera se puede trazar políticas para el futuro.

Para el análisis del estudio de los cambios de cubierta y uso de suelo, se preparó mapas mediante el programa ArcGIS, en el cual se pudo ingresar todos los datos y así generar la información de áreas, coordenadas y el deterioro de la reserva ecológica Cotacachi Cayapas a causa de la deforestación.

Con las imágenes satelitales y la cartografía normalmente se evalúa el cambio de uso del suelo, pero no la degradación forestal. De esta manera se usó como base el análisis del año 1978 que contiene los tipos de vegetación y densidad de cobertura y sobre éste se realizó la resta de cambios decenales durante el periodo 1978 - 2017. Actualizando así, las coberturas durante las cuatro decenas tomadas en consideración. (FRA, 2015).

Para esto se inició con la recopilación de imágenes satelitales LANDSAT de los años concernientes al estudio. En este sentido para los años 1978, 1988 y 1998 las imágenes fueron descargadas del Satélite LANDSAT 4 y para las imágenes del periodo 2008 a 2017 se descargó las imágenes del Satélite LANDSAT 7 y 8 respectivamente. Esto se ingresó en el programa ArcGIS y con la ayuda de la Dirección de Catastros y Geomática del Municipio del Cantón Mejía se obtuvieron los datos de coordenadas de las áreas de estudio.

De esta manera se generaron los mapas con cada una de las áreas de estudio y su respectiva superficie e imágenes satelitales para su posterior comparación y análisis.

Resultados de las imágenes que se obtuvo:

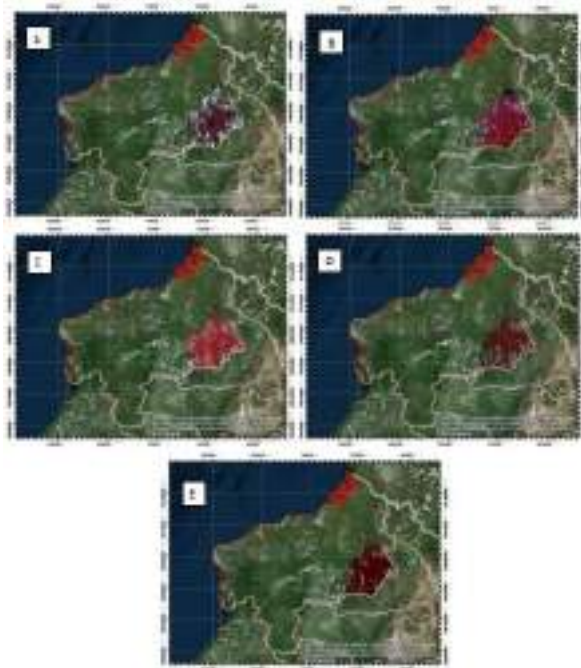


Figura 2. Reforestación en la reserva ecológica Cotacachi Cayapas en el tiempo de estudio (1978 – 2017). A) 1978, b) 1988, c) 1998, d) 2008 y e) 2017.

Fuente: Elaboración propia.

En base a las imágenes analizadas se comparó el grado de deforestación que existe en la reserva:

Tabla 3. Datos sobre año y área de las imágenes generadas.

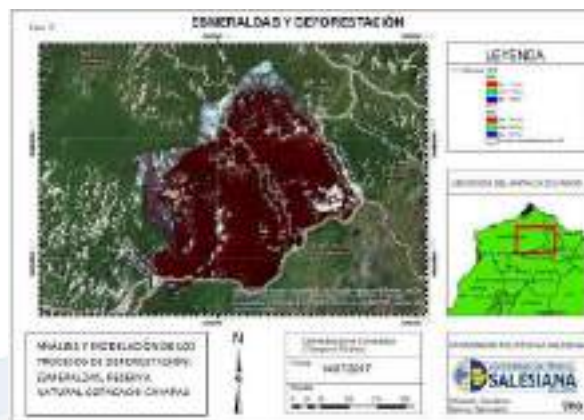
Año	Área (Km ²)
1978	1979
1988	1947
1998	1912
2008	1737
2017	1583

Fuente: Elaboración propia

Una vez realizados los mapas se observa con certeza el grado de deforestación desde el año 1978 hasta el año 2017. De esta manera tenemos:

Figura 3. Comparación entre el área inicial y el grado de deforestación dado hasta el año 2017.

Fuente: Elaboración propia.



Una vez que se obtuvo los mapas de cubiertas vegetales y sus correspondientes superficies en base a las imágenes satelitales, donde se muestra la deforestación en el área de estudio, se procede a la ejecución de la simulación establecida por la ecuación 1, de esta manera se identificó la tasa decenal de cambio de uso de suelo durante los periodos (1978 – 1988, 1988 – 1998, 1998 – 2008 y 2008 – 2017), con lo que se conoce la exactitud de las áreas de bosques primarios que se han perdido por causas antrópicas antes mencionadas, en el cuadro IV y cuadro V, se visualiza la tasa decenal de cambio de acuerdo a las áreas ya dilucidadas.

Tabla 4. Tasa decenal de cambio de uso de suelo

Año	Superficie 1	Superficie 2	Tiempo (m)	Tasa decenal de cambio	%
1979-1988	1979	1947	10	0,15042529	15
1988-1998	1988	1912	10	0,16589761	17
1998-2008	1912	1737	10	0,61707007	62
2008-2017	1737	1583	9	0,56635946	57

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 5. Porcentaje de pérdida de cobertura vegetal

Años	Porcentaje
1979-1988	15%
1988-1998	17%
1998-2008	62%
2008-2017	57%

Fuente: Elaboración propia.

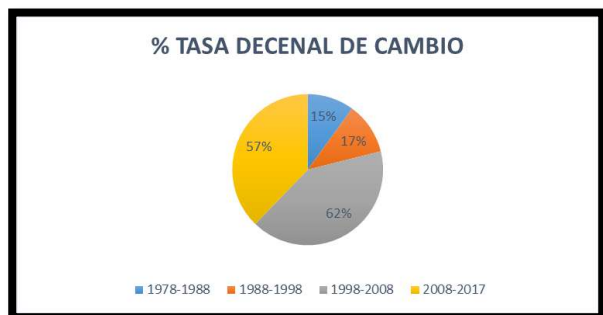


Figura 4. Porcentaje decenal de cambio de uso de suelo de la reserva ecológica Cotacachi Cayapas

Fuente: Elaboración propia.

Una vez establecida la tasa decenal de cambio de uso de suelo de la reserva natural Cayapas Mataje la misma que se encuentra al sur de Esmeraldas específicamente en el cantón Eloy Alfaro, se procedió a dilucidar el comportamiento de los procesos de deforestación que sufre dicha área, en este sentido estableciendo un contraste entre el tiempo y la superficie en estudio, así como también la tasa de cambio de uso de suelo.

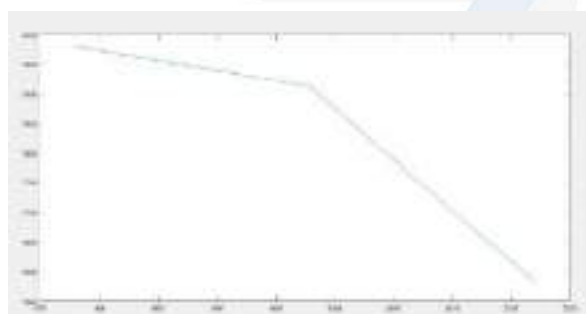


Figura 5. Relación entre el tiempo de estudio y la superficie de la reserva natural Cayapas Mataje.

Fuente: Elaboración propia.

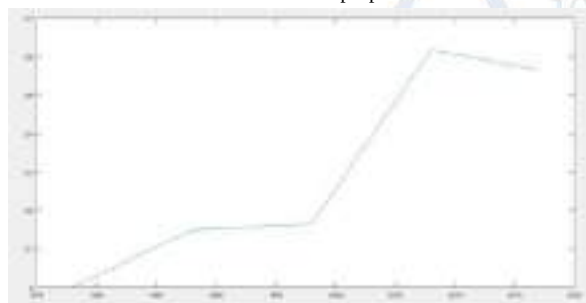


Figura 6. Relación entre el tiempo de estudio y tasa de cambio de uso de suelo de la reserva ecológica Cayapas Mataje.

Fuente: Elaboración propia.

La deforestación, es un problema latente a nivel mundial, ya que pocos son los esfuerzos por tratar de reponer o repoblar los millones de hectáreas que se pierden anualmente. De allí la urgencia de dar soluciones tales como, definir políticas agresivas de repoblación ligadas a una investigación aplicada, así como, planes sustentables en el manejo de los bosques. Las plantaciones agroforestales deben ser tomadas como un instrumento de capitalización en la dinámica de la naturaleza (Toro, 2010).

El mapa de vegetación y cobertura de 1978 se utilizó como mapa base, ya que se determinaron los cambios entre 1978 y 2017, con lo que se obtuvo el mapa de comparación de deforestación final, el propósito de usar este mapa fue reducir el margen de error al hacer el cruce en el cambio de las zonas. Para evaluar los cambios 1978 – 2017, fue necesario el uso de imágenes de satélite LANDSAT para cada lapso de tiempo establecido, a continuación, se refleja la diferencia de superficies de cada uno de los años, calculado anteriormente:

Tabla 6. Diferencia de superficies en base a los años y áreas de cada estudio y su respectivo porcentaje.

Año	Área (Km ²)	Diferencia Superficie (Km ²)	Porcentaje %
1978	1979	-	-
1988	1947	32	3,38
1998	1912	35	
2008	1737	175	16,62
2017	1583	154	
TOTAL		396	20

Fuente: Elaboración propia.

En base a esto se contrasta que se ha deforestado alrededor del 20 % del bosque en la reserva ecológica de Cotacachi Cayapas, debido a las distintas actividades humanas tanto de extracción como de sustento de vida. Se evidencia que a partir del año 2008 la deforestación incremento alrededor de 6 veces la deforestación producida en el año de 1998.

En el periodo de 1978 – 2017 se taló un promedio de 396 km², donde el bosque húmedo ha sido fragmentado para el aprovechamiento de su madera y expansión de la frontera agrícola principalmente para el cultivo de palma africana.

La deforestación de los bosques primarios de la reserva ecológica Cayapas Mataje explicada mediante las tasas de cambio de uso de suelo obtenidas en periodos de diez años, establece que durante los periodos comprendidos entre 1978 – 1988 y 1988 – 1998 existió un avance en los procesos de deforestación del 15 y 17 % respectivamente lo que

promueve un relativo desarrollo constante de la mencionada actividad extractiva, esto debido a que la actividad maderera para dichas épocas no se encontraba consolidada y la deforestación estaba dada principalmente por los asentamientos humanos que pronto se establecerían como parte del cantón Eloy Alfaro dentro de la provincia de Esmeraldas.

Para los periodos comprendidos entre 1998 – 2008 y 2008 – 2017 existió un acelerado avance e incremento de la tasa de cambio de uso de suelo que va desde el 62 % al 57 % respectivamente, dilucidando diversos problemas de carácter extractivo, ya que según (Aníbal & Batallas, 2015) dicha época de la historia ecuatoriana estuvo marcado principalmente por las consecuciones madereras de carácter macro, además de un prominente avance de la frontera agrícola especialmente del cultivo de palma. Establecido así una marcada diferenciación entre los periodos 1978 – 1998 y 2008 – 2017.

CONCLUSIONES

- La deforestación en la provincia de Esmeraldas en la zona de la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas durante los años 1978 al 2017 es causada por asentamientos humanos, expansión de la frontera agrícola y la tala comercial de madera.
- En el estudio que se realizó se observa que por estas causas se perdió un 15% de la cobertura vegetal durante el período de 1978 a 1988, un 17% durante el período de 1988 a 1998, un 62% durante el período de 1998 al 2008 y un 57% durante el período 2008 al 2017.
- El porcentaje total de pérdida de la cobertura vegetal desde el año 1978 al 2017 es entre el 50 y 75% de la cobertura vegetal compuesto principalmente de bosque primario.
- El uso de programas computacionales como Arc GIS, Matlab y fotografías aéreas fueron de gran utilidad, ya que existen ventajas como su bajo costo, resolución espacial y temporal, y la posibilidad de hacer una observación estereoscópica.

REFERENCIAS

Aníbal, P., & Batallas, M. (2015). La deforestación en el norte de Esmeraldas, 95–127.

Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., Defries, R. & Emerson, R. (2009). A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology*.

FRA, 2005. Term and definitions. *Global Forest Resources Assessment Update*. Forestry Department. Food and Agriculture ONU, 33 pp.

FAO, 1995. Evaluación de recursos forestales. Síntesis mundial. Roma, Italia 48p

Geist, H.J., Lambin, E.F., 2001. What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational scale case study evidence. *LUCC Report Series No. 4*. University of Louvain, Louvain-la-Neuve.

Hansen, M.C., Stehman, S. V. & Potapov, P. V. (2010). Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.

Lambin et al., (2001). *The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths*. Pergamon, *Global Environmental Change* 11 (2001) 261–269.

Lambin and Geist, (2002). *Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation*. February 2002 / Vol. 52 No. 2. *BioScience*.

MAE, Ambiente, (2012): / Línea Base de Deforestación del Ecuador Continental, Quito-Ecuador.

Osorio, L. P., Guerra, F., & Maass, M. (2015). Análisis y modelación de los procesos de deforestación: un caso de estudio en la cuenca del río Cuyuquilla, Guerrero, México. *Analysis and modeling of deforestation processes: a case study in the Cuyuquilla River Basin, Guerrero, Mexico*. *Investigaciones Geográficas: Boletín Del Instituto de Geografía*, 2015(88), 60–74. <https://doi.org/10.14350/ig.43853>

Sierra, R. (1996). *La Deforestación en el Noroccidente del Ecuador*, 1983-1993. EcoCiencia. Quito, Ecuador. 148 pp.

SNAP (2015), Sistema Nacional de áreas Protegidas del Ecuador recuperado de: <http://areasprotegidas.ambiente.gob.ec/info-snap>

Toro, M., 2010. La deforestación legal e ilegal sigue afectando a Esmeraldas. 2017 C.A. EL UNIVERSO. Todos los derechos reservados. Ecuador.

[00187] EROSIVIDAD Y EVENTOS EXTREMOS DE LAS LLUVIAS EN UNA CUENCA MONTAÑOSA TROPICAL DE VENEZUELA

WILLIAMS JOSÉ MÉNDEZ MATA¹; HENRY ANTONIO PACHECO GIL²; LOAN JOSÉ LANDAETA³

Universidad Técnica de Manabí^{1,2}; Universidad Pedagógica Experimental Libertador³

williamsmendez@gmail.com¹; henrypacheco@gmail.com²; profesor_loan1@hotmail.com³

1.- ABSTRACT

The susceptibility of physical environment to the occurrence of mass movements in a mountainous catchment is mainly linked to the impact of rainfall on the soil as a trigger element. The aim of this research is to analyze the erosive potential of rainfalls on the Chichiriviche River catchment, in order to check if their characteristics are related with the activation of erosive processes. The methodology considered the processing of monthly and annual total and mean rainfall data, and rainfall annual maximum sheeting, with which the following analyzes were conducted: spatio-temporal distribution of rainfall; frequency analysis of extreme events; and estimate of the Annual Fournier Index (AFI), Modified Fournier Index (MFI), Rainfall Concentration Index (RCI), Total Erosivity Index (TEI), and the Rain Erosive Potential Index (R). The spatial distribution of rainfall in the area is controlled mainly by the altitude (relief), and its annual regime is characterized by a greater proportion of pluviometric amounts at year end. The rainfall maximum intensities ranging between 56.43 mm/h and 81.95 mm/h for events of 1 hour and 100-year return period. In general terms the AFI, MFI, RCI, TEI and R indicate a low to moderate rainfall erosive potential, so it is concluded that the occurrence of mass removal processes is more related to extraordinary rainfall as isolated punctual events.

Key words: erosivity, extreme event, rainfall, watershed.

2.- INTRODUCCIÓN

La susceptibilidad del medio físico a la ocurrencia de procesos erosivos en una cuenca montañosa depende de las condiciones del relieve, así como del clima, tipo de suelo, cobertura vegetal, drenaje y uso de la tierra (Castelán et al., 2014), sin embargo, la génesis de dichos procesos se vincula

principalmente con el impacto de la lluvia como elemento desencadenante.

La precipitación como agente erosivo del suelo opera básicamente mediante el impacto de las gotas de lluvia y la tensión ejercida por el escurrimiento, lo que permite la meteorización físico-mecánica (disgregación) de los agregados del suelo (Angulo y Beguería, 2013).

La erosión como fenómeno natural o inducido por la intervención antrópica, genera cuantiosas pérdidas económicas anuales, así como materiales y humanas (Ponvert et al., 2007), éstas últimas sobre todo con la ocurrencia de eventos de procesos de remoción en masa (deslizamientos y flujos de detritos) de magnitudes importantes.

En el estudio del potencial erosivo de la lluvia, ha sido de amplia utilidad a nivel mundial el desarrollo de ecuaciones e índices que evalúan tales rasgos de las precipitaciones, para cuantificar y cualificar el impacto de éstas en la pérdida del suelo.

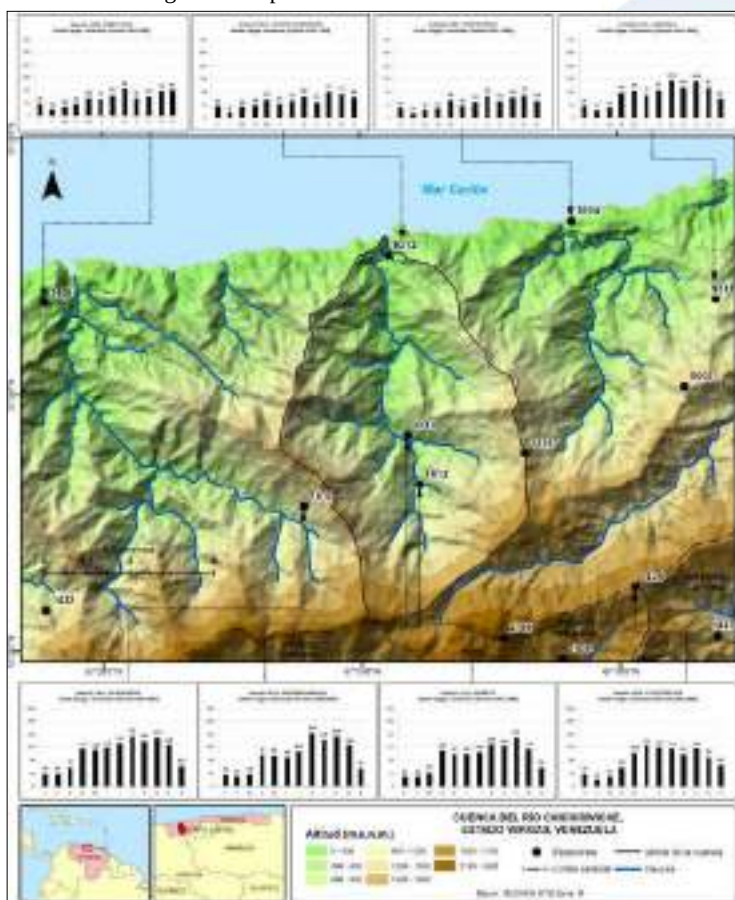
En este sentido, numerosas contribuciones se han hecho para analizar el efecto de la lluvia como factor erosivo en la pérdida de suelo, entre algunas de las cuales se puede hacer referencia a las de Jordán y Bellinfante (2000); Leal (2007); Gáspari et al. (2008); Lobo et al. (2010); Besteiro y Delgado (2011); Cortez et al. (2011); Rodríguez et al. (2011); Rey et al. (2012); Olivares et al. (2013); Castelán et al. (2014); Duan et al. (2016); Hoomehr et al. (2016); Meshesha et al. (2016); Panagos et al. (2016); Qin et al. (2016); Xie et al. (2016); Panagos et al. (2017); Ballabio et al. (2017); Chen y Zha (2017); y García et al. (2018).

La comprensión y análisis de la manifestación espacio-temporal del potencial erosivo y la frecuencia de eventos extremos de la lluvia, es de relevancia para el diseño de medidas preventivas, mitigantes y de control sobre los

impactos de éstas en los medios físico y socio-económico, así como para la redefinición de los usos y prácticas agrícolas, en atención a las potencialidades de cada espacio físico.

3.- OBJETIVOS

Considerando la incidencia de las precipitaciones como activadoras de procesos erosivos, aunado a los impactos que provocan estos últimos sobre el medio humano, así como el encadenamiento de efectos ambientales que acarrearán para el equilibrio del ecosistema, son objetivos de esta investigación estimar la erosividad y analizar los eventos extremos de las lluvias en una cuenca de drenaje montañosa tropical de Venezuela, a fin de comprobar si sus características guardan relación con la génesis de procesos erosivos.



4.- METODOLOGÍA

Se compilaron registros pluviométricos (totales mensuales y anuales y láminas máximas anuales de precipitación) para un período de veinticinco años (1956-1980), correspondientes a siete estaciones pluviográficas (Puerto Cruz, La Guitarrita, La Peña, Alto de Ño León, Puerto Oricao, Puerto Chichiriviche

4.- ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Chichiriviche está situada geográficamente en la Región Centro Norte del territorio venezolano, específicamente en el sector occidental del estado Vargas, extendida sobre la vertiente norte de la serranía de Rancho Grande en su extremo oriental. Geoastronómicamente está definida por las coordenadas: 10°25'35" – 10°33'10" de latitud norte, y 67°11'30" – 67°16'40" de longitud oeste (Figura 1). Esta cuenca ocupa una superficie aproximada de 76.02 Km². Forma parte de la provincia orográfica Cordillera de la Costa (Sistema Montañoso del Caribe) en su tramo central.

Figura 1. Localización del área de estudio y distribución espacio-temporal de las precipitaciones en la cuenca del río Chichiriviche (estado Vargas, Venezuela)

y Hacienda Naranjal) y una climatológica (Carayaca) (Ministerio del Poder Popular para el Ambiente [MPPA], Dirección General de Cuencas, Dirección de Hidrología y Meteorología, 2015).

Se desagregaron los datos englobados y se estimaron los faltantes por medio de los métodos Racional y Sustitución por el Promedio (Guevara, 1987). Para el caso de las láminas máximas anuales de precipitación se eliminaron los datos que generan ruido estadístico en las series, mediante la aplicación de la Prueba de Datos Dudosos (U. S. Water Resources Council, 1981).

Se construyeron pluviogramas con los datos correspondientes a los promedios mensuales de lluvia, y con ellos se describieron los regímenes o distribución de las lluvias a lo largo del año.

Se realizó un análisis de frecuencia de las profundidades de láminas máximas anuales de precipitación (eventos extremos) para distintas duraciones de la lluvia y distintos períodos de retorno, mediante el ajuste de la distribución de probabilidades de Valores Extremos Tipo I (Gumbel, 1941) según el método de Kite (1977) que contempla cálculos de la probabilidad de excedencia, probabilidad de no excedencia, período de retorno, variable reducida, factor de frecuencia y, finalmente el ajuste Gumbel (x_{TR}) (mm) mediante la expresión:

$$x_{T_R} = X_m + K_{T_R} S_x$$

donde X_m y S_x representan, respectivamente, a la media (mm) y a la desviación estándar (mm), correspondientes a los valores de profundidades de láminas máximas anuales de precipitación de la serie histórica. Se realizó también el ajuste para períodos de retorno de 2, 5, 10, 25, 50, 100, 500 y 1 000 años, lo cual permitió estimar eventos extremos.

Luego, se calcularon las intensidades máximas anuales de precipitación por medio de la aplicación de la ecuación de Wenzel (1982):

$$i = \left[100 \left(\frac{\frac{c}{T_d^e + f} - i_0}{i_0} \right) \right]^2$$

donde i es la intensidad máxima anual de precipitación (mm/h) para una duración de la lluvia y un período de retorno dado, T_d es la duración de la lluvia (h), c , e y f son coeficientes que varían con el lugar y el período de retorno, i_0 es la intensidad máxima anual de precipitación (mm/h) para la misma duración de la lluvia y el mismo período de retorno dado, obtenida sin la aplicación de la ecuación de Wenzel. A continuación se recalcularon las intensidades máximas anuales de precipitación aplicando nuevamente la ecuación de Wenzel, de la manera como se expresa:

$$i = \frac{c}{T_d^e + f}$$

A continuación, estos valores de intensidades máximas anuales de precipitación se transformaron nuevamente en profundidades de láminas máximas anuales de precipitación, mediante la expresión.

Para el análisis del potencial erosivo de las precipitaciones, se estimaron cinco índices mediante el desarrollo de ocho procedimientos, los cuales se describen a continuación.

Índice de Fournier Anual (IFA):

$$IFA = \frac{p^2}{P_t}$$

donde p es la precipitación media (mm) del mes más lluvioso del año para el período evaluado, y P_t es la precipitación media anual (mm) del período evaluado.

Índice Modificado de Fournier (IMF):

$$\begin{aligned} IMF_1 &= \sum \frac{p_i^2}{P_t} \\ IMF_2 &= \frac{1}{b} \sum IMF_j \\ IMF_j &= \sum \frac{p_i^2}{P_t} \end{aligned}$$

donde p_i representa a la precipitación media mensual (mm) de cada uno de los meses del año para el período evaluado, P_t es la precipitación media anual (mm) del período evaluado, i corresponde a cada uno de los meses del año del período evaluado, IMF_j es el Índice Modificado de Fournier de cada año del registro, j es cada uno de los años del registro, b es el número de años totales del registro, p_i representa a la precipitación total (mm) de cada uno de los meses del año evaluado, P_t es la precipitación total anual (mm) del año evaluado, e y i corresponde a cada uno de los meses del año evaluado.

Índice de Concentración de las Precipitaciones (ICP) (%):

$$\begin{aligned} ICP_1 &= 100 \sum \frac{p_i^2}{P_t^2} \\ ICP_2 &= \frac{1}{b} \sum ICP_j \\ ICP_j &= 100 \sum \frac{p_i^2}{P_t} \end{aligned}$$

donde ICP_j es el Índice de Concentración de las Precipitaciones (%) de cada año del registro.

Índice de Erosividad Total (IET):

$$\begin{aligned} IET_1 &= IMF_1 ICP_1 \\ IET_2 &= IMF_2 ICP_2 \end{aligned}$$

Índice del Potencial Erosivo de las Lluvias (R) (J/m².mm/h):

$$\begin{aligned} I_{30i} &= \frac{p_i}{0.5} \\ Ec_i &= 8.73 \log I_{30i} + 11.9 \\ Ect_i &= p_i Ec_i \\ R_i &= \frac{(Ect_i I_{30i})}{685} \\ R_t &= \sum R_i \end{aligned}$$

donde p_i es la profundidad de la lámina máxima de

precipitación (mm) superior a 12.5 mm para una duración de 30 min, I_{30i} es la intensidad máxima de precipitación (mm/h) para una duración de 30 min, Ec_i es la energía cinética ($J/m^2.mm$) de la tormenta para una lámina de 1 mm, Ect_i es la energía cinética ($J/m^2.mm$) total de la precipitación, e i corresponde a cada uno de los años considerados para la estimación del índice.

5.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Espacio-temporalidad de las lluvias

El estado Vargas se configura como un espacio de contrastes climáticos. La diferencia altitudinal y la orientación de la serranía del Litoral respecto a la circulación de vientos y perturbaciones provenientes del noreste del Caribe y de Los Llanos venezolanos constituyen los principales factores y elementos que condicionan el clima de la cuenca.

La distribución de las precipitaciones en la cuenca (figura 1) corresponde con el modelo de inversión estacional propia de la zona de Caribe con la ocurrencia del invierno astronómico para el hemisferio norte en los últimos meses del año. La diferencia de calor solar durante estos meses, condiciona el desplazamiento meridional de la Convergencia Intertropical, dejando el norte venezolano bajo la acción de los vientos alisios.

El recorrido de los Alisios paralelos a la costa genera condiciones atmosféricas y oceanográficas que dificultan el ascenso de las masas de aire, y por tanto, la formación de nubosidad y precipitaciones (Vila, 1960; Foghin, 2002), sin embargo, cuando provienen desde el norte e introducen debajo de las masas de aire caliente continental, se deshacen en

abundantes precipitaciones.

En la cuenca y sus proximidades, se identifican dos tipos de comportamientos pluviométricos:

(a) En la franja costera y cuenca baja, la precipitación oscila entre los 555 a 665 mm anuales y se distribuye de manera casi uniforme durante todo el año, si bien se identifica una disminución de las precipitaciones entre enero y marzo (12.5 % a 14.0 % del total anual) y precipitaciones abundantes a finales de año, entre octubre y diciembre (33.4 % a 35.3 %); esta uniformidad pluviométrica también se evidencia en la ocurrencia de tres máximas pluviométricas en mayo, agosto y octubre-noviembre.

(b) En las cuencas media y alta, las lluvias superan los 800 mm anuales hasta alcanzar los 1 250 mm, y tienen dos períodos bien definidos respecto a la cuenca baja: el período de escasas precipitaciones entre diciembre y marzo (14.3 % a 14.9 % anual) y el período de lluvias desde abril, concentrándose entre los meses de agosto a noviembre (47.5 % a 51.8 % anual).

Eventos extremos de precipitación

Se aprecia que para 1 hora (60 min) de duración de la lluvia, las láminas máximas anuales son de magnitudes significativas, que oscilan desde 26.90 mm (Puerto Oricao) para un período de retorno de 2 años, hasta 111.21 mm (Puerto Cruz) para un período de retorno de 1 000 años, con lo cual es de esperarse que, eventos de precipitaciones concentradas y con montos entre los valores referidos, para 1 hora de duración de la lluvia, generen la activación de procesos erosivos. Esto cobra mayor significado, sobre todo para eventos de períodos de retorno de 50, 100 y 500 años (Tabla 1).

Tabla 1. Profundidades de láminas máximas anuales de precipitación (P) (mm)

Estación	Duración de la lluvia (Td) (min)										
		Pe	1	1	3	6	1	1	3	5	7
od											
o											
de											
ret											
aci											
no	5	1	1	3	6	2	8	6	4	2	1
ón	(T	0	5	0	0	0	0	0	0	0	4
	R)										0
	(a										
	ño										
	s)										

Pu	50	1	2	3	5	7	8	9	1	1	1	1
ert		6.	8.	7.	5.	3.	7.	3.	0	0	0	1
o		8	8	9	7	1	1	4	1.	4.	6.	0.
Cr		1	6	8	2	0	7	7	3	6	6	3
uz									6	9	4	4
	10	1	3	4	6	8	9	1	1	1	1	1
	0	8.	2.	2.	2.	1.	7.	0	1	1	1	2
		8	3	5	4	9	6	4.	3.	6.	9.	2.
		0	1	4	6	5	7	6	3	9	0	9
								6	4	5	4	6
	50	2	4	5	7	1	1	1	1	1	1	1
	0	3.	0.	3.	8.	0	2	3	4	4	4	5
		3	2	0	0	2.	1.	0.	1.	5.	7.	2.
		7	5	6	2	4	9	5	0	2	6	0
						1	4	2	1	7	9	9
La	50	1	2	3	4	6	8	9	1	1	1	1
Gu		3.	3.	1.	8.	7.	4.	3.	0	1	1	2

Tel: (55)(11) 3812-4080 – Fax: (55)(11) 3814-2441 – email: aidis@aidisnet.org – Web Site: <http://www.aidisnet.org>

representan valores críticos o umbrales con un alto potencial para generar procesos erosivos.

Potencial erosivo de las precipitaciones

Según el IFA, el potencial erosivo de las precipitaciones en la cuenca del río Chichiriviche califica como muy bajo a bajo con valores entre 9.38 y 23.68 respectivamente. Los IFA muy bajos se observan en la parte baja de la cuenca y en la franja costera, mientras que para las cuencas media y alta se presentan los que califican como bajos.

De acuerdo con este índice, las precipitaciones como elemento detonante de procesos erosivos en el área, no tienen el suficiente potencial energético para la activación morfodinámica, lo cual es contradictorio con las evidencias de campo y el registro histórico de eventos de movimientos en masa para el sector.

Probablemente la totalización y promedio de las precipitaciones mensuales (mes más lluvioso), enmascaran eventos extremos significativos, que como episodios aislados y puntuales, si han tenido un potencial relevante.

En atención a los IMF₁ e IMF₂, el potencial de la lluvia tiene un poco más de significado físico, como activador de procesos erosivos. El IMF₁ presenta valores entre muy bajo (53.19) y alto (120.04), y el IMF₂ entre bajo (85.69) y alto (146.55). En particular, el IMF₂ funciona como un mejor indicador, ya que se estima para cada año de las series de precipitaciones analizadas, y luego se totalizan.

Los IMF₁ muy bajos a bajos e IMF₂ bajos a moderados, se perciben en la cuenca baja y franja costera, por el contrario, los IMF₁ e IMF₂ moderados a altos se concentran en los sectores medio y alto de la cuenca.

El IMF₁ exhibe una distribución temporal para la parte baja de la cuenca y franja costera, que se caracteriza por presentar los mayores valores (sin una distribución regular) entre los meses de mayo a diciembre, mientras que para las cuencas media y alta, se perciben entre abril y noviembre, lo que significa que en esos períodos las lluvias tienen mayores probabilidades y potenciales para desencadenar procesos erosivos.

El ICP₁ define de manera homogénea un patrón uniforme (valores entre 9.33 y 10.20) de las lluvias para toda la cuenca, mientras que el ICP₂ lo determina como estacional moderada (11.89) a estacional (15.83). La distribución

espacial del ICP₂, indica una mayor estacionalidad de las lluvias en la cuenca baja y franja costera.

La distribución temporal del ICP₁ presenta un patrón similar al del IMF₁, por lo que su interpretación en términos de probabilidades y potencial de la lluvia para generar procesos erosivos, es coincidente con las consideraciones realizadas para este último.

Según estos resultados de los IET₁ e IET₂, las lluvias en la cuenca del río Chichiriviche no tienen un alto potencial erosivo. Ello se corrobora con los valores obtenidos para el Índice del Potencial Erosivo de las Lluvias (R) (Tabla 3), los cuales son todos inferiores a 2000 J/m².mm/h.

Tabla 3. Índice del potencial erosivo de las lluvias (R)

Estación	R
Puerto Cruz	1228.47
La Guitarrita	1347.39
La Peña	688.70
Alto de Ño León	1147.82
Puerto Oricao	956.52
Carayaca	1729.53
Puerto Chichiriviche	681.37
Hacienda Naranjal	274.23

6.- CONCLUSIONES

El análisis espacio-temporal de las precipitaciones en la cuenca del río Chichiriviche, evidenció dos patrones pluviométricos contrastantes en cuanto a la proporcionalidad y distribución de los montos mensuales. En la parte baja de la cuenca y franja costera, domina un régimen más uniforme y de bajos montos; y en las cuencas media y alta, se exhibe un régimen con una estacionalidad marcada, y montos superiores a los 800 mm.

El análisis de frecuencia de eventos extremos de precipitación, permitió estimar los valores críticos o representativos de los escenarios (duraciones de la lluvia de 1 y 24 horas para períodos de retorno de 50, 100 y 500 años) más significativos, para los cuales pudieran esperarse con alta probabilidad, la activación de procesos erosivos.

En general, los índices considerados para el análisis del potencial erosivo de las precipitaciones en el área, demostraron que el mismo califica de bajo a moderado, a excepción del IMF₂, que fue el único en arrojar

calificaciones de alto para algunos casos, funcionando como uno de los mejores estimadores de dicho potencial.

Probablemente el análisis del potencial erosivo de las precipitaciones, empleando como información pluviométrica los totales y promedios mensuales y anuales, enmascaran eventos extremos de lluvia importantes, que como episodios aislados y puntuales, han tenido un potencial relevante en la activación de procesos erosivos.

Se recomienda para este tipo de análisis, trabajar con datos pluviométricos horarios y diarios, a fin de identificar eventos significativos, de ser el caso, que puedan dar información más confiable sobre el potencial erosivo de las lluvias para un área en particular.

Para la comprensión integral de la génesis y activación de los procesos erosivos en una cuenca de drenaje montañosa, es necesario complementar el estudio del potencial erosivo de las precipitaciones como elemento detonante, con el análisis de la susceptibilidad del medio físico frente al impacto de las gotas de lluvia, referido a la dinámica e interacción de otras variables o factores como pendiente, litología, formas de relieve, drenaje, morfometría, cobertura vegetal y uso de la tierra.

Esto último permitirá identificar, si el medio físico sólido y biológico de la cuenca determina una alta sensibilidad a la activación de procesos erosivos, aún en presencia de precipitaciones de bajo a moderado potencial energético.

7.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Angulo M. y Beguería S. (2013). Análisis de la erosividad de la lluvia: Procesos, índices y fronteras de conocimiento. *Cuaternario y Geomorfología*, **27**(1-2), 53-69.

Ballabio C., Borrelli P., Spinoni J., Meusburger K., Michaelides S., Beguería S., Klik A., Petan S., Janeček M., Olsen P., Aalto J., Lakatos M., Rymaszewicz A., Dumitrescu A., Perčec M., Diodato N., Kostalova J., Rousseva S., Banasik K., Alewell C. y Panagos P. (2017). Mapping monthly rainfall erosivity in Europe. *Science of the Total Environment*, **579**, 1298-1315.

Besteiro S. y Delgado M. (2011). Evaluación de la agresividad de las precipitaciones en la cuenca del arroyo El Pescado, provincia de Buenos Aires (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, **110**(2), 82-90.

Castelán R., Tamariz V., Linares G. y Cruz A. (2014). Agresividad de las precipitaciones en la subcuenca del río San Marcos, Puebla, México. *Investigaciones Geográficas*, **83**, 28-40.

Cortez A., Rodríguez M., Rey J., Lobo D., Parra R., Ovalles F., y Gabriels D. (2011). Análisis de la agresividad y concentración de las precipitaciones en Venezuela. II. Región Noroccidental. *Bioagro*, **23**(1), 13-18.

Chen, S. y Zha, X. (2017). Effects of the ENSO on rainfall erosivity in the Fujian Province of southeast China. *Science of the Total Environment*, artículo en prensa.

Duan X., Gu Z., Li Y. y Xu H. (2016). The spatiotemporal patterns of rainfall erosivity in Yunnan Province, southwest China: An analysis of empirical orthogonal functions. *Global and Planetary Change*, **144**, 82-93.

Foghin S. (2002). *Tiempo y clima en Venezuela: Aproximación a una geografía climática del territorio venezolano* (Colección Clase Magistral). Universidad Pedagógica Experimental Libertador, Instituto Pedagógico de Miranda José Manuel Siso Martínez, Subdirección de Investigación y Postgrado, Caracas.

García L., Morales J. y Sousa A. (2018). A new methodology for estimating rainfall aggressiveness risk based on daily rainfall records for multi-decennial periods. *Science of the Total Environment*, **615**, 564-571.

Gáspari F., Rodríguez A., Senisterra G. y Delgado M. (2008). Determinación espacio-temporal del índice de agresividad de precipitaciones en el sistema serrano de Ventania. Provincia de Buenos Aires – Argentina. *Revista Geográfica Venezolana*, **49**(1), 57-66.

Guevara J. (1987). *Métodos de estimación y ajuste de datos climáticos* (Colección Monografías 12). Universidad Central de Venezuela, Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico, Caracas.

Gumbel E. (1941). The return period of flood flows. *The Annals of Mathematical Statistics*, **12**, 163-190.

Hoomehr S., Schwartz J. y Yoder D. (2016). Potential changes in rainfall erosivity under GCM climate change scenarios for the southern Appalachian region, USA. *Catena*, **136**, 141-151.

Jordán A. y Bellinfante N. (2000). Cartografía de la erosividad de la lluvia estimada a partir de datos pluviométricos mensuales en el campo de Gibraltar (Cádiz). *Edafología*, **7**(3), 83-92.

Kite G. (1977). *Frequency and risk analysis in hydrology*. Water Resources Publications, Fort Collins, Colorado.

Leal R. (2007). Análisis de erosividad de la lluvia en isla de Margarita (Venezuela) a través de datos de

- precipitación horaria. *Investigaciones Geográficas*, **44**, 167-185.
- Lobo D., Cortez A., Rodríguez M., Ovalles F., Rey J., Gabriels D. y Parra R. (2010). Análisis de la agresividad y concentración de las precipitaciones en Venezuela. I. Región de Los Llanos. *Bioagro*, **22**(3), 169-176.
- Meshesha D., Tsunekawa A., Tsubo M., Haregeweyn N. y Tegegne F. (2016). Evaluation of kinetic energy and erosivity potential of simulated rainfall using Laser Precipitation Monitor. *Catena*, **137**, 237-243.
- Ministerio del Poder Popular para el Ambiente, Dirección General de Cuencas, Dirección de Hidrología y Meteorología. (2015). *Datos climatológicos: Puerto Cruz, La Guitarrita, La Peñita, Alto de Ño León, Puerto Oricao, Carayaca, Puerto Chichiriviche y Hacienda Naranjal* (Datos no publicados). Caracas.
- Olivares B., Lobo D. y Verbist K. (2013). Estimación del factor erosividad de la lluvia en la zona semiárida de San Pedro, Chile. *Geominas*, **41**(62), 135-140.
- Panagos P., Ballabio C., Borrelli P. y Meusburger K. (2016). Spatio-temporal analysis of rainfall erosivity and erosivity density in Greece. *Catena*, **137**, 161-172.
- Panagos P., Ballabio C., Meusburger K., Spinoni J., Alewell C. y Borrelli P. (2017). Towards estimates of future rainfall erosivity in Europe based on REDES and WorldClim datasets. *Journal of Hydrology*, **5348**, 251-262.
- Ponvert D., Lau A. y Balamaseda C. (2007). La vulnerabilidad del sector agrícola frente a los desastres: Reflexiones generales. *Zonas Áridas*, **11**(1), 174-194.
- Qin W., Guo Q., Zuo C., Shan Z., Ma L. y Sun G. (2016). Spatial distribution and temporal trends of rainfall erosivity in mainland China for 1951–2010. *Catena*, **147**, 177-186.
- Rey J., Rodríguez M., Cortez A., Lobo D., Ovalles F., Gabriels D. y Parra R. (2012). Análisis de la agresividad y concentración de las precipitaciones en Venezuela. IV. Región Los Andes. *Bioagro*, **24**(2), 115-120.
- Rodríguez M., Cortez A., Rey J., Lobo D., Parra R., González W., Ovalles F. y Gabriels D. (2011). Análisis de la agresividad y concentración de las precipitaciones en Venezuela. III. Región Sur-Este (Guayana y Delta). *Bioagro*, **23**(2), 99-104.
- U. S. Water Resources Council. (1981). *Guidelines for determining flood flow frequency* (Bulletin 17B). Office of Water Data Coordination, U. S. Geological Survey, Reston.
- Vila P. (1960). *Geografía de Venezuela 1: El territorio nacional y su ambiente físico*. Ministerio de Educación, Caracas.
- Wenzel H. (1982). Rainfall for urban stormwater design. En: *Urban stormwater hydrology* (Serie Water Resources Monograph 7), American Geophysical Union, Washington, pp. 35-67.
- Xie Y., Yin S., Liu B., Nearing M. y Zhao Y. (2016). Models for estimating daily rainfall erosivity in China. *Journal of Hydrology*, **535**, 547-558.

**[00209] AGUAS RESIDUALES Y GASES DE EFECTO INVERNADERO:
EMISIONES EN LA CUENCA DEL RÍO APATLACO, MÉXICO**

**GABRIELA MANTILLA MORALES; LUCIANO SANDOVAL YOVAL; NORMA
HERNÁNDEZ CRUZ⁵; A. CECILIA TOMASINI ORTIZ¹; ESPERANZA RAMÍREZ
CAMPEROS²; JUAN L. GARCÍA ROJAS⁶**

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua^{1,2,3,4,5,6}

**atomasini@tlaloc.imta.mx¹; eramirez@tlaloc.imta.mx²; lucsand@tlaloc.imta.mx³;
mantilla@tlaloc.imta.mx⁴; noher.eoa@gmail.com⁵; jgarcia@tlaloc.imta.mx⁶**

Resumen

Las emisiones de gases de efecto invernadero generadas por la descargas de aguas residuales municipales en la cuenca del río Apatlaco durante 2015 se estimó en 37 208.6 ton CO₂e, considerando los diferentes tipos de disposición en las cabeceras municipales. Para la estimación de las emisiones se consideraron las Directrices del Panel Intergubernamental de Cambio Climático. Los valores del potencial de calentamiento para el metano y del óxido nitroso fueron de 28 y 265 respectivamente. La principal fuente de emisión la representan las fosas sépticas, que en ocasiones conforman más del 90% del tratamiento en algunos municipios. La estimación de emisiones de la infraestructura actual de tratamiento y disposición de las aguas residuales permite evaluar las estrategias de saneamiento de las localidades, no solamente en función de la mejora de la calidad del agua de los cuerpos receptores, sino también para determinar en que medida se coadyuva con la disminución de las emisiones de los gases de efecto invernadero.

Palabras claves: Aguas Residuales Municipales, Gases de Efecto Invernadero, Emisiones.

Abstract

Greenhouse gas (GHG) emissions generated by municipal wastewater in the Apatlaco river basin are estimated at 37 208.6 ton CO₂e. This amount was calculated as per the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Guidelines. The Global Warming Potential values for Methane and Nitrous Oxide are 28 and 265 respectively. The main emission sources are the septic tanks, which usually involved more of 90% of the wastewater treatment of some municipalities. Greenhouse emissions from wastewater treatment and disposal infrastructure allows to evaluate the municipal environmental policies not only in terms of water quality, but also to determine in which way these policies are effective in the reduction of GHG emissions.

Key words: Municipal Wastewater, Greenhouse Gas, Emissions.

Introducción

El Informe 2014 del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático señala de forma contundente que la influencia de los seres humanos sobre el clima es evidente, y las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) derivadas de todas las actividades que realiza la población en general son las más importantes y han generado repercusiones tanto en los sistemas humanos como en los naturales. Desde mediados del siglo pasado se observa un calentamiento generalizado del sistema climático, y cada vez son más extremos los fenómenos meteorológicos.

La descarga de las aguas residuales, además de generar un problema de calidad a los cuerpos receptores, también puede contribuir en la generación de emisiones GEI debido a su contenido de materia orgánica, por lo que es de suma importancia realizar su estimación conforme al tipo de disposición de las mismas, ya que permite evaluar las estrategias de saneamiento de las localidades no solamente en función de la mejora de la calidad del agua de los cuerpos receptores, sino también para determinar en que medida se coadyuva con la disminución de las emisiones GEI.

Las aguas residuales municipales pueden ser una fuente de metano (CH₄) cuando se las trata o elimina en medio anaeróbico y de emisiones de óxido nitroso (N₂O). En este mismo contexto, las emisiones de dióxido de carbono (CO₂), a pesar de ser también un GEI, no se consideran en la estimación de emisiones ya que son de origen biogénico.

En este trabajo se presenta la estimación de las emisiones generadas por la población en las cabeceras de los diez municipios que conforman la cuenca del río Apatlaco en el Estado de Morelos (Figura 1), de acuerdo con el tipo de descarga que se presenta en cada localidad.

La cuenca del río Apatlaco cubre un área de 746 km², de los cuales 656.494 km² (86%) se encuentran en el estado de Morelos, y el resto en el Estado de México y a la Ciudad de México, y se localiza entre las coordenadas geográficas 19° 13' 24" y 18° 36' 00" latitud norte, y 99° 09' 55" y 99° 21' 11" longitud oeste. Los municipios que forman parte de la zona de estudio son: Cuernavaca, Jiutepec, Temixco, Xochitepec, Jojutla, Zacatepec, Tlaltizapán, Huitzilac, Emiliano Zapata y Puente de Ixtla

En la zona de estudio viven 924,462 habitantes, lo cual corresponde al 48.51% de la población estatal. Uno de los principales problemas en esta zona es que gran parte de las aguas residuales se descargan a fosas sépticas o directamente sin tratamiento a los cuerpos receptores debido a la falta de colectores que conduzcan las aguas residuales a las plantas de tratamiento existentes.



Figura 1. Cuenca del río Apatlaco, México.

Objetivo

Estimar las emisiones GEI producto de las descargas de aguas residuales generadas por la población de las diez cabeceras municipales que conforman la cuenca del río Apatlaco en el Estado de Morelos, en concordancia con el tipo de descarga que se presenta en cada una de las localidades.

Metodología

De acuerdo con los lineamientos del Panel Internacional de Cambio Climático (IPCC), las emisiones GEI producidas por las aguas residuales municipales dependen de la cantidad de desechos orgánicos generados por la población y de un factor de emisión que caracteriza la proporción en la que estos desechos generan metano, del tipo de cuerpo

receptor a la cual se vierte, de la temperatura y del tipo de sistema de tratamiento que se aplique, cuando se aplica.

El índice de producción de metano aumenta con la temperatura, y esto es particularmente importante en los climas cálidos. Por debajo de 15°C, la producción significativa de metano es improbable, porque los organismos metanogénicos no están activos. Sin embargo, cuando la temperatura sobrepasa los 15°C, es probable que la producción de metano se reinicie. Esta situación es la que se presenta normalmente en el Estado de Morelos, por lo que es muy probable que todo sistema de disposición o de tratamiento de aguas residuales que esté en condiciones anaerobias genere metano por la descomposición de la materia orgánica

El factor principal para determinar el potencial de generación de metano a partir de las aguas residuales es la cantidad de materia orgánica degradable contenida en las aguas, en este caso, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). De acuerdo con las Directrices del IPCC, se puede utilizar un valor de DBO por defecto para algunos países y regiones del mundo. Se recomienda su utilización cuando no se disponen de datos específicos del país. Para el caso de México, se recomienda utilizar el valor promedio propuesto para América Latina, esto es, 40 g/persona/día.

Para determinar el factor de emisión de metano para cada vía de eliminación o tipo de tratamiento de las aguas residuales domésticas mediante se utiliza la ecuación 1:

$$EF_j = B_0 FCM_j \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde

- EF_j : factor de emisión, kg de CH₄/kg de DBO
 J : cada vía o sistema de tratamiento y/o eliminación
 B_0 : capacidad máxima de producción de CH₄ kg de CH₄/kg DBO
 FCM_j : factor corrector para el metano

El valor recomendado por las Directrices del IPCC es :

$$B_0 = 0.6 \text{ kg de CH}_4/\text{kg de DBO}, \quad 0.25 \text{ kg de CH}_4/\text{kg de DQO}$$

Se recomienda que cuando no se cuenten con valores de DBO sino de DQO, la DQO se puede convertir en un valor basado en el DBO, multiplicándolo por un factor de 2.4. En la Tabla 1 se presenta el valor del factor de corrección para el metano (FCM) conforme a las recomendaciones de las Directrices del IPCC y para cada sistema de disposición que se observó en la cuenca del río Apatlaco.

El poder calorífico del metano es 28 veces superior al del bióxido de carbono (CO₂), por lo que es necesario considerar este factor. De esta manera, las emisiones que se calculan como kilogramos de metano deben multiplicarse por 28, para ser expresada en kilogramos de CO₂ equivalentes (CO₂e).

Tabla 1. Factor de corrección para el metano

Vía, sistema de tratamiento y/o eliminación	FCM	Intervalo
Eliminación en río, lago y mar	0.1	0-0.2
Alcantarilla estancada	0.5	0.4-0.8
Alcantarilla en movimiento	0	0
PTAR centralizada - aeróbica	0	0-0.1
PTAR centralizado aeróbica (Mal operada-Sobrecargada)	0.3	0.2-0.4
Sistema séptico	0.5	0.5

Para la descarga a río o cañadas, en el caso concreto de la cuenca del río Apatlaco, se utiliza un valor de $FCM = 0.2$, ya que los cuerpos receptores también presentan acumulación de basura y, como consecuencia, se presentan frecuentemente zonas anaerobias.

Para la determinación de la carga orgánica, se considera un valor de DBO_5 de 40 gramos de DBO_5 /habitante/día. El Factor de Corrección por aporte industrial para la DBO es igual a 1.0; ya que se considera que la mayor parte de las aguas residuales es de origen doméstico.

Este Factor de Corrección es igual a 1.25; cuando hay aporte industrial a la red de alcantarillado. En la zona de estudio, solamente se consideró que existe un aporte industrial para el municipio de Jiutepec, que alberga en su seno la Ciudad Industrial del Valle de Cuernavaca (CIVAC), en cuyo caso la carga obtenida debe ser afectada por el $I = 1.25$. De esta manera, la materia orgánica biodegradable (MOD) en las aguas residuales domésticas por habitante, sin aporte industrial, se calcula de acuerdo con la ecuación 2.

$$MOD = DBO * 0.001 * I * 365$$

Ecuación

(2)

Donde

MOD : materia orgánica biodegradable

I : Factor de Corrección por aporte industrial

Conversión de gramos a kilogramos = 0.001

$$MOD = 1 * (40g/(hab.d)) * (0.001) * (365d)$$

$$MOD = 14.6 \text{ kg } DBO_5/\text{hab-año}$$

Para la determinación de la carga orgánica generada por la población, se utilizó la población de las cabeceras municipales. En la Tabla 2 se presenta la población para el periodo de estudio con base en las “Proyecciones de la población de México 2010-2050” (CONAPO) y Morelos: Proyecciones de población de localidades seleccionadas, 2010-2030 (Estimaciones del Consejo Nacional de Población. Dirección General de Estudios Sociodemográficos y Prospectiva) Censo de Población y Vivienda 2010 (INEGI).

Tabla 2. Proyecciones de población de las localidades

Localidad	2015	2016	2017
Huitzilac	4 758	4 764	4 765
Cuernavaca	351 499	353 230	354 878
Jiutepec	172 144	173 553	174 917
Temixco	104 781	105 892	106 989
E. Zapata	57 274	58 509	59 697
Xochitepec	21 305	21 594	21 865
Tlaltizapán	11 168	11 247	11 321
Puente de Ixtla	20 762	20 621	20 472
Zacatepec	21 619	21 581	21 540
Jojutla	18 030	17 800	17 564
TOTAL	783 341	788 792	794 008

En la Tabla 3 se presenta el tipo de disposición de las aguas residuales en cada localidad se estableció con base en los “Estimadores de las viviendas particulares habitadas y su distribución porcentual según disponibilidad de drenaje y lugar de desalojo por municipio” (Tabulados de la encuesta intercensal, INEGI 2015).

Se observa que se considera que si hay una salida entubada la vivienda cuenta con drenaje. De esta manera se incluyen a las viviendas que descargan a barranca, río o red pública (Fotografía 1), sin considerar que la descarga llega a una planta de tratamiento. Este porcentaje fue asociado a la población de la cabecera municipal para poder determinar la producción de metano en la localidad. En la Tabla 4 se presenta el número de habitantes de la cabecera municipal asociado a cada tipo de disposición.

Resultados y Discusión

Con base en el número de habitantes se realizó la estimación de la carga orgánica anual generada por la población (Tabla 5). Para cada tipo de disposición se determinó la producción de metano a partir de la carga orgánica biodegradable de la población y los factores de corrección de metano (Tabla 6).

Tabla 3. Tipo de disposición de las aguas residuales, en porcentaje

Municipio	Disponen de drenaje, %					Sin drenaje %	NE %
	Total	Red pública	Fosa séptica	Barranca o grieta	Río, lago		
Cuernavaca	98.84	68.86	29.10	1.92	0.11	0.53	0.63
E. Zapata	98.76	75.07	24.58	0.31	0.05	1.11	0.13
Huitzilac	95.94	5.74	93.19	1.06	0.00	3.68	0.37
Jiutepec	99.21	75.28	23.84	0.83	0.05	0.59	0.20
Jojutla	98.05	75.59	22.73	0.76	0.91	1.40	0.55
P. Ixtla	96.71	53.19	45.95	0.51	0.35	2.22	1.08
Temixco	98.93	77.87	16.98	4.69	0.46	0.81	0.26
Tlaltizapán	97.35	57.35	42.42	0.16	0.07	2.31	0.34

Xochitepec	97.23	39.18	59.78	1.02	0.02	2.19	0.58
Zacatepec	98.95	84.09	15.41	0.50	0.00	0.56	0.50

NE: No especificado

Tabla 4. Número de habitantes asociado al tipo de disposición de las aguas residuales en la cabecera municipal

Cabecera Municipal	Con drenaje, habitantes				Sin drenaje	NE
	Red pública	Fosa séptica	Barranca o grieta	Río, lago		
Cuernavaca	239 241	101 115	6 685	378	1 880	2 201
E. Zapata	42 462	13 903	173	26	638	73
Huitzilac	262	4 254	49		175	18
Jiutepec	128 561	40 721	1 412	94	1 009	347
Jojutla	13 364	4 019	134	162	252	99
P. Ixtla	10 680	9 227	102	69	461	223
Temixco	80 721	17 598	4 864	479	850	268
Tlaltizapán	6 235	4 611	17	8	258	38
Xochitepec	8 116	12 384	211	4	467	123
Zacatepec	17 987	3 296	108		120	107



Fotografía 1. Drenaje con descarga a río o barranca

En el caso denominado “sin drenaje”, se consideró que el tipo de disposición es una letrina con un FCM similar al de la fosa séptica. Cuando no está especificado (NE) el tipo de disposición se asume que se descarga a una barranca. En el caso de descarga a una red pública, en este trabajo se considera que la emisión es nula.

De esta forma, se estima que la producción de metano generado a partir de las descargas de aguas residuales en la zona de estudio fue, para 2015, de 938.9 toneladas. En la Tabla 7 se presentan las emisiones en CO₂e.

Localidad	Carga orgánica (MOD), ton/año
Huitzilac	69.47
Cuernavaca	5 131.89
Jiutepec	3 141.63
Temixco	1 529.80
E. Zapata	836.20
Xochitepec	311.05
Tlaltizapán	163.05
Puente de Ixtla	303.13
Zacatepec	315.64
Jojutla	263.24
TOTAL	11 436.78

Tabla 5. Carga orgánica de la cabecera municipal en 2015

Tabla 6. Producción de metano, ton CH₄/año, de acuerdo con el tipo de disposición de las aguas residuales

Cabecera Municipal	Con drenaje				Sin drenaje	NE
	Red pública	Fosa séptica	Barranca o grieta	Río, lago		
FCM	0	0.5	0.2	0.2	0.5	0.2
Cuernavaca	0.0	442.88	11.71	0.66	8.23	3.86
E. Zapata	0.0	60.90	0.30	0.05	2.79	0.13
Huitzilac	0.0	18.63	0.09	0.00	0.77	0.03
Jiutepec	0.0	178.36	2.47	0.16	4.42	0.61
Jojutla	0.0	17.60	0.23	0.28	1.10	0.17
P. Ixtla	0.0	40.41	0.18	0.12	2.02	0.39
Temixco	0.0	77.08	8.52	0.84	3.72	0.47
Tlaltizapán	0.0	20.20	0.03	0.01	1.13	0.07
Xochitepec	0.0	54.24	0.37	0.01	2.05	0.22
Zacatepec	0.0	14.44	0.19	0.00	0.53	0.19
TOTAL	0.0	924.7	24.1	2.1	26.8	6.1

Tabla 7. Producción de metano en ton CO₂e/año, de acuerdo con el tipo de disposición de las aguas residuales

Cabecera Municipal	Con drenaje				Sin drenaje	NE
	Red pública	Fosa séptica	Barranca o grieta	Río lago		
Cuernavaca	0.0	12 400.7	327.9	18.5	230.6	108.0
E. Zapata	0.0	1 705.1	8.5	1.3	78.2	3.6
Huitzilac	0.0	521.7	2.4	0.0	21.5	0.9
Jiutepec	0.0	4 994.0	69.3	4.6	123.7	17.0
Jojutla	0.0	492.9	6.6	7.9	30.9	4.9
P. Ixtla	0.0	1 131.6	5.0	3.4	56.5	10.9
Temixco	0.0	2 158.2	238.6	23.5	104.2	13.1
Tlaltizapán	0.0	565.5	0.8	0.4	31.6	1.9
Xochitepec	0.0	1 518.8	10.4	0.2	57.3	6.0
Zacatepec	0.0	404.2	5.3	0.0	14.7	5.2
TOTAL	0.0	25 892.7	674.8	59.8	749.3	171.5

Para 2015, las emisiones GEI por la descarga de aguas residuales de las cabeceras municipales de la cuenca del río Apatlaco asciende a 27 548.2 ton CO₂e.

Asimismo, se realizó la estimación de la producción de óxido nitroso, producto de la ingesta proteica de la población en general. El óxido nitroso (N₂O) está asociado con la degradación de los componentes nitrogenados en las aguas residuales, esto es, urea, nitrato y proteínas. En este sentido, se considera que la ingesta promedio de proteína en México para 2015 fue de 92.2 g/hab/día.

Las emisiones directas derivadas de la nitrificación y desnitrificación en instalaciones de tratamiento de aguas residuales pueden considerarse fuentes menores. De acuerdo con los lineamientos metodológicos del IPCC 2006 para el tratamiento y eliminación de aguas residuales, el factor de emisión por defecto para las emisiones de óxido nitroso en aguas residuales municipales domésticas con efluentes con nitrógeno es de 0.005 kg N₂O-N/kg N, considerando un intervalo: 0.0005 – 0.25.

El óxido nitroso es importante porque tiene un potencial de calentamiento de 265. se considera que la fracción de nitrógeno contenido en la proteína es de 0.16 kg de N/kg de proteína. Se considera que el factor de ajuste para la proteína no consumida de 1.1, ya que es el valor por defecto para los países sin eliminación de basuras.

Tabla 8. Emisiones de óxido nitroso y de CO₂e, para 2015

Localidad	N ₂ O ton/año	CO ₂ e ton/año
Huitzilac	0.22	58.7
Cuernavaca	16.36	4 334.8
Jiutepec	8.01	2 122.9
Temixco	4.88	1 292.2
E. Zapata	2.67	706.3
Xochitepec	0.99	262.7
Tlaltizapán	0.52	137.7
Puente de Ixtla	0.97	256.0
Zacatepec	1.01	266.6
Jojutla	0.84	222.4
TOTAL	36.45	9 660.4

Las emisiones GEI totales para 2015 en las cabeceras municipales de la cuenca del río Apatlaco, considerando los diferentes tipos de disposición de las aguas residuales, ascienden a 37 208.6 ton CO₂e.

Conclusiones

Al analizar las emisiones que se generan de manera directa en las cabeceras municipales que conforman la Cuenca del río Apatlaco, las descargas de las aguas residuales

municipales pueden generar más de 37 mil toneladas al año de emisiones CO₂e.

Se considera que las emisiones generadas por los residuos representan el 4.6% del total en México, y de ellas, las emisiones asociadas a las descargas de aguas residuales municipales conforman el 1%.

Es importante resaltar que parte de la población de la zona de estudio tiene como sitio de disposición y/o tratamiento las fosas sépticas, que por sus mismas condiciones anaerobias generan metano durante el proceso de tratamiento, el cual es liberado a la atmósfera. Además, a nivel estatal no existe una estrategia general que regule el servicio de mantenimiento de las mismas. En Morelos, la fosa séptica es uno de los sistemas de tratamiento más comunes dadas las características orográficas del estado y la falta de infraestructura municipal.

Por otra parte, es necesario resaltar que en este trabajo se considera que todas las descargas que van a una red pública no generan emisiones, lo cual no sucede en la zona de estudio. En este contexto, se conoce que un porcentaje importante de estas descargas no cuentan con tratamiento, por lo que se debe de considerar que parte de ellas generan emisiones como si se tratara de una descarga a río o barranca.

En una segunda etapa de este trabajo se analizarán los caudales y las cargas que llegan a los sistemas de tratamiento centralizados de la zona de estudio y se contrastará con la carga orgánica generada por la población que está registrada bajo el concepto de descarga a red de alcantarillado y de esta manera afinar la estimación de las emisiones.

Por otra parte, los factores de emisión teóricos deben ser evaluados con medidas in situ que permitan tomar en cuenta las condiciones de cada sitio, pero en primera instancia permiten tener una visión general del problema generado por no contar con una disposición adecuada. Asimismo, se debe analizar si el valor recomendado por el IPCC para determinar la carga orgánica generada por la población para América Latina, 40 g/hab/d, no está subestimado y de esta forma proponer un valor acorde a las condiciones mexicanas actuales.

Por otra parte, se deben analizar las condiciones reales de operación de la infraestructura de tratamiento para determinar y evaluar las estrategias de saneamiento de las localidades no solamente en función de la mejora de la calidad del agua de los cuerpos receptores, sino también para determinar en que medida se coadyuva con la disminución de las emisiones de los gases de efecto invernadero.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó gracias al apoyo de la Secretaría de Innovación, Ciencia y Tecnología del Estado de Morelos y del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), a través del Fondo Mixto CONACYT - Gobierno del Estado de Morelos.

Bibliografía

CONAPO (2010). Morelos: Proyecciones de población de localidades seleccionadas, 2010-2030. Estimaciones del Consejo Nacional de Población. Dirección General de Estudios Sociodemográficos y Prospectiva.

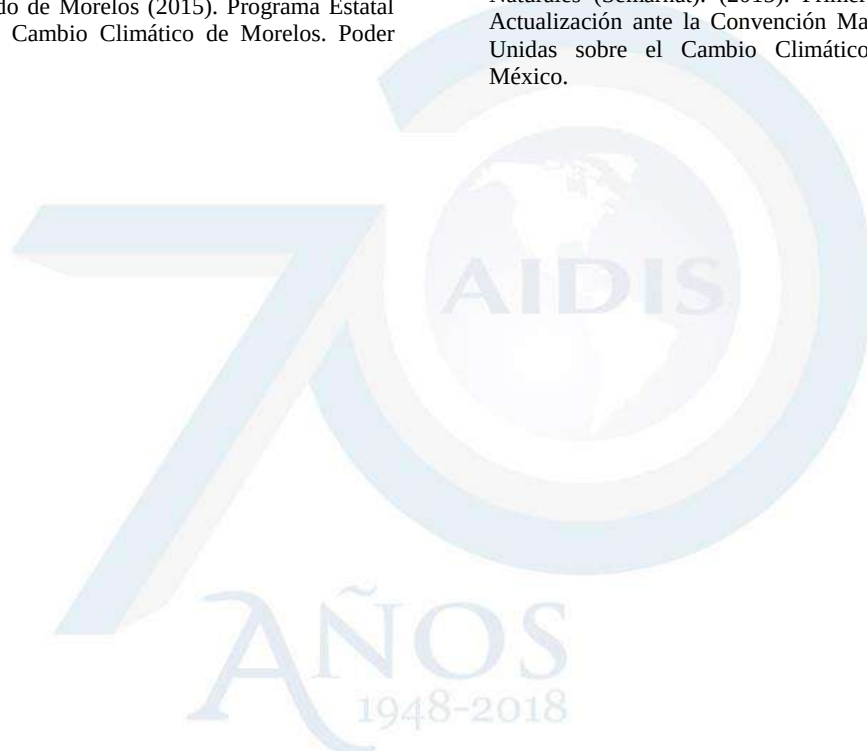
Gobierno del Estado de Morelos (2015). Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático de Morelos. Poder

Ejecutivo del Estado de Morelos. Periódico Oficial 5268. Segunda Sección — “Tierra y Libertad”. México.

INEGI (2016). Estimadores de las viviendas particulares habitadas y su distribución porcentual según disponibilidad de drenaje y lugar de desalojo por municipio. Tabulados básicos. México.

(ii) IPCC (2006). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volume 5: *Desechos*. Capítulo 6: *Tratamiento y eliminación de aguas residuales*

(iv) Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). (2015). Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC/Semarnat, México.



[00279] ECONOMÍA CIRCULAR APLICADA AL ANÁLISIS DE CICLO DE UNA BIORREFINERÍA A PARTIR DE RESIDUOS DE PALMA DE ACEITE

JESÚS A. TORRES ORTEGA¹, OSCAR F. CONTEN TO RUBIO²

¹ Universidad de La Salle, Carrera 2 No. 10-70, 111711, Bogotá (Colombia), www.unisalle.edu.co

² CIEMAT – Energy Systems Analysis Unit, Av. Complutense 40, E28040 Madrid (Spain), www.ciemat.es

jatorres@unisalle.edu.co; ofcontento@unisalle.edu.co

ABSTRACT

The productive growth of the biodiesel sector, associated with impacts and the social, economic and environmental dynamics, promotes the research proposal to carry out a study of life cycle inventory analysis for a biorefinery focused on the production of biofuels and their possible derivatives. Starting from the cultivation of palm, we intend to make use of environmental indicators as part of the methodological development, in this sense it is interesting to take into account Azqueta (2007) in the sense of presenting indicators that allow us to identify in an integral way the problem of environmental liabilities and their

relationships with other assets or ecological systems and their relationship with the complexity of the various environmental, social and economic problems. This proposal is based on an update of the life cycle of biofuels in Colombia, for which it is expected to have the help of the palm growers association in the survey of the missing information and the rest that is found in different sources and estates, continuing with the formulation of technological conditions for the production of biodiesel and the by-products generated with a circular economy vision.

Keywords: Refinery, biodiesel, cycle, analysis.

INTRODUCCIÓN

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) constituye una herramienta metodología de gestión ambiental que comprende la identificación de impactos ambientales potenciales en el contexto productivo del sector palmero para la obtención de biodiesel y sus posibles derivados durante su ciclo de vida. Esta metodología se centra en el estudio de los flujos (de materiales, energéticos, económicos, en un sistema específico) desde el inicio en el ciclo natural, su transformación, utilización, disposición y reintegro al ciclo natural, para lo cual se deben tener en cuenta los balances al igual que su valoración económica. El panorama económico-ambiental demanda el reconocimiento detallado de materiales precursores, insumos, aditivos, permisos, su aprovechamiento, hasta los posibles impactos que estos generen, planes de manejo ambiental para la biorefinería (Benedetti y Hernández, 2016).

Lo anterior requiere de la elaboración de inventario de datos, que en muchos de los casos no es posible tener de forma inmediata o completa, más aun cuando hoy en día se están actualizando los inventarios de muchos procesos agrarios, industriales e incluso comerciales, lo que demanda partir de supuestos o asignar valores aproximados para complementar la base de datos (International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook, 2010).

Una recopilación de información primaria sobre cultivos de la palma aceitera (*Elaeis Guineensis*) y la producción de biodiesel en el campo biocombustibles se puede obtener del estudio realizado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID, 2011), otra fuente de información referente al tema es la base de datos Ecoinvent v2.2 (Database Ecoinvent “Palm oil, at oil mill, MY”, 2017) y del Statical Yearbook (Fedepalma, 2015) la cual requiere ser actualiza y la información con la que cuentas cultivadores, productores, asociaciones y gremios que aún no ha sido recolectada.

MARCO TEÓRICO

Al evaluar las condiciones técnicas del proceso productivo de biocombustibles a partir del cultivo de palma, con los impactos ambientales, positivos o negativos, bajo la óptica de las ciencias agrarias, la ruralidad o la bio-economía; surgen algunos cuestionamientos tanto metodológicos, como procedimentales, sistemáticos, tecnológicos, políticos o incluso éticos, en cuanto a la relación con la asignación valorativa que estos impactos puedan llegar a tener, que en general demandan un estudio integral en el que se deben involucrar todos los factores relacionados con la manufactura, la innovación y la sostenibilidad en el ciclo productivo; es por tanto necesario ampliar el concepto a la condición multidisciplinar; donde se pueda fundamentar la generación y actualización de inventarios en la asignación de costos ambientales.

La palma aceitera, aunque es un producto agrícola utilizado en la dieta humana (Sánchez, 2015), desde el punto de vista económico es importante en la producción de biocombustibles debido a su aceptación en los mercados internacionales; tanto así que en el país hay 450.131 hectáreas cultivadas con palma de aceite y a que los rendimientos de los cultivos comerciales de palmas *E. guineensis* adultas oscilan entre 21 y 30 toneladas de racimos de fruta fresca (RFF) por hectárea, aunque se encuentran que algunos cultivos oscila entre 22 y 32 toneladas de RFF por hectárea para otras variedades, el costo promedio por tonelada de (RFF) en 2014 era US\$ 247.181 para cultivos de *E. guineensis*, el costo por tonelada de aceite de palma crudo (ACP) fue US\$ 1.365.607 para cultivos de *E. guineensis* (Mosquera et al., 2016).

En relación con la condición ambiental, un indicador ambiental que se ha utilizado en las últimas décadas es la *huella hídrica*, la huella hídrica generada por la producción de este sector asciende a unos 2.000 metros cúbicos por tonelada de palma de fruta, entendido este indicador como el gasto del recurso hídricos (Agua virtual incluido) para la producción del producto en específico, por otra parte, llama la atención por la posibilidad de crear un problema de seguridad alimentaria y disponibilidad de recursos para las generaciones futuras (Arévalo, 2012). Estos valores han motivado la creación indicadores que permitan una gestión eficiente de los recursos disponibles, que permitan cuantificar los insumos requeridos para producir un determinado producto y sus impactos ambientales desde la

concepción multidisciplinar (Torres et al., 2018; Aiz y Mohd, 2018).

El incremento del consumo energético mundial de los últimos años, según lo establece el Atlas del potencial energético de la biomasa residual en Colombia (2010), pone de manifiesto el interés, no sólo como parte de la política nacional, por disminuir el consumo de combustibles derivados del petróleo y su problemática ambiental asociada (Bochno, 2011; Lombana, 2015). La sostenibilidad ambiental, en particular lo relacionado con las emisiones de gases que contribuyen al efecto de invernadero, la disposición de residuos agroindustriales, la sostenibilidad agraria (Sánchez, 2009), y sostenibilidad de la cadena de producción (Plaza, 2016); promueven el mejoramiento de tecnologías que utilizan fuentes renovables de energía, dentro de las cuales se encuentra el aprovechamiento de plantas oleaginosas, así como la optimización de procesos industriales para el aprovechamiento de los residuos orgánicos de la agroindustria y la disminución de impactos ambientales asociados.

La Figura 1 muestra un escenario de referencia general para una extractora común en Colombia en la que los productos principales son únicamente aceite de palma y almendra (García, 2013).



Figura 1: Escenario general de las plantas extractoras.

El uso de la biomasa, frente a otros recursos como los hidrocarburos obtenidos a partir de petróleo, presenta ventajas en cuanto a generación de energía y productos con valor agregado que la hacen interesante para su desarrollo técnico, ambiental y social, a saber. Existen tecnologías de uso de biomasa, probadas y disponibles comercialmente que requieren de optimización e implementación en puntos específicos del territorio nacional que permitirán el desarrollo de la región. Al optimizar la cadena productiva, se logra aprovechar residuos agrícolas industriales, con poco o nulo uso, disminuyendo impactos ambientales con el reuso de residuos potencialmente contaminantes o con altos costos de disposición, además al disminuir

gradualmente el consumo de combustibles provenientes del petróleo, se reduce la emisión de CO₂ y otros contaminantes; adicionalmente es posible que la optimización de la ciclo productivo genere empleo en cada etapa, favoreciendo la mano de obra no calificada y los sectores rurales, impulsando el crecimiento del sector agrícola.

El trabajo se propone responder a: ¿Una biorefinería integral que procese tanto los subproductos como las emisiones en el procesamiento del aceite de palma para su transformación en biodiesel permitirá establecer un comparativo de los factores ambientales, técnicos y socio-económicos que más favorecen el aprovechamiento y la transformación así mismo la comercialización y el reuso de los sub-productos resultantes?.

La investigación se centra en el ciclo de vida para la producción de biodiesel y sus derivados a partir del aceite de palma, se debe partir desde los cultivos de palma de aceite, donde se obtienen los frutos, estos se envían a las extractoras y posteriormente se procesan, logrando obtener un aceite refinado, blanqueado y desodorizado, que puede ser usado como materia prima para la producción de biodiésel.

Pensando en la sostenibilidad energética, en el manejo eficiente de residuos y al desarrollo de los recursos existentes (Cortes et al., 2009), se debe fortalecer la investigación en la actualización del inventario de impactos ambientales del sector productivo, evaluar la factibilidad para el desarrollo de nuevos productos con valor agregado teniendo en cuenta las condiciones y el contexto específico de las biorefinerías y sus procesos Oleoquímicos. (Torres, 2012); adicionalmente fortalecimiento el sector alimento, buscando una mayor aceptación del producto en el sector; a vez poder asegurar la recolección de los aceites residuales para su posterior refinación como biodiésel, se busca reducir los efectos por contaminación ambiental, promover la generación de empleo y el aprovechamiento de los residuos producidos en la cadena de producción y resultado de los procesos de la elaboración de alimentos, lo que se articula con los objetivos de sostenibilidad del gremio de Biocombustibles. (Boletín Fedebiocombustibles, 2015).

De esta forma se hace necesario realizar el análisis de ciclo de vida y determinar los factores que favorecen la producción sostenible de biodiésel y sus derivados, requiriéndose del desarrollo de tres principales aspectos: la evaluación alternativas técnicas para la producción de

biodiésel y sus derivados en una biorefinería a través de la Oleoquímica, aplicación de modelos matemáticos según sea el caso de estudio (Torres, 2012), la adopción de los indicadores para el análisis de ciclo de vida para la producción de biodiésel y sus derivados en una biorefinería y el estudio de los efectos de la producción de biocombustibles en el desarrollo rural (Delgado et al., 2015).

OBJETIVOS

Objetivo general: Analizar los impactos incidentes en la producción sostenible de una biorefinería integral a partir de los sub-productos resultantes en el procesamiento del aceite de palma usando herramientas del análisis de ciclo de vida bajo la perspectiva de una economía circular en un sector palmicultor.

Objetivos específicos:

- Evaluar alternativas derivadas de la producción de biodiésel y los subproductos a partir de la extracción de aceite de palma.
- Determinar el análisis de inventario del ciclo de vida adaptado para una biorefinería derivada de la producción de biodiesel a partir de la palma de aceite.
- Analizar los impactos de la producción de biocombustible integrado como una biorefinería en el sector palmero.

METODOLOGÍA

Como lo establece Buitrago (2013) para el caso de bioetanol y Vides et al. (2015) con el biodiesel, el ACV es una herramienta que permite evaluar los impactos ambientales de un producto en toda su cadena productiva; destaca que en nuestro país se han realizados estudios para algunos productos, bienes y servicios, las investigaciones en el campo aún son escasas, pero se cuenta con los resultados presentados por el Consorcio BID (2011) en cuanto al ACV para la producción de biocombustibles en Colombia. En dicho estudio se utilizó el Software comercial Simapro, en el medio se cuenta con múltiples herramientas de Software para desarrollar ACV como Umberto, GaBi, Open LCA y otras, algunas de las cuales son costosas, sin embargo, se puede contar con software de distribución gratuita que permiten un primer acercamiento a la valoración de los impactos ambientales. En esta propuesta de investigación se busca hacer uso de la misma

herramienta software SimaPro 8 (Copyright PRÉ 2017), es una marca registrada de PRÉ Consultants B.V.

El software SimaPro 8, del cual se dispone de una licencia, cuenta con las siguientes características:

- Protocolos para la realización guiada de ACV. ^[1]_{SEP}
- Modificación en cualquier momento de todos los parámetros del ciclo de vida.
- Análisis tipo LCA (Life Cycle Assessment) y LCC (Life Cycle Cost) ^[1]_{SEP}
- Redacción de informes de acuerdo con la normativa ^[1]_{SEP} ISO 14040 e ISO 14044.
- Análisis de la incertidumbre de los datos, escenarios de fin de vida, análisis de sensibilidad y Monte Carlo.
- Exportar la información en formatos Ecospol y Excel.

Los análisis tipo LCC (Life Cycle Cost), constituye el análisis de costos con la misma perspectiva que los análisis de ciclo de vida, donde se tiene en cuenta los costos en que se incurren en todo el proceso de desarrollo y productivo hasta el final de su vida útil, donde se tiene en cuenta todos los factores asociados con la vida del producto, bien o servicio; ACV y LCC son complementarios y permiten la integración de los enfoques ambientales y bioeconómicos, se busca con esto la integración de alternativas de optimización económica y ambiental de un producto. Este aspecto es de gran importancia; una revisión bibliográfica se está llevando para ampliar las estrategias de valoración de activos ambientales, así como los impactos ambientales generados. (Torres et al., 2017).

Para el ACV y LCC se identifican cada una de las etapas del proceso productivo y los insumos requeridos, junto con los costos, calidades, especificaciones, para finalmente introducir los datos en el software SimaPro 8 y calcular los impactos potenciales en cada etapa e identificar áreas de mejora. La generación de compuestos combustibles con beneficios ambientales demanda una valoración de los impactos en el ambiente de toda su cadena productiva, se puede encontrar que las emisiones atmosféricas pueden aumentar significativamente en etapas previas a su uso.

Pérez et al (2015) al evaluar los biocombustibles e hidrocarburos del petróleo concluye que pareciera no haber límites ambientales ante la expansión del sistema económico. La economía neoclásica tiene como supuesto básico que el capital y los recursos naturales son perfectamente sustituibles, lo cual supone que la propia idea de la sostenibilidad ambiental no tiene sentido.

Por otro lado, la actual economía ecológica tiene como supuestos básicos que el capital y los recursos naturales son complementarios, además existen límites ambientales para la expansión del sistema económico, lo cual sirve para reafirmar, desde lo expuesto, que en sentido de la economía ambiental es pertinente evaluar los impactos ambientales, los negativos especialmente y establecer los costos marginales del impacto al medioambiente para realizar análisis costo-beneficio, sobre el balance de los recursos y discernir entre pagar los costos para controlar los impactos negativos o asumir los pagos por ello.

Los indicadores y la valoración de los impactos ambientales podrían agruparse de acuerdo con el recurso natural afectado, como punto de partida para los análisis de ciclo de vida y análisis de costo de ciclo de vida, estos grupos se presentan así:

- Daño a la salud humana
- Mitigación de emisiones atmosféricas, efecto invernadero
- Usos y ocupación de tierras, competencia con otros cultivos
- Daños a la fauna, daños al paisaje
- Contaminación del agua
- Desertificación
- Erosión, conservación del suelo
- Afluentes líquidos contaminados
- Desechos sólidos contaminantes.

FUNCIÓN DEL SISTEMA EN ESTUDIO

El sistema en estudio tiene como finalidad el aprovechamiento integral de los residuos en una extractora de aceite de palma con el objeto de incorporarlos a la cadena productiva mediante la integración de biocombustible y la cogeneración energética. La unidad funcional es una medida del comportamiento de las salidas funcionales de un sistema y su propósito es proporcionar una referencia para las entradas y salidas del mismo. Esta referencia es necesaria para asegurar que la comparación de los sistemas se hace sobre una base común. La unidad funcional a estudiar son:

- 1 MJ al punto de distribución.
- 1 vehículo-kilómetro.
- 1 ton de materias primas.

LÍMITES DE LOS SISTEMAS

El sistema incluye todos los procesos relacionados con el cultivo, el procesamiento, el transporte y el uso de

biocombustibles y combustibles fósiles en Colombia. Asimismo la producción, mantenimiento, reutilización y disposición de la infraestructura, incluyendo construcciones y vías.

Los límites geográficos del sistema se definieron como de la puerta a la puerta ya que se tomó en cuenta el proceso de producción, es decir, desde que entran las materias primas al proceso, hasta que se obtiene el producto final de un caso genérico representativo de una extractora de aceite de palma colombiana. La información recopilada será para una producción del anual.

Como se aprecia en la Figura 2 se identificaron cada una de las etapas del proceso de producción y las materias primas utilizadas para realizar un diagrama de esquemático de entrada y salidas del sistema. Posteriormente, se calcularon las cantidades necesarias de cada materia prima para finalmente introducir los datos en el software SimaPro y calcular los impactos potenciales en cada etapa e identificar áreas de mejora.

RESULTADOS

Para el caso del Proyecto: Estrategias de energía sostenible y biocombustibles para Colombia. - Evaluación del ciclo de vida de la cadena de producción de biocombustibles en Colombia, (BID, 2011), los factores de asignación de los diferentes productos se llevó a cabo económicamente o por su contenido energético. Por lo tanto, se tuvo en cuenta el precio promedio de 2009 y el del primer semestre de 2010.

Se explica en el documento que los factores de asignación se calculan multiplicando la cantidad de una salida con su precio (asignación económica) o con su contenido de energía (asignación energética), y luego se determina el aporte en el valor total de todas las salidas (en %) para ambos casos.

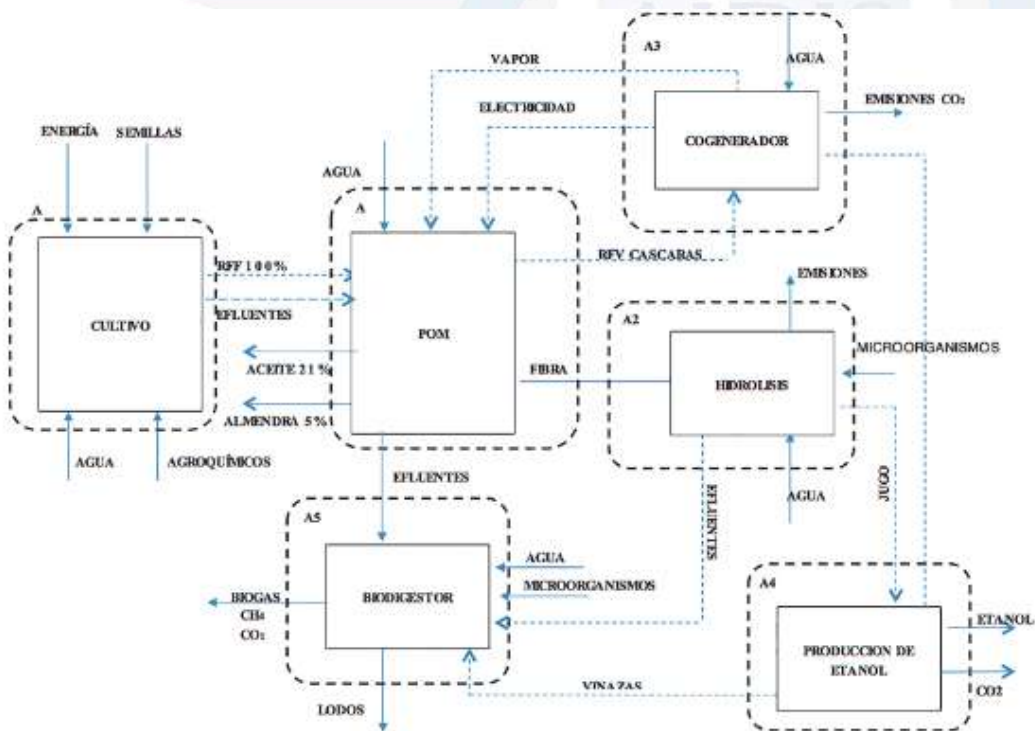


Figura 2: Límites del sistema para el LCI de una biorrefinería a partir de cultivos de palma aceitera según todos los enfoques (procesos de reciclaje de biodigestores, cogeneradores e hidrólisis, también producción de etanol).

Tabla 1: Valores económicos de los productos de los RFF de la palma. (BID, 2011).

Producto	Valor	Unidad	Descripción	Referencia
Aceite de palmiste	1878	COP/kg	Precios promedio desde 2007 hasta 2009	Anuario estadístico 2009 (Fedepalma 2009)
Torta de palmiste	266	COP/kg	Precios promedio desde 2007 hasta 2009	Anuario estadístico 2009 (Fedepalma 2009)
Biodiesel	2463	COP/kg	Precios promedio desde 2007 hasta 2009	MinMinas
Glicerina cruda	419	COP/kg	Basado en precios internacionales del mercado 2007 a 2009	http://www.icispricing.com
Glicerina purificada	2063	COP/kg	Basado en precios internacionales del mercado 2007 a 2009	http://www.icispricing.com
Jabones	150	COP/kg	2011	Comunicación personal con BIOS
Tusa	152	COP/kg	2011	Comunicación personal con Cenipalma

Tabla 2: Factores de asignación de la producción de etanol (escenario optimizado). (BID, 2011).

Escenario: "Promedio"	Balance de masa		Asignación económica		Asignación energética	
	Cantidad	Unidad	COP/unidad	%AF	MJ/unidad	%AF
	Entrada					
Caña de azúcar	100	ton	-	0,223	-	0,216
	Salida					
Azúcar especial	4,5	Ton	1423	0,351	16,5	0,315
Azúcar refinada	4,79	Ton	1491	0,392	16,5	0,335
Etanol 99,6%	1,9	Ton	2137	0,223	26,8	0,216
Bio compostaje	6,13	Ton	96	0,032	5	0,13
Electricidad, vendida	256,79	KWh	140	0,002	3,6	0,004
CO2 líquido	0,03	Ton	80	0	-	0

A manera de ejemplo se encuentra del Consorcio que elaboró una investigación para el BID (2011) los siguientes datos mostrados en la Tabla 1 con la asignación de valores económicos de los productos de los RFF de la palma, quedando abierta la investigación de los indicadores ambientales en cuanto a la valoración de impactos. De igual forma se presenta en la Tabla 2 los valores de asignación de la producción de etanol.

CONCLUSIONES

En la actualidad, la idea de una economía circular desempeña un papel destacado en las agendas del comercio mundial hasta el punto de disociar el crecimiento económico de las limitaciones de recursos. De lo anterior

surge la necesidad de diversificar los coproductos para reducir los impactos al medio ambiente y lograr una producción sostenible, por lo que el primer paso consiste en los inventarios actuales que conducen al desarrollo de la Evaluación de Impacto del Ciclo de Vida.

El alcance de la investigación en curso es evaluar el ICV en el cultivo de palma africana en Colombia, para tener en cuenta los suministros agrícolas y el consumo en una muestra representativa del cultivo. Asimismo, brindar información actual en este campo para la futura toma de decisiones hacia la sostenibilidad de los recursos y la optimización de procesos por parte de empresas de palmicultores como parte de su política de responsabilidad ambiental (Torres e Israel, 2017).

El objetivo de esta revisión es presentar un desarrollo metodológico inicial para un ICV, así como las aplicaciones de enfoques de ciclo de vida independientes o integrados: huella ambiental - evaluación de la sostenibilidad del ciclo de vida para apoyar la evaluación de estrategias de economía circular en un escenario 'cradle to the cradle', en una segunda entrega se presentará un análisis detallado de los resultados procesados a través del software Simapro (Torres et al., 2017).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aiz N., Mohd M. (2018). Cradle-to-gate life cycle assessment of biogas production from palm oil mill effluent. Abstract Book, SETAC Europe 28th Annual Meeting, 13 – 17 May 2018, Rome, Italy, pp: 289.

Atlas del Potencial Energético de la Biomasa Residual en Colombia. (2010). Unidad de Planeación Minero Energética UPME ISBN: 978-958-8504-59-9.

Azqueta, D. 2007. Introducción a la economía ambiental. 2ª edición. Madrid, Mc Graw-Hill.

Banco Interamericano de Desarrollo – BID. (2011). Biocombustibles Colombia. Consorcio CUE – Proyecto Estrategias de energía sostenible y biocombustibles para Colombia ATN/JC-10826- CO y ATN/JF-10827-CO – Evaluación del Ciclo de Vida de la cadena de producción de biocombustibles en Colombia. Medellín, Colombia.

Benedetti E., Hernández S. (2016). Análisis de ciclo de vida “puerta a puerta” del proceso de producción de biodiesel a partir de aceite crudo de palma. Biblioteca digital Ingenierías USB Cartagena, Colombia. Tomado de <http://hdl.handle.net/10819/3816>.

Boletín Fedebiocombustibles. (2015). Boletín No 136 (septiembre de 2015), <https://www.fedebiocombustibles.com/files/Boletin136.pdf>

Bochno E. (2011). Estado del Arte y Novedades de la Bioenergía en el Colombia. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura – FAO. Bogotá, Colombia. Tomado de <http://www.fao.org/docrep/019/as419s/as419s.pdf>.

Cortés, E. Suarez, H., Pardo, S. (2009). Biocombustibles y autosuficiencia energética. DYNA, Volumen 76, Número 158, p. 101-110, 2009. ISSN electrónico 2346-2183. ISSN impreso 0012-7353.

Delgado J., Salgado J., Pérez R. (2015). Perspectivas de los biocombustibles en Colombia. Revista Ingenierías. Volumen 14, Número 27.

Fedepalma (2007). “Proyecto Sectorial marco MDL para la Captura de Metano, para el desplazamiento de Combustibles Fósiles y para la cogeneración de Energía Renovable en Colombia”. Tomado de: <http://www.scribd.com/doc/56103970/Fedepalma-Approved-CDMValidation-Report>

Fedepalma. (2015). Statistical Yearbook 2015. “The Oil Palm Agro- industry in Colombia and the Word 2010 - 2014”. Bogotá.

García M. (2013). Nuevos conceptos para biorrefinerías de aceite de palma. Palmas, 34, Tomo II, 66-84.

Lombana, J. Vega, J. Britton, E. Herrera, S. (2015). Análisis del sector biodiesel en Colombia y su cadena de suministro. Universidad del Norte. Barranquilla, Colombia. ISBN 978-958-741-648-0.

Mercado G., Herrera I. (2017). Análisis de ciclo de vida comparativo de un biomaterial. Colección de documentos CIEMAT, Ed. CIEMAT. Madrid, España.

Mosquera, M., López, D. (2017). Aceite de palma certificado sostenible: análisis de la cadena de valor. Palmas, 38(1), 11-25.

Pérez S, Silva I., Peñuela G., Cardona S. (2015). Evaluación de biocombustibles e hidrocarburos del petróleo (gasolina y diesel) en un suelo: proceso de transporte y biorremediación. Revista EIA, vol. 12, núm. 2, junio, 2015, pp. 21-46.

Plaza, A. (2016). Análisis de la sostenibilidad de la cadena productiva de biodiesel en el departamento del Meta. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Potencialidades de los cultivos energéticos y residuos agrícolas, UPME. (2002). http://www.si3ea.gov.co/si3ea/documentos/documentacion/energias_alternativas/potencialidades/biomasa_CULTIVOS%20ENERGETICOS.pdf

Rueda Zárate, A; Ahumada Yanet, M. (2013). Biodiésel de palma colombiano de la ficción energética a la realidad de un negocio. Bogotá, Fedepalma 2013.. ISBN: 978-958-8616-59-9.

Sánchez, G. (2009). *Análisis de la Sostenibilidad Agraria mediante Indicadores Sintéticos: Aplicación empírica para sistemas agrarios de Castilla y León*. Tesis. Universidad Politécnica de Madrid, España.

Sánchez M. 2015. Evolución de los Biocombustibles en Colombia y su incidencia sobre el precio de los alimentos. Tesis. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

Torres J, Contento O., Orozco I. (2017). Análisis de ciclo de vida para una biorefinería derivada de residuos agrícolas de palma aceitera (*Elaeis Guineensis*). Revista Publicaciones e Investigación. Bogotá - Colombia, Vol. 11: 13-36, enero-diciembre 2017. DOI: [10.22490/25394088.2251](https://doi.org/10.22490/25394088.2251)

Torres J., Herrera I, Garrain D., Gamarra A. (2018). Integration of a Colombian bio-refinery from industrial palm oil waste into the circular economy. SETAC Europe

28th Annual Meeting Abstract Book, 13 – 17 May 2018, Rome, Italy, pp. 289. ISSN 2309-8031.

Torres J. (2012). Sulfonation/Sulfation Processing Technology for Anionic Surfactant Manufacture, Advances in Chemical Engineering, Dr Zeeshan Nawaz (Ed.). InTech, Rijeka, Croatia. DOI: 10.5772/32077. Available from: <https://www.intechopen.com/books/advances-in-chemical-engineering/sulfonation-sulfation-processing-technology-for-anionic-surfactant-manufacture>.

1.1.1 Vides A., Quintero J., Herrera I. (2017). Análisis de ciclo de vida de la producción de biodiesel a partir de aceite vegetal usado. DYNA, Volumen 84, Número 201, p. 155-162.



[00300] ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA PARA LA PRODUCCIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA A PARTIR DE LODOS RESIDUALES, FORSU Y VINAZAS TEQUILERAS

Padilla Rivera Alejandro, Rólon Rodríguez Itzel, Villalba Pastrana María Elena, Güereca Hernández Leonor Patricia*

* Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, 04510 México, D.F.

E-mail: LGuerecaH@iingen.unam.mx

Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) was used to evaluate the environmental impacts associated to the generation of electricity from four different biomass substrates (bagasse, sludge, FORSU and vinasse). The LCA includes the transportation, anaerobic digestion, cogeneration of the substrates. Real data coming from full-scale plants were utilized to evaluate five impact categories. The environmental impacts of the resulting impact categories were determined by ReCiPe method and analyzed with Umberto LCA software. According to the results, the production and use of electricity in the operation of the facilities is responsible for the main impact on categories evaluated, following by the transportation of biomass and wastes. Overall, the vinasse from Tequila industry, has the lowest environmental impact among the substrates analyzed. The results suggest that environmental performance of biomass substrates would be enhanced by increasing biogas production through improved anaerobic digestion of substrates.

Palabras clave

Análisis de ciclo de vida, energías renovables, bioenergía, cambio climático.

1. INTRODUCCIÓN

Hoy en día el consumo de energía eléctrica es una necesidad indispensable en el mundo. Las comunicaciones, el transporte, el abastecimiento de alimentos, y la mayor parte de los servicios de los hogares, oficinas y fábricas dependen de un suministro confiable de energía eléctrica (SENER, 2013). Hoy en día la producción de energía se basa principalmente en combustibles fósiles que representan un 81.2% de la producción total de energía (EU, 2016). Sin embargo, las reservas de combustibles fósiles son limitadas y su uso a gran escala contribuye significativamente al Cambio Climático (CC), por la

emisión de gases de efecto invernadero (GEI) (Coxtinica A, 2015).

En consecuencia, durante los últimos años, la bioenergía ha tenido un incremento considerable en su investigación, desarrollo e implementación a nivel mundial. La mayor ventaja de la bioenergía (energía producida a través del aprovechamiento de la materia orgánica) es que reduce la generación de gases de efecto invernadero (durante operación) y los residuos con respecto a las emisiones típicas de explotación de los combustibles fósiles.

Sin embargo, la mitigación del cambio climático a través del uso de las energías renovables también tiene impactos ambientales negativos. Centrarse únicamente en las emisiones GEI puede conducir a la exclusión de otros efectos que pueden llegar a ser adversos ya que la huella de carbono de un producto no siempre se correlaciona con otras categorías de impacto, debido a los diferentes y reacciones químicas que se dan a lo largo del ciclo de vida del producto (Sokka, et al, 2016).

Con el fin de asegurar la mitigación del cambio climático mediante la producción de energía renovable y no dar lugar a otros problemas ambientales, es importante evaluar su impacto ambiental integral, teniendo en cuenta todos los potenciales efectos ambientales a lo largo del ciclo de vida completo del producto.

La metodología que permitirá tener una evaluación completa, una visión holística de los beneficios y de los impactos, es la metodología de Análisis Ciclo de Vida (ACV) sustentada en la Norma ISO 14040 (ISO, 2006).

El ACV es una herramienta cuantitativa y sistemática que determina todos los aspectos ambientales de un producto o sistema a lo largo de su ciclo de vida, desde la exploración y el suministro de materiales y combustibles, la producción y el funcionamiento del objeto estudiado, a su eliminación y/o reciclaje (Pehnt, 2006).

A nivel mundial existen estudios de ACV para diversas energías renovables, entre ellas la bioenergía, en particular el biogás, biodiesel y energía eólica Chen et al., 2012; Jin et al., 2015; Hahn et al., 2014; Collet et al., 2010; Poeschl et al., 2011; Rehl, 2011), sin embargo, en México sólo se han reportado dos estudios de ACV para energías renovables (Morales, 2015; Centro Mario Molina, 2013), los cuales son insuficientes para poder realizar una adecuada toma de decisiones ambientalmente responsable, cuando se habla de energías renovables frente a convencional o cuando se busca implementar una reforma energética sustentable.

Por lo anterior, es necesario desarrollar evaluaciones ambientales con enfoque de ciclo de vida que permitan contar con información objetiva y científicamente robusta que facilite las mejoras ambientales, el establecimiento de políticas públicas y la inversión en materia energética.

Debido a lo anterior, el objetivo de este trabajo es evaluar las emisiones GEI (kg CO₂ eq.) con enfoque de ciclo de vida para tres sistemas de generación de bioenergía a partir de lodos residuales, Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) y vinazas de la industria tequilera. Todo lo anterior, contribuirá a una valoración objetiva del sector de energía del océano, apoyando con información completa, sistemática y objetiva a los tomadores de decisiones y en la generación de política pública.

2. METODOLOGÍA

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de acuerdo con la norma ISO 14040 (ISO, 2006), se define como una metodología para determinar los efectos en materia ambiental asociados a un producto o servicio: compilando un inventario de entradas y salidas relevantes del sistema; evaluando su potencial de impacto e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación con los objetivos del estudio planteado. El ACV es un proceso que contiene las siguientes etapas, todas ellas interrelacionadas:

- Definición de objetivo y alcance: en esta fase se establecen el propósito del estudio, el rumbo y la extensión de este.
- Análisis del inventario de ciclo de vida: consiste en la recopilación de datos y procedimientos de cálculo para cuantificar las entradas y salidas de los flujos de mas y energías relevantes del sistema, tomando como referencia la unidad funcional.

- Evaluación del impacto de ciclo de vida: este punto consiste en la evaluación de los impactos ambientales generados por cada proceso unitario considerando en el sistema, estableciendo categorías de impacto en función del objetivo y alcance del estudio.
- Interpretación del ciclo de vida: la última etapa del ACV consiste en analizar los resultados y se plantean conclusiones y recomendaciones encaminadas a la toma de decisiones, de forma consistente con el objetivo y alcance del estudio.

En este estudio se empleó el ACV para determinar los impactos ambientales causados por las diversas tecnologías antes mencionadas, tomando como base la Norma ISO 14040/44 (ISO, 2006). La Figura 1 detalla las etapas metodológicas que involucra un ACV del presente trabajo. La metodología se desarrollará en estricto apego a las normas ISO antes mencionadas.

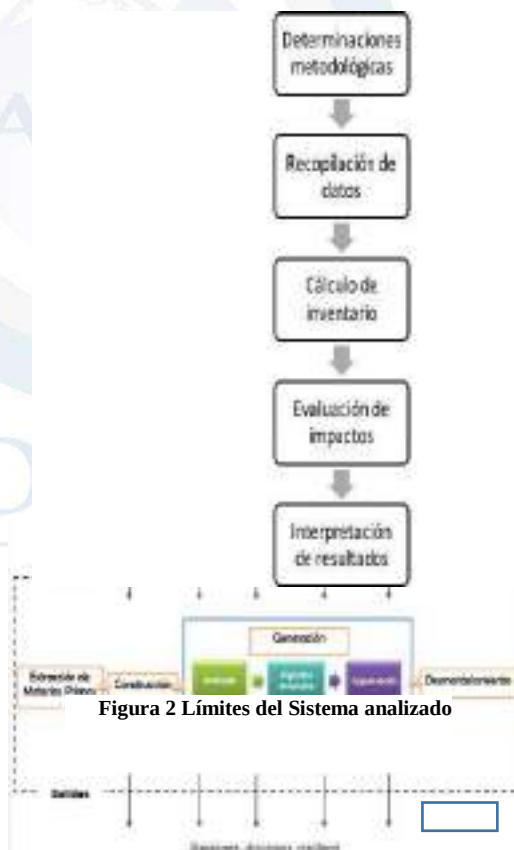


Figura 1 Metodología utilizada para el ACV

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Definición de objetivo y alcance

Para dar cumplimiento a la norma ISO 14040, el objetivo del presente ACV es: “Desarrollar un análisis de ciclo de vida comparativo de la generación de energía eléctrica a partir de cuatro tipos de biomasa, para identificar los procesos con mayores contribuciones ambientales y proponer mejoras que se encaminen hacia una transición energética sustentable.

Función del sistema

Generación de energía eléctrica

Unidad funcional

En este análisis considera 1kWh como unidad funcional, esto con la finalidad de poder comparar este análisis con otros tipos de energía renovable.

Límites del sistema

Para los cuatro tipos de sistema de generación de energía eléctrica se considera solo la etapa de operación, ya que de acuerdo con fuentes bibliográficas la operación genera del 80 al 90% del impacto total a lo largo de todo el ciclo de vida.

Metodología para la evaluación de impacto

Para la evaluación del ACV se utilizó el método de ReCiPe v1.08, el cual nos permite la cuantificación de impacto mediante el empleo de indicadores. Se decidió analizar las siguientes categorías de impacto:

- Cambio climático (CC) kg CO₂ eq.
- Disminución de la capa de ozono (DO) kg CFC-11
- Acidificación terrestre (AT) kg SO₂
- Eutrofización de agua dulce (EAD) kg P
- Toxicidad humana (TH) kg 1,4 DB

Inventario de ciclo de vida

La Tabla 1 muestra un extracto de las principales entradas y salidas de los sistemas analizados.

Tabla 1 Inventario de ciclo de vida de los sistemas analizados

Sustrato/ Parámetro	Bagazo	Lodos residuales	FORSU	Vinazas tequileras
Entradas				
Electricidad (kWh)	2.09	2.89	0.6895	0.4264
Polímero (kg)		0.00217	0.16200	0.00008
Transporte (ton km)		0.04065	2.06	5.02E-06

Salidas				
Emisiones (kg)	1.20E-03	1.48E+01		5.22E-02
Manejo de residuos (kg)		6.56E-01	2.86E+00	2.01E-04
Agua residual (m ³)	2.77E-06		9.97E-03	5.22E-02
Fertilizante (kg N)		0.35	0.0204	0.000003
Electricidad (kWh)	1	1	1	1

Evaluación de impacto de ciclo de vida

De acuerdo con los resultados obtenidos para los impactos ambientales se puede observar que en términos globales (Figura 3) los lodos residuales presentan una mayor contribución en tres de las cinco categorías analizadas.

Eutrofización de agua dulce

La eutrofización incluye los impactos potenciales de niveles excesivamente altos de macronutrientes, como el nitrógeno y el fosfato. Se puede observar que los lodos residuales (95%) es la que presenta un mayor impacto entre los sustratos analizados. Este impacto se debe principalmente al consumo eléctrico y a la descarga de fosfatos al agua.

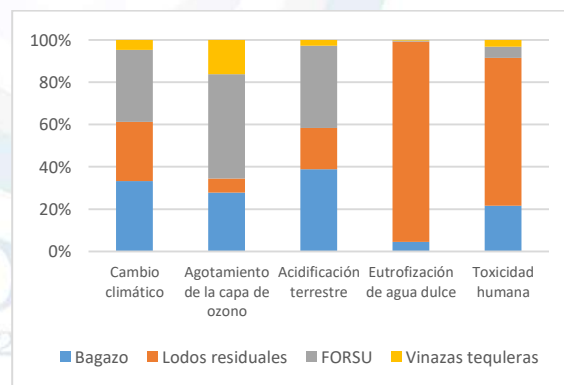


Figura 1 Contribución por sustrato (%) en cada categoría de impacto evaluada

Cambio climático

Respecto al cambio climático, en los resultados globales para cada sustrato el FORSU es el que presenta mayor impacto esto se atribuye principalmente a las emisiones de CO₂ generadas durante esta etapa, así como al uso de energía eléctrica.

Disminución de la capa de ozono

En esta categoría de impacto el FORSU presenta una mayor contribución en términos globales, esto se debe al combustible necesario para la recogida selectiva de los residuos urbanos y para el envío, del FORSU, a la planta de tratamiento, ya que la generación de estos combustibles produce emisiones CFC.

Toxicidad humana

Para la categoría de toxicidad humana podemos observar que para los escenarios que presentan mayor consumo de energía la contribución es mayor, en este caso, los lodos residuales (70%) y bagazo (22%). Además, las descargas de algunos compuestos orgánicos en las descargas de agua residual aumentan la cantidad de toxicidad humana.

Acidificación terrestre

Los impactos generados en la categoría de acidificación terrestre son principalmente provocados por la etapa de consumo eléctrico de los equipos utilizados en las plantas de operación, además el transporte de los insumos y residuos aumenta la producción de acidificación, ya que están asociados a la quema de combustibles fósiles.

4. CONCLUSIONES

Los resultados del ACV permiten identificar por cada tipo de sustrato los principales contribuyentes a las categorías de impacto analizadas.

Se pudo detectar que los procesos que generan mayor impacto ambiental son: la producción y consumo de electricidad y el uso de combustibles fósiles usados en el transporte.

En términos globales, y de manera preliminar, se puede decir que el sustrato de vinazas tequileras es la biomasa con menor impacto ambiental, mientras que los lodos residuales es el de mayor impacto.

Se puede concluir que el uso de energías renovables para la generación de energía eléctrica no siempre tiene ventajas ambientales como normalmente se espera, es importante seguir analizando con detalle, cada proceso, para identificar oportunidades de mejora, para que, la producción de energías renovables sea más sustentables.

5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece a CONACYT-SENER por los recursos otorgados al CEMIE-BIO Clúster de Biocombustibles Gaseosos No. de propuesta 247006 para el desarrollo de esta investigación.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Coxtinica A. (2015). La generación de energía eléctrica por fuentes renovables y su uso en México. Facultad de Ingeniería. UNAM. México. Disponible en: <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/6715/Tesis.pdf?sequence=1>
- Centro Mario Molina. (2014). Análisis de ciclo de vida de casos de estudios de futuras centrales eléctricas en México.
- Collet P., A. Hélias, L. Lardon, M. Ras, R. Goy y J. Steyer. (2011). Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. . *Biorsource Technology*, 207-214.
- EU (European Commission). (2016). Energy in figures. Statistical Pocketbook 2016. Disponible en: https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/publication/pocketbook_energy-2016_publication/pocketbook_energy-2016_publication_final_final.pdf
- Hahn H., K. Hartmann, L. Bühle & M. Wachendorf. (2014). Comparative life cycle assessment of biogas plant configurations for demand oriented biogas supply for flexible power generation. *Biorsource Technology*, 348-358
- ISO 14040 (2006). ISO 14040, Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework, Análisis de Ciclo de Vida. Organización Internacional de Estandarización. Versión en español. Instituto Mexicano de Normalización y Certificación. pp. 1–28.
- Jin Y., T. Chen, X. Chen y Z. Yu. (2014). Life-cycle assessment of energy consumption and environmental impact of an integrated food waste-based biogas plant. *Applied Energy*. 227-236.
- Morales F. (2015). Análisis del Ciclo de vida, de la producción de biodiesel a partir de aceites usados. Tesis para optar el grado de Maestro en ciencias biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- Pehnt M. (2006). Dynamic life cycle assessment (LCA) or renewable energy technologies. *Renewable Energy* 31, 55-71.
- Poeschl M., S. Ward y P. Owende. (2011). Environmental impacts of biogas deployment-Part II: life cycle assessment of multiple production and utilization

pathways. Journal of Cleaner Production, 184-201.

Rehl T. y J. Müller. (2011). Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. Resources, conservation and Recycling, 92-104

SENER (Secretaría de Energía). (2013). Prospectiva del Sector Eléctrico 2013-2017. México. Disponible

en:

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/62949/Prospectiva_del_Sector_El_ctrico_2013-2027.pdf

Sokka L., Sinkko T., Holma A., Manninen K., Pasanen K., Rantala M & Leskinen P. (2016). Environmental impacts of the national renewable energy targets-A case study from Finland. Renewable and Sustainable Energy



[00312] CIUDAD VERDE, ESTRATEGIA DE ADAPTACION ANTE EL CAMBIO CLIMATICO

MARIO RUBEN BERENT

UNNE

mrberent@hotmail.com

Abstract

This technical work proposes to investigate the possibility of generating a Green Planning proposal as a strategy of adaptation to climate change, in conceptual and proactive terms, oriented towards environmental and landscape resources as a way to solve the complex aspects of the urban problem of the city of Resistencia and its metropolitan area, with an innovative approach that seeks sustainability regarding its relationship with its physical-natural support that will try to reverse the current urbanizing inertia that leads to imbalance and permanent conflict. Four categories are identified and a planning system based on landscape-environmental criteria is proposed as the main urban intervention tool.

The Green City model is presented in this way, as a replicable management strategy for many cities in the new frameworks for management: New Urban Agenda and Sustainable Development Goals adopting urgent measures to combat climate change and its effects with Inclusive, safe, resilient and sustainable cities and human settlements.

This work is part of the research project "ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY IN ARCHITECTURE AND CITIES" PI-007/13 Accredited by the Higher Council of the UNNE. Framed in Priority Strategic Issues in Thematic Area: Environment and Sustainability within the framework of Teaching and Research Universidad.

Keywords: City, Design, Environmental balance

Introducción

La problemática ambiental se hace evidente cuando se comienza visualizar la desarticulación entre la sociedad y su medioambiente de soporte. Como sostiene, Vigil “Los conjuntos humanos, igual que las comunidades bióticas, viven en un determinado hábitat, y también están interrelacionados por procesos de competencia, cooperación, asimilación y conflicto...” Carut (1998). La planificación verde, en principio incluye tres factores que deben ser estudiados y tenidos en cuenta al momento de la

toma de decisiones: el medio ambiente, la ecología y el paisaje, o bien combinaciones de ellos. El estudio de una ciudad debe abordarse desde distintos enfoques, todos ellos complementarios y que éstos constituyen la base de la planificación verde (Salvador Palomo 2003).

Construida sobre el sistema fluvio-lacustre del río Negro, sobre la planicie de inundación del río Paraná, la ciudad de Resistencia, basó su crecimiento en la necesidad de ganancia de suelo seco para la construcción. En ese afán se llevaron a cabo acciones que dificultaron el funcionamiento natural del terreno: se rellenaron paleo-cauces del río Negro que actuaban como reservorios de agua de lluvia; se realizaron diques y defensas (terraplenes), canalizaciones, entre otras obras de infraestructuras destinadas a frenar el agua, con lo que se modificó la topografía y se entorpeció el escurrimiento natural, ya originalmente deficiente. Por tanto, si bien se logró controlar la entrada de agua del Paraná, en caso de lluvias abundantes el agua permanece en el recinto de la ciudad sin poder escurrir apropiadamente, debiendo recurrir a medios mecánicos de desagüe. En definitiva, a medida que la ciudad resuelve ciertos problemas, se generan otros, y el agua, la ciudad y el hábitat humano continúan en un medio plagado de situaciones de conflicto. La capacidad de defensa del terraplén sólo irá siendo verificada con el tiempo, sin embargo, su sola presencia ha aumentado el área considerada por el Municipio como “urbanizable”, y con ello se extiende aún más el territorio “vulnerable”.

La ciudad se consolidó y se extendió repitiendo ciertos patrones del plan original afirmando su paradigma fundacional, extendiéndose, rellenando las lagunas y arriesgándose al “negar” la condición del riesgo hídrico que ofrecía su implantación.



Figura 1: Zona afectada por la creciente del Rio Paraná y protección ofrecida por las defensas. Tesis Maestría APM

El proceso de urbanización, si lo vemos con un criterio ecológico, de lo que llamamos Gran Resistencia es el mismo, es decir corresponde a uno solo, no se trata solo de ciudades que estando aisladas han crecido hasta formar un conurbano sino que desde el momento mismo de la ocupación del suelo se desencadena la urbanización en la zona de desembocadura del interfluvio Negro – Arazá que actúan al norte y al sur respectivamente como límites naturales, mientras la tensión puerto-interior (producción) hace de eje histórico de crecimiento. Los problemas de este tipo de desarrollo con escasa planificación, o con una continua “negación” de las características del territorio de asiento, producen una aumento del riesgo hídrico para la población y la proliferación de respuestas forzadas de ingeniería (la naturaleza puede ser *dominada*, antes que *entendida*) para salvar la ciudad. Como resultado de la confluencia de estos factores, el territorio casi “anfíbio” donde se desarrolla el AMGR proliferando los asentamientos promovidos en las diferentes terrazas de inundación de los ríos Paraná, Negro y Arazá, ha producido una reducción, cuando no anulación, del espacio fluvial, de sus paleo-cauces devenidos lagunas y de los humedales que caracterizan la zona como consecuencia de rellenos indiscriminados, las obstrucciones a sus interconexiones naturales, restándole de esta manera, la capacidad receptora del sistema fluvio-lacustre con canalizaciones, con rellenos se priva a las cuencas urbanas la capacidad de drenaje natural ante lluvias, con la simplificación de la morfología fluvial y afección a la biota riparia.

En las áreas periurbanas estos factores se han materializado en una ocupación más o menos discontinua de los bordes y la llanura de inundación por nuevos barrios, ocupaciones de terrenos, y todo tipo de infraestructuras –vías, depuración, energéticas, industriales, áreas comerciales, etc.- presentándose una amalgama de usos más o menos urbanos, industriales y rurales que fragmentan la continuidad del territorio fluvio-lacustre y propician una

desconexión respecto a su río, sus lagunas y llanuras de inundación.

Los bordes externos. La defensa

El sistema de defensas del AMGR es un dispositivo cuyo fin es el lograr control sobre el territorio de las variables hidrológicas dentro del recinto. Es una transformación estructural del comportamiento natural del territorio, pero ¿qué reconoce de la ciudad y del río y cuánto desconoce? ¿Puede una obra de ingeniería definir el futuro del territorio urbano, o debería ser al revés, el territorio (o su planificación) definir las obras?

Esta demarcación tan taxativa, tan selectiva genera exclusión, abandono, olvido de aquello que no fue incluido dentro de los dominios defendidos ¿Qué ocurre con aquel territorio, y las personas y bienes, que quedan detrás de las defensas?

Entre las situaciones generadas por la urbanización no planificada, está la creación de cuencas y sub-cuencas hídricas no previstas dentro de la trama urbana, de uso habitacional predominantemente con graves problemas de drenaje que durante los períodos de inundación y/o lluvias acentúa la vulnerabilidad del espacio. La forma “desordenada” del crecimiento urbano acelerado en la corta historia del AMGR, favorecido por factores eternos por un lado, y por otro, por la especulación del suelo, la falta de planificación mantenida en el tiempo y de control de los diferentes niveles del estado, pero sobre todo, la falta de conciencia y ausencia de criterios de sustentabilidad ambiental, tanto en el cuerpo social, como en los responsables de la ordenación del suelo y en la gestión de la ciudad, han dejado como resultado el territorio vulnerable y en conflicto permanente en el cual sobrevivimos.

Los bordes internos. Contacto de la trama urbana con las lagunas

La ocupación de la ribera del Río Negro y lagunas por parte de actores privados, dificulta y en ocasiones impide el acceso al área, su uso y disfrute por parte de los ciudadanos. Las causas no solo responden al orden jurídico-legal, ante normativas que desconocen el contexto, también es un problema urbano, donde el hábitat del hombre depende a su vez de la buena relación con el medio ambiente circundante. El problema es político, porque se debe atender a los conflictos que se plantean en la convivencia colectiva siendo las políticas las que promueven la distribución y ejercicio del poder a favor del bien común; y es un problema social, porque se debe eliminar la polaridad existente que se refleja en la presencia de asentamientos precarios urbanos en los bordes del río Negro y lagunas. La trama de la ciudad no responde a la topografía del soporte físico, en consecuencia, los bordes del Río no se definen con claridad. Con un límite físico ausente, el avance

de la población sobre su margen es un aspecto potencial y latente. Este hecho puede encontrar su respuesta en el mercado inmobiliario, el cual genera una especulación sobre el valor de tierras absorbidas por parte de los habitantes de dichos lugares.

La ciudad de Resistencia inicia su crecimiento ininterrumpido desde el año 1920, superando los límites propuestos para la primera colonia al ocupar terrenos vacantes en el valle de inundación del río Negro, efectuando los primeros rellenos de lagunas (ALBERTO-SCHNEIDER, 2005) y, posteriormente, la ocupación. En la actualidad, las causas de la degradación ambiental del sistema fluvio-lacustre, se deben a: la ocupación de los bordes de las lagunas, acompañada con el rellenos con fines residenciales, de recreación o conformación de asentamientos informales; obstrucciones a sus interconexiones naturales; aumento del nivel de los terrenos a partir de rellenos que generan distorsiones al escurrimiento natural y limitan la capacidad de evacuación de los excedentes hídricos por parte del sistema fluvio-lacustre.

Si bien la ciudad cuenta con espacios públicos, sean parques, plazas y anchas avenidas arboladas, éstos no son insuficientes para la creciente demanda en la ciudad, como se aprecia en el plano, varias chacras no cuentan con un espacio verde público que asegure el uso cotidiano, posibilite la accesibilidad a todos los ciudadanos.

Avances para una Propuesta de Adaptación al Cambio Climático

Los procesos de urbanización que ha generado el AMGR produjo una ciudad dispersa y de baja densidad hacia las periferias, barrios como ciudades dormitorio con todos los problemas de infraestructura y abastecimiento de servicios que ello conlleva y que presiona sobre un ajustado presupuesto estatal. Como dice Jordi Borja la ciudad se expande como una mancha de aceite, lo construido se expande y transforma sobre lo natural. La propuesta que elaboramos desde la planificación verde pretende, por un lado, frenar la forma de ocupación que se viene produciendo en la ciudad, que genera una ciudad vulnerable e insustentable, e invertir esta tendencia hacia un círculo virtuoso al permitir que lo verde, lo natural se infiltre, se integre a la trama urbana y a la vida cotidiana de sus habitantes.

El espacio público es una categoría constitutiva de la ciudad dado que tiene implicancias físico-espaciales y socioculturales que lo caracterizan como el ámbito general, común, colectivo, universal y superior de integración social en un espacio físico único. El déficit de espacio público, junto con los problemas ambientales generados por la ocupación de las riberas y el relleno de las lagunas, podría revertirse poniendo en marcha algunas acciones tendientes a reconciliar a la ciudad con su medio natural, disminuir su

alto riesgo hídrico y vulnerabilidad y, a la vez, ganar espacio público. Como dice Gandelsonas (1999) “Cada ciudad plantea sus propias preguntas y su propio modo de responderlas”, por ello, más allá de las experiencias de otras ciudades, que podríamos tomar de referencia, sostenemos que Resistencia tiene tantas particularidades, que entendemos como oportunidades para el cambio de paradigmas, y que deben ser acompañados por el conjunto de la sociedad y “pensar lo urbano”, como un proyecto social del ambiente que habitamos.

Pensar la ciudad a futuro, como proyecto colectivo es una responsabilidad social relevante, por lo cual debe estar siempre presente, pero no debe construirse desde una dialéctica teórica o erudita debe tener anclaje en sociedad real y sus proyectos volveremos a caer en errores previsibles. Uno de los derechos humanos más difícilmente conquistado, y tantas veces anulado, el derecho de la sociedad a diseñar su futuro y a contar con un plan. El ambiente urbano integral que pretendemos plantear es aquel que mantiene la composición, estructura, procesos y funciones naturales del ecosistema fluvio-lacustre, y establecer una serie de interfaces hacia los ámbitos más antropizados de la ciudad. Podremos así lograr una correspondencia entre la forma física que se percibe (calles, plazas y parques, edificios, lagunas, espacio y ámbitos verdes, naturales) los usos que la acción social practica en el espacio físico (servicios educacionales, administrativos, sanitarios, de seguridad y justicia, ocio y esparcimiento, recreación y culto, etc.) y los significados asumidos o derivados de esa acción (ciudadanía, comunidad, civismo).

La cuestión se encauza en la condición urbana inherente a la estructura social, constituyéndose, el ambiente y el hombre, en un todo funcionalmente unificado, multidimensional y dinámico, que está “siempre siendo”, en tanto se está produciendo permanentemente. La ciudad es vista como un todo sistémico dinámico, en constante flujo y reflujo, con sistemas de entrada y salida en movimiento, con una gran cantidad de factores que deben acomodarse a estos cambios, por ello, la propuesta no pretende ser cerrada ni acabada pero sí marcar un camino a seguir, un rumbo que sea compartido tanto, por los organismos estatales, como por la comunidad. Ésta propuesta, de características ecológico-ambientales y paisajísticas, contempla las aristas del problema que consideramos más urgentes y que fueron expuestas en este trabajo: los bordes externos con sus espacios de penetración; los bordes internos, los espacios fluvio-lacustre y los conectores. Cada una de estas categorías es tomada como subsistemas de un todo sistémico que es la ciudad.

Surgen así propuestas de corredores verdes y anillos que contienen la expansión y generan la *infraestructura verde*, sobre la ciudad existente y sobre sus bordes indefinidos y difusos. Incorporando el conjunto de áreas libres, ordenadas o no, recubiertas con vegetación, que desempeñan funciones de protección del medio ambiente urbano, de

integración paisajística o arquitectónica. Incluyen, por lo tanto, los parques y jardines urbanos, públicos y privados; las áreas de integración paisajística y de protección ambiental de rutas y otras infraestructuras urbanas; las laderas cubiertas de vegetación como lagunas, ríos y áreas del sistema fluvio-lacustre y las áreas agrícolas y forestales residuales dentro de los espacios urbanos o urbanizables.

1) Bordes externos: Infiltración del borde hacia la trama urbana. Para diluir los límites tan contundentes que genera la defensa, hacia el interior y hacia el exterior de ésta.

2) Bordes internos: Recuperación y Definición de la Ribera del Río Negro y lagunas. Estos bordes son se enmarcan en causas y paleocausas del Río negro y del riacho Arazá, se desarrollan en paralelo de forma casi lineal pero meandrosa

3) Espacios fluvio-lacustres: Recuperación del dominio de los cuerpos de agua (lagunas), que pueden aparecer aislados, y sus bordes para el uso como espacio público, dotarlos de servicios, equipamientos, paseos para el uso recreativo y educativo. Esto requiere el previo saneamiento de las aguas, evitar el vertido de líquidos cloacales, acumulación de basura, entre otros, en la búsqueda de regenerar el ambiente ecológico –fauna y flora- original para que pudiera mantenerse en equilibrio y fuera sustentable. Estos espacios funcionarán como reservorios de la vida silvestre, como retardadores de los flujos pluviales y como espacios públicos barriales. Para la recuperación de los bordes se debería proceder de manera diferente según el caso, dado las diferentes jurisdicciones. Pero fundamentalmente es necesaria la conformación de un equipo entre el APA y la municipalidad que haga el seguimiento y monitoreo de la situación de bordes.

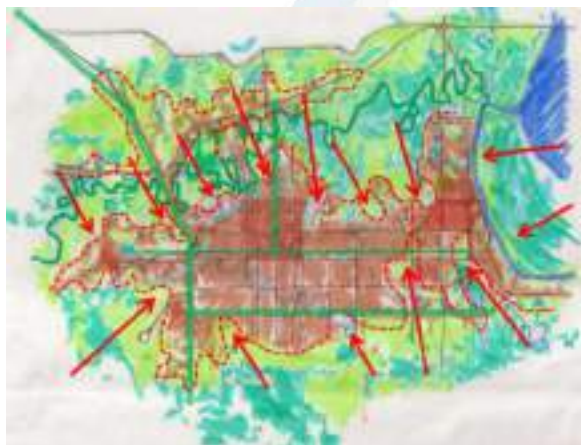


Fig. 2: Esquema de la propuesta de planificación verde. En lugar de extender la urbanización se busca reinsertar la naturaleza en la ciudad. Fuente: Elaboración propia. B.A.

4) Corredores/conectores: A su vez, cada espacio no estará aislado sino unido a un sistema de espacios verdes a

través de corredores también ecológicos-paisajísticos-recreativos. Estos se superponen a la infraestructura urbana como avenidas y bulevares, los terrenos del ferrocarril o incluir otras formas de movilidad como ciclovías.

Los bordes del Río Negro y lagunas se delimitarán, en forma legal a través de la traza de la línea de ribera fijada por el APA. En función de la misma el próximo paso a seguir es la delimitación o amojonamiento del lugar para luego proceder a la toma de posesión a través de la incorporación de actividades para el uso de la ciudad teniendo en cuenta las condiciones hídricas y paisajísticas preexistentes, así como la recuperación de situaciones ambientales y sus potencialidades. Generación de microespacios públicos vinculados al medio natural como resultado de la interrupción de calles.

Corredores que vinculen los cuerpos de agua previamente recuperados y que contengan programas de recreación, de movilidad en rodados de paseo, sendas aeróbicas, entre otras. Permitirá una vinculación interbarrial a través del ocio y esparcimiento. Si bien se trata de líneas de trabajo en desarrollo, la propuesta preliminar busca encontrar espacios urbanos potenciales (*terrain vagues* o áreas blandas) en las que puedan definirse como áreas de oportunidad proyectual en variables de densidad, flujos, condiciones de paisaje y que permiten activar posibles intervenciones (interfaces, regeneración del tejido urbano, conectores, corredores, sistemas verdes, acupuntura urbana, etc.) que van definiendo ejes programáticos.



Fig. 3: Esquema del Corredor verde uniendo lagunas del paleo cause del Río Negro.

Fuente: Elaboración Propia

Por último, debemos rescatar que las ciudades del AMGR se encuentran aún en una etapa de crecimiento incipiente lo que constituye una excelente oportunidad para prevenir o corregir los efectos de la mala planificación, basándonos en un urbanismo sustentable que nos permita ir consolidando sus espacios urbanos, por un lado, densificando el suelo urbano y, de ese modo, evitar la expansión descontrolada, y por otro, consolidando y recuperando espacio público asociado a la naturaleza.

De esta manera, iremos creando una trama verde como instrumento de gestión territorial y como factor relevante de cohesión social y de fortalecimiento ciudadano, teniendo en cuenta la riqueza natural y los beneficios que nos brinda (hoy están en riesgo por el proceso de urbanización que estamos llevando), donde el componente ecológico y de infraestructura verde es cada vez más determinante en todo lo relativo a procesos de planificación territorial para revertir estos aspectos negativos.

El modelo de Ciudad Verde se presenta de este modo, como una estrategia de gestión replicable a numerosas ciudades en los nuevos marcos de referencia para la gestión: Nueva Agenda Urbana y Objetivos de Desarrollo Sostenibles adoptando medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos con ciudades y asentamientos humanos inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles.

Referencias bibliográficas

ALBERTO, Jorge- SCHNEIDER, Valeria (2005). “Impacto ambiental de la evolución espontánea de ciudades y la capacidad de respuesta estatal. Estudio de caso: evolución del área metropolitana del Gran Resistencia”. Actas XXV Encuentro de Geohistoria Regional. Agosto 2005. Resistencia: IIGHI

BARRETO, Miguel, (1998) El medio ambiente, el subdesarrollo y la ciudad. Algunas líneas de acción para una política urbana ambientalista y social. En: Propuesta ecológica N° 21, Posadas.

BENNATO, Aníbal - SUDAR KLAPPENBACH, Luciana (2004) Del Trazado al Plan Urbano. Completando la idea de Resistencia. XXIV Encuentro de Geohistoria Regional - IIGHI-CONICET.

BENNATO, Aníbal (2007) Historia de la Forma Urbana de Resistencia (1950 – 1980). CCT de la FAU-UNNE.

BERENT, Mario, VALENZUELA María V., BENNATO, Aníbal, ROIBÓN María J. et. al. (2016) “La ciudad verde como modelo para la planificación urbana en el nordeste argentino”. Congreso Arquisur 2016. Bio-Bio, Chile

BERENT, Mario, VALENZUELA María V., BENNATO, Aníbal, MAHAVE, Alberto et. al (2017) “Planificación urbana verde como una oportunidad para las ciudades del nordeste argentino: el caso de la ciudad de Resistencia”.

Seminario de Políticas Urbanas y Regionales, IPUR-BAT, Resistencia.

CARUT, Claudia (1998) “Líneas de Análisis para el tratamiento de los conflictos ambientales en el espacio periurbano” Anales LINTA 98, Laboratorio de Investigaciones del Territorio y el Ambiente, Comisión de Investigaciones Científicas, Ministerio de la Producción y el Empleo, Provincia de Buenos Aires.

GANDELSONAS, Mario (2007) eXurbanismo. Bs.As., Ed. Infinito.

GORELK, A. (1998). La Grilla y el Parque. Espacio público y cultura urbana en Buenos Aires. 1887-1936. Buenos Aires. Universidad Nacional de Quilmes.

HOUGH, Michael (1998), *Naturaleza y Ciudad, Planificación Urbana y Procesos Ecológicos*, Ed. GG, Barcelona.

MAHAVE, Alberto. (2015), Tesis de Maestría. FADU UNL “Pautas urbano-arquitectónicas para la definición, recuperación y diseño del Sistema de Espacios Verdes Públicos de la Ribera del Río Negro y lagunas asociadas. Propuesta para la Zona Norte, Chacras 111, 112, 115 Y 116, Resistencia, Provincia del Chaco.”

MC HARG, Ian (2000) *Proyectar con la naturaleza*, Editorial Gustavo Gili, Barcelona.

NICOLINI, A. (2000). “Las cuatro etapas de la ciudad Argentina, según su estructura, funciones y paisajes urbanos”. Sexto Congreso Nacional y Regional de Historia Argentina. Buenos Aires, Academia Nacional de la Historia.

PESCI, Rubén (2006) *Vientos Verdes. Veinte Ideas sobre la Sustentabilidad*, Ed Nobuko Ed. CEPA, Buenos Aires.

ROIBÓN, María José. (2008) Gestión de Ambientes Lacustres en Espacios Públicos para su Recuperación Ambiental - Paisajística. Propuesta de Intervención en Barranqueras, Chaco. Tesis de Maestría. Maestría en Gestión del Ambiente, el Paisaje y el Patrimonio. FAU - UNNE

SALVADOR PALOMO, Pedro, (2003) *La Planificación Verde en las Ciudades*, Ed. Gustavo Gili, Barcelona.

VALENZUELA, María Victoria- ROIBÓN, María José. Construir las periferias. El paisaje de borde ribereño-lacustre. Resistencia, Chaco (Argentina). La dinámica del paisaje.

[00350] EL IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LAS COMUNIDADES INDÍGENAS DE QUINTANA ROO, MÉXICO

**ANDREA PUENTE NETRO¹; IZARELLY ROSILLO PANTOJA²; YAFITH ABDIEL
MONTALVO PÉREZ³; AURELIO CRISANTO JIMÉNEZ⁴**

**Universidad Autónoma de Querétaro^{1,2}; Secretaria de Ecología y Medio Ambiente del Estado de Quintana
Roo^{3,4}**

apuentenetro@hotmail.com¹; izarellerosillo@msn.com²; yafith20@yahoo.com³; acrisanto999@hotmail.com⁴

PALABRAS CLAVE

Cambio climático, comunidades indígenas, pobreza, derecho a un medio ambiente sano.

ABSTRACT

Indigenous peoples of Latin America have been displaced and have suffered the onslaught of Western development. At present, climate change impacts the world, affecting the environment, natural resources and also humanity; but particularly to the indigenous peoples who live in the territories where they live not only for their subsistence but also through which they develop their cultural permanence. The vulnerability condition that these groups face forces the Mexican Legal System to pay special attention to actions to combat climate change.

INTRODUCCIÓN

Uno de cada diez mexicanos es indígena bajo los criterios establecidos por el orden normativo: el ejercicio de una lengua indígena, el reconocimiento de la comunidad y la autoadscripción. Reconocidas sesenta y ocho lenguas o pueblos originarios, distribuidas por lo largo y ancho del territorio mexicano, las personas que se conciben como parte de estos grupos han enfrentado distintas adversidades para integrarse a la dinámica social, económica y cultural. De facto, no tienen ninguna obligación de abandonar su estilo de vida para adoptar otros, pero el cambio climático y algunas de sus causas, como el crecimiento demográfico y la industrialización, los han orillado a la búsqueda de alternativas para la sobrevivencia.

Al indígena en México se atribuye la capacidad y el conocimiento tradicional para vivir en armonía con los ecosistemas, pero ante los efectos del cambio climático los mismos se encuentran en riesgo de desaparecer. Las anomalías hidrometeorológicas del país expresan un riesgo para la cosmovisión indígena y, en suma del consumo irracional de las zonas urbanas, provocan un desplazamiento de tal población.

Quintana Roo, es el cuarto estado del país con mayor población indígena, el 44.4% de su población se autodenomina indígena. Pertenece a la región indígena maya y 4 de sus 9 municipios son indígenas de acuerdo al Programa Especial de los Pueblos Indígenas 2014-2018.

OBJETIVOS

Se asume la existencia y la necesidad de confrontar el Cambio Climático como un conocimiento a priori. No se pretende hacer un esfuerzo para diagnosticar las afectaciones globales futuras que se deriven de las alteraciones climáticas que como especie estamos promoviendo, sino para enfatizar la relación existente entre los pueblos indígenas, sus derechos y el medio ambiente. Ello permitirá observar las condiciones particulares a las que se exponen y que contribuyen a su desventaja en el acceso de oportunidades, además de cimentar indicadores de medición del cumplimiento de sus derechos.

La identificación de riesgos y la información que ya se ha generado respecto a los retos que afectarán a la generalidad permite deducir el sentido en el que deben orientarse las políticas contra el cambio climático para garantizar la vida y derechos del indígena en México.

METODOLOGÍA

Se presenta una deducción a partir de normatividad reconocida en el Sistema Jurídico mexicano: la Constitución y Tratados Internacionales, tomando en

cuenta premisas antropológicas para comprender información que resulta extralegal, y considerando instrumentos estadísticos del Estado mexicano que describen fenómenos medioambientales en el territorio, y otros que cuantifican y califican a la población indígena.

Se sugiere observar las acciones contra el cambio climático como parte de la teoría del desempaque de los Derechos Humanos, que obliga a desentrañar los subderechos y las obligaciones que emanan del derecho a un ambiente sano.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Programa Especial de los Pueblos Indígenas 2014-2018 estima una población de 15.7 millones de personas indígenas en todo México, de los cuales 11.1 millones se encuentran en hogares donde los ascendientes o los mismos habitantes hablan una de las 68 lenguas reconocidas para tal efecto. Como muestra la Tabla 1, las zonas Centro y Sureste del país concentran la mayor cantidad de población indígena y casi la mitad de ella se aloja en solo cuatro entidades. Estas mismas, salvo por Puebla y añadiendo a Guerrero, se distinguen por albergar a los municipios con mayor porcentaje de pobreza y pobreza extrema, como puede apreciarse en la Tabla 2, donde describe cuántos municipios de cada entidad están enlistados entre los diez con los mayores porcentajes a nivel nacional.

Tabla 1. Distribución de la población indígena en México (millones de personas)

Total	Habitantes de hogar indígena	Distribución de la población	
		Entidad federativa	Habitantes
15.7	11.1	Oaxaca	1.7
		Chiapas	1.5
		Puebla	1.0
		Veracruz	1.0
		Quintana Roo	0.4
		Resto del país	5.5

Quintana Roo, posee una gran diversidad lingüística, pero la lengua maya es la predominante teniendo 177 mil 979 hablantes, INEGI (2015).

Tabla 2. Lenguas habladas en Quintana Roo.

Lengua	Número de personas que la hablan
Maya	177 mil 979
Tzotzil	3 mil 392
Chol	3 mil 059
Kanjobal	2 mil 516

De acuerdo con el Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL), en el estado de Quintana Roo en el año 2015, la pobreza en el municipio de José María Morelos alcanzó el 79.5% de la población y la pobreza extrema el 35.3% de la población en el municipio de Bacalar, COVENAL (2015).

Tabla 3. Municipios con mayor porcentaje de población en situación de:

Municipio	POBREZA	Municipio	POBREZA EXTREMA
José María Morelos	79.5%	Bacalar	35.5%
Bacalar	78.2%	José María Morelos	27.1%
Felipe Carrillo Puerto	71.8%	Felipe Carrillo Puerto	24.7%
Lázaro Cárdenas	61.7%	Lázaro Cárdenas	16.7%
Othon P. Blanco	37.3%	Othon P. Blanco	5.7%

La desventaja mantiene un alto potencial de acentuarse por distintos obstáculos materiales como la falta de vías de comunicación, pero también por obstáculos humanos el idioma y la discriminación. Dichos factores dificultan la accesibilidad de los servicios y funciones públicas, por lo que no solo se ve disminuida la posibilidad de acceder a oportunidades sino también de defender y hacer valer sus derechos.

Las entidades de Chiapas, Oaxaca, Veracruz y Quintana Roo, han expedido la tercera parte de declaratorias de desastre, emergencia o contingencia ambiental a nivel nacional como se detalla en la Tabla 3.

Tabla 3. Entidades con la mayor cantidad de Declaratorias de Desastre, Emergencia o Contingencia Ambiental en el período entre los años 2000 a 2018.

Entidad	Total	Lluvia	Ciclón	Inundación
Veracruz	335	198	38	53
Oaxaca	173	90	22	10
Chiapas	131	67	23	12
Quintana Roo	168	85	82	1
Total Nacional: 1923				

En el caso de las poblaciones indígenas de Quintana Roo, el rezago en infraestructura urbana y social, así como carencia de servicios básicos, además que el crecimiento de la población de lengua indígena decreció

en comparación con el resto de población, ante estas condiciones, se da el fenómeno de la migración hacia las cabeceras municipales u otras ciudades en busca de una mejor calidad de vida y para algunos pocos la posibilidad de continuar con estudios, Quintana Roo hoy (2016).

En ese sentido, bajo las condiciones de rezago educativo, menor acceso a servicios de salud y seguridad social, menor calidad en la infraestructura de las viviendas, falta de servicios básicos, así como menor posibilidad de acceso al mercado laboral debido a la falta de escuelas en las comunidades y que al migrar a las cabeceras tienen que enfrentar el cambio de idioma, por lo que su ingreso también es menor e insuficiente para adquirir los bienes y servicios para satisfacer sus necesidades. Bajo estas circunstancias las comunidades enfrentan las diferentes emergencias, contingencias y desastres naturales con menor posibilidad de resistirlos, por lo que se está en peligro de que dichas etnias desaparezcan, cada vez haya menos hablantes de los idiomas indígenas y se pierdan junto con toda su riqueza cultural.

La Constitución mexicana contiene tres premisas fundamentales: el artículo primero que ordena la observación de los Derechos Humanos por todas las autoridades del Estado; el artículo cuarto, reconociendo el derecho humano a un ambiente sano, y; el artículo segundo obliga a las autoridades a implementar toda política o medida necesaria para garantizar la vigencia de los derechos de los indígenas, así como la obligación de elaborar dichas políticas de forma conjunta a dichos pueblos.

El Convenio 169 de la OIT es el instrumento internacional básico para dimensionar el mínimo de reconocimiento que el indígena merece. Los numerales 13 y 14 abordan la importancia de que los pueblos indígenas habiten y se desarrollen en su territorio, lo que corresponde a una relación directa física y espiritual. El artículo cuarto vincula a los Estados a adoptar las medidas que se precisen para salvaguardar entre otras cosas el medio ambiente; el artículo 7 pretende la realización constante de estudios en cooperación con dichas comunidades, así como el artículo 32 que obliga a los gobiernos a propiciar la colaboración entre distintos grupos.

El artículo 29 de la Declaración sobre derechos de los pueblos indígenas de la ONU reconoce el derecho de los pueblos a la conservación del ambiente y de la capacidad productiva de sus tierras, los Estados tienen la obligación de garantizarlo.

En Sudamérica, la Constitución ecuatoriana ha impulsado el reconocimiento de los derechos de la tierra como una nueva concepción biocentrista del mundo,

otorgándole un valor intrínseco a la naturaleza y rescatando la cosmovisión de los pueblos indígenas para la composición de nuevos estándares de calidad de vida (Gudynas, 2015).

Los instrumentos que más se aproximan a ser indicadores de eficacia del derecho a un ambiente sano, incluyendo lo relativo al cambio climático, son el Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas del Estado y los atlas de riesgo. Hasta ahora no hay forma efectiva de cuantificar dicho cumplimiento, pues el sistema de cuentas tiene un diseño que impide sectorizar el estudio del impacto ambiental y el atlas solo señala riesgos.

CONCLUSIONES

Existe una importante relación entre ser indígena, ser pobre y vivir en sitios con riesgos hidrometeorológicos; el cambio climático representa un obstáculo para el ejercicio de sus derechos, colocándolos en un grado aún mayor de desventaja. La omisión del gobierno mexicano de enfatizar en sus políticas de cambio climático la atención a los pueblos indígenas, representa un acto que violenta sus derechos, pone en riesgo su identidad cultural y permanencia en los ecosistemas. Es fundamental que gobierno y población emprendan acciones afirmativas para enfrentar esta problemática.

En lo relativo al derecho a un ambiente sano, deben comprenderse las distintas dimensiones que comprende y deducir las obligaciones específicas de estos subderechos. Así, el conocer en qué medida se han garantizado los ecosistemas y la biodiversidad; la calidad del aire, la limpieza y accesibilidad del agua, la identificación precisa de especies florísticas y faunísticas así como su conservación en los ecosistemas, permitiría aproximar la medición del derecho que se aborda. Esto representa una forma de orientar el sistema normativo hacia el cumplimiento del derecho al ambiente sano y la especial atención a las víctimas más vulnerables del cambio

NO EXISTEN los indicadores adecuados para medir de forma efectiva el derecho humano a un ambiente sano en el sistema jurídico mexicano.

REFERENCIAS

- Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.
- Convenio 169 de la OIT sobre Pueblos indígenas y Tribales en países Independientes
- Convenio sobre la Diversidad Biológica.
- Declaración sobre los derechos de los pueblos indígenas de la ONU.
- Estrategia Nacional de Cambio Climático. México 2013.

Gobierno Federal. Atlas nacional de riesgos, en <http://atlasnacionalderiesgos.gob.mx/>

González Martínez, S. et al. (2015). Comunidades indígenas: Entre la adaptación a alteraciones climáticas locales y el abandono de la agricultura. *AIBR. Revista de Antropología Iberoamericana*, 10 (1), 27-48.

Gudynas E. (2015). Derechos de la naturaleza: Ética biocéntrica y políticas ambientales. Argentina. Tinta Limón.

INEGI. (2014). Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA) 2014 Información Relevante, en http://www.inegi.org.mx/saladeprensa/boletines/2015/especiales/especiales2015_08_8.pdf

Ramos, J. Indígenas mayas de Quintana Roo en el olvido, Quintana Roo hoy, 23 abril 2016, <http://quintanarohoy.com/cancun/indigenas-mayas-de-quintana-roo-en-el-olvido/>



[00380] DECISIÓN MULTICRITERIO: APLICACIÓN EN LA SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS DE GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA, DE LA ECONOMÍA AMBIENTAL A LA ECONOMÍA ECOLÓGICA

SANTIAGO MORALES MALDONADO

Universidad Mayor de San Andres

smtarou3@gmail.com

Resumen

Con el objetivo de seleccionar alternativas de generación de energía eléctrica en Bolivia desde el punto de vista de la Economía Ecológica en sustitución de la Economía Ambiental que no ha solucionado las emisiones de gases de efecto invernadero y el agotamiento de los recursos energéticos, se utilizó decisión multicriterio (programación multiobjetivo), como instrumentos de decisión para dirimir los conflictos entre los criterios: ambientales (emisión de gases de efecto invernadero expresado en CO₂eq), social (generación de empleos), económicos (Costo normalizado de la energía, LCOE) e impacto (costo de los impactos sobre el medio ambiente, salud y otros), de nueve alternativas: Termoeléctrica a Gas Natural, Nuclear, Hidroeléctrica Grande, Hidroeléctrica Pequeña, Solar Térmica, Solar Fotovoltaica, Eólica, Geotérmica, y Biomasa. Se seleccionó el orden de prioridad de las alternativas: Eólica, 31%; Hidroeléctrica Pequeña, 18%, Solar Térmica, 18%, Solar Fotovoltaica, 16%, Geotérmica, 15% y Biomasa, 2%. Este método requirió los datos de los criterios, recursos energéticos disponibles y energía requerida. Concluyéndose que es posible generar una nueva matriz energética basada en recursos renovables con principios de la Economía Ecológica en sustitución de la Economía Ambiental, además minimizando los conflictos que cada alternativa tiene aplicando la teoría de la decisión multicriterio.

Palabras clave: multicriterio, economía ecológica,

Introducción

Sin duda que la generación de energía eléctrica coadyuva en la problemática del cambio climático, la Asamblea de las Naciones Unidas (ONU) en reiteradas resoluciones ha manifestado que el cambio climático es una amenaza en el desarrollo sostenible y la supervivencia de las naciones, y que se requieren medidas urgentes y ambiciosos.

En la Conferencia Río+20, (nombre abreviado de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible), los líderes mundiales, junto con miles de participantes del sector privado, las ONG y otros grupos, se

unieron para dar forma a la manera en que puede reducir la pobreza, fomentar la equidad social y garantizar la protección del medio ambiente en un planeta cada vez más poblado, las conversaciones oficiales se centraron en dos temas principales: cómo construir una economía ecológica para lograr el desarrollo sostenible y sacar a la gente de la pobreza, y cómo mejorar la coordinación internacional para el desarrollo sostenible.

Se trata de una oportunidad histórica para definir las vías hacia un futuro sostenible, un futuro con más empleos, más energía limpia, una mayor seguridad y un nivel de vida digno para todos. ONU (s.f.), disponible en: <http://www.un.org/es/sustainablefuture/about.shtml>.

La economía Ecológica, básicamente se entiende como una nueva escuela económica basadas en otras filosofías, buscando comprender la multidimensionalidad del medio ambiente, (...), es un contrapunto crítico a la economía ambiental, basada en las leyes de la termodinámica y los grandes ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas de la biósfera, enfatiza la finitud de los recursos naturales en las propuestas de política de gestión ambiental. Man Yu Chang (s.f.).

Por su parte, la economía ambiental se constituye como disciplina como una respuesta de los economistas neoclásicos a la problemática ambiental contemporánea que se basa en los mismos conceptos básicos de la teoría neoclásica, que concentra el análisis sobre la escasez, y donde los bienes son valorados según su abundancia y rareza, se basa en las teorías de la internalización de las externalidades de Pigou, y Coase, ambos de la escuela neoclásica. Man Yu Chang.

La incorporación del medio ambiente al mercado se daría mediante el procedimiento de internalización de esas externalidades de Pigou y Coase.

El sector energético desempeña un papel de importancia fundamental en el desarrollo económico. Sin embargo, existen diversas controversias en la implementación una alternativa u otra, por ejemplo, unos apoyan la instalación de centrales nucleares por varios atributos, otros defienden

el uso de hidrocarburos; otros son defensores de centrales hidroeléctricas; otros de energías alternas como eólica, solar, geotermia y biomasa; y otros la rechazan. A estas controversias se debe añadir la disponibilidad de los recursos energéticos disponibles.

Por lo tanto, existe una diversidad de opiniones, en favor y en contra de las diversas alternativas de generación de energía eléctrica, más aún es problemático cuando todas las alternativas deben cumplir con diversos objetivos y que son conflictivos entre sí tal como indica, Colino, A. (s.f. p.1).

Por lo tanto, la investigación es un conjunto de objetivos a cumplir por cada alternativa que son conflictivos entre sí, por ello tiene el carácter de multiobjetivo. Por ser estos objetivos multidisciplinarios se adopta la economía ecológica a cambio de la economía ambiental. Aunque ambos enfoques económicos afirmen ocuparse de la gestión de lo útil y lo escaso, la economía ecológica considera que toda la biosfera y los recursos puedan ser a la vez escasos y de alguna manera útiles. (Aguilera y Alcántara, 2011, p.233).

Objetivo

Seleccionar alternativas de generación de energía eléctrica para desarrollar un nuevo modelo energético en Bolivia, basado en la economía ecológica, utilizando la teoría de la decisión multicriterio para la minimización de los conflictos entre alternativas.

Metodología

De los diferentes criterios que tienen las alternativas o tecnologías productoras de energía eléctrica, en este estudio se consideró cuatro: ambientales (emisiones de dióxido de carbono, sociales (número de empleos), económicos (LCOE: Levelized Cost of Electricity) e impactos (costo de los impactos).

Las alternativas o tecnologías productoras de energía eléctrica que se consideraron en este estudio son las que se podrían instalar en Bolivia las mismas son: termoeléctrica a gas natural, nuclear, hidroeléctrico grande, hidroeléctrica pequeña, solar fotovoltaica, solar térmico, geotérmico y biomasa.

Los métodos de decisión multicriterio que se utilizó en el estudio es la programación multiobjetivo seguida por el método de las ponderaciones como técnica de generadoras del conjunto eficiente. En la Figura 1 se puede ver la información que el método requiere.

Datos de los criterios por unidad de energía para cada alternativa

1. Emisiones e CO₂ (g/GWh)
2. Empleos (No job/GWh)
3. LCOE (USD/GWh)
4. Costo impacto (USD/GWh)

Datos de los recursos energéticos (GWh) para las alternativas

1. Termoeléctricas
2. Nuclear
3. Hidráulica grande
4. Hidráulica pequeña
5. Solar fotovoltaica
6. Solar térmica
7. Eólica
8. Geotérmica

Proyección de requerimiento de energía por la población (GWh)

Programación multiobjetivo

Figura 1. Información requerida por el método de decisión

El modelo matemático para la programación multiobjetivo consta de funciones objetivo y de restricciones, se muestra a continuación:

$$FO: \min \sum_{k=1}^4 \sum_{i=1}^9 (a_{ki} x_i)$$

$$\sum_{k=1}^4 \sum_{i=1}^9 (b_{ji} x_i) \leq RE_j$$

$$x_i \geq 0$$

Donde FO es función objetivo (puede ser de minimización o maximización), a_{ki} son los valores de los criterios, x_i son las cantidades de energía que cada alternativa produce, b_{ji} son los coeficientes de las cantidades de energía (en este caso es de uno), RE_j cantidad de recurso energético que Bolivia tiene, la misma es para cumplir con las restricciones.

Para determinar las alternativas tecnológicas que sean capaces de producir energía requerida, y que todas las funciones objetivo cumplan con lo planeado, para las emisiones de CO₂, LCOE y costo de impactos deben ser mínimos y para la cantidad de empleos la función objetivo es maximizar.

Siendo que la evaluación de las funciones objetivo reporta cuatro diferentes resultados de producción de energía por las alternativas, denominados como resultados ideales, es

que se usa el método de ponderación como forma de obtener la mejor opción.

Este método consiste en conseguir una sola función objetivo ponderada a partir de la suma de todas las funciones objetivo multiplicado por un factor de ponderación (que en este caso se hace variar 0.7 para una función objetivo y 0.1 para el resto, luego se hace una combinación, asimismo se considera el valor de 0,25 para cada función objetivo. Con los valores de las variables se calcula nuevamente las funciones objetivo, de lo cual se escoge el mejor de las alternativas. A continuación, el modelo matemático:

$$FO_p = \min \sum_{k=1}^p \lambda_k f_k(x)$$

$$\sum_{k=1}^p \lambda_k = 1$$

Donde λ_k son los coeficientes de ponderación, para dar una importancia a las funciones objetivo, este valor se escoge aleatoriamente. Para algún valor de λ habrá de un resultado satisfactorio.

El análisis de la programación multiobjetivo se llevó a cabo para diferentes escenarios (2020, 2030, 2040 y cambios en el escenario 2040) escogidos por la disponibilidad de los recursos energéticos como lo es el gas natural, nuclear, etc.

La programación multiobjetivo se evaluó usando el solver que es una herramienta que tiene el Excel.

En la Tabla 1, Tablas 2, Tabla 3 y Tabla 4 se muestra los datos referidos a los criterios para las alternativas, para cada escenario.

Datos de criterios

Tabla 1. Proyección de emisión de CO₂ (10⁵ gCO₂/GWh)

Tecnología	2020	2030	2040	> 2040
Gas	4430	4430	4430	0
Nuclear	660	660	660	0
Hydro Large	130	130	130	65
Hydro small	130	130	130	65
Solar PV	320	320	320	320
Solar thermic	130	130	130	130
Eolic	100	100	100	100
Geotermic	380	380	380	380
Biomass	140	140	140	140

Tabla 2. Empleos en (Job/GWh)

Tecnología	2020	2030	2040	> 2040
Gas	0,464	0,512	0,512	0,512
Nuclear	0,3	0,571	0,571	0,571
Hydro Large	0,129	0,116	0,116	0,116
Hydro small	0,018	0,016	0,016	0,016
Solar PV	0,263	0,237	0,237	0,473

Solar thermic	0,07	0,063	0,063	0,127
Eolic	0,098	0,088	0,088	0,265
Geotermic	0,015	0,014	0,014	0,028
Biomass	0,062	0,055	0,055	0,055

Tabla 3. Costo de LCOE USD/GWh

Tecnología	2020	2030	2040	> 2040
Gas	57300	57800	58300	58300
Nuclear	99100	94350	89600	89600
Hydro Large	66200	64300	62400	62400
Hydro small	66200	64300	62400	62400
Solar PV	85000	77200	69400	69400
Solar thermic	242000	223150	204300	204300
Eolic	63700	60650	57600	57600
Geotermic	46500	51950	57400	57400
Biomass	102400	96700	91000	91000

Tabla 4. Costo de impacto USD/GWh

Tecnología	2020	2030	2040	> 2040
Gas	11760	11760	11760	11760
Nuclear	10	10	10	10
Hydro Large	190	190	190	190
Hydro small	130	130	130	130
Solar PV	1970	1970	1970	1970
Solar thermic	1970	1970	1970	1970
Eolic	360	360	360	360
Geotermic	1040	1040	1040	1040
Biomass	3410	3410	3410	3410

Para determinar la proyección de requerimiento de energía por la población, se tomó datos de consumo de energía eléctrica cada mes desde 1996 hasta 2016, reportados por el Ministerio de Hidrocarburos y Energía (2016), el consumo es expresado en serie de tiempo con características de estacionalidad y tendencia, por lo que el pronóstico es prudente analizar por el método de suavización triple o mejor nombrado método de Holt Winter multiplicativo.

A manera de comparar los resultados, para el 2022 el consumo es de 13109,8 GWh, este valor es similar al reportado por el Ministerio de Hidrocarburos & Energía (2012) en su estudio de la: Proyección óptima de expansión del sistema interconectado nacional 2012–2022. En 1996 y 2015 el requerimiento de energía eléctrica por la población boliviana fue de 2502.3 y 8882.5 GWh respectivamente, y por proyección para los años 2020, 2030 y 2040 fue de 11892.3, 17979.5 y 24066.7 GWh respectivamente. Pero en algunos escenarios, se aumentó hasta 48000 GWh como una proyección preventiva.

El análisis de la programación multiobjetivo se llevó a cabo para diferentes escenarios escogidos por la disponibilidad de los recursos energéticos, estos son 2020, 2030 y 2040, sin embargo, para escenarios más que el escenario 2040 (+2040, +2040-2, +2040-3, +2040-4, +2040-5 y +2040-6) son asumidos por disponibilidad de recursos energéticos

basados en la economía ecológica. Los recursos energéticos son determinados por diferentes métodos. En la Tabla 5 se muestran los recursos energéticos disponibles para cada tecnología.

Tabla 5. Recursos energéticos disponibles para cada tecnología en Bolivia

Recursos energéticos	2020	2030	2040	+2040
Natural Gas	276362	1095	0	0
Nuclear	0	1000	5000	0
Hydro Large	48635	48635	0	0
Hydro small	14007	14007	14007	14007
Solar PV	2666	6094	11426	11426
Solar Thermic	2666	6094	11426	11426
Eolic	15000	15000	15000	137663
Geotermic	876	2628	11037,6	11037,6
Biomass	1182	1182	1182	1182

+2040-2	+2040-3	+2040-4	+2040-5	+2040-6
0	0	0	0	276362
0	5000	0	5000	5000
0	0	0	14007,2	14007
14007	14007	14007	14007	14007
114260	11426	11426	11426	11426
114260	11426	11426	11426	11426
137663	137663	15000	15000	15000
11037	11037	11037	11037	11037
1182	1182	1182	1182	1182

Resultados y discusión

En el método de la decisión multicriterio (programación multiobjetivo), se utilizó los datos de los criterios de las alternativas, los recursos energéticos disponibles en Bolivia para cada tecnología y el requerimiento de energía por la población para cada escenario. Como resultado de la evaluación de la programación multiobjetivo para escenario, la producción de energía eléctrica por las alternativas aparece en mayor o menor cantidad para cada función objetivo, como ejemplo en la Figura 2 se muestra la generación de energía eléctrica por las alternativas para el escenario +2040-5.

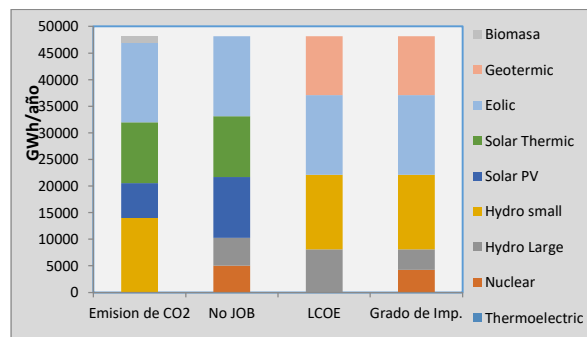


Figura 2. Energía para el escenario +2040-5

Por su parte, en Figura 3, se muestra los resultados para las funciones objetivo.

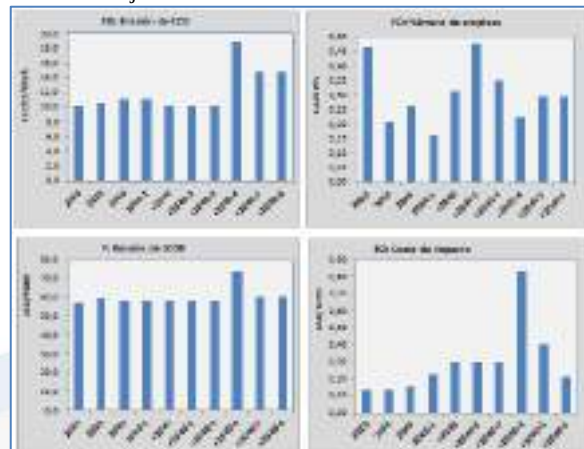


Figura 3. Resumen de valores de las funciones objetivos ideales

En la Figura 3 se representan los valores de la función objetivo para cada escenario analizado en ese estudio. En la cual se puede evidenciar la elocuencia de la conflictividad de las funciones objetivo por su carácter multicriterio, cada función objetivo converge a valores que cumplan la minimización o maximización.

En la misma Figura 3, para la función objetivo LCOE, sus valores se mantienen por debajo de los 60 USD/MWh, para todos los escenarios menos para el escenario +2040-4 en la que se disminuye los recursos energéticos eólicos. Para ese escenario también sube considerablemente el costo de los impactos hasta llegar a 827,4 USD/GWh que es el valor más elevado de todos los escenarios, mientras que para los otros escenarios oscilan entre 400 a 100 USD/GWh. Con respecto a la función objetivo emisión de CO2eq, también para el escenario +2040-4, aumenta considerablemente, para los otros escenarios se mantienen entre 10 y 14 tnCO2/GWh. Se podría decir que para la función objetivo empleos, la disminución de los recursos energéticos eólicos también han afectado en el escenario +2040-4, en este caso con la disminución de empleos.

A priori, se podría decir que la mejor opción es el escenario +2040-2, cuando por motivos de la minimización de extracción de recursos energéticos no renovables como lo es el gas natural, la nuclear y las hidroeléctricas grandes que basadas en la economía ecológica, que privilegia la finitud de estos recursos energéticos, los valores de las funciones objetivo son las más adecuadas, aunque no las mejores, el número de empleos son altos, el LCOE también adopta valores adecuados. De la misma manera la función objetivo de impactos adopta costos adecuados, aunque no tan bajos como otros escenarios, pero mejor que otros.

La economía Ecológica, también privilegia la minimización de posibilidades de aumentar la entropía, la misma se consigue con emisiones de gases de efecto invernadero un recurso fósil como lo es el gas natural que en el reservorio su entropía era bajo, pero al combustionar los subproductos (CO_2 y otros) se encuentra en otro estado de mayor entropía, tanto los gases emitidos y la energía disipada es imposible volver a su estado natural. Que en este caso los gases son a causa de las emisiones referidas a la que se realiza en todo el ciclo de vida de las tecnologías, en otras palabras, son emisiones inevitables que generalmente son causados a la construcción de las tecnologías, aunque no en su funcionamiento. Asimismo, la economía social privilegia el bienestar de la sociedad, los impactos mínimos y número de empleos por las tecnologías, contribuye a este atributo.

Hasta el momento no se ha obtenido un punto de convergencia para todas las funciones objetivo, para lo cual en el siguiente apartado se muestran los resultados de multicriterio por ponderación de promedios, como un método de aproximación a la convergencia a resultados satisficentes, es decir de los posibles el mejor, Figura 4.

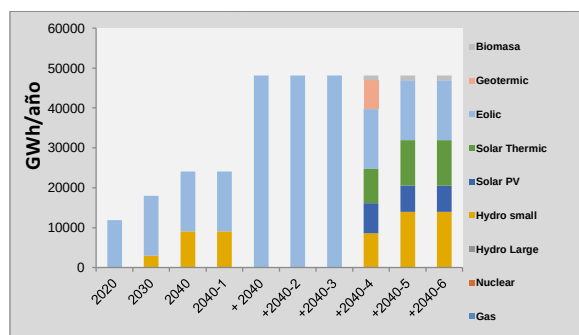


Figura 4. Tecnologías para la función objetivo de ponderación

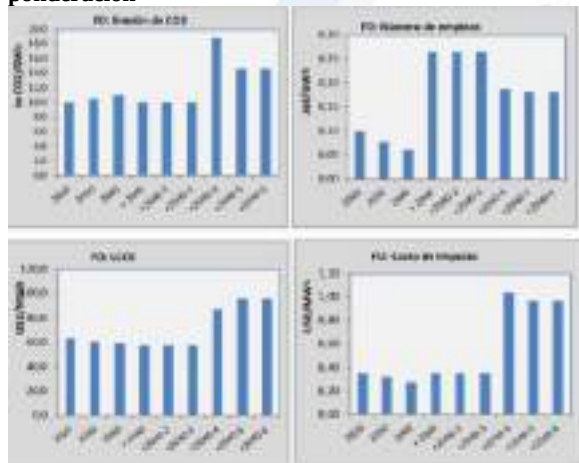


Figura 5. Funciones objetivo ponderados

Basado en la Figura 4, para los escenarios 2040 el requerimiento de energía de 24066 Gwh es posible generar solo con las tecnologías eólica e hidroeléctrica pequeña, por su parte aumentando considerablemente el recurso energético en los escenarios +2040-1 a +2040-3 es posible

producir energía solo con eólica, aunque el requerimiento sea el doble. En el escenario +2040-6 se hace participar la termoeléctrica, nuclear e hidroeléctrica grande, pero el modelo (simulación) no los considera. Sin embargo, en el escenario +2040-4, no considera estos recursos, por lo que se podría seleccionar a este escenario como la base para una nueva matriz energética, donde participan varias tecnologías alternas, aunque los valores de las funciones objetivo sean un poco elevados que en los otros escenarios.

En la Figura 5, se muestran los valores de las funciones objetivos obtenidos por el método de la ponderación de promedios. Donde se puede ver los escenarios más expectables a juzgar por los valores de las funciones objetivos corregidos.

Para la función objetivo emisiones, en los escenarios 2020 a +2040-3 adoptan valores mínimos de emisión de CO_2eq , pero aumentan en los escenarios +2040-4 a +2040-6.

Por su parte, la función objetivo empleos, los tres primeros escenarios adoptan valores bajos de empleo, pero aumenta bastante su valor en los escenarios de +2040, +2040-2 y +2040-3, en estos escenarios no participan los recursos energéticos gas natural, hidroeléctricas grandes ni nuclear, solo en el escenario +2040-3 participa la nuclear. En los escenarios +2040-4, +2040-5 y +2040-6 cuando nuevamente se toma en cuenta los recursos energéticos gas natural, hidroeléctricas grandes y nuclear, el número de empleos disminuye, aunque no en los valores que los primeros escenarios.

Con respecto a la función objetivo LCOE, los tres últimos escenarios adoptan valores elevados en comparación a los otros escenarios, coincide con la participación de los recursos energéticos mencionados.

El mismo patrón ocurre con la función objetivo costo de impactos que con la función objetivo LCOE.

Por lo tanto, en los tres primeros y tres últimos escenarios, participan todos los recursos energéticos es precisamente que en estos escenarios donde se observan valores de las funciones inconvenientes, pero cuando estos recursos energéticos no participan por ejemplo en los tres escenarios intermedios (+2040-1, +2040-2 y +2040-3) las funciones objetivo adoptan valores convenientes.

Conclusiones

Se podría concluir, que los escenarios +2040-1 y +2040-2 son los escenarios más adecuados, aunque con el método de las ponderaciones el recurso energético eólico es suficiente para producir la energía requerida; sin embargo, viendo en la programación multiobjetivo los valores ideales de las funciones objetivo de estos escenarios (cuando no participan ningún recursos energético de gas natural, hidroeléctrica grande y nuclear) son similares y adecuados, además las tecnologías que participan son variadas, la eólica en mayor porcentaje, la solar fotovoltaica, la geotermia y la hidroeléctrica pequeña. Aun cuando los valores de las funciones objetivo son relativamente

adecuados en el escenario +2040-3, no se toma en cuenta puesto que participa el recurso energético nuclear, ya que su participación coadyuva en el empeoramiento de las funciones objetivo, además, su participación es en cantidad baja.

Sin embargo, pese a que las funciones objetivo para el escenario +2040-4 son adversos frente a los demás escenarios, pero participan todas las tecnologías con energía renovables. Por ejemplo, las emisiones son considerablemente bajas frente a la emisión por las termoeléctricas, en cuanto a empleos y LCOE mantienen valores similares, pero el costo de los impactos es relativamente elevado. Tanto en el caso de las emisiones y en el impacto se podrían mejorar los controles especialmente en el uso de la biomasa y adoptar el escenario +2040-4 como la alternativa más viable para iniciar un cambio de la matriz energética bajo los principios de la Economía Ecológica.

Por lo tanto, el escenario +2040-4, aunque las funciones objetivo son desfavorables, se puede ver que participan todas las tecnologías que funcionan con energías renovables, por lo que se toma como una alternativa factible tomada desde el punto de vista del óptimo de Pareto (representa un punto de equilibrio donde no se puede dar ni pedir sin que afecte al sistema económico).

En se sentido las alternativas que serían parte de una nueva matriz energética, son: Eólica, 31%; Hidroeléctrica pequeña, 18%; Solar térmico, 18%, Solar fotovoltaica, 16%, Geotérmica, 15% y Biomasa, 2%.

Referencias

Aguilera, F. y Alcántara, V. (2011). De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica. Barcelona: Revista CIP-Ecosocial.

Alier, M. J. (1998). Curso de Economía Ecológica la ley de la entropía y el proceso económico. Fundación Argentina y visor. Primera edición. No 11000 México.

Arbues, F. (1995). ¿Tiene el medio ambiente un contenido económico?, Acciones e investigaciones sociales, 3, pp.7-18.

Autoridad de Fiscalización y Control Social de Electricidad (2015). Anuario estadístico 2015. Ministerio de hidrocarburos y Energía, Bolivia.

Bastidas, B. (2010). Análisis multiobjetivo para la optimización en sistemas de generación de energía. (Tesis Doctoral). Programa de Ingenierías Area: Sistemas Energéticos Universidad Nacional de Colombia. Medellín.

Bertani R. (2015). Geothermal Power Generation in the World, 2010-2014 Update Report. Proceedings World Geothermal Congress 2015. Melbourne, Australia, 19-25 April, 2015.

Bill Blackwater (2013). Las contradicciones del keynesianismo medioambiental BNEF (2011). Chile Levelised Cost of Energy.

Bolivia 2015 (2015). El plan Eléctrico del Estado Plurinacional de Bolivia 2015.

Carpintero R. (1999). Economía y ciencias de la naturaleza: algunas consideraciones sobre el legado de Nicholas Georgescu-Roegen. Tribuna de Economía, No 779.

CBHE (2015). Reservas de Hidrocarburos - Bolivia a 2013 ((Este documento es propiedad de la CBHE actualizado en enero 2015).

Cerdá, E. (s.f.). Energía obtenida a partir de biomasa. Aplicaciones eléctricas. Universidad Complutense de Madrid.

Colino, A. (s.f.). Modelo energético actual mundial, accedido 6 de septiembre, 2015, desde, dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/4548656.pdf.

Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA). (2011). Emisiones atmosféricas de las centrales eléctricas en América del Norte. ceg.org.

Encinas, J. *et al.* (2015). Wind characteristics and wind power potential in bolivian's altiplano región. Instituto de Investigaciones Físicas, Carrera de Física Universidad Mayor de San Andrés.

Forcade, V. (2003). Los millones y los peligros del proyecto ITER. Mundo Obrero. N° 147 / dic 2003. Secretaría de Movimientos Sociales Partido Comunista de España. Accedido el 20 de mayo, 2015, desde <http://www.pce.es/secretarias/secmovsocial/pl.php?id=52.79>.

García Ochoa, R. (2014). Pobreza energética en América Latina Copyright © Naciones Unidas, marzo de 2014. Todos los derechos reservados Impreso en Naciones Unidas, Santiago de Chile.

Guillermo Francisco Torres Orías *et al.* (2010). Perspectivas de la matriz energética boliviana.

Hubert, M. K. (1956). Nuclear energy and fossil fuels. Shell development Company. Houston Texas.

IEA. (2017). Levelized Cost and Levelized Avoided Cost of New Generation Resources in the Annual Energy Outlook 2017. Obtenido desde: https://www.eia.gov/outlooks/aeo/pdf/electricity_generation.pdf

Ministerio de Hidrocarburos y Energía (2012). Proyección Óptimo de expansión del sistema interconectado nacional 2012 – 2022.

Ministerio de Hidrocarburos y Energía (2014). Plan Eléctrico del Estado Plurinacional De Bolivia-2025.

Ministerio Hidrocarburos y Energía (2012). Anuario estadístico 2012.

Man Yu Chang (2015). La economía ambiental. Capítulo 6.

ONU (s.f.). Sustainable future disponible en: <http://www.un.org/es/sustainablefuture/about.shtml>.

Pengue, A. A. (s.f.). La Economía Ecológica y el desarrollo en América Latina.

Postigo, J., C. *et al.* (2015). Cambio climático, movimientos sociales y políticas públicas una vinculación necesaria. Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales (CLACSO).

Sachs, J., D. (2015). La era del desarrollo sostenible. Impreso en España. ISBN 978-84-234-2180-0. Sarriko, País vasco.

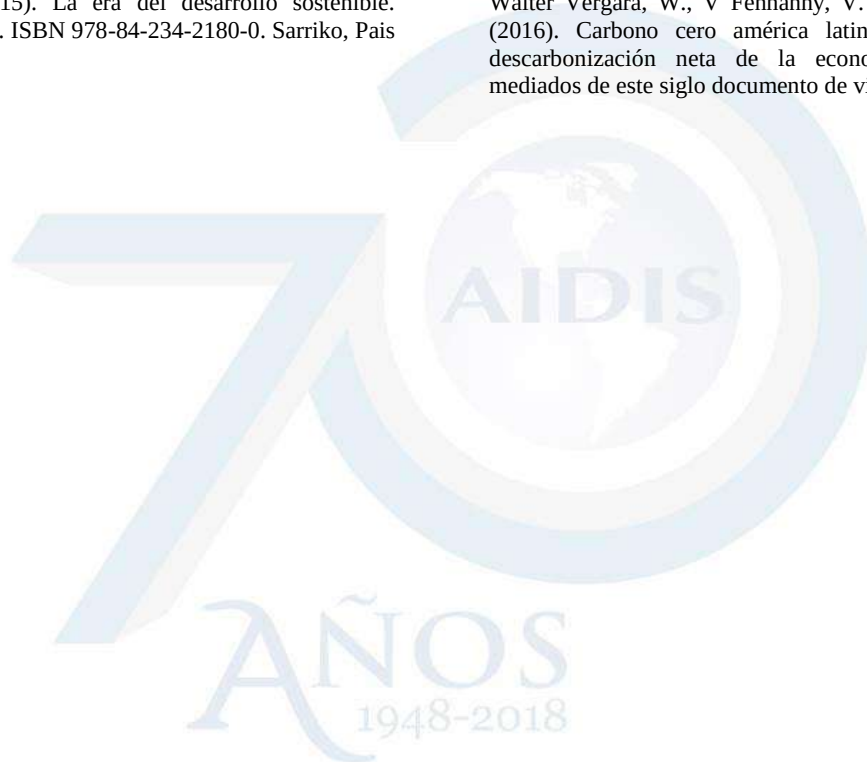
SENAMHI (s.f.). Sistema de Procesamiento de Datos Meteorológicos.
<http://www.senamhi.gob.bo/web/public/sismet>.

Serrano Mancilla, A: y Carrillo, S., M. (2011). La economía verde desde una perspectiva America Latina. Fundación Friedrich Ebert Stiftung. Proyecto regional de Energía y Clima.

Steve Thomas. (2010). Los Costos de la Energía Nuclear: Una Actualización. Fundación Heinrich Böll.

Stocker, T., et.al (2013). Climate change 2013: The physical science basis.

Walter Vergara, W., V Fenhanny, V. J. y Schletz. C. M. (2016). Carbono cero américa latina una vía para la descarbonización neta de la economía regional para mediados de este siglo documento de visión.



[00395] EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES DE SISTEMAS DE GENERACIÓN DE ENERGÍA DEL OCÉANO: ESTADO DEL ARTE

LEONOR PATRICIA GÜERCA HERNÁNDEZ¹; MARÍA GUADALUPE PAREDES FIGUEROA²

lguercah@iingen.unam.mx¹; mparedesf@iingen.unam.mx²

Abstract

The increase of greenhouses gases (GHG) generated by the burning of fossil fuels has been recognized as one of the main causes of Climate Change (CC). Different countries of the world have developed new policies on national energy security. These emerging policies are directed to the use of renewable energies mainly, one of them, ocean energies. However, the use of these technologies is not exempt from the generation of potential environmental impacts throughout their life cycle. For this reason, the implementation of renewable sources should be evaluated from a sustainable holistic approach, considering environmental, social and economic factors throughout its useful life. In this context, the Life Cycle Assessment (LCA) is a methodology designed to account for the environmental impacts of a technology over their entire life cycle. Such ‘cradle to grave’ analyses quantitatively account for all the energy, materials, emissions and waste products associated with everything from the extraction of raw materials to disposal at the end of the technology useful. In this respect, the objective of this study is to compile the available information from LCA studies of ocean energy technologies. Finally, the critical stages of the systems evaluated were identified, together with, the areas of opportunity for ocean energy developers.

Palabras claves: Análisis de Ciclo de Vida, Impactos ambientales, Energías del océano.

Introducción

Hoy en día la producción de energía se basa principalmente en combustibles fósiles que representan un 81.2% de la producción total de energía (EU, 2016). Sin embargo, las reservas de estos recursos no renovables son limitadas y su uso a gran escala está asociado con el deterioro del medio ambiente, contribuyendo significativamente al Cambio Climático (CC), por la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) (Coxtinica A, 2015). De esta forma, el uso de energías renovables promete ser una alternativa para

reducir las emisiones de GEI y al mismo tiempo satisfacer la demanda energética mundial, al tiempo que contribuyen al desarrollo social y económico de un país (IPCC, 2012). En consecuencia, durante los últimos años, la energía del océano ha tenido un incremento considerable en su investigación, desarrollo e implementación a nivel mundial. En comparación con otras energías renovables, el potencial de energía del océano es amplio para el suministro de energía a países y comunidades cercanas al mar. Se estima que los recursos globales son más de 30,000 TWh/año teóricamente (Liu et al., 2017). Un elemento clave para el éxito de la generación de electricidad a partir de la energía del océano son los estudios asociados a los posibles impactos ambientales de este sector. Sin olvidar, que es importante sustentar el desarrollo de las tecnologías en estudios que vayan más allá del enfoque tradicional, estos deben considerar los impactos ambientales, sociales y económicos a lo largo de todo su ciclo de vida. La energía oceánica comprende un grupo de tecnologías bajas en carbono que podrían desempeñar un papel significativo en la transición del sector energético en el mundo, contribuyendo a la seguridad energética, así como a la reducción de emisiones de GEI (Sgobbi et al., 2016). Sin embargo, el estudio de los posibles impactos ambientales generados por las diferentes tecnologías de energías del océano es aún limitado y su probable magnitud. Estos, posibles impactos al ambiente pueden estar asociados a las diferentes etapas a lo largo de su ciclo de vida (fabricación, operación y mantenimiento, desmantelamiento y disposición final). Por lo cual, es necesario una evaluación global en términos de sustentabilidad de cada una de las líneas de desarrollo del sector de energías del océano, con el objetivo de contar con información científicamente confiable que permita una selección ambiental, económica y socialmente viable para la generación de energía. En este sentido, el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta que evalúa cuantitativa y sistemáticamente los impactos ambientales de una tecnología a lo largo de su ciclo de vida, mediante la evaluación de todas las

entradas y salidas de cada una de las etapas involucradas en el sistema (Figura 1) (Pehnt, 2006). Por lo tanto, el objetivo de este estudio es compilar la información disponible en literatura respecto a los estudios de ACV de tecnologías de energía del océano. Finalmente, se identificaron las etapas críticas de los sistemas evaluados, junto con las áreas de oportunidad para los desarrolladores de dispositivos de generación de energía a partir del océano.

Estructura ACV

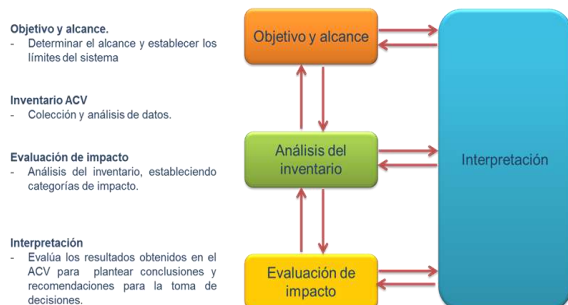


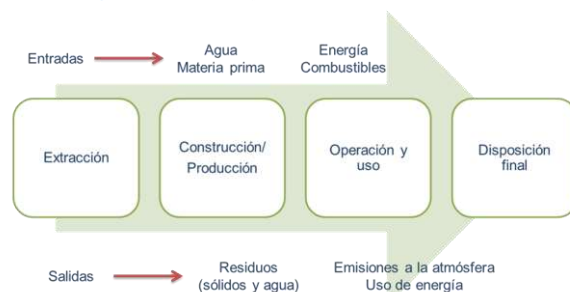
Figura 1. Esquema general de un ACV de energías del océano

Metodología

Durante la fabricación, traslado, instalación, uso y disposición final de los diferentes dispositivos empleados para generar energía a partir del océano, se ven involucrados diversos materiales como metales, plásticos, polímeros, entre otros, en este sentido se pretende emplear la metodología de Análisis del Ciclo de Vida (ACV). El ACV es una herramienta que permite evaluar los impactos ambientales de productos o servicios de una forma global, ya que considera todas las etapas del ciclo de vida, desde la extracción de las materias primas, transporte, procesamiento, hasta su disposición final y todos los vectores involucrados: aire, agua, suelo (ISO 14040, 2006) (Figura 2). Podemos definir como la principal característica del ACV el enfoque holístico ya que pretende la integración de todas las etapas del ciclo de vida y analizarla como un solo sistema, más no de forma independiente (Ortiz, 2015).

Figura 2. Enfoque de la metodología de ACV (Ortiz Y,

Identificación y cuantificación de impactos ambientales: Desde la “Cuna a la tumba”



2015)

ACV es una metodología estandarizada por ISO 140140 (ISO 140140, 2006), aceptada y reconocida a nivel mundial, que motiva el desarrollo de una producción sustentable y ambientalmente responsable. Es un proceso en el que se reconocen las siguientes etapas, todas ellas interrelacionadas: objetivo y alcance; inventario de ciclo de vida; evaluación del impacto de ciclo de vida e; interpretación de ciclo de vida. En la Figura 3 se ilustran las conexiones entre estas cuatro etapas y se puede observar que se trata de un proceso iterativo.

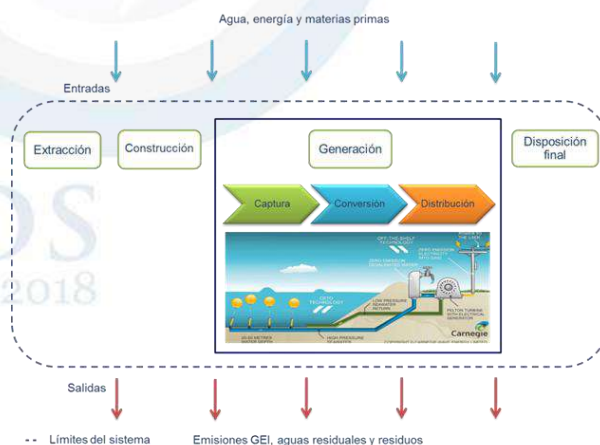


Figura 3. Enfoque de la metodología de ACV (ISO 14040, 2006).

Hasta ahora, los estudios de ACV de energía del océano son limitados, se han desarrollado análisis principalmente para los convertidores de energía de las olas y las mareas, con un enfoque en los dispositivos de campo (Magagna and Uihlein 2015). Los resultados

previos de los análisis de ACV que se han realizado hasta la fecha en dispositivos de marea y oleaje muestran un buen rendimiento medioambiental en relación con las centrales eléctricas convencionales o las energías renovables, como la energía solar fotovoltaica o la biomasa ((Raventós et al., 2010; Thomson et al., 2016; Gastelum, 2017; Pinto, 2017). En la Figura 4 se puede observar un diagrama general de un estudio de ACV para energías del océano. Sin embargo, otros estudios de ACV pueden tener variaciones en sus etapas. En la etapa de desmantelamiento: los residuos pueden seguir diferentes alternativas, entre ellos: incineración, vertedero, reciclaje o una combinación de ellos (Raventós et al., 2010).

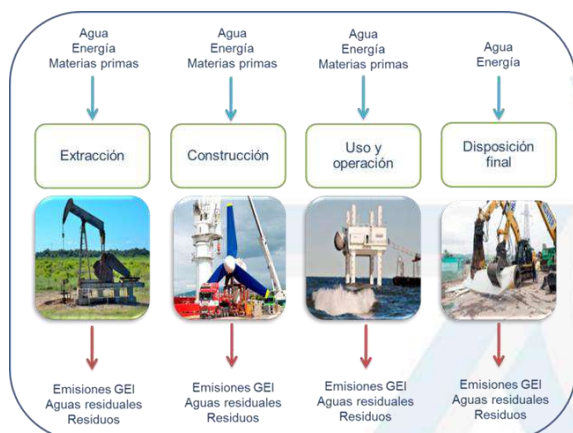


Figura 4. Esquema general de un ACV de energías del océano

En la siguiente sección se presenta un resumen de los ACV de energías del océano reportados hasta ahora en literatura, así como, la identificación de las etapas críticas de las diferentes tecnologías de energía del océano, en materia de impactos ambientales.

Resultados y discusión.

Las consideraciones generales de los estudios de ACV en energías del océano, fueron las siguientes:

Objetivo de ACV. Desarrollar un Análisis de Ciclo de Vida comparativo de la producción de 1 kWh de energía eléctrica a partir de tecnologías de energía del océano. Esta investigación pretende comparar los distintos dispositivos para cada fuente de energía del océano. Como punto de referencia, se puede mencionar que actualmente a nivel mundial existen diversos tipos de dispositivos de captación para cada una de las fuentes de energía del océano, sin embargo, muchos de

ellos no han pasado de la etapa de diseño, solo una pequeña proporción ha sido evaluada en el mar y, por lo tanto, son muy escasos los que han alcanzado la fase comercial (Carta Gonzalez et al., 2009). Los dos tipos de energía oceánica que presentan mayor avance en prototipos son la undimotriz y la energía de corriente de marea (Uihlein and Magagna, 2016).

Límites del sistema. En la mayoría de las tecnologías de generación de energía a partir del océano se consideran su ciclo de vida completo, desde la construcción de la planta, el proceso de extracción de materias primas, la generación de energía y su disposición final.

Límites temporales. En los trabajos analizados se considerará un límite temporal promedio considerado es de 20 años de producción de energía, el cual corresponde al horizonte de operación de las plantas generadoras de energía.

Límites geográficos. Las etapas de construcción de la planta y generación de la energía de todas las tecnologías analizadas corresponden a diferentes contextos geográficos. Las materias primas y componentes estructurales para la construcción de los dispositivos de generación eléctrica provienen de diferentes partes del mundo, por lo cual la cobertura geográfica varía en función de la ubicación de producción de cada uno de los insumos.

considerando como guía el documento publicado por Raventos et al. (2010), en el cual incluyen una serie de

Tabla 1. Estudios de ACV de diferentes fuentes de energía del océano.

ESTUDIO	ALCANCE	REFERENCIA
Life Cycle Assessment of a Wave Energy Converter.	ACV de un dispositivo de energía del oleaje.	Gastelum, 2017
Full life cycle assessment of a wave energy converter.	Evalúa los impactos ambientales de un convertidor de olas (Pelamis).	Thomson et al., 2016
Life cycle assessment of ocean energy technologies.	Evaluar los impactos ambientales de diversos dispositivos de energía del océano para la generación de energía eléctrica y su integración a la red eléctrica europea.	Uihlein, 2016
Assessing the impacts of technology improvements on the deployment of marine energy in Europe with an energy system perspective.	Evaluar cómo las mejoras tecnológicas afectan el despliegue de la energía marina en la UE.	Sgobbi et al., 2016
Green Energy from the Ocean: An overview on cost effective and reliable measuring systems.	El presente estudio proporciona una revisión detallada de los impactos ambientales generados por fuentes de energía del oleaje.	Bendfeld et al., 2015
Sea-use impact category in life cycle assessment: State of the art and perspectives.	Análisis de los impactos generados por el uso del mar y la aplicación de ACV para su evaluación.	Langlois et al., 2015
Life Cycle Assessment for marine renewables.	ACV de aerogeneradores Vestas	Raventós et al., 2010
Energy and carbon audit of an offshore wave energy converter.	Evalúa los impactos ambientales de un convertidor de olas (Pelamis).	Parker et al., 2007
Life cycle assessment of the wave energy converter: Wave Dragon.	Evalúa los impactos ambientales de un convertidor de olas (Wave Dragon).	Hans et al., 2017

Límites tecnológicos. Como se expuso con anterioridad, existen una gran diversidad de dispositivos para generación de energía a partir del océano, primeramente, se clasifican por la fuente de energía oceánica que aprovechan, y en segundo término por el principio de operación u orientación respecto al flujo. De acuerdo a la literatura los pocos estudios de ACV que se han realizado en este tema, se han enfocado principalmente en los dispositivos que se encuentran en etapas avanzadas de desarrollo, los cuales corresponden al aprovechamiento de la energía undimotriz (Pelamis, Oyster, Wave Dragon) y de corriente de marea (Seagen).

Unidad funcional. Para establecer la unidad funcional y el horizonte de operación se realizó una búsqueda exhaustiva de todos los ACV que se han realizado en este tema,

recomendaciones para cada etapa del ACV con el propósito de obtener resultados realistas y comparables en estudios futuros (Raventós et al., 2010; Uihlein, 2016; Uihlein and

Magagna, 2016). De tal forma que la unidad funcional del presente ACV se define como 1kWh de energía eléctrica generada en un periodo de tiempo de 20 años de la planta, considerando generación total de energía eléctrica durante este tiempo.

La Tabla 1 proporciona información sobre estudios de ACV que se han realizado a diferentes tecnologías de energía del océano. Entre las categorías de impacto más comúnmente evaluadas en algunos de los ACV analizados son: cambio climático, agotamiento de ozono estratosférico, acidificación, eutrofización,

toxicidad humana, ecotoxicidad, agotamiento de recursos abióticos y bióticos. De acuerdo con Pelc & Fujita (2002), los posibles impactos ambientales generados por los diferentes dispositivos de energía del océano son principalmente: alteración de los flujos de agua, modificación de los gradientes de salinidad y oleaje, bloqueo de rutas migratorias, captura y muerte de especies en filtros y equipos, cambios en la biodiversidad, contaminación química, visual y auditiva. Los ecosistemas que presentan una mayor afectación son los arrecifes costeros, playas, dunas, estuarios, manglares. Entre las medidas de control y/o mitigaciones propuestas se encuentran, evitar áreas con arrecife, no cerrar entradas de estuario o lagunas, regular la operación de turbinas para evitar el bloqueo de flujos y aprehensión de especies, realizar estudios de ubicación para evitar rutas migratorias y proponer el uso de plantas pequeñas con alta eficiencia de producción.

Por otro lado, Hammata et al. (2017) menciona que todos los tipos de extracción de energía del océano están asociados con el cambio hidrodinámico, que puede afectar los ecosistemas bentónicos debido a la alteración de la dinámica de los sedimentos. La energía mareomotriz y en particular la energía por gradiente térmico también puede afectar los ecosistemas bentónicos mediante cambios fisicoquímicos (es decir, salinidad y pH) causados por la estratificación y la mezcla reducidas del agua desde diferentes profundidades.

Todos los dispositivos de energía del océano están instalados en lugares alejados de la costa (offshore), conectados al área terrestre a través de cables de alimentación que emiten campos electromagnéticos. La magnitud de estos campos varía según la dimensión del cable y el diseño de la cuadrícula. Cuando se utilizan cables de alta tensión, los campos electromagnéticos pueden interferir con la orientación y el comportamiento de alimentación de animales sensibles a los electrodos. La evidencia de los impactos negativos significativos de los campos electromagnéticos sigue siendo escasa, pero no debe descartarse. Además, todos los convertidores de energía del océano también pueden emitir un ruido submarino de baja frecuencia, con efectos sutiles pero potentes en la fauna marina (Hammara et al., 2017).

Adicional a lo antes mencionado, también pueden causar colisiones (o enredos) con peces, mamíferos o aves marinas. Con base en experimentos de campo, los riesgos de colisión parecen ser limitados para pequeñas turbinas mareomotrices. Sin embargo, algunos convertidores de energía del oleaje contienen rotores y

cables que se mueven a través de grandes volúmenes de agua y a velocidades de hasta 10 m/s. Estos pueden ser difíciles de evitar para grandes peces y mamíferos marinos, particularmente durante la noche cuando la visibilidad es baja. Además, los convertidores de energía unidmotriz también se han considerado como un peligro potencial para las aves marinas de vuelo bajo, debido al riesgo de colisiones en condiciones de baja visibilidad.

Respecto la energía por gradiente térmico, una planta de gran tamaño de Ocean Thermal Energy Conversion (OTEC) puede extraer aproximadamente 300 m³/s de agua profunda y 400 m³/s de agua superficial. El agua se reubica a través de tuberías y se descarga a una profundidad diferente y con temperatura alterada. Esta descarga masiva de agua puede llevar a la reubicación de metales tóxicos y nutrientes del mar profundo a la zona fótica. Se ha reportado sobre el arrastre de peces de aguas profundas en tomas de agua fría desde una planta piloto de OTEC.

Para los sistemas instalados offshore, el dragado y la excavación de cables también pueden ocasionar perturbaciones temporales a través de la dispersión de sedimentos, con impactos negativos potencialmente significativos en lugares sensibles como arrecifes de coral, praderas de pastos marinos y áreas de desove. Lo que es más importante, la presión sonora explosiva bajo el agua de la conducción de pilotes, utilizada en algunos sistemas de energía mareomotriz, puede causar daños y estrés a los peces y mamíferos marinos (Hammara et al., 2017).

Por otro lado, los estudios realizados sobre tecnologías de energía del océano se han centrado principalmente en la categoría de Cambio Climático (Tabla 2), corroborando el bajo impacto de estas tecnologías. Estos incluyen estimaciones de emisiones de CO₂ eq, obteniendo valores de 15 gCO₂/kWh para mareas (Seagen), 23 gCO₂/kWh para el dispositivo de olas (Pelamis). Estos resultados se comparan con diversas tecnologías de generación de energía, con cantidades mayores para el caso de combustibles fósiles de 400-1000 gCO₂/kWh. Los resultados están fuertemente correlacionados con la cantidad de energía utilizada durante todo el ciclo de vida de las tecnologías, por lo tanto, contribuye adicionalmente al agotamiento de los recursos naturales (Raventos et al., 2010).

Tabla 2. Emisiones de CO₂ eq de diferentes tecnologías de generación de energía (Raventós et al., 2010).

Tecnología	Emisiones de CO ₂ eq (gCO ₂ eq/kWh)
WEC Pelamis	25-50
Wave Dragon	13
Turbina Seagen (mareomotriz)	15
Turbina eólica V90 onshore	4.64
Turbina eólica V90 offshore	5.23
Turbina eólica flotante	11.5
Turbina eólica 2.5 MW offshore	9
Hidroeléctrica 3.1 MV	10
Celdas Fotovoltaicas	104
Solar térmica	14
Geotérmica	41

Las contribuciones relativas de las diferentes etapas del ciclo de vida de los dispositivos de energía del océano muestran que la etapa de fabricación es un contribuyente significativo en todas las categorías, una vez más debido a los procesos de fabricación los componentes, principalmente el acero, junto con las operaciones de envío y el mantenimiento también presentan una contribución significativa en algunas categorías (Thomson et al., 2016). Los resultados de estos análisis han demostrado que aún existe una considerable divergencia en las opciones de diseño para los dispositivos de energía del océano, acorde con lo reportado por Uihlein and Magagna (2015). Existen grandes variaciones en relaciones de peso/potencia, con pesos específicos del dispositivo que varían casi en un orden de magnitud (de aproximadamente 470 a 3860 kg/kW). En el futuro, los dispositivos de energía del océano se instalarán en matrices o incluso en granjas de energía del océano. Esto reducirá claramente los impactos ambientales por la generación de electricidad, ya que algunos componentes (por ejemplo, cables, centros eléctricos y subestación) podrían ser compartidos. Por lo tanto, los ACV futuros deberán centrarse en matrices enteras de dispositivos de energía del océano. Dado que los recursos energéticos del océano son variables (aunque muy predecibles, por ejemplo, en el caso de las corrientes de mareas), los estudios deben considerar las fluctuaciones en la producción de electricidad, así como la evaluación de los beneficios ambientales en este sector.

Finalmente, diversos dispositivos han avanzado de prototipos a matrices piloto pre-comerciales para demostrar la confiabilidad, capacidad de supervivencia y la asequibilidad; sin embargo, los altos costos asociados con la generación de energía y la fragmentación tecnológica actual obstaculizan el acceso a la adopción en el mercado. Las tecnologías de energía del océano parecen más cercanas a la comercialización presentando un mayor margen de diseño, demostrando su operación, funcionamiento y producción energética. Por otro lado, las tecnologías de energía undimotriz están aún rezagado su nivel de confiabilidad y, por ende, su aceptación en el mercado.

Las tecnologías de energía del océano aún requieren grandes esfuerzos de mejoras tecnológicas para ser competitivas antes de 2050. Garantizar la rentabilidad de energía del océano para 2030 requiere mejoras de eficiencia en un 40% por encima de las expectativas actuales o reducciones de costos en un 50% (Sgobbi et al., 2016).

Conclusiones

Es claro que la instalación, operación y funcionamiento de los diferentes dispositivos empleados para la generación de energía a partir del océano, tendrá una repercusión directa o indirectamente sobre el medio ambiente. Por lo cual, es necesaria una mayor investigación, especialmente para las tecnologías adicionales de energía del océano (energía mareomotriz, gradiente salino, gradiente térmico y energía eólica), mediante estudios de ACV, con el objetivo de identificar los impactos ambientales generados a lo largo de su vida útil.

Referencias.

- Brooke J, (2003), Wave energy conversion, Volume 6, Chapter 1, Introduction, Elsevier Science Ltd, pp 1-7.
- Carta Gonzalez, J. A., Calero Pérez, R., Colmenar Santos, A. and Castro Gil, M.-A. (2009) Centrales de energías renovables: Generación eléctrica con energías renovables. Madrid: Pearson education S.A.
- Coxtinica A. (2015). La generación de energía eléctrica por fuentes renovables y su uso en México. Facultad de Ingeniería. UNAM. México. Disponible en: <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/6715/Tesis.pdf?sequence=1>
- EU (European Commission). (2016). Energy in figures. Statistical Pocketbook 2016. Disponible en: https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/publication/pocketbook_energy-2016_epub-final_final.pdf

Gastelum L. (2017). Life Cycle Assessment of a Wave Energy Converter. KTH Royal Institute, Stockholm, Sweden. 1-69 pp.

Hammara L., Gullström M., Dahlgren T., Asplund M., Goncalves I., Molander S. (2017). Introducing ocean energy industries to a busy marine environment.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2012). Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Working Group III. Disponible en: https://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/srren/SRREN_FD_SPM_final.pdf

ISO, (2006). ISO 14040, Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework, Análisis de Ciclo de Vida. Organización Internacional de Estandarización. Versión en español. Instituto Mexicano de Normalización y Certificación. pp. 1–28. DOI:10.1136/bmj.332.7550.1107.

Liu Y., Li Y., He F., Wang H. (2017). Comparison study of tidal stream and wave energy technology development between China and some Western Countries. Renewable and Sustainable Energy Review, 76:701-716.

Ortiz Y. (2015). Análisis de ciclo de Vida de la generación eléctrica. Aplicación para una central eólica y una central solar fotovoltaica. Universidad de Cuenca. Cuenca, Ecuador.

Pehnt M. (2006). Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. Renew Energ, 31(1):55–71.

Pelc R., Fujita M. (2002). Renewable energy from the ocean. Marine Policy, 26, 471–479.

Pinto S. (2017). ACV comparativo para la generación de energía eléctrica a partir de fuentes de energía renovable y convencional. Instituto de Ingeniería, UNAM. México.

Prerna, G. and Deshmukh (2015) Ocean Energy for Electricity Generation and its Potential in India, ResearchGate, (October 2015).

Raventós, A., Simas, T., Moura, A., Harrison, G. and Thomson, C. (2010) Commission of the Equitable Testing and Evaluation of Marine Energy Extraction Life Cycle Assessment for marine renewables.

Sgobbi A., Simoes G., Magagna D., Nijs W. (2016). Assessing the impacts of technology improvements on the deployment of marine energy in Europe with an energy system perspective. Renewable Energy, 515-525.

Thomson R., Harrison G., Chick J. (2016). Full Life Cycle Assessment of a wave energy converter. DOI: 10.1049/cp.2011.0124.

Uihlein, A. (2016) Life cycle assessment of ocean energy technologies, International Journal of Life Cycle Assessment, 21 (10), pp. 1425–1437. DOI:10.1007/s11367-016-1120-y.

Uihlein, A. and Magagna, D. (2016) Wave and tidal current energy - A review of the current state of research beyond technology, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 58, pp. 1070–1081. DOI:10.1016/j.rser.2015.12.284.

TEMÁTICA: ECONOMÍA AMBIENTAL

[000297] VALORACIÓN DEL IMPACTO DEL GAS METANO PROVENIENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES

GABRIELA MANTILLA MORALES¹; CARL ANTHONY SERVÍN JUNG DORF²

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua^{1,2}

mantilla@tlaloc.imta.mx¹; cservin@tlaloc.imta.mx²

Resumen

El estado actual de la ciencia tiene la capacidad para proponer soluciones técnicas para reducir la generación descontrolada de gas de efecto invernadero, pero estas vías de acción, viables técnicamente pueden resultar inviables desde el punto de vista económico. Para poder implantar las soluciones técnicas se requiere medir su costo y compararlo contra los beneficios que se obtendrán o compararlos con los costos que acarrearía la desatención del problema. Para estimar la factibilidad de los proyectos se requiere cuantificar los costos y beneficios en términos monetarios para compararlos, en este documento se discute una manera de aproximarse a la cuantificación monetaria de los beneficios derivados del manejo, control y transformación del metano generado por las descargas de agua residual doméstica.

Palabras clave: gases invernadero, metano, evaluación

Abstract

The current state of science has the capacity to propose technical solutions to reduce the uncontrolled generation of greenhouse gas, but these feasible technically action courses may be unviable from the economic point of view. To be able to implement the technical solutions, it is necessary to measure their cost and compare it against the benefits that will be obtained or in another way, compare them with the costs that would be incurred when the problem is ignored. To estimate project feasibility, it is necessary to quantify the costs and benefits in monetary terms to compare

them, this paper discusses a way to approach the monetary quantification of the benefits derived from the management, control and transformation of methane generated by the discharges of domestic wastewater.

Objetivo

La valoración del impacto derivado de las emisiones de los gases de efecto invernadero (GEI) provenientes de las aguas residuales, tiene como finalidad dimensionar la magnitud del problema desde el punto de vista económico. El aporte de la dimensión monetaria de las emisiones permite visualizar el grado de daño que estas emisiones ocasionan. Valorar en términos monetarios busca que la sociedad se sensibilice y comprenda la magnitud del problema, en orden de que el valor del dinero se utiliza como unidad de medida.

Antecedentes

El origen de las emisiones de CH₄ de tipo antropogénico, se debe al manejo, en algunos casos descuidado, del agua residual utilizado para el manejo de excretas y limpieza del hogar. Las descargas al aire libre, regularmente a cuerpos de agua superficiales, o a fosas sépticas y “hoyos” o resumideros, son práctica común en México. En los casos en los que existe recolección de aguas residuales, puede haber complicaciones debido al mantenimiento y deterioro de la red de recolección y posteriormente con los sistemas de tratamiento, cuando estos existen.

Este documento se centra principalmente en la estimación de los efectos originados por el CH₄ dejando a un lado otros GEI.

Evitar la liberación del CH₄ beneficia la atmósfera por la eliminación del impacto que este gas significa para su calentamiento debido a su capacidad de retención calorífica, 28 veces mayor que el CO₂. Un buen manejo de las aguas domésticas residuales, además de garantizar un entorno saludable permite reducir la emanación del CH₄ y posteriormente, en su tratamiento, capturarlo para generar energía y en este proceso transformarlo en CO₂. Al quemar el CH₄ se reduce la capacidad de retención calorífica de los gases de efecto invernadero, así además de eliminar la contaminación de los cuerpos de agua superficiales se eliminan los riesgos sanitarios. Los gases de efecto invernadero provenientes de las aguas residuales debido a la actividad doméstica se debe principalmente a:

1. Baja cobertura de tratamiento de aguas residuales domésticas, lo cual implica descargas libres de aguas servidas a cuerpos receptores, donde el proceso biológico de generación de CH₄ continuará.
2. Insuficiente captación de agua residual debido a la cobertura de alcantarillado. Se considera que las aguas residuales de los alcantarillados cerrados subterráneos no constituyen una fuente importante de emisiones de CH₄. En los alcantarillados abiertos, el caso de las aguas servidas es diferente, pues están expuestas al calentamiento por el sol y las cloacas pueden estancarse, lo que permite el desarrollo de condiciones anaeróbicas con emisión de CH₄, Doorn et al. (1997).
3. Mala operación de los sistemas de tratamiento aerobios (Lodos activados).
4. Aumento de lagunas de estabilización, como sistemas de tratamiento de aguas residuales, por su naturaleza, fuentes generadoras de CH₄.

Un manejo adecuado de las aguas residuales para reducir su desprendimiento incontrolado, implica: construir los sistemas de recolección; reparar, reconstruir o mejorar los actuales; construir las plantas de tratamiento de aguas residuales; y reparar o hacer funcionar correctamente las existentes.

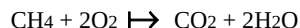
Metodología

Para dimensionar monetariamente las emisiones de gas metano o CH₄ implica estimar los costos para su control o captura y estimar el beneficio aportado al medio ambiente.

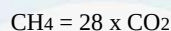
Parte de los costos se asumen amortizados, toda vez que se incurre a ellos con la finalidad de eliminar o reducir riesgos sanitarios, lo cual justifica las acciones de recolección de agua residual y su tratamiento. Pero no así los costos de las acciones para emprender la recuperación o transformación de los gases de CH₄ a CO₂, los cuales habrá que considerarlos.

La recuperación del CH₄ permite aprovecharlo para generar electricidad, cuando esto es factible su valor económico será equivalente al precio fijado por el mercado, estableciendo así el beneficio económico de no liberar gas metano a la atmósfera.

El proceso de quema del metano lo transforma en CO₂:



El proceso de pirolisis no solamente transforma un gas con alto poder de retención calorífico, sino además produce vapor de agua. Así el beneficio obtenido es la reducción de retención calorífica de los gases de efecto invernadero, que para el metano es equivalente a 28 veces a la capacidad del CO₂ y una persistencia de 9 a 15 años:



En principio la pirolisis permite reducir los gases de efecto invernadero en cierta proporción, lo cual se traduce en un volumen cuya masa se puede expresar en equivalente CO₂ (CO_{2e}). Esta equivalencia es base para cuantificar el proceso de la captura gas metano y su posterior transformación en CO_{2e}, debido a que este gas tiene un precio de mercado, a partir de la oferta de los denominados bonos de carbono, concepto desarrollado por G. Chichilnisky (2016) y propuesto en el Protocolo de Kyoto con la finalidad de establecer un mecanismo económico para incentivar las acciones que permitan reducir la emisión de gases de efecto invernadero, ya sea mediante la creación de procesos más eficientes o mediante proyecto ambientales que permitan absorber el CO₂, previamente liberado a la atmósfera.

Recurrir al mercado de emisión de bonos de carbono, permite obtener los fondos para desarrollar infraestructura cuya finalidad sea la capturar y quema del CH₄, proveniente de las aguas residuales de la actividad de los hogares, ya que los bonos de carbono son un instrumento diseñado para recaudar recursos cuyo objetivo es financiar este tipo de obras.

Tener un equivalente de precio de mercado por tonelada de CO_{2e}, permite generar un valor o monto económico relacionado con las acciones emprendidas para controlar, eliminar o transformar el gas metano. Para aplicar este concepto primero es necesario establecer la línea base, o situación actual, en la fecha del estudio, sin influencia de nuevas intervenciones. Este proceso implica medir el volumen de gas de efecto invernadero, específicamente el metano producto de la descomposición anaeróbica del contenido orgánico en las aguas residuales producto de la actividad humana.

Para establecer la línea base se requiere establecer el balance del consumo y destino del agua, lo cual implica:

- Estimar el volumen de agua residual producida por la población sujeta al estudio.
- Conocer el volumen de agua que se recolecta en la zona urbana
- Medir el agua residual que se fuga por la red de alcantarillado
- Medir el volumen de agua recolectado y tratada en plantas de tratamiento
- Conocer la calidad y el volumen de agua descargado directamente sin tratar a los cuerpos de agua (ríos, lagos, arroyos)
- Calcular el volumen de agua residual que son vertidos a los cuerpos de agua, ya sea previo tratamiento en fosa séptica, ya sea directamente al suelo o a un resumidero.

La finalidad es estimar lo mejor posible el gas efecto invernadero, puesto que el volumen liberado por el agua residual está relacionado con su manejo y tratamiento.

Conocer la problemática relacionada con la generación de gases de metano, permitirá hacer las propuestas para su control, que como ya se dijo es posible estimar su beneficio a partir del uso del valor de mercado del CO₂e y el volumen que se pretenda reducir mediante las acciones estructurales y no estructurales emprendidas.

El valor de mercado del CO₂e, se establece a partir de la oferta en las Bolsas de Valores de los países participantes en la aplicación de esta medida. Establecida en el Protocolo de Tokyo, las empresas los adquieren como un derecho para descargar GEI a la atmósfera en cierta proporción. Los fondos recopilados deben ser aplicados a proyectos cuya finalidad sea la de controlar las emisiones de GEI, ya sea mediante la captura y transformación de gases como el metano o como la reforestación destinada a dar el servicio ambiental de la eliminación del CO₂ atmosférico mediante la fotosíntesis.

Para el caso del CH₄, producto de descomposición anaeróbica de la materia orgánica contenida en el agua utilizada en los hogares y que al desecharse tiene diferentes destinos, las soluciones para el control de la generación de GEI estará en función es éstos.

El control de las emisiones de metano generadas en los ríos contaminados con material orgánico, se puede manejar de dos maneras, la primera es evitar que se presenten las condiciones (estancamientos de agua) que permiten la producción del metano debido a la descomposición de la carga orgánica presente en ambientes anaeróbicos, la segunda es capturar el gas para su posterior uso como energético, para lo cual se requiere construir los sistemas de captura del biogás.

Es importante señalar que para los proyectos relacionados con la captación, conducción y tratamiento del agua residual, los costos, derivados de la instalación de estos activos, se omiten por ser acciones que se

emprenden con la finalidad de conservación del entorno y para garantizar la salud y calidad de vida de las personas. Los únicos costos involucrados serán aquellas acciones emprendidas para la captura o eliminación de los GEI, como pueden ser los derivados de la reforestación o la instalación de biodigestores y plantas de combustión para generar energía eléctrica, o simplemente para transformar el CH₄ en CO₂.

Para cuantificar monetariamente los posibles beneficios, de las acciones emprendidas para reducir los GEI, se utilizaron aspectos equivalentes, como la diferencia entre liberar el gas a la atmósfera o capturarlo. En el supuesto caso de aprovechar el gas metano para generar energía, su valor económico es equivalente al precio fijado por el mercado, estableciendo así el beneficio económico de no liberar gas a la atmósfera.

Es importante tratar de establecer el orden de magnitud o significancia de transformar las emisiones de gas, de una de alta capacidad de adsorción térmica a otro gas de menor impacto, caso del metano que al quemarse se transforma en CO₂ o del CH₄ que se deja de producir debido a diversas acciones del tratamiento. En este caso se puede utilizar como elemento de valoración el costo de oportunidad generado por la venta de bonos de carbono, fijado por los financieros demandantes para tener el derecho de descargar a la atmósfera GEI expresados en toneladas de CO₂e. Uno de los objetivos es impulsar a los empresarios a invertir en tecnologías limpias, con la finalidad de liberar sus bonos de carbono y venderlos a terceros que los requieran, Henningsen (2010).

El cálculo de los beneficios, de quemar el CH₄ se expresa en términos monetarios:

$$\text{Beneficios} = \text{GEI} \times \text{CO}_2\text{e} \times \text{PB} + \text{OB}$$

Donde:

GEI es la cantidad de gas metano, expresado en toneladas masa, capturado para transformarlo en CO₂ mediante pirolisis o evitado debido al mejoramiento de la conducción y tratamiento de las aguas residuales.

CO₂e es el factor de conversión a toneladas de CH₄ a CO₂ equivalente.

PB es el precio de venta de una tonelada de CO₂e, fijado por el mercado de los bonos de carbono.

OB otros beneficios, derivados de la captura de metano, como la producción de electricidad y composta.

Otro elemento que debe ser tomado en cuenta, para completar la contabilización de beneficios, es el uso como abono de los lodos residuales producto de los digestores. Todos estos aspectos servirán para tratar de expresar en términos monetarios el beneficio que puede haber de implantar las medidas de mitigación para reducir la emisión de gas metano.

Conclusiones

Aunque la aportación de GEI proveniente de las aguas de uso doméstico es relativamente insignificante comparado con otras fuentes de origen industrial, no se debe olvidar que el control de las descargas a cuerpos de agua se hace por razones de garantizar la salud de la población y los cuerpos de agua. Como los beneficios se generan a partir de proyectos cuya finalidad es garantizar la salud de la población, el control del gas metano es un beneficio adicional que dependiendo de su magnitud puede aprovechar los recursos disponibles de los bonos de carbono par su financiamiento.

Dadas las condiciones de las descargas de aguas residuales que originan estos gases, la efectividad del control de la emanación de gases se estima podrá reducir de 60% a 80%. Para alcanzar la efectividad total se requeriría de procesos 100% herméticos, en cuyo caso el costo para evitar la emanación de gases se antoja desproporcionado. Sería recomendable voltear a controlar otras fuentes generadoras de GEI, más importantes, donde con menor esfuerzo se tendrían resultados mayores.

Un ejercicio de valoración de beneficios, Ramírez y Velázquez (2012), comprueba que el mejor resultado proviene de la posibilidad de utilizar el gas para producir energía. Falta, en este caso, determinar la dimensión de la planta o las condiciones mínimas de tratamiento, que haga rentable la recuperación de metano, pues se debe tener en cuenta que por tratarse de un proceso que requiere de personal especializado, lo cual puede resultar oneroso, haciendo inaplicable para plantas pequeñas, con la tecnología actualmente existente.

El manejo de lodos residuales en biodigestores, permite recuperar gas natural para generación de energía. Los residuos sólidos del proceso es la composta, fertilizante agrícola que ayuda a fijar el carbono a la tierra y con

ello la eliminación importante de emisiones de carbono a la atmósfera. Un beneficio adicional al uso de la composta es que se trata de un producto bio-degradable y por lo mismo no contaminante en comparación con los agroquímicos industriales, aportando con ello otro beneficio al entorno. Para estimar su valor como fertilizante, deben considerar el precio del fertilizante químico equivalente al monto del beneficio por descontaminación del medio ambiente.

Referencias

(iv) Doorn, M.R.J., Strait, R., Barnard, W. and Eklund, B. (1997). Estimate of Global Greenhouse Gas Emissions from Industrial and Domestic Wastewater Treatment, Final Report, EPA-600/R-97-091, Prepared for United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, USA.

Sistema europeo de negociación de CO₂, 2018, (Derechos de Emisión (EUAs), Créditos de Carbono (CERs), Unidades de Reducción (ERUs) y Reducciones Voluntarias (VER). Consultado en mayo de 2018 en: <https://www.sendeco2.com/es/comprar-y-vender-co2>

(i) Graciela Chichilnisky, Peter Bal, Reversing Climate Change, World Scientific Publishing Company Pte Limited, 2016 - 200 pages

Henningsen, Patrick, 2010, The Great Collapse of the Chicago Climate Exchange. 21st Century Wire, Consultado en: <http://21stcenturywire.com/2010/08/27/the-great-collapse-of-the-chicago-climate-exchange/>

(iv) Ramírez Salinas Norma y Vázquez Bustos Camilo, 2012, Estudio de políticas, medidas e instrumentos para la mitigación de gases de efecto invernadero en el sector aguas residuales en México, INE-IMTA, México, pp. 53-60.

TEMÁTICA: EDUCAÇÃO AMBIENTAL

[000131] PROJETO CACHOEIRAS 2.0: CARTOGRAFIA SOCIAL E HISTÓRIAS ORAIS NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

LILIAM CESAR DE CASTRO MEDEIROS¹; ALLAN YU IWAMA DE MELLO²;
VIVIANE CRISTINA RIBEIRO³; LAURA CALDINI FUJII⁴; BRUNA
FRANCISCA PEREIRA⁵; ERIKA HITOMI TAKAHASHI⁶

UNESP^{1,3,4,5,6}; Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT)²

liliam.medeiros@unesp.br¹; allan.iwama@gmail.com²; ribeiro.vivis@gmail.com³;
lcaldini@uol.com.br⁴; brunafranciscapereira@yahoo.com⁵; himy.t@hotmail.com⁶

Palavras Chave

Projeto Cachoeiras, rio Paraíba do Sul, cartografia social, histórias orais.

Abstract

Waterfalls 2.0 Project has the objective of providing the riverside populations of the Paraíba do Sul river with a reflection on the man-nature relationship, promoting community involvement for the protection of the main watercourse of the region and contributing to disaster risk prevention in this river basin. The work consists of applying the participative methodology of social cartography to local populations, as well as collecting oral histories about the relations between population and river. Seven cities along the length of the river were visited. Project activities impacted on actions by the local population for this river basin conservation.

Introdução

O rio Paraíba do Sul corta os estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro no Brasil, em aproximadamente 1.137 km de extensão, com grande relevância hídrica e ambiental para os habitantes da região. Nas últimas décadas vários projetos sociais e pesquisas têm sido desenvolvidos para avaliar a qualidade da água no rio Paraíba do Sul (Coimbra, 1999; Souza Jr., 2004; Ruiz et al., 2014). Porém, muitos desses projetos possuem objetivos específicos de coleta de dados, muitas vezes sem a participação ou fluxo de informação sobre a visão dos problemas das comunidades ribeirinhas.

Em 2015 foi realizado o projeto Cachoeiras (Pacheco et al., 2016), liderado pelo canoísta Pedro Oliva, recordista mundial de caiaque de aventura, em parceria com as instituições: Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais (CEMADEN), Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI) e Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ). O projeto atuou em três pilares: Esporte, Ciência e Sociedade. O objetivo das frentes Esporte e Ciência consistiu em medir variáveis de qualidade da água e da atmosfera ao longo do rio (Pacheco et al., 2017). Em paralelo, a frente Sociedade visitou sete cidades ao longo do rio, cobrindo os três estados por onde o rio passa (Figura 1), onde foram realizadas oficinas participativas com a população local, com enfoque sobre a percepção

atual e futura do rio Paraíba do Sul e seu entorno. Em cada localidade foram feitas oficinas de cartografia social (Acelrad, 2008; Gorayeb, 2014) junto com um varal dos mapas produzidos – o cordel de cartografia social – confeccionados ao longo do trajeto do rio pela própria população (Figura 2).



Figura 1. Mapa de localização das cidades parceiras: Cunha, São Luiz do Paraitinga, Paraibuna, São José dos Campos, Resende, Três Rios e São João da Barra. Em 2018 participam também as cidades de Taubaté e Itaocara.

Apesar dos produtos gerados em 2015, a dinâmica do projeto com execução de pouco mais de dois meses em campo (julho a início de setembro) não permitiu a realização de um trabalho aprofundado de educação ambiental nas cidades visitadas.



Figura 2. Cordel de mapas de cartografia social na cidade de São Luiz do Paraitinga.

Em 2017, a equipe UNESP da cidade de São José dos Campos liderou o projeto de extensão “Cartografia social e histórias orais ao longo do rio Paraíba do Sul”, dando continuidade às atividades participativas desenvolvidas no projeto Cachoeiras em 2015, desenvolvendo melhor o tema em cada uma das

cidades visitadas e atingindo um maior público local. A equipe também contou a participação de pesquisadores das instituições INPE, CEMADEN, UNIFEI e do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT). O trabalho trouxe para as populações locais uma reflexão sobre a relação das populações com o rio Paraíba do Sul, por meio da cartografia social e oferecendo a oportunidade para a comunidade comunicar seus próprios interesses, suas dúvidas e indagações. Essa estratégia teve também o propósito de facilitar a participação da comunidade que vive no entorno do rio Paraíba do Sul, envolvendo os discentes do curso de Engenharia Ambiental da UNESP, parceiros institucionais e voluntários em um projeto que teve como base uma ciência cidadã e pesquisa-ação (Pahl-Wostl et al., 2007; Toledo et al., 2014; Zehr, 2015), capaz de motivar as pessoas a buscarem soluções em seu dia a dia.

Em 2018 a equipe UNESP continua realizando as ações via o novo projeto de extensão intitulado “Cachoeiras 2.0: Uma metodologia participativa ao longo da bacia do rio Paraíba do Sul”.

Este trabalho apresenta e discute os resultados parciais dos projetos de extensão da UNESP no rio Paraíba do Sul.

Objetivos

O trabalho tem como objetivo proporcionar às populações ribeirinhas do rio Paraíba do Sul uma reflexão mais profunda sobre a relação homem-natureza, em busca de novos olhares sobre o rio, que promovam o envolvimento das comunidades para a proteção do principal curso d'água da região do Vale do Paraíba. O trabalho visa trazer um aprendizado comum com enfoque sobre características e riscos socioambientais da região, estratégias de conservação ambiental e abordagem ecossistêmica para prevenção de riscos de desastres, a partir da troca de conhecimento entre alunos da Engenharia Ambiental da UNESP de São José dos Campos e a população local.

Metodologia

As cidades visitadas em 2017 para a realização dos trabalhos de campo foram Cunha, São Luiz do Paraitinga e São José dos Campos no estado de São Paulo, e Resende e Três Rios no estado do Rio de Janeiro. Em 2018, estão previstas visitas às cidades de Paraibuna e Taubaté no estado de São Paulo, Além Paraíba em Minas Gerais e Itaocara e São João da Barra no estado do Rio de Janeiro.

A realização da pesquisa-ação, que envolve 25 alunos do curso de Engenharia Ambiental da UNESP,

contou com três etapas: treinamento, divisão em grupos de trabalho (GTs) e saídas de campo.

Os treinamentos foram realizados através de oficinas de Cartografia Social, de Mapeamento Participativo Online (Story Maps) e de Planejamento e Execução de Trabalhos de Campo. Os grupos de trabalho foram divididos em seis: GT-Pesquisa, GT-SIG Interativo; GT-Captação de Recursos; GT-Comunicação; GT-Logística e GT-Campo (Figura 3), sendo o último o único que contou com uma equipe rotativa. Os trabalhos de campo consistem em visitar as cidades previstas e aplicar a metodologia participativa da cartografia social com foco nas relações da população local com o rio Paraíba do Sul e a coleta de histórias orais com pessoas ícones das cidades (moradores antigos, historiadores, etc). A cartografia social é aplicada tanto em crianças e adolescentes da rede pública de ensino, quanto em adultos em geral.



Figura 3. Grupos de Trabalho do projeto Cachoeiras 2.0.

O GT-SIG Interativo busca implementar a plataforma de Story Maps, mapas de cartografia social organizados em uma plataforma digital georreferenciada, que associam os relatos desenhados nos mapas com cada localização geográfica. Esta plataforma servirá de base de dados produzidos nos levantamentos de campo dos referidos projetos de extensão. O GT-Pesquisa tem a função de fazer um levantamento de artigos que caracterizam a bacia do Paraíba do Sul – desde aspectos do meio físico e socioeconômico até o tema de desastres. O GT-Comunicação realiza os contatos com as cidades parceiras e fomenta a página facebook do projeto (www.facebook.com/cachoeiras2.0/). O GT-Logística organiza a logística para a realização dos trabalhos de campo, enquanto que o GT-Captação de Recursos busca recursos e parceiros para financiar as saídas de campo.

Ao final da coleta de dados, serão produzidos um atlas de mapas de cartografia social, cartilhas sobre a bacia do Paraíba do Sul, o mapeamento online Story Maps e material para as prefeituras das cidades visitadas.

Resultados e discussão

A aplicação da cartografia social nas cidades visitadas (Figura 4) produziu 20 mapas participativos em 2017 e 35 mapas em 2015, enquanto que foram coletadas duas histórias orais em 2015 e sete em 2017 (Figura 5).



Figura 4. Atividade de Cartografia Social com (a) crianças da rede pública de ensino e (b) mapa gerado.



Figura 5. Coletas de histórias orais com (a) “Seu Ditão” em São Luiz do Paraitinga e (b) o historiador Claudionor Rosa em Resende.

O público atingido em 2017 foi cerca de 870 pessoas, sendo 300 entre crianças e adolescentes, prefeituras e população local das cidades, 530 via a página facebook e 40 colaboradores do projeto. Juntando com o público atingido em 2015, o projeto atingiu milhares de pessoas, devido às várias reportagens sobre o projeto, sendo a principal em 2015 no programa em rede nacional “Como Será” da Rede Globo (<http://redeglobo.globo.com/como-sera/noticia/2015/10/projeto-cachoeira-une-plataformas-como-esporte-ciencia-e-educacao.html>).

O maior feedback que o projeto recebeu veio das escolas próximas na cidade de São José dos Campos, a Escola Municipal Vera Babo, localizada às margens do rio Paraíba do Sul, e a Escola Estadual Ilza Irma Coppio, também próxima deste rio. Professores e alunos destas escolas relatam o impacto da passagem e ações do projeto Cachoeiras em suas relações com o rio. Após a passagem do projeto, desde 2015, estas escolas realizaram ações no rio Paraíba do Sul com a participação da equipe do projeto Cachoeiras, sendo essas ações: coleta de resíduos às margens do rio (2017), colocação de cartazes em estabelecimentos comerciais próximos ao rio chamando a atenção ao cuidado com o rio (2017) e plantio de árvores às margens do mesmo rio (2018). O projeto também inspirou o desenvolvimento de trabalho de pós-graduação pela professora Rosa Santos (2016) da Escola Estadual Ilza Irma Coppio.

Conclusões

A falta de conexão entre a pesquisa científica e sociedade muitas vezes geram falhas da troca de informações entre as diferentes comunidades e autoridades que compartilham o rio em toda sua extensão, com implicações sobre o próprio uso dos recursos do rio e de seu entorno.

A metodologia participativa de educação ambiental com populações locais mostra-se uma forte ferramenta que levanta reflexões, questionamentos e busca de soluções com relação aos problemas locais, no caso, com relação ao rio Paraíba do Sul. O método também integra gestão pública com população, buscando ações em conjunto para uma qualidade de vida melhor.

Agradecimentos

À Pró-Reitoria de Extensão Universitária (PROEX) da UNESP, pelo suporte à realização desta pesquisa-ação.

Referências Bibliográficas

Acsegrad H. (org.) (2008). *Cartografias Sociais e Território*. IPPUR/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

Coimbra R. M. (1999). O estado das águas na bacia do Rio Paraíba do Sul. *Publ. ANEEL*, **5**, 255-261.

Gorayeb A. (2014). *Cartografia Social e Populações Vulneráveis*. Oficina do Eixo Erradicação da Miséria. Fundação Banco do Brasil, Fortaleza, Brasil.

Pacheco F. S., Miranda M., Pezzi L., Assireu A., Marinho M. M., Malafaia M., et al. (2017). Water quality longitudinal profile of the Paraíba do Sul River, Brazil during an extreme drought event. *Limnology and Oceanography*, **00**, 1-16.

Pacheco F. S., Miranda M., Ometto J. P., Assireu A., Pezzi L. (2016). Waterfall Project: Sport, Science and Society Coming Together. *Limnology and Oceanography Bulletin*, **4**, 1-6.

Pahl-Wostl C., Craps M., Dewulf A., Mostert E., Tabara D., Taillieu T. (2007). Social Learning and Water Resources Management. *Ecology and Society*, **12**(2), 5.

Ruiz B. D., Moreno F. N., Menegon Jr. N. (2014). Evolução na qualidade da água no Rio Paraíba do Sul. In: *II Simpósio de Recursos Hídricos do Rio Paraíba do Sul – 2014*. Anais do II Simpósio de Recursos Hídricos do Rio Paraíba do Sul, São José dos Campos, Brasil.

Santos R. M. S. (2016). *Educação Ambiental no Ensino Médio Integral e a construção de uma metodologia participativa para preservar a Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul*. Trabalho de Especialização no Centro de Educação Aberta e à Distância no Processo Formativo em Educação Ambiental: Escolas Sustentáveis com Ênfase em Com-Vida, Universidade Federal de Ouro Preto, MG, Brasil.

Souza Jr. D. A. (2004). Degradação da bacia do Rio Paraíba do Sul. *Engvista*, **6**(3), 99-105.

Toledo R. F., Giatti L. L., Jacobi P. R. (2014). A pesquisa-ação em estudos interdisciplinares: análise de critérios que só a prática pode revelar. *Interface (Botucatu)*, **18**(51), 633-46.

Zehr S. (2015). The sociology of global climate change. *WIREs Climate Change*, **6**(2), 129–150.

[000160] EFEITO DA OFERTA DE UMA OFICINA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA QUALIDADE DE VIDA DA TERCEIRA IDADE

EDUARDO FRANCE OZA¹; PAOLA ALFONSA VIEIRA LO MONACO²;
MILLENA MONTEIRO DOS SANTOS³; GESSICA MONTEIRO DOS SANTOS⁴;
HÉRICA CHISTÉ⁵

Instituto federal do espírito santo - campus santa teresa^{1,2,3,4,5}

eduardo.franceoza@hotmail.com¹; paolalm@ifes.edu.br² ; millena_monteiro@hotmail.com³;
gessicamonteiro35@gmail.com⁴; herica.chiste@hotmail.com⁵

PALAVRAS-CHAVE: Educação ambiental, terceira idade, reutilização.

ABSTRACT

The improvement of socioeconomic conditions extended the life expectancy of Brazilians, making the country have a population of approximately 29.6 million elderly. The quality of life in old age is a challenge for all, many governmental actions stimulate the re-inclusion of the elderly in social processes, among them the access to education, mainly by means of pedagogical workshops, stimulating the elderly to explore their cognitive and motor capacity. Therefore, the objective of this research was the elaboration and execution of a pedagogical workshop of environmental education for the elderly with the theme of reuse of waste in the making of Christmas ornaments. The course was offered to 6 students between the ages of 54 and 72, for 30 days, with weekly classes, with an hourly load of 2 hours each class, in which the environmental problems of waste generation culminate in the transformation of waste into Christmas handicrafts. At the end of the course, a questionnaire was applied to identify the benefits promoted by it. The majority of the students had never attended courses with waste, claiming that the course promoted a better critical analysis about the generation of waste. The environmental education workshop promoted the stimulation of the imagination, creativity, motor ability and feeling of ability of the elderly. Besides the inclusion of the elderly in the collective space, promoting a greater interaction of the Ifes with the community, the workshop allowed a relaxed atmosphere, culminating in the reduction of stress and the increase of the quality of life.

1.- INTRODUÇÃO

Com as melhorias das condições socioeconômicas, evidenciados pelos indicadores de saúde e qualidade de vida, a expectativa de vida dos brasileiros aumentou, partindo de 33,4 anos em 1910 para 75,8 anos em 2016. Atualmente, a população idosa representa cerca de 14% da população total do Brasil, com 29,6 milhões de idosos (IBGE, 2017). Segundo Morangas (2010), três conceituações estão ligadas à velhice: a cronológica, que se refere ao fato da pessoa atingir 60 anos, sendo essa classificação etária falha, pois leva mais em conta o transcurso do tempo do que as condições socioambientais nas quais o indivíduo sempre esteve inserido; o funcional, ligado ao termo pejorativo de velhice, como sinônimo de incapacidade e vulnerabilidade, o que explica o fato do isolamento social do idoso e; a etapa vital, que enxerga o idoso como um indivíduo com inúmeras qualidades que, apesar de limitações, devem ser exploradas.

Morangas (2010) salienta ainda que os idosos possuem características únicas, advindas com o tempo, como a serenidade, a experiência, a maturidade, a perspectiva de vida pessoal e social. Desse modo, o envelhecimento vem sendo encarado não como uma fase de perdas e decadências, mas de enriquecimentos, transformações psicossociais e com possibilidades aprimoramento de habilidades e na busca de bem-estar (Silva et al., 2013). É preciso que os idosos sejam inseridos em todos os processos sociais que, pela rápida mudança cronológica, acabaram por serem excluídos.

Dentre os inúmeros processos que o idoso vai se distanciando com a idade, talvez o acesso à educação seja o mais agravante. Como seres sociais, o idoso precisa ter acesso a mecanismos que o permita a compreensão tanto da realidade local a qual está inserido, quanto à

interdependência dessa realidade com o cenário global atual (Silveira, 2009), principalmente no que tange a sustentabilidade. A educação ambiental, para Santos et al. (2015), não se dissocia da sustentabilidade, pelo contrário, atua como um mecanismo para garantir o equilíbrio da tríade: natureza, sociedade e economia.

A educação ambiental tem sido empregada com muito sucesso por ONG's, governos, escolas e universidades e vem ajudando a atenuar as problemáticas ambientais (Santos et al., 2015). Oliveira et al. (2014) ressaltam que a utilização de oficinas temáticas promovem processos mais dinâmicos estimulando a aprendizagem e adequação à realidade dos processos.

Neste contexto, a educação ambiental, aliada às diversas técnicas pedagógicas, possui potencial para inserir o idoso nos processos socioambientais, estimulando não somente o senso crítico acerca da sustentabilidade, mas também devolvendo o sentimento de capacidade, a autoestima e o bem-estar, promovidos pelas atividades cognitivas e motoras, que o processo educacional proporciona.

2. – OBJETIVO

Objetivou-se avaliar o efeito da oferta de uma oficina pedagógica de educação ambiental na qualidade de vida da terceira idade.

3. - MATERIAL E MÉTODOS

A oficina pedagógica de educação ambiental foi desenvolvida e ofertada no Laboratório de Qualidade de Água e Resíduos Sólidos do Instituto Federal do Espírito Santo Ifes – campus Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil, durante o período de novembro a dezembro de 2017.

Em razão da proximidade da época de Natal, a temática da oficina baseou-se no aproveitamento de resíduos sólidos na confecção de artesanatos natalinos.

As inscrições foram realizadas na sede da Associação de Moradores de São João de Petrópolis, distrito no qual o Ifes está inserido. Foram inscritas seis alunas com idades entre 55 a 72 anos.

A oficina foi ministrada pela professora e estudantes do Ifes, durante trinta (30) dias, sendo ofertada dois dias por semana com carga horária de 2 horas por dia.

Durante as aulas, artesanatos natalinos foram confeccionados junto às alunas, com resíduos tais como PET, tampinhas de garrafas, retalhos, papelão, dentre outros.

As aulas foram realizadas de maneira expositiva e interativa, valorizando as idéias que surgiam no processo de interação do grupo e estimulando-se a criatividade, a memória, a coordenação motora, a concentração e a superação de limites das participantes. Além disso, durante as aulas, procurou-se desenvolver uma reflexão acerca da geração e o descarte dos resíduos.

Desse modo, pretendeu-se, por meio da oferta do curso, aumentar o sentimento de capacidade e consequentemente autoestima das participantes.

Um mês após o término do curso, aplicou-se um questionário no intuito de elencar os possíveis benefícios proporcionados pelo curso, bem como sugestões para aperfeiçoá-lo. O questionário foi composto por 09 perguntas objetivas, sendo elas: 1) Você realizava alguma atividade com resíduos antes do curso?; 2) A oferta do curso de extensão promoveu uma maior interação/integração do Ifes com a comunidade?; 3) O curso proporcionou maior reflexão acerca da necessidade de reduzir, reutilizar e reciclar os resíduos?; 4) Você acha que a sua habilidade motora foi estimulada em sala de aula?; 5) As aulas ajudaram a reduzir o seu estresse no dia-a-dia?; 6) Durante as aulas, sua criatividade e imaginação foram estimuladas?; 7) O curso ofertado estimulou sua capacidade empreendedora?; 8) A partir do aprendizado no curso, você confeccionou algum artesanato em sua casa?; 9) Você se surpreendeu com a transformação de algum resíduo em artesanato natalino?.

Todas as perguntas tiveram como possíveis respostas apenas “Sim”, “Não” e “Mais ou menos”. As 09 perguntas com suas respectivas respostas foram agrupadas em 3 blocos, realizando-se uma estatística descritiva, a partir da confecção de gráficos em barras.

4.- RESULTADOS E DISCUSSÃO

As 09 perguntas com suas respectivas respostas apresentam-se nas Figuras 1, 2 e 3.

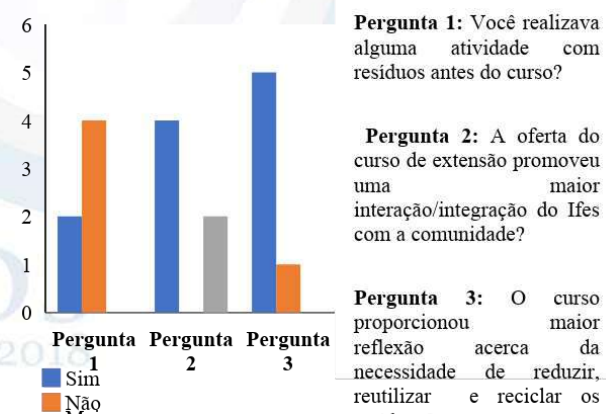
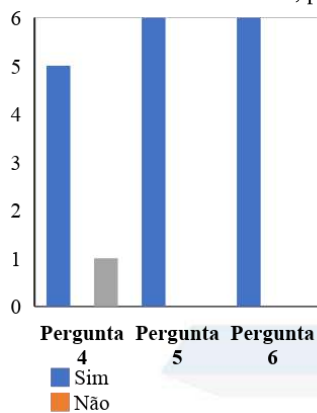


Figura 1. Distribuição das respostas em função das perguntas do bloco 1

De acordo com a Figura 1, nota-se que para a pergunta 1, apenas 2 alunas haviam realizado alguma atividade envolvendo aproveitamento de resíduos. As outras 4 nunca tiveram a oportunidade de participar de alguma atividade relacionada a resíduo, evidenciando a importância da oferta dessas oficinas para a comunidade.

Quando questionadas se a oficina promoveu maior interação/integração com o Instituto (pergunta 2), 4 alunas afirmaram que sim e outras 2 responderam “mais ou menos”. Entretanto, todas as alunas afirmaram que cursos como estes deveriam ser ofertados periodicamente pelo Ifes, inclusive para outros públicos. Ainda na Figura 1, referente à Pergunta 3, a qual avalia o estímulo da reflexão acerca da sustentabilidade, observa-se que 5 alunas responderam “sim”, ou seja, o curso promoveu essa reflexão crítica. Tal fato corrobora com Oliveira et al. (2014), os quais afirmam que o modelo de oficina temático ajuda ao cidadão a estimular o senso crítico de uma maneira natural, porém dinâmico.



Pergunta 4: Você acha que a sua habilidade motora foi estimulada em sala de aula?

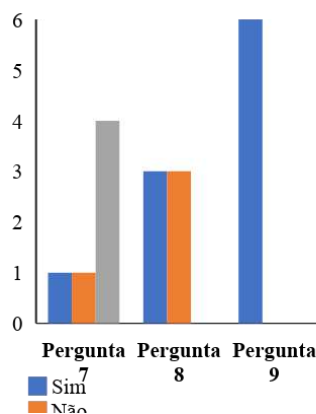
Pergunta 5: As aulas, ajudaram a reduzir o seu estresse no dia-a-dia?

Pergunta 6: Durante as aulas, sua criatividade e imaginação foram estimuladas?

Figura 2. Distribuição das respostas em função das perguntas do bloco 2

De acordo com a Figura 2, na pergunta em que procura-se avaliar a promoção de melhorias motora e cognitivas das alunas (Pergunta 4), nota-se que para 5 alunas as habilidades motoras foram estimuladas e apenas uma aluna respondeu “mais ou menos”. Quando questionadas se as aulas ajudaram a reduzir o estresse do dia-a-dia (Pergunta 5), todas as alunas afirmaram que sim. De maneira semelhante, todas as alunas confirmaram que a criatividade e a imaginação foram estimuladas durante as aulas da oficina.

Ferreira & Barham (2011) afirmam que existe uma relação entre as atividades desenvolvidas pelo idoso e a satisfação na velhice, assim, quanto mais ativo for o idoso, maior será sua satisfação na vida. Silverstein & Parker (2002) salientam que, para que o idoso sinta satisfação, ele precisa se adaptar à velhice com substituição e redistribuição das atividades ao longo do tempo. Dessa forma, oficinas de artesanatos possuem poucas restrições físicas e ainda permitem melhorias motoras e cognitivas. Além disso, o contato social com o grupo de alunos e a comunidade acadêmica do Ifes, o lazer e o acesso a ambientes diversificados também são importante para promover o bem-estar físico e psicológico.



Pergunta 7: O curso ofertado estimulou sua capacidade empreendedora?

Pergunta 8: A partir do aprendizado no curso, confeccionou algum artesanato em sua casa?

Pergunta 9: Você se surpreendeu com a transformação de algum resíduo em artesanato natalino?

Figura 3. Distribuição das respostas em função das perguntas do bloco 3

Para o terceiro bloco de perguntas (Figura 3), nota-se que 4 alunas responderam que a oficina estimulou “mais ou menos” a capacidade empreendedora, e as demais se dividiram entre “sim” e “não” (Pergunta 7). Tal fato demonstra que o interesse pelo curso se dá mais pela ocupação voluntária, do que propriamente visando ao retorno financeiro, a partir dos artesanatos produzidos. Três alunas responderam que, a partir do curso, confeccionaram outro tipo de artesanato (Pergunta 8), já as outras 3 não. Acredita-se que, o pouco tempo entre a finalização da oficina e a entrevista, aliado ao período mais agitado das festas de fim de ano, podem ter contribuído para que a prática da confecção de artesanato não tenha sido trabalhada. Na Pergunta 9 (Figura 3), verifica-se que todas as alunas ficaram impressionadas positivamente com a transformação do resíduo em artesanato.

Yokoyama et al. (2006) afirmam que participar de oficinas temáticas como de artesanatos, literatura, música, entre outras, podem beneficiar tanto a saúde física e mental. Além disso, essas atividades conferem um significado ligado ao prazer e ao contentamento, quer pelo compromisso e responsabilidade de igualdade nela inserido, quer pela promoção do estabelecimento dos convívios sociais.

5.- CONCLUSÕES

A oficina de educação ambiental promoveu o estímulo da imaginação, criatividade, habilidade motora e sentimento de capacidade da terceira idade. Além da inclusão do idoso no espaço coletivo, a oficina possibilitou um ambiente descontraído, culminando na redução do estresse e no aumento da qualidade de vida.

6.- REFERÊNCIAS

Ferreira, H. G., Barham, E. J. (2011). O Envolvimento de idosos em atividades prazerosas: Revisão da Literatura sobre Instrumentos de Aferição. *Rev. Bras. Geriatr. Gerontol*, 14(3), 579-590.

Jenkins KR, Pienta AM, Horgas AL. (2012). Activity and health: related quality of life in continuing carer retirement communities. *Researchon Aging*; **24**(1), 124- 149.

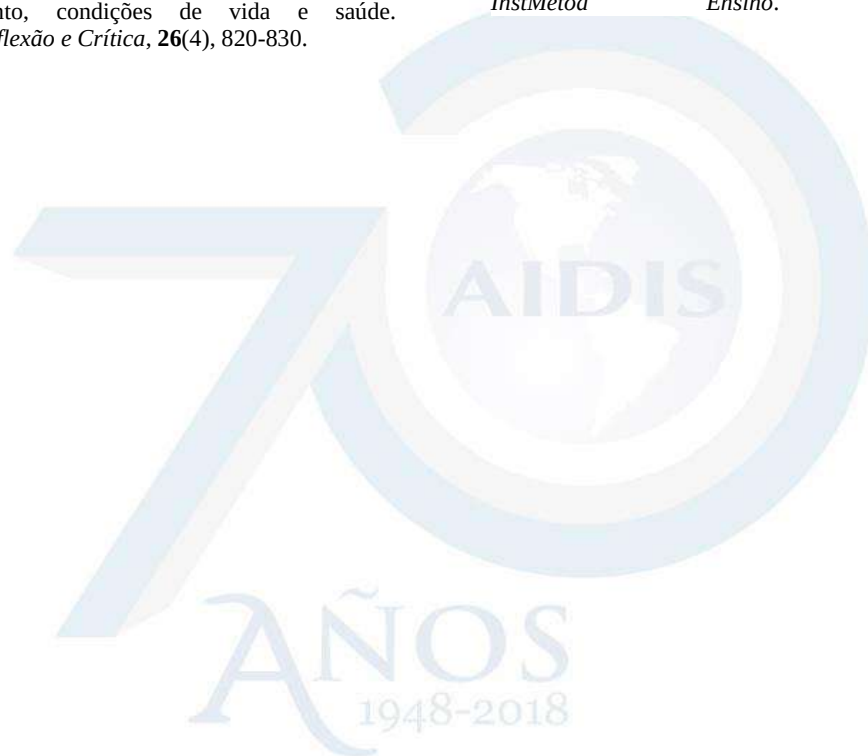
Moragas, R. M. (2010). *Gerontologia social: envelhecimento e qualidade de vida*. 3. ed. São Paulo: Paulinas.

Silva, J. D. A.; Comin, F. S.; Santos, M. A. (2013). Idosos em instituições de longa permanência: Desenvolvimento, condições de vida e saúde. *Psicologia: Reflexão e Crítica*, **26**(4), 820-830.

Silveira, N.D.R. Envelhecimento e Cidadania. In: *A pessoa idosa: educação e cidadania*. São Paulo: Secretaria de Assistência e Desenvolvimento Social e Fundação Padre Anchieta. http://www.desenvolvimentosocial.sp.gov.br/a2sitebox/arquivos/documentos/biblioteca/publicacoes/volume7_Educacao_e_cidadania.pdf. (Acessado: 07 abril de 2018).

Silverstein M, Parker M. G. (2002). Leisure activities and quality of life among the oldest old in Sweden. *Researchon Aging*; **24**(5), 528- 547.

Yokoyama C.E, Carvalho R.S, Vizzotto M.M. (2006). Qualidade de vida na velhice segundo a percepção de idosos frequentadores de um centro de referência. *InstMetod Ensino*. **10**(10),57–82.



[000265] EDUCACION AMBIENTAL EN COMUNIDADES RURALES. UNA EXPERIENCIA EN CUBA. 2016 - 2017

SUSANA SUÁREZ TAMAYO³LILIAM CUÉLLAR LUNA MSC¹; GEOMINIA MALDONADO CANTILLO²; ASELA DEL PUERTO RODRÍGUEZ⁴; MARTHA CARDONA GÁLVEZ⁵; LEANDRO RODRÍGUEZ VÁZQUEZ⁶

Instituto Nacional de Higiene Epidemiología y microbiología de Cuba^{1,2,3,4,5,6}

lcuellar@inhem.sld.cu¹; geominia@inhem.sld.cu²; susanast@infomed.sld.cu³; asela@inhem.sld.cu⁴; mcardona@inhem.sld.cu⁵; leandrus@inhem.sld.cu⁶

ABSTRACT

A 24% of the global burden due to disease and a 23% of the global burden of mortality are related to the environment, which represents millions of people who, exposed to unfavorable conditions of the environment, get ill or die, in spite of the possibility to avoid it. A fundamental pillar is the environmental education. For this reason, it was decided to carry out an environmental education strategy, aimed at rural communities in order to promote healthy lifestyles and encourage behavioral changes. The SARAR methodology, a participative educational tool of the World Health Organization (WHO), was used. The universe was made up of three communities in the country and family work was done by selecting 50 families from each community. The instruments for diagnosis and evaluation were applied considering 7 components. An initial evaluation of all the components and two evaluations every six months after the training were carried out. On average, 53.3% of all dimensions were evaluated as good in the first visit to the households; the remaining 46.7% obtained a rating of regular and bad. In the second and third visits, the good rating was increased by 2.4%; this increase was given by the solution of problems in water components, liquid and solid residuals; in the other components there were no significant changes. The worst evaluated component was healthy eating, since it only obtained 13.5 % of the good rating. There was evidence of changes in the knowledge level, as well as behavioral changes at the community level and in the households.

Keywords: environmental education, rural environment.

Introducción:

El ambiente contribuye al 24 % de la carga global por enfermedad y el 23 % de la carga mundial por mortalidad según estudios realizados por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Esto representa cerca de 12,6 millones de personas de todos los continentes, que pierden la vida por vivir o trabajar en ambientes poco

saludables: casi una cuarta parte del total mundial de muertes y sobre todo niños (OMS 2016).

Las enfermedades diarreicas representan 4,3 % (62,5 millones de AVAD) de la carga mundial total de años de vida ajustados en función de la discapacidad (AVAD) (OMS, 2002). Las observaciones indican que 88% de esa carga se puede atribuir al abastecimiento inseguro de agua y al inadecuado saneamiento e higiene, que afecta principalmente a los niños de los países en desarrollo.

El acceso y cobertura de agua segura y saneamiento no presenta una distribución equitativa entre áreas urbanas y rurales siendo estas últimas más desfavorecidas. En 27 países en desarrollo, menos del 50 % de la población rural tiene acceso a fuentes mejoradas de agua potable y saneamiento. Al cierre del 2015 al ser evaluados los objetivos de desarrollo del milenio la cobertura de agua se encontraba al 95% superior al 85% de 1990; en cuanto al saneamiento de 76% de 1990 ascendió su cobertura en un 86%. (OPS/OMS 2017, Scriptore J 2012).

El poco acceso al saneamiento básico, en contraposición con los adelantos en la cobertura con servicios de agua potable, sigue generando grandes riesgos de salud, sobre todo en los grandes sectores de la población que viven en las zonas más pobres, especialmente las rurales y periurbanas. (OPS/OMS 2017). Esta problemática está concebida en el objetivo 6 de los Objetivos de desarrollo sostenibles a cumplir en el 2030 (PNUD 2015).

Cuba no escapa de esta realidad en cuanto al acceso a fuentes mejoradas de agua en las áreas rurales existe un 86.5% que contrasta con el 98.1% de las áreas urbanas. Con relación al saneamiento las áreas urbanas exhiben un 98.3 % y las rurales un 92.4% (CITMA 2017).

Esta disparidad (Magallanes M 2015) puede contribuir a una mayor carga de enfermedad por enfermedades relacionadas con el agua, el saneamiento y a la higiene, esto tiene una repercusión en la seguridad alimentaria del país, pues el rol fundamental de las comunidades rurales es la producción de alimentos, siendo imprescindible un ambiente saludable y una agricultura de preservación.

Para lograr un impacto positivo en la salud y en la producción de alimentos inocuos es vital la educación ambiental de estas comunidades, para empoderarlas y que, puedan identificar los problemas y participen en la solución de los mismos, con los recursos propios de la comunidad y así promover estilos de vida saludables e incentivar cambios de comportamientos.

En virtud de lo anterior nos preguntamos:

¿Es posible obtener cambios en cuanto a conocimientos y actitudes relacionados con el saneamiento básico ambiental, las buenas prácticas agrícolas, la nutrición y la higiene de los alimentos, en las comunidades rurales por medio de una estrategia educativa?

Objetivos.

General

Fortalecer capacidades locales en materia de Salud Ambiental en comunidades rurales para la prevención de enfermedades. Cuba.2016-2018

Específicos

1. Identificar los factores de riesgo relacionados con la salud ambiental en las cooperativas y viviendas seleccionadas.
2. Fortalecer conocimientos a los integrantes de cooperativas que permita mejorar prácticas de higiene.
3. Contribuir a crear una cultura de salud que permita la participación de la familia y la comunidad en la solución de los problemas sanitarios detectados.

Material y Método.

Se realizó un estudio de intervención educativa en tres comunidades rurales de Cuba, de las tres regiones del país, durante los años 2016-2017.

El universo estuvo constituido por toda la población de cada comunidad.

Fueron seleccionadas 50 familias por comunidad a través de un muestreo probabilístico sistemático para la intervención educativa según la fórmula: $k = N/n$ donde:

N: Total de viviendas de cada cooperativa. n: 50 familias por cooperativas por criterio opinático de los investigadores.

k: número entero que representa al intervalo de selección. El punto de arranque se seleccionó de acuerdo al intervalo entre 1 y k

Las fuentes de información fueron: la observación directa participativa, la aplicación de cuestionarios, las entrevistas a líderes comunitarios y las técnicas grupales para la identificación de problemas como la lluvia de ideas.

Fue utilizada la metodología SARAR (OPS 2005) que incluyó las siguientes etapas del estudio:

Etapas I: Sensibilización

Etapas II: Diagnóstico

Etapas III: Capacitación.

Etapas IV: Ejecución

Etapas V: Evaluación.

La estrategia cumplió con las siguientes cualidades: flexibilidad, intersectorialidad, contextualizada, integral, sistémica, humanista, personalizada, participativa y colaborativa.

Se procedió de forma flexible y adaptativa y se partieron de los propios problemas de la comunidad que inciden en su estado de salud y que se pueden modificar sobre la práctica. El propósito de la estrategia se vincula con las necesidades de cambios en el medio, la capacidad organizativa y la racionalidad en las acciones.

Se trabajó en varios temas en el estudio: la vivienda como espacio vital, el manejo del agua, el manejo de residuales líquidos, el manejo de residuales sólidos, la crianza de animales y presencia de vectores, la higiene de los alimentos y los hábitos nutricionales

El procesamiento de la información se realizó utilizando métodos cuali/cuantitativos, la base de datos se creó en el programa SPSS 20.0 y se utilizaron medidas de resumen para variables cualitativas (porcentajes).

Para la evaluación del nivel de conocimientos se tuvo en cuenta cuatro dimensiones según partes del cuestionario y cada una se calificó en bien, regular y mal según el porcentaje de respuestas correctas:

- Bien: 90 % o más de las respuestas adecuadas o correctas.
- Regular: entre 70 y 89 % de las respuestas adecuadas o correctas.
- Mal: menos del 70 % de las respuestas adecuadas o correctas.

La evaluación general del nivel de conocimientos y prácticas de higiene relacionadas con el Saneamiento Básico Ambiental se valoró en:

- Adecuado: si los cuatro componentes obtuvieron la calificación de bien.
- Inadecuado: si al menos uno de los componentes esenciales (agua y hábitos higiénicos) obtuvo la calificación de regular o mal.

La evaluación de los cambios de actitudes a nivel familiar se realizó a través de las visitas periódicas donde se

asignaron evaluaciones de bien, regular y mal, a cada tema expuesto anteriormente, según se cumplían los factores a evaluar que fueron cuatro por cada uno: bien si los cuatro factores eran correctos, regular si al menos uno no era adecuado y mal si dos ó más factores eran inadecuados.

Resultados y discusión.

El estudio fue realizado en las provincias de Artemisa del occidente del país, Ciego de Ávila del centro y Granma del oriente.

Inicialmente logramos la sensibilización al estudio a través de intercambios con directivos de la Asociación Nacional de Agricultores Pequeños (ANAP) y líderes de cada comunidad a intervenir.

En Artemisa se trabajó en el municipio que lleva su nombre, en la comunidad rural perteneciente a una cooperativa agropecuaria José A. Labrador con 880 habitantes y 293 viviendas, concentrada y semidispersa, su producción principal es la agricultura cañera con altos rendimientos. Su fuente de abasto de agua es un acueducto rural.

En el diagnóstico inicial se realizó la caracterización ambiental de esta comunidad y se detectaron sus principales problemas relacionados con: el manejo intradomiciliario del agua, la crianza de animales, la higiene de la vivienda, la higiene de los alimentos y los hábitos alimentarios y nutricionales.

En la provincia de Ciego de Ávila trabajamos en el municipio Baraguá, en la cooperativa Paquito González, con un número de habitantes de 1270 y 423 viviendas en una comunidad concentrada y semidispersa, su producción principal es de cultivos varios con altos rendimientos y no presenta acueducto rural, siendo la principal fuente de abasto de agua los pozos entubados individuales.

Sus principales problemas se relacionaron con el manejo del agua, los residuales sólidos, prácticas agrícolas por el uso de plaguicidas químicos, la higiene de los alimentos y los hábitos alimentarios y nutricionales.

En la provincia de Granma se trabajó en el municipio Bayamo, en la cooperativa primer Soviets de América, con un número de habitantes de 1650 y 550 viviendas, concentrada y semidispersa, su producción principal es igualmente cañera con altos rendimientos. Los principales problemas detectados luego de la aplicación de los instrumentos del estudio se relacionaron con el manejo del agua, de excretas y residuales líquidos, la higiene de la vivienda y la higiene de los alimentos y los hábitos alimentarios y nutricionales. También su fuente de abasto es una acueducto rural.



Fotografía 1: Recorrido por las comunidades rurales en el diagnóstico inicial. Provincia Granma.

La distribución de los entrevistados según sexo se refleja en el gráfico 1, observándose un mayor predominio del sexo femenino con un 70.3%. Así se correspondió con otros estudios revisados en la literatura (del Puerto 2000, Llerena 2013, Díaz Murillo 2010)

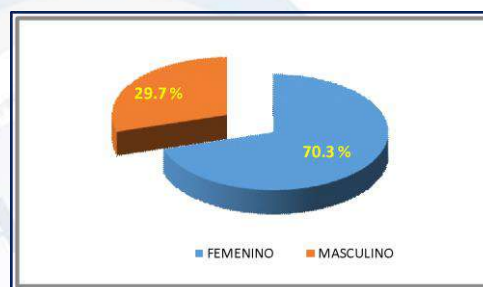


Gráfico 1. Distribución de los entrevistados según sexo

Gráfico 1: Distribución de entrevistados según sexo.

Los grupos de edades más representados fueron el de 40 y 44 años con un 26.7% seguido del de 45 a 49 con un 20 % respectivamente. Predomina la secundaria terminada como el grado de escolaridad más representado con un 33 %, seguido por el técnico medio con un 27%. En estudios revisados de la región no coinciden nuestros resultados en cuanto a la escolaridad pues en Cuba observamos mejores niveles que en otras áreas rurales.(Bérmudez A, 2013, Bellido 2010)

Los resultados del nivel inicial de conocimientos mostraron el siguiente comportamiento según los componentes que incluye el cuestionario

En cuanto al componente agua obtuvimos un mayor número de respuestas correctas, por lo que la categoría de bien fue alcanzada con un 53.3% pero que al sumar la categoría regular y mal es muy similar este porcentaje por lo que consideramos este un componente imprescindible en las capacitaciones posteriores.

Referente al componente de servicios sanitarios, las respuestas ofrecidas fueron incompletas en su mayoría por lo que se consideró que la categoría de regular era predominante en un 80%

El componente de hábitos de higiene y precepción de enfermedades tuvieron un predominio de respuestas correctas con un 60 y un 73.3% respectivamente, siendo evaluados de bien de manera general, esto contrasta con la observación en las viviendas seleccionadas de malos hábitos y costumbres., por lo que trabajamos en esta estrategia en reforzar bien los conocimientos pero reforzando la necesidad de incorporarlos al actuar diario.

Al concluir la etapa de diagnóstico comenzamos las capacitaciones en cada una de las comunidades por el equipo de investigación multidisciplinario. Para ello utilizamos formas y medios de enseñanzas que incluyeron entrega de materiales educativos como libros y manuales ya elaborados y otros que se fueron generando en el curso de la ejecución como trípticos y multimedias.



Fotografía 2. Taller de capacitación comunidad de Ciego de Ávila.

Se realizaron varios talleres para reforzar conocimientos y al mismo tiempo se visitaron las viviendas seleccionadas en el estudio para evaluar las condiciones higiénico-sanitarias de las mismas, así como la observación de actitudes de los habitantes, teniendo en cuenta la guía de observación y evaluación del estudio

Fotografía 3 Evaluación de las viviendas. Provincia Granma.



Fotografía 4 Evaluación en las viviendas. Provincia Ciego de Ávila.

En cada proceso de visita y evaluación en las viviendas se fueron reforzando los conocimientos y se promovieron prácticas saludables, empoderando a la población para que fueran capaces de identificar sus problemas y buscar soluciones de acuerdo al nivel de posibilidades, a lo cual fuimos contribuyendo paulatinamente. Este proceso fue apoyado por técnicas participativas grupales que generaron debate y discusión en cada una de las visitas a las comunidades.



Fotografía 5: Técnica de lluvia de ideas para la identificación de los problemas. Comunidad de Artemisa.



Fotografía 6: Técnica de lluvia de ideas para la identificación de los problemas. Comunidad de Ciego de Ávila.

Luego de evaluaciones periódicas fueron evaluados los cambios de comportamiento de acuerdo a cada componente de la capacitación. Los resultados finales que se obtuvieron luego de toda la intervención educativa se reflejan en la siguiente tabla.

Tabla 1: Distribución de los componentes evaluados según su porcentaje.

Tema	EVALUACIÓN (%)			
	Tiempo	BIEN	REGULAR	MAL
La vivienda como espacio vital	Inicio	64.8	19.7	15.5
	6 meses	64.8	19.7	15.5
	Al año	67.0	22.7	10.3
Agua para consumir.	Inicio	42.3	38	19.7
	6 meses	45.1	39.4	15.5
	Al año	52.7	35.5	11.8
Las excretas y las aguas grises o de lavado.	Inicio	63.3	16.9	19.7
	6 meses	67.6	14.1	18.3
	Al año	67.6	18.6%	13.8
Los residuos sólidos en la vivienda	Inicio	57.8	23.9	18.3
	6 meses	66.2	18.3	15.5
	Al año	70.0	17.5	12.5
Plagas, vectores y animales	Inicio	60.6	21.1	18.3
	6 meses	60.6	28.2	11.2
	Al año	61.0	28.2	10.8
Inocuidad de los alimentos	Inicio	73.2	15.5	11.3
	6 meses	73.2	16.9	9.9
	Al año	75.0	18.0	7.0
Alimentación saludable.	Inicio	11.1	23.5	65.4
	6 meses	11.1	23.5	65.4
	Al año	13.5	23.3%	63.2

Como promedio el 53,3% de todas las dimensiones fue evaluado de bien en la primera visita a las viviendas, el 46.7% restante obtuvo calificación de regular y mal. En la segunda y tercera visitas se incrementa la calificación de bien en un 2.4%, el incremento estuvo dado por la solución de problemas en los componentes de agua, residuales líquidos y sólidos, en los demás componentes no tuvieron cambios significativos. El componente peor

evaluado fue alimentación saludable pues solo obtuvo un 13.5% de la categoría de bien. Se evidenció cambios en el nivel de conocimientos y cambios de comportamiento a nivel comunitario y en las viviendas.

Conclusiones:

- Se fortalecieron capacidades locales en materia de salud ambiental en las comunidades estudiadas.
- Fueron promovidas buenas prácticas en hábitos higiénicos y nutricionales tanto personal, familiar y comunitario y en las prácticas agrícolas.
- Se generaron cambios en los comportamientos de riesgo a la salud, en la producción de alimentos y en el impacto sobre el ambiente.
- Fue fortalecida la organización comunitaria y la participación social en la solución de problemas.

Referencias bibliográficas.

A. Pruss-Ustun et al. (2014) Burden of disease from WASH. Tropical Medicine and International Health

Bellido JG, Barcellos C, Barbosa FS, Bastos FI. (2010). Saneamiento ambiental y mortalidad en niños menores de 5 años por enfermedades de transmisión hídrica en Brasil. Revista Panamericana de Salud Pública;28(2):114–20.

<http://www.scielosp.org/pdf/rpsp/v28n2/a07v28n2.pdf> (accesado el 25 de mayo de 2018).

Bermúdez A, Flórez O, Bolaños M. V, Medina J.J y Salcedo-Cifuentes M. (2013) Enteroparasitismo, higiene y saneamiento ambiental en menores de seis años de comunidades indígenas. Cali-Colombia. Revista de Salud Pública;15 (1).

Del Puerto Quintana C, Concepción Rojas M, Del Puerto Rodríguez A y Prieto Díaz V. (2000) Conocimientos y actitud de la población en relación con el saneamiento básico ambiental. Revista Cubana de Higiene y Epidemiología.; 38 (2): 137-44.

Díaz Murillo M. P et al. (Enero - Junio de 2010) Conocimientos, actitudes y prácticas sobre las geohelmintiasis en una comunidad rural de Colombia. Revista de la Facultad de Medicina. 18(1).

Llerena Luna et al. (2013). Conocimientos, actitudes y prácticas sobre la enfermedad de Carrión en Ancash, Perú. Revista Panamericana de Salud Pública; 33 (5).

Magallanes M. (Agosto del 2015) Zonas rurales menos favorecidas con saneamiento básico y agua potable. Perú. http://www.rpp.com.pe/2012-03-21-zonas-rurales-menos-favorecidas-con-saneamiento-basico-y-agua-potable-noticia_463796.html(accesado el 23 de mayo de 2018).

Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio ambiente. (2017) Panorama Medio ambiental de Cuba, CITMA. http://www.medioambiente.cu/panorama/cap1_8_cont.htm (accesado el 9 de mayo de 2018).

Objetivos de desarrollo del milenio / Tercer Informe de Cuba.(2015)
http://www.undp.org.cu/mdg/2informe/odm2_9.pdf
(accesado el 20 de mayo de 2018).

Organización Mundial de la Salud. (2016 marzo 15). Cada año mueren 12,6 millones de personas a causa de la insalubridad del medio ambiente. Ginebra. OMS. <http://www.who.int/es/news-room/detail/15-03-2016-an-estimated-12-6-million-deaths-each-year-are-attributable-to-unhealthy-environments>(accesado el 25 de mayo de 2018).

Organización panamericana de la salud (2005) Metodología de Intervención del Componente Educativo en la Estrategia de Vivienda Saludable, OPS. http://www.bvsde.paho.org/bvsasv/fulltext/hogar/metodo_lo.pdf (accesado el 8 de mayo de 2018).

Organización panamericana de la salud. (2015). Preparar a la Región de las Américas para alcanzar el Objetivo de Desarrollo Sostenible sobre la salud. Washington, DC: OPS,. ISBN 978-92-75-31863-8

Scriptore J. S y Rudineri Toneto J. (2012)La estructura de los oferta de servicios de saneamiento en Brasil: un análisis comparativo del desempeño de los proveedores públicos y privados. Revista de Administración Pública; 46(6):1479-1504.
http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S003476122012000600004&script=sci_abstract&tlng=es(accesado el 23 de mayo de 2018)

[00302] UN MARCO CONCEPTUAL CIENTÍFICO-FILOSÓFICO PARA LA INGENIERÍA AMBIENTAL SANITARIA

JOSÉ MANUEL ÁLVAREZ-CAMPANA GALLO

Universidade da Coruña

j.alvarez-campana@udc.es

Palabras clave:

Ingeniería ambiental sanitaria, filosofía de la ingeniería, marco conceptual interdisciplinar

Abstract

The scarcity of specific philosophical reflections on civil and environmental engineering makes it interesting to explore, in a specific way, the philosophical reflections recently elaborated in scientific disciplines that can be considered an specific background (cfr. Bunge, 1985) of sanitary environmental engineering. This approach can allow, in addition to an acknowledgment of the philosophical state of the border matters of this engineering, to outline an interdisciplinary conceptual framework of sanitary environmental engineering. The study has three phases. First of all, establish a kind of relational cartography of sanitary environmental engineering with the activities of scientific nature with which it is most closely linked. The second objective is an update of the topics of philosophical interest that are being addressed in these background activities. The third objective is to presuppose and identify the key concepts that are dealt with in these background environmental engineering activities. While each of these objectives could have meaning in itself, the sequenced conjunction of them allows us to have a vision of the current state of philosophy and a joint conceptual framework of the most important scientific activities of environmental engineering sanitary.

Introducción

En el campo de la filosofía de la ciencia y de la tecnología, se comprueba que la ingeniería civil y ambiental, y más particularmente la ingeniería ambiental sanitaria, todavía no es materia de investigaciones filosóficas detalladas. Esto ocurre a pesar del interés objetivo, de la utilidad y de la conveniencia de un conocimiento filosófico e histórico más profundo de la ingeniería ambiental sanitaria (Álvarez-Campana *et al.*, 2014).

Esta escasez de reflexiones filosóficas sobre ingeniería civil y ambiental hace interesante explorar, de forma detallada, las reflexiones filosóficas que sí se están elaborando sobre las disciplinas científicas que fundamentan (como fondo específico, en el sentido de Bunge, 1985) la actividad tecnológica de la ingeniería ambiental sanitaria. Disciplinas científicas que pertenecen a los campos de la medicina, la biología, la química, la ordenación territorial y la economía.

Estos campos científicos, a diferencia de la ingeniería civil y ambiental, están siendo objeto (en algunos casos desde hace décadas) de extensas y profundas reflexiones, especialmente sobre aspectos filosóficos de naturaleza epistemológica, ontológica y ética. Pero no es un vaciado de estos conocimientos, por otra parte imposible, lo que se pretende con este trabajo. Sino de, una vez identificadas las concretas disciplinas científicas que más relación tienen con la ingeniería ambiental sanitaria, extraer los conceptos clave, aquellos conceptos específicos que tendrían relevancia técnica y profundidad filosófica.

De este modo, lo que se pretende configurar es una red conceptual en donde se integren los conceptos más relevantes de las disciplinas científicas que fundamentan la ingeniería ambiental sanitaria. La elaboración de este tipo de redes conceptuales, que puede considerarse una novedad metodológica, nos va a permitir disponer de un marco conceptual interdisciplinar, articulado, de conceptos científicos clave de fundamental relevancia para una más clara visión filosófica (y por tanto, también tecnológica) de la ingeniería ambiental sanitaria. Sin embargo, todo esto no deja de ser un paso más en la tarea, aún pendiente, de una elucidación filosófica de la ingeniería ambiental sanitaria.

Objetivos

El trabajo tiene tres objetivos parciales, secuenciales. En primer lugar, presentar una suerte de cartografía relacional de los campos y disciplinas (como subnivel del anterior) científicas de la ingeniería ambiental sanitaria.

El segundo objetivo es presentar las cuestiones filosóficas de mayor importancia y actualidad que se están tratando en esas disciplinas científicas, pero presentadas como agregados conceptuales. El objetivo tercero, según una secuencia razonable, es el de identificar los conceptos clave que formarían la red conceptual científica específica de la ingeniería ambiental sanitaria.

Metodología

El trabajo que se presenta se realiza bajo un esquema metodológico novedoso, de tres fases correspondientes básicamente con los tres objetivos parciales. En primer lugar la identificación de los fundamentos científicos específicos de la ingeniería ambiental sanitaria. Estos fundamentos específicos se corresponderían con el componente “B” (*specific background*), a que hace referencia el filósofo Mario Bunge (1985:232) en su modelo multicomponente de las familias tecnológicas; considerando también el autor que el volumen de estos fundamentos específicos es representativo del grado de desarrollo de la tecnología en cuestión.

La identificación de esta primera fase se realiza tanto a partir de la consulta de conocimiento experto, como con el contraste de los contenidos científicos (en nivel de campo, de disciplina y subdisciplina) propios de la actividad docente e investigadora en ingeniería sanitaria y ambiental. Hay que hacer notar que en esta selección (y posterior análisis) se han omitido los campos científicos de la física y de la matemática, puesto que son campos comunes a la práctica totalidad de las actividades ingenieriles, y por tanto no específicos de la ingeniería ambiental sanitaria. Por su importancia, se han incluido dos campos (medicina y ordenación territorial) que son objeto de debate sobre si se trata de campos más científicos o más tecnológicos.

La segunda fase, en cierta medida iterativa, incluye el trabajo con textos filosóficos de referencia de los distintos campos y disciplinas científicas que se han seleccionado en la fase inicial como corpus científico fundamental de la ingeniería ambiental sanitaria. Dada la diferencia entre el tratamiento filosófico de ese corpus científico, se ha optado por utilizar como referencia común básica los artículos correspondientes de *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*.

La fase tercera, también iterativa, ha consistido en la identificación y extracción de los conceptos clave, con representatividad científica, y al tiempo con fecundidad filosófica. Esta idea de la extracción de los conceptos clave es deudora, si bien en mi caso más simplificada, de la aproximación metodológica de Jabareen (2009) a la elaboración de marcos conceptuales en “Building a Conceptual Framework: Philosophy, Definitions, and

Procedure”. En su propuesta metodológica Jabareen incluye, además de unas interesantes precisiones terminológicas sobre conceptos y marcos conceptuales, una categorización filosófica de los conceptos (ontológicos, epistemológicos y metodológicos) que forman el marco conceptual. No obstante, en esta fase tercera he optado por reunir el conjunto de conceptos clave más relevantes, sin realizar (por el momento) esa categorización filosófica.

Resultados y discusión

Como se ha ido avanzando, los campos científicos que se han seleccionado como específicamente fundantes y representativos (aunque no exclusivos) de la ingeniería ambiental sanitaria serían cinco: medicina, biología, química, ordenación del territorio y economía.

Las disciplinas científicas incluidas en estos campos y que se encuentran a un nivel equivalente de detalle (académico-técnico) serían siete: salud pública (del campo de la medicina); microbiología y ecología de la conservación (ambas del campo de la biología); química ambiental (del campo de la química); urbanismo (del campo de ordenación del territorio); economía y gestión ambiental, y economía y gestión del desarrollo (del campo de la economía).



Fig. 1.1. Disciplinas y actividades fronterizas con la ingeniería ambiental sanitaria

Fig. 1. Disciplinas y campos fronterizos de la ingeniería ambiental sanitaria

Una vez identificados los campos y disciplinas más relevantes en las fronteras de la ingeniería ambiental, se ha procedido a la descripción –en términos de estado actual– de las reflexiones más destacables de orden filosófico. A partir de este material, junto con las determinaciones propias de la práctica de esas disciplinas (salud pública, microbiología, ecología y conservación, química ambiental, urbanismo, economía y gestión ambiental y del desarrollo) se exponen los conceptos clave en relación con la ingeniería ambiental sanitaria.

Sobre la salud pública. Esta actividad comparte elementos nodulares con la ingeniería ambiental sanitaria como: fundamento en el diseño ingenieril y la planificación, operaciones sobre medios urbanizados y empleo de tecnologías constructivas para conseguir mejoras de las condiciones de salubridad.

La salud pública se preocupa por promover y mejorar la salud, en el más amplio sentido, de las poblaciones. De acuerdo con Faden y Shebaya (2015), en “Public Health Ethics”, la salud pública tiene cuatro características de particular interés para su revisión desde la perspectiva ética: (1) es un bien público o colectivo; (2) su promoción implica un enfoque particular en la prevención; (3) su promoción a menudo implica una acción del gobierno; y (4) implica intrínsecamente una orientación hacia resultados.

La problemática de la salud pública está muy relacionada con la de la población, como señala Wolf (2001), quien trata la población en el marco de la filosofía ambiental, considerando: el debate contemporáneo (población, desarrollo y medio ambiente); la vinculación entre fertilidad y desarrollo; la teoría de la población y la moral; y sobre ética de la población y filosofía ambiental.

Los conceptos clave con relevancia científica y filosófica en la salud pública serían: salud como bien público, promoción de la calidad de vida, poblaciones humanas, y enfermedades ambientales.

Sobre ecología, microbiología y biología de conservación. Del conjunto de las subdisciplinas de la ecología la que presenta mayor interés para la ingeniería ambiental es la ecología ecosistémica, por cuanto permite la consideración del espacio de intervención (medio ambiente) de la ingeniería ambiental en términos ecosistémicos.

De acuerdo con Sarkar (2016) la ecología ecosistémica asume que: 1) los diferentes biotas interactúan de forma que pueden ser descritos con suficiente precisión y generalidad para permitir su estudio científico; y 2) las interacciones ecológicas establecen un escenario para que en primer lugar se produzca la evolución, ya que proporcionan el componente externo a que se enfrenta la aptitud de la entidad. Un aspecto que le da a la ecología una posición central en la biología.

Sin embargo, incluso dentro de la filosofía de la biología, la ecología ha recibido muy poca atención filosófica en comparación con otras disciplinas. Sobre todo si se tiene en cuenta que hay cuestiones fundamentales y conceptuales dentro de la ecología (como el problema de la biodiversidad-estabilidad) que podrían aclararse mediante el análisis filosófico, y que la ecología es

relevante en relación con cuestiones de indudable calado como son el bienestar humano y la biodiversidad (Cfr. Sarkar, 2016).

Por otra parte, la biodiversidad es un elemento central en la ecología aplicada, y que como tal vienen siendo incluida específicamente en la agenda de investigación de la filosofía ambiental, como puede verse en Rolston (2001), quien reflexiona sobre cuestiones como: salvar especies para las personas; ¿una ética para las especies?; la amenaza de extinción; preguntas sobre hechos como ¿qué son las especies?; cuestiones éticas como ¿deberían salvarse las especies?; especies en los ecosistemas; extinciones naturales y causadas por el ser humano; o el respeto por la vida (biodiversidad y rareza).

Precisamente, en relación con la pérdida global de biodiversidad, aparece en la década de los años ochenta una nueva disciplina biológica: la biología de la conservación, cuyo objeto es el conocimiento de las causas de la pérdida de biodiversidad en todos sus niveles (genético, individual, comunidad, especie, ecosistema), así como las posibles medidas para la recuperación de la biodiversidad. Se trata de una nueva disciplina orientada a la investigación de la conservación. De ahí que la misma tenga una importancia relevante en los aspectos de la ingeniería ambiental que considera tanto los aspectos de las interrelaciones de las actividades humanas productivas y el medio ambiente, como las intervenciones de restauración ambiental y conservación de la naturaleza.

En “Conservation Biology” de Odenbaugh (2016) se consideran tres cuestiones filosóficas de la biología de la conservación. Comienza con una cuestión ontológica de la disciplina: ¿qué es la biodiversidad?, seguida de una serie de reflexiones. En segundo lugar, desde el punto de vista epistemológico y metodológico, expone varios estudios de caso importantes de modelos (de poblaciones, del equilibrio de la biogeografía de las islas), así como el de la planificación sistemática de la conservación. En tercer lugar, considera los fundamentos axiológicos de la disciplina, exponiendo que aunque el punto de partida de la biología de la conservación se basa en el valor intrínseco de los sistemas ecológicos, es una posición que ya está siendo desafiada por los nuevos conservacionistas.

Los fundamentos axiológicos de la biología de la conservación, como los de la ecología ecosistémica, están englobados en el campo filosófico, ya relativamente desarrollado de la ética ambiental, y donde la obra de la filósofa Shrader-Frechette y del ecólogo McCoy *Method in Ecology: Strategies for Conservation* (1993) es una referencia de primera magnitud.

Los conceptos clave ecológicos en relación con la ingeniería ambiental serían: biodiversidad, ecosistemas,

evolución de especies y conservación. Entre los conceptos clave desde la microbiología se incluirían: metabolismo microbiano, biotoxicidad y biodegradabilidad.

Sobre la química ambiental. Esta disciplina científica se considera muy estrechamente relacionada con la ingeniería ambiental sanitaria, por cuanto los factores del medio (aire, aguas, suelo y subsuelo) están condicionados no solamente por diferentes ciclos de carácter químico sino especialmente por los problemas de calidad y contaminación correspondiente a estos medios, de naturaleza química en su inmensa mayoría.

Tanto la química general como específicamente la química ambiental están entre las ciencias de la naturaleza que no han recibido una atención tan extensa como el caso anterior del campo de la biología. El artículo de referencia en la SEP "Philosophy of Chemistry" está redactado por Weisberg *et al.* (2016) y contiene dos partes diferenciadas. Una primera que trata de aspectos conceptuales generales de la química, como las nociones de sustancia, atomismo o síntesis química. Y una segunda parte relativa a temas tradicionales de filosofía de la ciencia (realismo, reducción, explicación, confirmación o modelización) aplicados a la química.

Los conceptos clave de la química ambiental en relación con la ingeniería ambiental sanitaria serían: calidad ambiental, contaminación, compuestos y residuos peligrosos, y riesgo ambiental.

Sobre el urbanismo y los servicios urbanos. Se entiende pertinente la consideración de cuestiones de la filosofía en la arquitectura (enfoque de ordenación del territorio), y en el urbanismo por cuanto esta actividad comparte elementos nodulares con la ingeniería civil y ambiental sanitaria como: fundamento en el diseño ingenieril y la planificación, operaciones sobre medios urbanizados (ciudades), así como el empleo básico de tecnologías constructivas, y las reflexiones filosóficas del mundo de la arquitectura que hayan podido interesar especialmente a la concepción de la ciudad, en su relación con el medio ambiente (agua, suelo y aire).

Del artículo referencial de Fisher (2016) sobre filosofía de la arquitectura, pueden señalarse aspectos específicos que tienen relevancia para el tratamiento de la ingeniería ambiental sanitaria: los tipos de ontologías arquitectónicas; y especialmente el debate entre 'ambiente construido' versus 'ambiente natural'.

Por su magnitud e importancia cualitativa, el medio construido ha encontrado un lugar en las preocupaciones de la filosofía de la tecnología, como puede verse en Illies (2009) con su texto "Built Environment" en donde

repasa algunos de los problemas vinculados con este modo de ocupación del territorio, tanto en su fase de construcción como en la de operación de los complejos urbanos. Una compleja problemática (impactos ambientales, consumo, sobrepoblación, transporte, degradación de la calidad...) que enlaza con cuestiones de otras disciplinas que aquí ya se están considerando (salud pública, gestión ambiental y economía del desarrollo).

En este texto se mencionan tres razones que están detrás del conflicto abierto: ambiente construido versus ambiente natural. La primera sería la ignorancia y dificultad en predecir las consecuencias futuras de las innovaciones tecnológicas y del medio construido. La segunda estriba en la de discernir muchas influencias destructivas, que se producen gradual y muy lentamente. Esto es lo que se conoce como 'síndrome de la rana hervida' (*Boiled Frog Syndrome*), donde el animal sumergido en el agua se va adaptando progresivamente al incremento de temperatura, hasta su final. La tercera de las razones, algo más intrincada, es que ese conflicto puede ser el resultado de intentos encomiables, como exigencia moral, por satisfacer las necesidades humanas (refugio, vivienda, agua, energía...) de una manera eficiente y a gran escala.

Se observa en este caso cómo la reflexión filosófica desvela algunas de las causas que han estado detrás del deterioro de la calidad ambiental urbana y de los impactos negativos del complejo proceso de urbanización, tanto a escala local como global. Los conceptos clave con relevancia filosófica a los efectos del estado actual de la cuestión serían: ordenación urbana, crecimiento urbano, servicios urbanos y necesidades humanas.

Sobre economía y gestión ambiental. La economía y gestión del medio ambiente es una actividad multidisciplinar, también comprendida en el campo profesional de la ingeniería ambiental, y orientada a la protección del medio ambiente. Aunque la actividad de gestión del medio ambiente no ha sido prácticamente objeto de consideraciones filosóficas, sí que lo han sido aspectos del medio ambiente: empezando por el propio concepto de medio ambiente, y siguiendo por cuestiones que constituyen una preocupación social de primera magnitud como son los riesgos de naturaleza ambiental (contaminación, residuos peligrosos, radiación...). En estas materias, la ética ambiental como campo de reflexión filosófica, tiene un valor determinante.

La ética ambiental estudia la relación moral de los seres humanos, y también el valor y el estado moral del medio ambiente y sus contenidos no humanos. Entre los elementos más destacables de 'Environmental ethics' (Brennan & Lo, 2016) a los efectos de la gestión medioambiental pueden señalarse: el desafío de la ética

ambiental al antropocentrismo (es decir, el centramiento humano) incrustado en el pensamiento ético occidental tradicional; el intento de aplicar teorías éticas tradicionales, incluyendo el consecuencialismo, la deontología y la ética de la virtud, para apoyar las preocupaciones ambientales contemporáneas; la preservación de la biodiversidad como un objetivo ético; las preocupaciones más amplias de algunos pensadores con la naturaleza, el entorno construido y la política de la pobreza; y la ética de la sostenibilidad y el cambio climático.

Como se ha avanzado, una de las autoras más importantes en filosofía ambiental es Shrader-Frechette, con contribuciones relevantes también sobre riesgo medioambiental: "Science, Environmental Risk Assessment, and the Frame Problem"; o "Calculated Risks". La noción de riesgo ambiental trae aparejados dos importantes instrumentos: el de evaluación de impacto ambiental, en tanto conocimiento anticipado de los impactos ambientales derivados de una actuación (inmaterial o material) sobre el medio; y en relación con la incertidumbre sobre los impactos ambientales, la posición del 'principio de precaución'.

Así, el estado actual de reflexiones filosóficas sobre aspectos importantes de la disciplina de la economía y gestión del medio ambiente, sugiere un conjunto de conceptos que están recibiendo atención por parte de la filosofía: ética ambiental, riesgo ambiental, impacto ambiental, evaluación de impacto ambiental, principio de precaución, ecoeficiencia, sostenibilidad ambiental, valoración ambiental, y economía circular.

Sobre economía y gestión del desarrollo (sostenible). Previamente a la exposición de reflexiones filosóficas sobre desarrollo sostenible, pueden introducirse referencias sobre investigaciones de naturaleza filosófica, en particular desde la ética, que se han planteado en relación con el concepto de desarrollo. Sirva como ejemplo el trabajo de Kesselring (2009) sobre ética del desarrollo en el marco de las políticas de ayuda al desarrollo, en donde formula y trabaja en perspectiva filosófica cuatro importantes cuestiones éticas: (1) ¿Qué significa "desarrollo" y en qué dirección apunta?; (2) ¿Qué propósito tiene la cooperación para el desarrollo, qué papel tienen los derechos y obligaciones y ¿en qué motivos se basa?; (3) ¿Quién debe apoyar a quién con la ayuda al desarrollo?; (4) ¿A qué objetivos debe aspirar la política de ayuda al desarrollo?

Entre los trabajos más destacables en este campo están los de Jabareen, quien en su artículo "A new conceptual framework for sustainable development" (2008) sintetiza la literatura multidisciplinar para, mediante una metodología de análisis conceptual, procede a identificar patrones y categorías que le permiten elaborar siete conceptos relevantes para el significado de 'desarrollo sostenible': paradoja ética, stock de capital natural,

equidad, eco-forma, gestión integradora, utopismo, y agenda política global.

Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos pueden derivarse tres conclusiones fundamentales. En primer lugar que se dispone de una cartografía de actividades (disciplinas) científicas específicas que fundamentan la ingeniería ambiental sanitaria, en donde se incluyen: la salud pública, la microbiología, ecología y biología de la conservación, la química ambiental, el urbanismo, la economía y gestión ambiental, y la economía del desarrollo.

La segunda conclusión es que, si bien estas disciplinas han recibido una mayor atención filosófica que la propia ingeniería ambiental sanitaria, esa atención se focaliza en cuestiones y problemas recurrentes, muchos de orden conceptual, de los cuales son numerosos los que podrían aparecer reflejados también en una agenda de investigaciones filosóficas de la ingeniería ambiental sanitaria.

La tercera conclusión es que, a partir de lo expuesto, podría establecerse un marco conceptual aproximativo de la ingeniería ambiental sanitaria, en el que podrían considerarse, como selección, los siguientes conceptos deducidos del explicado análisis: salud pública, calidad de vida, poblaciones humanas, enfermedades ambientales, biodiversidad, ecología ecosistémica, biodegradación, calidad ambiental, residuos peligrosos, riesgos ambientales, ordenación urbana, crecimiento urbano, ambiente construido, servicios urbanos, ética ambiental, riesgo ambiental, impacto ambiental, principio de precaución, ecoeficiencia, sostenibilidad, valoración del medio ambiente, economía circular y desarrollo sostenible.

La magnitud de esta red conceptual filosófico-técnica sería un indicador (de acuerdo con el modelo de familias tecnológicas de Bunge, 1985) del elevado grado de desarrollo de la actividad tecnológica de la ingeniería ambiental sanitaria.

La última conclusión sería que tanto la cartografía de disciplinas científicas como la red conceptual (científico-filosófica) de la ingeniería ambiental sanitaria resulta un material útil y adecuado como contribución a la clarificación de los fundamentos científicos específicos de la ingeniería ambiental sanitaria. Si bien se trata de una metodología en fase temprana de desarrollo, también es cierto que tiene aplicabilidad para la exploración de marcos conceptuales filosóficos de otras actividades tecnológicas. Además de servir, como objetivo general, al fin de un proceso más amplio de progresiva

elucidación filosófica de la ingeniería ambiental sanitaria.

Referencias bibliográficas

Álvarez-Campana, J.M; Suárez, J. y Jácome, A. (2014): “Enfoque filosófico de la ingeniería ambiental sanitaria: una aportación para una gobernanza más sostenible del agua urbana”, Comunicación al XXXIV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Monterrey, noviembre de 2014.

Brennan, Andrew & Lo, Yeuk-Sze (2016): “Environmental Ethics”, *The Stanford Encyclopedia of Philosophy* (Winter 2016 Edition), Edward N. Zalta (ed.).

Bunge, Mario (1985): *Epistemology & Methodology III: Philosophy of Science and Technology. Part II: Life Science, Social Science and Technology*, Dordrecht/Boston/Lancaster: D. Reidel Publishing Company.

Faden y Shebaya (2015), “Public Health Ethics”, *The Stanford Encyclopedia of Philosophy* (Winter 2016 Edition), Edward N. Zalta (ed.).

Fisher, Saul (2016): “Philosophy of Architecture”, *The Stanford Encyclopedia of Philosophy* (Winter 2016 Edition), Edward N. Zalta (ed.).

Illies, C. (2009): “Built Environment”, pp. 289-294, in: *A Companion to the Philosophy of Technology*.

Jabareen, Y. (2008): “A new conceptual framework for sustainable development” *Environ Dev Sustain* 10:179–192.

Jabareen, Y. (2009): “Building a Conceptual Framework: Philosophy, Definitions and Procedure”, p. 57.

Kesselring, T. (2009): “Development Ethics”, pp. 416-421, in *A Companion to the Philosophy of Technology*.

Odenbaugh, Jay (2016): “Conservation Biology”, *The Stanford Encyclopedia of Philosophy* (Winter 2016 Edition), Edward N. Zalta (ed.).

Rolston, H. (2001): “Chapter 28. Biodiversity”, pp. 402-415, in Jamieson, D. (2001) *A Companion to Environmental Philosophy*, Blackwell Publishers Ltd.

Shrader-Frechette, K.S. & McCoy, E.D. (1993): *Method in Ecology: Strategies for Conservation*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Weisberg, Michael, Needham, Paul and Hendry, Robin (2016): “Philosophy of Chemistry”, *The Stanford Encyclopedia of Philosophy* (Winter 2016 Edition), Edward N. Zalta (ed.).

Wolf (2001): “Chapter 25. Population”, pp. 362-376, in Jamieson, D. (2001) *A Companion to Environmental Philosophy*, Blackwell Publishers Ltd.

[00352] EDUCACIÓN PARA LA PAZ EN LA FACULTAD DE DERECHO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

MARÍA GUADALUPE DORADO ZAMORA¹; IZARELLY ROSILLO PANTOJA²;
LUTZ ALEXANDER KEFERSTEIN CABALLERO³; GABRIELA NIETO
CASTILLO⁴; MARÍA GUADALUPE DORADO ZAMORA¹

Universidad Autónoma de Querétaro^{1,2,3,4}

mariagpe.doradozamora@gmail.com¹; izarellerosillo@msn.com²; lutzakefer@gmail.com³;
gnietocastillo@hotmail.com⁴

1. PALABRAS CLAVE

Educación ambiental, cooperación, paz, tutorías.

2. ABSTRACT

According to the Peace Index, derived from the repeated practice of corruption and a deficient Rule of Law, it has generated an amount of 77.6 billion dollars in the illegal economy; the homicide rate in 2017 exceeded that of 2011 and 25 of 32 State experienced a considerable deterioration in the level of peace. The national rate of violent crime increased by 15%, with increases in assaults, robberies and sexual violence, while the monthly rate of domestic violence rose by 32%.

In this way, the country is placed at a critical point for social and economic development and growth. It is necessary to reduce the forms of violence and mortality rates derived from it, as well as to promote a Rule of Law that guarantees equality and access to justice; reducing corruption and bribery and the incidence of torture and ill-treatment or other cruel, inhuman and degrading treatment.

For this reason, the Autonomous University of Querétaro, as the main educational institution in the State and a seedbed of responsible citizens and social actors; is committed to creating programs in favor of peace and combating violence and discrimination, as well as the protection and defense of the environment, with the purpose of taking actions from our field that involve experience, generation of knowledge and promotion of social conscience in the sum of efforts to achieve the Millennium Development Goals.

3. INTRODUCCIÓN

México ocupa el noveno lugar en América Latina, con una tasa de 21.5 homicidios por cada 100 mil

habitantes, en donde 63 de cada 100 mujeres mayores de 15 años han sufrido algún tipo de violencia.

De acuerdo con el Índice de Paz, derivado de la práctica reiterada de corrupción y un deficiente Estado de Derecho, ha generado un monto de 77.6 mil millones de dólares en la economía ilegal; la tasa de homicidios en 2017 superó la de 2011 y 25 de 32 Estado experimentaron un deterioro considerable en el nivel de paz. La tasa nacional de delitos con violencia subió el 15%, con incrementos en asaltos, robos y violencia sexual, mientras la tasa mensual de violencia intrafamiliar ascendió 32%.

De acuerdo al Centro de Investigación y Docencia Económicas en la Ciudad de México, demostró que mientras mayor sea la brecha entre ricos y pobres en una población, mayores son las posibilidades de que se formen grupos de autodefensa; por cada aumento en la desigualdad el índice de homicidios aumenta 1.5.

En el 2017, Querétaro se ubicó en el octavo lugar en el Índice de Paz en México y reportó un aumento en la tasa de delitos violentos del 46%. Asimismo, según la Encuesta Nacional sobre la Dinámica de las Relaciones en los Hogares en 2016 (ENDIREH), ocupa el quinto lugar a nivel nacional en violencia hacia la mujer con un porcentaje de 71.2%.

En suma, el país sufre un desequilibrio en la paz positiva; la cual requiere de una capacidad de resiliencia, que cumpla con los criterios de reducción en la corrupción e impunidad, desarrollo de la capacidad institucional, transparencia y rendición de cuentas, protección a jóvenes y espacios públicos, aumento en los niveles de confiabilidad, enfrentar la violencia y regular el uso de la fuerza.

De esta manera, la Entidad se coloca en un punto crítico para el desarrollo y crecimiento social y económico. Es necesario reducir las formas de violencia y tasas de mortalidad derivadas de ello, así como promover un Estado de Derecho que garantice la igualdad y acceso a la justicia; reduciendo la corrupción y el soborno e

incidencia de tortura y maltrato u otros tratos crueles, inhumanos y degradantes.

Por ello, la Universidad Autónoma de Querétaro, como principal institución educativa en el Estado y semillero de ciudadanos y actores sociales responsables; se compromete a crear programas en favor de la paz y combate a la violencia y discriminación, así como la protección y defensa del medio ambiente, con el propósito de tomar acciones desde nuestro campo que involucren experiencia, generación de conocimiento y promoción de conciencia social en la suma de esfuerzos para alcanzar los Objetivos del Milenio.

4. OBJETIVOS

Analizar la medida en que los alumnos de la Facultad de Derecho de la Universidad Autónoma de Querétaro han sido beneficiados con la impartición de la materia de Derecho Ambiental, para identificar el alcance y efectos en la adopción de buenas prácticas para el desarrollo sostenible y protección de los derechos humanos.

Detectar indicadores para evaluar la relación entre la paz y el desarrollo de la sociedad en México.

Diagnosticar la incidencia y tipos de violencia en la Universidad Autónoma de Querétaro.

Identificar el número de alumnos beneficiados con la impartición de la materia de Derecho Ambiental.

5. METODOLOGÍA

Un factor fundamental para erradicar los problemas sociales la educación, misma que dentro del aula debe ser modelo y ejemplo para la sociedad, no una réplica de las problemáticas, por el contrario, tendría que ser la manifestación del ideal social. Las instituciones educativas deben dejar de conceptualizarse en el individualismo, la profesión del abogado nace de una vocación por servir a la sociedad y contrarrestar las injusticias del contexto en que se encuentra.

A través del rol del docente en el desarrollo de la clase y de la cercanía con el alumnado, se pretende conocer la realidad de estos, influir de manera positiva y sembrar en el grupo y el alumno como individuo una actitud de colaboración.

La cooperación es un factor esencial en la resolución de problemas comunitarios así como el nivel de confianza en la comunidad, como lo señala el Índice de la Paz. Desde 2013 al 2017, el porcentaje de mexicanos que cooperan para resolver problemas comunitarios y aquellos que informan un alto nivel de confianza en su comunidad ha ido en aumento.

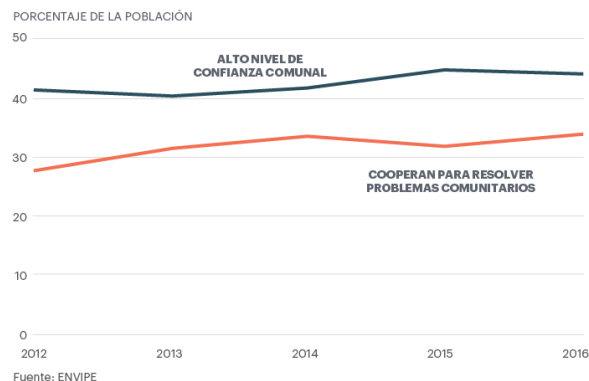


Figura 1. Cooperación para resolver problemas comunitarios y alto nivel de confianza en la comunidad, 2013-2017

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La violencia es uno de los problemas más crecientes y palpables a nivel mundial. La sociedad conoce el problema, lo critica y lo difunde, pero no es capaz de generar propuestas ni soluciones.

Después de dos años de la escalada de la violencia, y por primera vez en 20 años, la tasa de homicidios de México en 2017 superó la de 2011 -antes considerado como el punto máximo de la guerra contra el narcotráfico-, lo que lo convirtió en el año más violento en dos décadas.

“Ganar la guerra contra las drogas” no es un objetivo de política viable para construir la paz. Un marco eficaz de construcción de la paz tendrá que analizar múltiples dinámicas y la manera cómo interactúan. En sentido descendente, es preciso que cada nivel de gobierno se centre en reformar más que en aplicar la fuerza; es necesario que las comunidades, la sociedad civil y los gobiernos municipales mejoren la cohesión social, el libre flujo de información y el Estado de derecho.

Las tutorías han ido construyendo a estudiantes de Derecho interesados en temas ambientales que darán como consecuencia un entorno basado en el cuidado en el medio ambiente desde las trincheras de creación de la norma, ejecución de política pública y de la administración pública, así como también en el litigio ambiental. Encontrando entonces que los resultados que hasta ahora han ido encaminados a futuro desde una base sólida y de conciencia de transformación sustentable, cumpliendo con ello los objetivos del desarrollo sostenible entre ellos el objetivo 4 (educación de calidad). Por lo anterior se ha logrado encontrar una forma eficaz de contrarrestar la violencia en el estado y en el país y con ello a la formación de profesionistas con visión de protección a los recursos naturales de nuestro país y el cuidado medio ambiente.

La educación dentro de aulas debe ser modelo y ejemplo para la sociedad, no una réplica de las problemáticas, tendría que ser la manifestación del ideal social.

Por lo que, las instituciones educativas deben dejar de conceptualizarse en el individualismo y en cambio promover una actitud de colaboración entre sus miembros.

Factores como, falta de concentración en clase, ausencia de proyectos de vida de los estudiantes, el modelo económico en el que nos encontramos de consumo desenfrenado, el consumo de drogas y excesos; provocan un estructura social ausente de ética, compromiso social y paz.

Ante ello surge la necesidad de crear del programa de tutorías grupales de las cuales ya se han beneficiado 1066 alumnos desde el 2013, en la Facultad de Derecho de la UAQ, a través de la Doctora en derecho y docente Izarely Rosillo Pantoja, sembrando en ellos una formación en base a principios que benefician a toda una sociedad.

Es importante cambiar los modelos educativos para integrar la educación ambiental y el cuidado al medio ambiente como pilar indispensable.

En el año 2013 se integró al plan de estudios de la licenciatura en derecho la asignatura de derecho ambiental buscando, en la Facultad de Derecho de la Universidad Autónoma de Querétaro, así mismo se adoptó el Programa Institucional de Tutorías para fomentar en los docentes y estudiantes la implementación de tutorías ya que se pueden tratar en éstas temas personales y académicos.

Es de vital importancia el fortalecimiento de los valores en los alumnos de la licenciatura en derecho, por lo tanto a través de dicho programa se han realizado un total de 78 tutorías grupales, es de esta forma que se han capacitado a 614 mujeres y 452 hombres, beneficiándose así un total de 1,066 alumnos, colaborando para su formación como abogados ambientales.



Figura 2. Total de alumnos beneficiados con el programa de tutorías, distinguiendo cuántos de ellos son mujeres y cuántos hombres.

De 2013 a la fecha se han contabilizado la cantidad de alumnos que han sido beneficiados con este programa.



Tabla 3. Total alumnos hombre y mujeres beneficiados por año

Derivado de estas tutorías se han podido identificar problemáticas de atención emergente en los estudiantes, tales como:

- 6 casos de abuso sexual
- 4 casos de drogadicción y alcoholismo
- 10 casos de depresión crónica
- 2 problemas graves en salud (cáncer de matriz y leucemia)
- 15 casos de rezago escolar y orientación académica

7. CONCLUSIONES

Hablar de educación para la paz es sinónimo de reconstrucción del tejido social, se debe despertar a la persona de la indiferencia en la que ha crecido como sociedad, formando conciencia que le permita entender la importancia de tener un modelo distinto de educación.

La educación actual está encaminada a formar personas que sigan ordenes, que no piensen, que contribuyan con el modelo económico que tenemos y que es el “más adecuado para el país”, sujetos estáticos ante la pobreza, desigualdad.

No es fácil reorientar la educación de alumnos de licenciatura, planteando actividades que primeramente le permitan conocerse, saber que temas tienen más relevancia para ellos y cuales no les interesan ya sea por desconocimiento o por falta de interés, las actividades planteadas en las tutorías demuestran que no se encuentra todo perdido y que se puede generar un cambio gradual con los alumnos formados bajo otro sistema educativo, fomentando con ello valores y Derechos Humanos reconocidos en legislaciones Nacionales e Internacionales, creando un cambio de paradigma que le

haga ver que para que una sociedad funcione con paz y armonía se necesita que los individuos seamos capaces de convivir con las personas que nos rodean, para ello es necesario fomentar valores como el respeto, la igualdad, la tolerancia, la justicia y la solidaridad.

8. REFERENCIAS

(CASAS ZAMORA, Kevin 2011). “¿Clavo o tornillo? La guerra del presidente Calderón”, en: revista

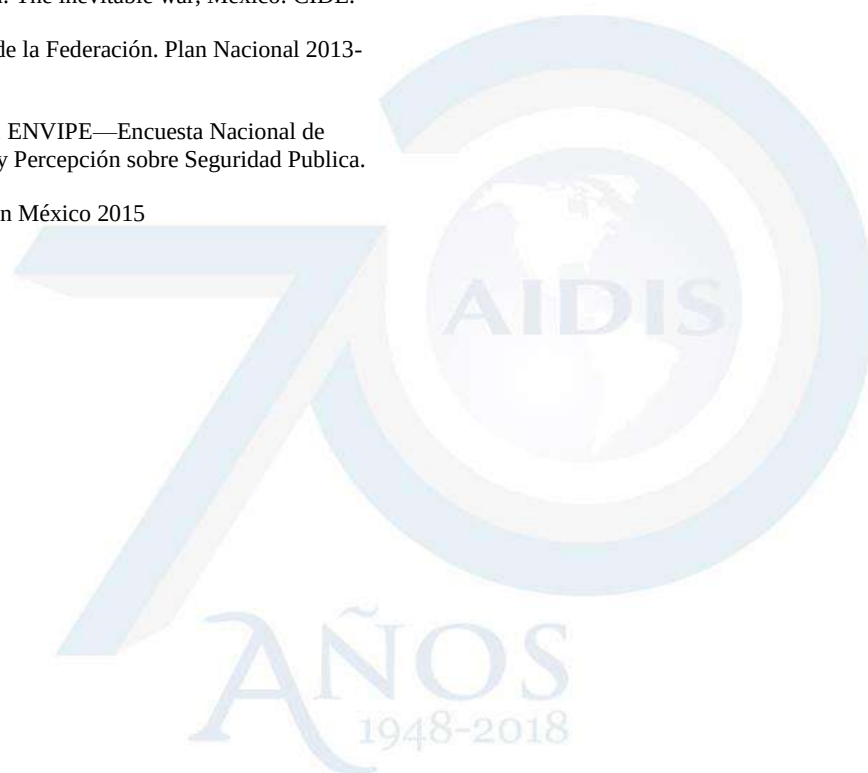
COMISIÓN INTERAMERICANA DE DERECHOS HUMANOS (CIDH) (2009). Informe sobre Seguridad Ciudadana y Derechos Humanos, CIDH.

(CHABAT, Jorge 2010). Combatting drugs in Mexico under Calderon: The inevitable war, México: CIDE.

Diario Oficial de la Federación. Plan Nacional 2013-2018.

INEGI. (2012). ENVIPE—Encuesta Nacional de Victimización y Percepción sobre Seguridad Pública.

Indicé de Paz en México 2015



[00372] EVALUACIÓN BROMATOLÓGICA, FÍSICO-QUÍMICA Y SENSORIAL DE PANES A BASE DE HARINA DE LENTEJA Y MORINGA RICOS EN PROTEÍNA

**LILIA MARGARITA ALMANZA MERCADO¹; ALINE MELO HENRIQUEZ²;
PAULA PEREZ ESPITIA³**

Servicio Nacional De Aprendizaje – Sena¹; Sena – Sennova²; Universidad Del Atlántico³

lilialmanza24@gmail.com¹; ameloh@misena.edu.co²; chagolia@hotmail.com³

Palabras Claves: innovación, nutrición, pan, seguridad alimentaria,

Key words: innovation, nutrition, bread, food safety,.

Abstract: The proteins of plant origin are found mainly in the leguminous plants such as lentils and moringa. Despite being so important to human beings by their assimilation and nutritional contribution, the biggest problem for them lies in the little consumption of these and their low popularity among consumers. For this reason, develop products of bread with flour of plant species, with the main objective of responding to needs of revitalization of the agricultural sector based on the use of certain natural resources within the framework of the conflict in Colombia and Initiatives for Food Security solution of some countries in the world. The product was selected for baking bread sweet mass. The realization of these products were used preset formulations, which presented variations in relation to the concentration of the meal of lentils, moringa and wheat (commercial). The products were characterized by physical-chemical, microbiological and sensory. The results were: 0 microbial agents, high protein content and good source of fiber: In tasting with untrained staff were evaluated products obtained from lentil-wheat flours, moringa-wheat and wheat-moringa-lentil, where wheat was replaced in the following percentages: 8%, 12%, 15% for moringa, 5%, 10%, 20% to 8% and lentil, 5% moringa, lentil. The lentil flour products with total pleasure in change were those who had flour of moringa liked moderately without displeasure. Thus, the development of this study allowed to generate innovative products presenting an alternative to the intake of proteins of vegetable origin provided in the lentil flour and moringa.

INTRODUCCIÓN

Entre los macronutrientes, las proteínas de origen animal proveen un alto valor nutritivo para quien las consume, por ello se consideran un alimento primordial en la dieta diaria (Ayala Félix, F., 2013). No obstante, los alimentos ricos en este macronutriente se caracterizan por ser de

alto costo, y generalmente pueden ser mayormente adquiridos por aquellos individuos con mayor poder adquisitivo (Toro, J.J., Carballo, A., Rocha, Leobardo, 2011). De esta forma, se hace necesario buscar alternativas que permitan a las todas las personas adquirir un producto que tenga los mismos beneficios nutricionales o similares a los obtenidos al consumir las proteínas de origen animal (Morales & Alanis, 2016).

En este sentido, se ha reconocido que las de origen animal son de mejor calidad nutricional que las de origen vegetal. Sin embargo, se sostiene que las provenientes de leguminosas a pesar de ser ligeramente deficientes en aminoácidos azufrados tienen una calidad nutricional aceptable (Zaragoza, 2010).

Una de las principales fuentes de las proteínas de origen vegetal son las leguminosas. Estas se convierten en una importante y económica fuente de proteína de origen vegetal, que adquiere especial relevancia en los países en vías de desarrollo, en los que la ingesta proteico-calórica es baja y por lo que las leguminosas además de ser una buena fuente de proteína representan una de las fuentes más importante de energía. (Duran Ramírez, F, Durán Naranjo, J, Durán Naranjo E y otros, 2006). Entretanto, el uso de las leguminosas en la nutrición diaria es limitado debido a su baja aceptación entre los consumidores.

Ejemplos de legumbres son la lenteja y la moringa, las cuales son una buena fuente de proteínas. (Mesas & Alegre, 2002). Si estas se mezclan con cereales, se obtiene un aporte de proteínas con mayor calidad nutricional. Además, tienen un alto contenido de hierro por lo que, nutricionalmente, pueden ser el sustituto vegetal de las carnes, siempre que se los consuma con cereales y vitamina C para mejorar la absorción del hierro (González, O. 2011).

Existen alimentos provenientes de estas leguminosas que pueden ser desarrollados como alternativas para fomentar el consumo diario de estas fuentes de proteína, tales como los productos panificables (Núñez, Ramírez, Aguilar, Reyes, López, y Liska, 2016. De esta forma, el

objetivo principal de este trabajo fue: Desarrollar panes mediante la incorporación de harina de lenteja (*Lens culinaris*) y moringa (*Moringa oleífera*) para evaluarlos bromatológica, fisicoquímica y sensorialmente como alternativa de consumo en alimentos con aportes proteicos (Olson y Fahey, 2011).

OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar y evaluar panes (masa dulce y pan de bono) incorporados con harina de lenteja (*Lens culinaris*) y moringa (*Moringa oleífera*) como alimento alternativo de suministro proteico.

Objetivos Específicos

Desarrollar las formulaciones de panes (masa dulce y pan de bono) usando harina de lentejas.

Analizar las características del producto elaborado desde el punto de vista bromatológico, microbiológico, y sensorial.

Determinar el producto alimenticio en el cual la incorporación de las harinas desarrolladas tiene mayor potencial de uso

MATERIALES Y MÉTODOS

En la elaboración de panes (ICONTEC, 2017), incorporados con moringa y lenteja, se desarrollaron panes de acuerdo a la formulación básica (Figura 1) y a partir de allí se determinaron los tratamientos incorporados con harina de lenteja y moringa (Clavijo, 2002).

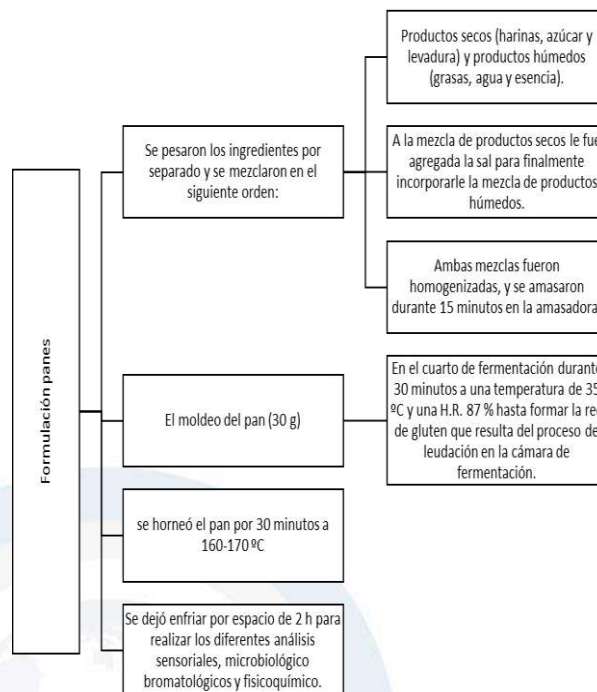


Figura 1. Formulación de panes

Fuente: Elaboración propia

Análisis Bromatológico

El análisis se realizó empleando las técnicas desarrolladas por la AOAC, se determinó la humedad (AOAC 925.10 - NTC 529) es decir por el método de desecación, ceniza (AOAC 923.03 – NTC 267) y fibra cruda (AOAC 991.43 - NTC 668) por gravimétrico, lípidos (AOAC 920.39 - NTC 668) método de extracción *soxhlet*, proteína (AOAC método 960.52 – NTC 267) Digestión *Kjeldahl*, los carbohidratos (NTC 440) y Calorías por diferencia de componentes.

Análisis Fisicoquímico

El análisis se realizó empleando las técnicas específicas de Colorimetría (L^*a^*b), Actividad de Agua (Aw).

Análisis Microbiológico

La evaluación microbiológica se hizo a una muestra de pan de 100gr de cada tratamiento que se desarrolló en las distintas formulaciones como producto terminado y teniendo en cuenta lo indicado en las Normas ISO se realizó estos análisis:

Se determinó *Staphylococcus aureus* coagulasa positivos a través del método descrito en la NTC 4779, *Salmonella spp* a través del método descrito en la ISO 6888 -1, se determinó mohos y levaduras a través del método descrito en la ISO 21527-1, mesoaerobios a través del método descrito en la ISO 4833-1 y coliformes totales y

coliformes fecales a través de lineamientos y normas del INVIMA.

Análisis Sensorial

Se realizó una escala hedónica de 9 puntos evaluando desde el nivel de agrado hasta el nivel de desagradado para ver si los productos gustaban o no gustaban. En esta prueba participaron 50 catadores no entrenados, las 7 muestras se presentaron individualmente de forma aleatoria y se pidió al personal no entrenado que las calificarán con la siguiente escala hedónica de 9 puntos: 9 – Me gusta muchísimo; 8 – Me gusta mucho; 7 – Me gusta bastante; 6 – Me gusta moderadamente; 5 – Ni me gusta ni me disgusta; 4 – Me disgusta moderadamente; 3 – Me disgusta bastante; 2 – Me disgusta mucho; y 1 – Me disgusta muchísimo

Análisis Estadístico

El presente trabajo se desarrolló bajo el método de análisis de varianza de ANOVA y Test de Tukey de la siguiente manera:

Se tomará cada una de las variables independientes y se probará dos o más valores para cada una de ellas (Anova). Luego cada valor o rango de las variables serán entrecruzadas con las otras para realizar con ellas una comparación de lo inferido con lo obtenido (test de media) y determinar cuál concentración de harina de lenteja y moringa generan el mejor pan y tiene características adecuadas como color, olor, sabor adecuadas del pan desarrollado de acuerdo a los parámetros de normas nacionales e internacionales.

Por tanto, se desea comparar la concentración o porcentaje de ingredientes de harinas de moringa y lenteja que viene a representar la variable continua con diferentes concentraciones de peso para cada harina para analizar los resultados e identificar diferencias significativas sobre cuáles serán las mejores cantidades en las que el resultado tienes todas las características necesarias para ser calificado como de calidad solucionando la hipótesis planteada en la pregunta problema.

Se espera, además, que la incorporación de harina de moringa y lenteja a un producto alimenticio como es el pan sea compatible, aceptable y que permita conseguir un alimento con atributos deseables de acuerdo a las condiciones exigidas por los consumidores y de acuerdo a la normativa vigente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Dentro de los resultados obtenidos se presenta la formulación básica de los panes (Tabla 1).

Tabla 1. Formulación básica de panes

Ingredientes	Porcentaje (%)
Harina	100
Sal	1
Azúcar	16
Levadura	4
Agua	40
Huevo	5
Esencia de vainilla	0,5
Margarina	16
Total porcentaje	182,5

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 2 se presentan las formulaciones que fueron desarrolladas a partir de las harinas de moringa y lenteja para luego definir la mejor concentración en la que la harina de moringa y lenteja son aceptadas y se incorporan mejor en la preparación del pan. Algunos de los tratamientos realizados, se pueden observar en la Figura 2.

Tabla 2. Tratamientos y porcentajes de ingredientes

Ingredientes	Porcentaje (%)						
	Control	T/t o A	T/t o B	T/t o C	T/t o D	T/t o E	T/t o F
Harina trigo	100	95	90	80	92	88	85
H. moringa	0	0	0	0	8	12	15
H. lenteja	0	5	10	20	0	0	0
Sal	1	1	1	1	1	1	1
Azúcar	16	16	16	16	16	16	16
Levadura	4	4	4	4	4	4	4
Agua	40	40	40	40	40	40	40
Huevo	5	5	5	5	5	5	5
E. de vainilla	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Margarina	16	16	16	16	16	16	16
Total %	182,5						

Fuente: Elaboración propia.



Figura 2. Tratamientos de formulaciones para panes

Fuente: Elaboración propia

Para el caso de los panes incorporados con harinas funcionales de lenteja (8, 15 y 20% m/m) fueron comparados a la formulación estándar obteniendo los siguientes resultados:

El tratamiento control presentó el mayor porcentaje con respecto al contenido de proteína en el producto final. Adicionalmente, se observó que el contenido de proteína disminuyó a medida que el porcentaje de lenteja fue incrementado en el producto final. Con base en estos resultados se puede decir que es recomendable incorporar harina de lenteja en un 5%.

Tabla 3. Análisis Bromatológicos promedio para el pan.

T/tos	Prot	Gra	Ceni	H	Fibr	Carbo.r
s		sa	za		a	
Control	9,05	6,55	1,21	26,63	3,40	53,56
T/to A	7,16	11,09	1,88	16,28	0,59	63,00
T/to B	6,97	9,03	1,96	16,56	0,40	65,08
T/to C	6,80	8,62	2,59	19,65	1,59	60,78
T/to D	4,79	9,10	1,84	19,83	0,68	63,76
T/to E	9,13	11,16	2,05	15,76	1,73	60,17
T/to F	10,03	10,30	2,44	17,87	1,83	57,50

Todas las determinaciones se hicieron por triplicado (AOAC, 1990) y a continuación se presentan los promedios. (Tabla 3)

Tabla4 .Análisis Físicoquímicos promedio para el pan

Tratamiento	Aw	L	a	b
Control	0,75	7,23	3,17	23,3
T/to A	0,73	69,63	7,17	24,1
T/to B	0,74	68,15	5,9	25,6
T/to C	0,77	69,87	4,27	24,5
T/to D	0,78	43,7	2,37	16,97
T/to E	0,78	33,47	3,7	18,2
T/to F	0,82	36,77	3,6	14,27

Fuente: Elaboración propia

De los resultados obtenidos se observa que al incorporar 8% de harina de moringa se obtiene un porcentaje de proteína significativamente menor que los otros tratamientos elaborados, incluyendo el control. Sin embargo, a medida que este porcentaje se incrementa, se iguala al porcentaje de proteína presentado por el pan sin la incorporación de moringa, y lo supera cuando este alimento es incorporado con una concentración de 15% de harina de moringa

Los resultados indican que el mayor porcentaje de cenizas, se encuentra en aquel pan que fue elaborado con 20% de harina de lenteja. Los panes elaborados con 5 y 10% no presentaron diferencia significativa entre sí

Luego del análisis estadístico se observa que la concentración en la que las harinas generan mejores resultados en el producto final a nivel de macronutrientes es 5% para lenteja y 8% para moringa, lo cual genera un nuevo tratamiento conocido denominado G que será posteriormente estudiado en otros trabajos de investigación.

A los productos obtenidos a partir de la sustitución de harina de trigo 5, 10 y 20% para lenteja, 8, 12 y 15% para moringa y moringa-lenteja 8 y 5% respectivamente, se evidenció la ausencia de microorganismos presentes a través de pruebas microbiológicas en la detección de: Bacterias aeróbicas mesófitas, mohos y levaduras, stafilococcus aureus coagulasa positiva, Bacillus cereus y Salmonella. La ausencia de agentes microbianos en el producto final demostró que la carga microbiana de este antes de ingresar al horno de alguna manera incide en la eficacia de la cocción y la resistencia de agentes para su eliminación parcial o total. Con relación a los resultados arrojados por el panel sensorial estadísticamente se observa lo siguiente:

Hubo diferencia significativa entre los tratamientos. Los panes incorporados con moringa presentaron una aceptación sensorial menor que el control. Sin embargo, a pesar de esta diferencia, también se observó que aquellos panes incorporados con 8% de moringa presentaron una aceptación positiva (con nota superior a

5). Por lo tanto, se elige este tratamiento. Esto se puede evidenciar a continuación en la figura 3.

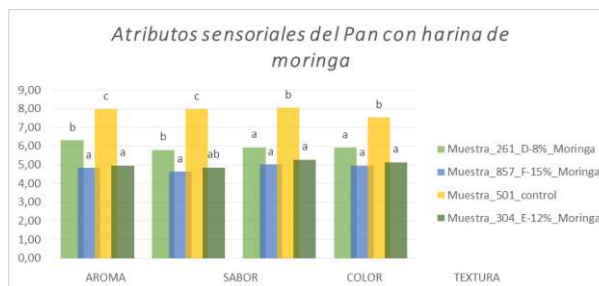
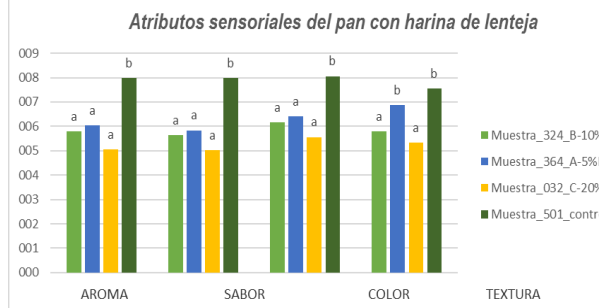


Figura 3. Atributos sensoriales del pan de moringa

No hubo diferencia estadística significativa entre los panes incorporados con harina de lenteja para los atributos de aroma, sabor y color. Sin embargo, se evidenció una mayor aceptación en cuanto a la textura para aquellos incorporados con 5% de lenteja. Por lo tanto, se elige esta concentración para continuar con el tratamiento combinado. Esto se puede evidenciar a continuación en figura N°2

Figura 2. Atributos sensoriales del pan de harina de lenteja



CONCLUSIONES

Los productos con harina de lenteja presentaron agrado total en cambio aquellos que tenían harina de moringa gustaron moderadamente sin presentar desagrado total. Así, el desarrollo de este estudio permitió generar productos innovadores y pautas para nuevos estudios en alternativas para la ingesta de proteínas de origen vegetal suministradas en la harina de lenteja y moringa.

El cultivo de moringa generó un impacto social porque es una leguminosa fácil de cosechar, promisorio y alto valor proteico que contribuyen a mejorar el estado de salud y la calidad de vida es decir la seguridad alimentaria y nutricional en las poblaciones vulnerables del departamento del Atlántico.

A nivel Científico se aplicó tecnologías de procesamiento de alimentos que contribuyen a innovar y crear bases científicas para futuros estudios de investigación.

De acuerdo al componente formativo se contribuyó al proceso de formación profesional integral de los aprendices del tecnólogo de procesamiento de alimentos, tecnólogo de producción agropecuaria ecológica y comercialización de alimentos a través del fortalecimiento de sus competencias investigativas e innovadoras en el Centro para el Desarrollo Agroecológico y Agroindustrial – CEDAGRO del Servicio Nacional de Aprendizaje SENA.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Ayala Félix, Fernando Javier. (2013). Desarrollo de estrategias de posicionamiento. Caso: Producto Quinua. Revista Perspectivas, (32), 39-56. Recuperado en 24 de noviembre de 2017, de http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1994-37332013000200002&lng=es&tlng=pt.

Toro, J.J., Carballo, A., Rocha, L., (2011). Valoración de las propiedades nutricionales de moringa oleífera en el departamento de bolívar. Revistas de Ciencias. 15. 23,30.

Morales Arroyo, S. y Alanis Flores, G. Leguminosas silvestres usadas como alimentos y bebidas, por la población rural en el matorral espinoso tamaulipeco. Investigación en Ciencias Biológicas [Internet]. 2006 [Citado Agosto 2016]

Zaragoza García, JM, Desarrollo de un producto de panificación adicionado con harina de semilla de ébano, ebenopsis ebano (berland) barneby & grimes y posterior evaluación de parámetros fisicoquímicos, biológicos y sensoriales. México. Diciembre. 2010

Duran Ramírez, F, Duran Naranjo, J, Duran Naranjo E y otros. 2006. Manual del Ingeniero de Alimentos. Vol. 1. 2ª ed. Colombia: Grupo Latino Editores.

NTC 1363 – Productos de molinería. pan envasado (empacado). BNorma técnica Colombiana. Editada por el Instituto Colombiano de Normas técnicas y certificación. (ICONTEC). Apartado 14237. Bogotá D.C. Tercera Actualización. Editada 15 de febrero de 2017

Olson, M. E. y Fahey J. W., (2011). Moringa oleífera: un árbol multiusos para las zonas tropicales secas. Revista Mexicana de Biodiversidad, 82(1), 5-12. Páginas

Mesas, J M; Alegre, M T; (2002). El pan y su proceso de elaboración. Ciencia y Tecnología Alimentaria, 3(3) 307-313.



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

Clavijo, A. Fundamentos de química analítica, equilibrio iónico y análisis químico. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. [2002].

Gonzalez, O., Nutrición consciente. Vitalidad y bienestar por la alimentación. [Internet]. Madrid, Noviembre 2011. [Citado 20 de Septiembre de 2016] Disponible desde: www.edicionei.com



[00389] LAMA RESIDUAL CONTAMINANTE, ARGILAS EXPANSIVAS E EDUCAÇÃO AMBIENTAL: MATERIA-PRIMA PARA A CONSTRUÇÃO

COLÓN GILBERTO MARTÍNEZ REHPANI¹; MARÍA CARIDAD VALDÉS
RODRÍGUEZ²; XAVIER OSWALDO ORELLANA LEÓN³

Universidad Católica de Santiago de Guayaquil^{1,3}; Universidad de las Ciencias Informáticas de La
Habana²

colon.martinezr@gmail.com¹; mvaldes@uci.cu²; xaore91@gmail.com³

Abstract

It tries to show that it is possible to contribute with environmental improvement and social progress, incorporated into the development of up-to-date job skills and to make use of the knowledge and competencies of the local population together with the revaluation of the institutional university education. By way of example it presents a methodological process of low cost developed by university students, which makes it possible to prove that yes it is feasible to use the sludge from sewage treatment plants, installed in the city of Guayaquil, in the elaboration of ceramic bricks. In addition, it illustrates that it can minimize the environmental and social impacts that could be produced by the final disposition of these sludge and residual muds and get to use this hazardous waste as construction material. This project proposes a new use of the sewage sludge that is currently deposited in the sanitary landfill of Las Iguanas of the city of Guayaquil.

Keywords: Environmental education; University social responsibility; Social problems.

Introdução

A educação ambiental é um processo real quando falamos de prosperidade coletiva, e fundamenta-se na necessidade de melhorar, proteger e preservar o meio ambiente, base da subsistência da sociedade humana. Deve ser um processo educativo permanente, destinado a estimular a necessidade de universalizar a ética humana e induzir às pessoas a adotar atitudes e comportamentos consecuentes, para assegurar a proteção do ambiente e a melhoria da qualidade de vida da humanidade.

O ambiente é considerado como um sistema particularmente complexo e contínuo, onde manifestam-se as inter-relações dinâmicas entre os componentes biótico, abiótico, sócio cultural, econômico, histórico e o construído. Nele centra-se a visão de um planeta interconectado que contempla a própria existência do homem, sua cultura e suas relações sociais, de modo que o cuidado da natureza deve ser um dos objetivos a serem priorizados por todos os sistemas educacionais existentes no mundo (Martínez, 2016).

A ciência, a tecnologia e a inovação fornecem uma ampla plataforma teórica e metodológica, para que a Educação Ambiental constitua uma fonte educativa muito necessária para o desenvolvimento de uma cultura em favor da proteção ambiental com Responsabilidade Social nos estudantes, mas ela exige um desenho de ações formativas para aproveitar estes conhecimentos de maneira eficiente e eficaz.

A consideração para o meio ambiente não se desenvolve por si só, sem a influência orientadora do educador, a família e a sociedade em geral. Muitos eventos e episódios são a expressão de uma evolução crescente da sensibilidade humana e consciência sobre a gravidade dos problemas ambientais e a necessidade da educação para controlá-los. Na Cumbre da Terra, realizada no Rio de Janeiro em 1992, foi reconhecida a ligação indissolúvel do desenvolvimento econômico com o meio ambiente e proclamou-se a dignidade da pessoa humana (ONU 1992).

A UNESCO declarou na "Década das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável 2005-2014", que o princípio fundamental reside no uso da educação formal

como um caminho prático para a mudança de valores, atitudes e estilos de vida, para que possa-se alcançar um futuro sustentável e a evolução para sociedades mais justas (UNESCO, 2005).

Em muitos países existem leis bem definidas em favor do meio ambiente, mas é claro que a solução para estes problemas não reside apenas na existência de uma legislação adequada, porém que em cada lugar do planeta também é necessário buscar abordagens, formas, métodos e procedimentos para favorecer a aplicação prática, eficaz e coerente das ações para a proteção do meio ambiente. As instituições educacionais podem fazer uma contribuição significativa através da formação com responsabilidade social dos seus recursos humanos (Martínez, 2016).

No âmbito do respeito ao meio ambiente, a natureza, a vida, as culturas e a soberania, no Equador o Sistema Nacional de Ciência, Tecnologia, Inovação e Conhecimentos Ancestrais, tem entre seus objetivos o desenvolvimento de tecnologias e inovações para melhorar a qualidade de vida e contribuir para a realização do Buen Vivir, impulsar a produção nacional e aumentar a eficiência e produtividade (SENPLADES 2013).

No entanto, existem contradições entre a educação que se requer possuir a partir das instituições educacionais, sociais e familiares e o desempenho da atividade humana pela preservação e cuidado nos ambientes naturais, uma vez que, 1.- a atividade humana afeta aos ambientes naturais, reduzindo sua extensão e faz desaparecer espécies nativas de animais e plantas, e 2.- os ambientes naturais são o suporte onde são extraídos os recursos necessários para o homem, alguns deles estão em risco de se acabar.

A Responsabilidade Social e as Instituições Educacionais

A partir deste trabalho de investigação, a análise de alguns fundamentos levou aos autores a refletir sobre a necessidade de uma concepção e implementação futura de uma estratégia formativa de ensino, que encontre na Responsabilidade Social da Universidade, uma das bases para a geração de novo conhecimento que ajude a mudar o mundo em que vivemos e sua conservação, para melhorar a qualidade de vida no planeta Terra, nas gerações presentes e futuras.

Desde a segunda metade do século XX têm aumentado as preocupações pelos problemas ambientais, e é quando se torna a repensar no meio ambiente devido aos problemas de poluição, extinção de espécies nativas,

degradação florestal, o aumento da pobreza, entre outros. De uma forma ou outra os problemas ambientais estão afetando negativamente a qualidade de vida das comunidades. A proteção do meio ambiente tornou-se uma necessidade de primeira ordem para assegurar o desenvolvimento econômico e social e, acima de tudo, para a saúde e sobrevivência da espécie humana.

O princípio da relevância, consagrado na Constituição equatoriana, consiste em que o Ensino Superior responda a: 1.- as expectativas e necessidades da comunidade, 2.- regime nacional de planejamento e desenvolvimento, 3.- o desenvolvimento científico, humanístico e tecnológico e, 4.- a diversidade cultural. (Asamblea Nacional, 2008).

As atividades de formação e de pesquisa devem estar acompanhadas de uma reflexão sobre as consequências sociais destes processos. Essa é a dimensão moral que diferencia cultura e ciência. É preciso preparar os alunos para os problemas reais e para assumir as suas responsabilidades sociais, para a análise crítica, a redução do espaço entre ricos e pobres e a redução da exclusão social (Domínguez, 2012).

A Responsabilidade Social Universitária é a que propõe a pesquisa com inovação ambiental urgente e ligada às mesmas necessidades da comunidade, garantindo que o eixo principal da Responsabilidade Social, seja relevante e prático, com impacto na melhoria das condições de vida das pessoas e longe de ser simples oratória (Domínguez, J, 2012).

A Responsabilidade Social Universitária não é uma etiqueta ou uma moda temporária, é mas assumir valores sociais e compromisso com a justiça social e o desenvolvimento responsável. É a aplicação dos princípios da Missão ou o Plano Estratégico de Desenvolvimento Institucional (PEDI) da Universidade. Ela começa com a pesquisa desenvolvida nas salas de aula como um ato de serviço à sociedade e é consistente com o princípio universal de serviço aos outros.

A poluição atual do ar, cobertura vegetal e dos corpos de água, como rios, lagos e mar, são indicativos de quanto pouco progresso foi feito nas questões ambientais, para o que se faz necessário entre outras tarefas, promover atividades de nível universitário que permitam fornecer aos futuros profissionais as referências e consciência essencial para cuidar e preservar seu entorno.

Na cidade de Guayaquil, a migração tem impactado a uma comunidade atingida pelo desemprego, e

estabeleceu agora um sério desafio de convivência entre pessoas de grande diversidade cultural. Nesta pesquisa se propõe uma integração desde a abordagem ambiental, educacional e espontânea dos novos profissionais, procurando a proximidade entre os migrantes e a sociedade de acolhimento, que reconhece a situação de cada grupo humano para a criação de uma igualdade compartilhada.

Processo metodológico de baixo custo

No noroeste de Guayaquil, um dos assentamentos informais chamado La Ladrillera, localizado no bloco 9, Flor del Bastión, pelo km 14.5 da estrada para Daule, sobrevive de forma precária faz 23 anos, desde quando ela começou seu processo de migração de famílias procedentes geralmente de comunidades rurais de Manabí, Guayas, Esmeraldas e Los Rios. Suas casas ainda são básicas, principalmente de bambú, plástico e papelão, telhados de zinco, chão de terra ou tabelas.

Muitas dessas famílias são numerosas e entre as atividades que esta comunidade desempenha, está a de fazer tijolos artesanais de argila cozida usando uma técnica antiga e existente em muitas localidades em todo o mundo. Experimentalmente tentou-se que esta comunidade, em conjunto com alunos da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Católica de Santiago de Guayaquil, possa fabricar materiais de construção diferentes dos que já realizam os migrantes, e assim melhorar suas práticas atuais, de forma que eles possam expandir suas possibilidades de mercado.

Neste trabalho comunitário foi percebida uma cidadania participativa, o que permitiu raciocínios e experiências com estudantes universitários nos processos de aprendizagem, e o nascimento de uma futura proposta de formação neste ambiente sócio-educativo, com sentimento compartilhado entre os estudantes que estão se graduando e um grupo de pessoas daquela comunidade, entusiasmados na observação, comparação, pesquisa e síntese.

Para alcançar a fabricação de tijolos usando parcialmente os lodos de esgoto, foram realizadas visitas a diferentes Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), localizadas na cidade de Guayaquil. Foram analisadas a gestão logística de estas lamas e o funcionamento das estações de tratamento. Foram estudados os volumes de lodo produzido e foi localizado o local de amostragem apropriado para este projecto-piloto.

Foi também necessário analisar o processo de lançamento de lodos que se realiza no aterro sanitário de Las Iguanas, onde são depositados parte destas lamas sobrando de algumas estações de tratamento de esgoto e também de canais de drenagem de águas residuais da cidade Guayaquil.

O local de amostragem selecionada por alunos da Faculdade de Engenharia, para obter material de teste para a produção experimental de tijolos artesanais com adições de lodo de esgoto foi uma planta, onde o processo de desidratação é realizado naturalmente, usando raios UV numa câmara construída para o efeito. Estas eram lamas biologicamente estabilizadas e podían ser utilizadas como um componente na fabricação de tijolos artesanais, com adições de lamas de depuração (Orellana, X. 2016).

No desenvolvimento do tijolo artesanal experimental com adições de lodo de esgoto e a queima posterior do mesmo, se involucrou á comunidade de La Ladrillera, cujos operarios são trabalhadores qualificados neste ofício. Foi assegurada a qualidade das amostras que serian produzidas. Esta comunidade está sentada informalmente no noroeste da cidade de Guayaquil e sua atividade é a fabricação de tijolos de barro do mesmo local onde eles se instalaram. Treinou-se voluntários de La Ladrillera e foi fornecido equipamento de protecção individual pela presença de patógenos nas amostras.

A área onde a comunidade está asentada tem topografia ondulada, e as depressões estão cheias geologicamente de sedimentos argilosos, os que tem sido erosionados das encostas das elevações constituídas por argilas residuais da formação Pinhão da cidade de Guayaquil. Estas argilas sedimentares das depressões mencionadas, foram a matriz principal do tijolo artesanal que foi fabricado com adições de lama de esgoto. A esta argila sedimentar natural, le foi adicionada as percentagens previstas de lamas, amostradas na estação de tratamento (ETAR).

As adições percentuais experimentais escolhidas foram cinco: 1.- tijolos A (0% de adição de lodo de esgoto), 2.- tijolos B (10% de adição de lodo de esgoto), 3.- tijolos C (20% de adição de lodo de esgoto), 4.- tijolos D (30% de adição de lodo de esgoto), e 5.- tijolos E (100% adição de lodo de esgoto).

O processo de secagem dos tijolos crus foi feito naturalmente, utilizando a radiação solar. A secagem durou 15 dias e durante o acompanhamento técnico da mesma, também participaram dessa atividade ambientalmente educacional, os voluntários da

comunidade de La Ladrillera, sensibilizados pelos efeitos que terá esta pesquisa sobre a sua qualidade de vida.

Concluído o processo de secagem natural de todas as amostras de tijolos crus, a comunidade passou a construir a pirâmide de cozimento convencional para o respectivo aumento da temperatura e o cozimento dos tijolos experimentais. Os voluntários de La Ladrillera construíram uma pirâmide de 5 000 tijolos e se fez o cozimento, o mesmo que de acordo com pesquisas realizadas por Gnecco, M. e Marquina, J. em 2000, esses tijolos devem exceder os 750°C de temperatura (Gnecco, M., 2000).

Os tijolos foram submetidos a esta temperatura durante 3 dias. Depois a realização deste processo observou-se que os tijolos feitos com 100% de lamas foram submetidos a queima parcial da matéria sólida. A matéria orgânica foi queimada quando a temperatura excedeu os 550°C e a mesma terminou servindo como combustível.

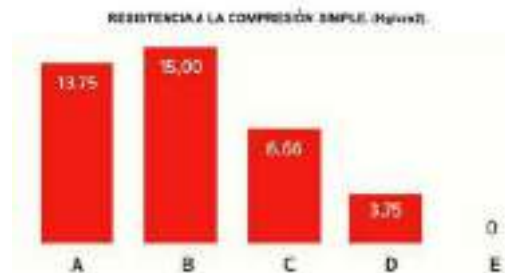
Resultados

Concluído o processo da queima, as amostras com adições de lamas residuais foram levadas para o laboratório para testes de absorção, densidade e de compressão simples de tijolos em posição de canto o lateral, sugestiva da posição na que iria trabalhar numa parede convencional, além das medições geométricas e peso convencionais.

A Figura 1 mostra os resultados obtidos em testes de compressão simples nos tijolos com adições de lamas com 0, 10, 20, e 30%. Pode-se deduzir que os tijolos de argilas residuais da formação Pinhão da cidade de Guayaquil, com adições de até 20% das lamas de depuração de estações de tratamento, não tem grandes diferenças na sua resistência à compressão simples em relação aos mesmos tijolos sem adição dessas lamas residuais.

Os tijolos com adições de 10% de lamas de depuração foram mais resistentes que os tijolos sem adições, presumivelmente pelo preenchimento dos espaços vazios intersticiais na mistura total pela matéria mineral inorgânica contida na lama.

FIGURA 1. Distribuição da resistência à compressão simples promedio nas amostras testadas. Fonte:



elaborado pelos autores.

Durante a fabricação e queima dos tijolos usando 100% de lodo de esgoto logrou-se determinar que foi consumido o 77% em peso da matéria sólida. Além disso, pode-se concluir que a matéria restante encontrada após a queima destes tijolos, é de 23% em peso e corresponde a material mineral não-orgânico.

Discussão

A fabricação conseguida destes tijolos com adições de lamas de depuração de estações de tratamento da cidade de Guayaquil, permitiria abrigar a idéia de que poderia ser implementado no futuro, uma planta automática sem a participação direta de pessoas, que logre processar conjuntamente com argilas residuais e sedimentares da cidade de Guayaquil, os lodos y lamas de esgoto e outros poluentes industriais de eliminação difícil, assim como também materiais obtidos na limpeza de canais de esgoto da cidade. (Orellana, X. 2016).

Isto torna possível a utilização destes subprodutos de várias formas na construção, tais como tijolos para paredes de alvenaria, tijolos para encher placas leves ou de pouco peso, painéis para habitação social, entre outros.

Estes resultados correspondem aos primeiros que se realizam para tijolos artesanais fabricados com argilas da formação Pinhão do Noroeste de Guayaquil, com adições de lamas residuais de depuração. Este trabalho é perfectível e esta pesquisa agora continua se realizando na seguinte etapa, na procura de fabricar materiais de construção para uso massivo com possibilidades de utilização em divisões para habitação social, aproveitando os lodos residuais coletados de câmaras sépticas, lagoas de oxidação e limpeza canais de drenagem de esgoto da cidade de Guayaquil, considerados produtos poluentes perigosos.

Conclusões

Este estudo contribui a aumentar o compromisso das universidades com os seus futuros profissionais, para melhorar o apoio que eles devem fornecer em treinamento, aconselhamento e/ou aperfeiçoamento de microempresas e atividades produtivas tecnológicas locais que exigem pesquisa aplicada para desenvolvimento ou expandir projetos ambientais com poucos recursos econômicos.

As iniciativas que estão se desenvolvendo lentamente na Universidade Católica de Santiago de Guayaquil, possuem um capítulo de sensibilização y conciencia ambiental que vem com a educação, e irá contribuir com soluções reais que não só se transformará em infra-estruturas, mas que fará sentido na mente dos profissionais de acordo com princípios de sustentabilidade, para promover o desenvolvimento econômico e social das comunidades onde atuem.

A Responsabilidade Social Universitária vai além do empresarial, se preocupa com o meio ambiente e cuida das pessoas humanas. Os habitantes pobres de La Ladrillera de Guayaquil, de alguma forma estão participando do Ensino Superior e recebem treinamento de acordo com suas circunstâncias, para a melhoria nos processos de fabricação de seus produtos e de novas alternativas para o mercado.

Para pensar em um futuro desenvolvimento rural sustentável, neste momento seria muito necessário educar aos jovens profissionais que são vizinhos atores sociais de seus vários ambientes, reforzando-os com as várias comunidades, para que eles possam fomentar nas suas novas atividades profissionais, atitudes significativas para a conservação das distintas áreas do país, sendo também competentes de treinar pessoas para que possam mitigar os impactos ambientais gerados no seu próprio contexto, pessoalmente e/ou coletivamente.

Para alcançar este objetivo, a Universidade deve responder às demandas urgentes de transformação de uma sociedade através do ensino, pesquisa e sua relação com a sociedade, consagradas na Constituição do Equador, apoiando a justiça social e a equidade. São os desafios actuais do desenvolvimento humano sustentável, que fazem parte das aspirações da comunidade universitária para atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável na América Latina.

Referências Bibliográficas

Asamblea Nacional. (2008). Constitución de la República del Ecuador.

Domínguez, J. (2012). Conceptualización sobre la responsabilidad social específica de una universidad católica, en Domínguez, J., Rama C. (Eds.), *La responsabilidad social Universitaria en la Educación a Distancia*. (pp. 53-74). Chimbote, Perú: ULADECH Católica.

Gnecco, M., & Marquina, J. (2000). *Ladrillos que ahorran energía: manual para pequeños productores de ladrillos*. Lima.

Martínez, G. (2016). La Educación Ambiental: actividad transversal urgente en la formación de los estudiantes universitarios. *Revista Congreso Universidad*, Vol. 5, No. 6, p. 19-34. Cuba.

ONU. (1992). *Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Cumbre de la Tierra*. Río de Janeiro: Naciones Unidas.

Orellana, X. (2016). *Uso de los lodos, producto del tratamiento de aguas residuales, para la fabricación de ladrillos*. Trabajo de Título. Universidad Católica de Santiago de Guayaquil.

SENPLADES (2013). *Plan Nacional para el Buen Vivir 2013-2017*. Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo: Quito.

UNESCO. (2005). *Decenio de las Naciones Unidas de la Educación para el Desarrollo Sostenible 2005-2014*. París: Talleres UNESCO.

TEMÁTICA: COMPONENTE SOCIAL

[000234] LIGAÇÕES NA REDE EM ASSENTAMENTOS PRECÁRIOS: O CASO DO JARDIM PIRATININGA

**DANTE RAGAZZI PAULI¹; ANTONIO EDUARDO GIANSANTE²; MIGUEL
BORTOLETTO GIANSANTE³**

Universidade Presbiteriana Mackenzie^{1,2}; POLI-USP³

**danteragazzi.pauli@mackenzie.br¹; antonioeduardo.giansante@mackenzie.br²;
miguel.giansante@usp.br³**

Palavras-chave: Universalização do saneamento;
Plano de Bairro;

Progress in sanitation is more than necessary for sustainable urban development. In the urban regions, their main demand occurs in the precarious settlements, regions with public services and infrastructure deficiency. In these places, sanitation can't be analysed separately from other issues of urban policy. This article develops a case study of Jardim Piratininga, a region of the municipality of São Paulo. Inside it there is a public sewage collection, but there are residences that are not connected. This article compares the SABESP cadastral plan with the network plant, pointing out the main deficit areas. It's states that buildings sewers which are lower than the street line are the main problem. It's also indicated that through the urban planning instrument, known as Neighbourhood Plan, it's possible to solve this deficiency, using subsidies São Paulo State Government Programme “Se Liga na Rede”.

Introdução

A universalização da água e do saneamento por meio de uma gestão sustentável é um dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU. O saneamento é

condição básica para o estabelecimento das zonas urbanas garantindo um acesso à água potável e o correto esgotamento das águas servidas.

No Brasil, o principal marco legal do setor é a Lei nº 11.445/2007 que tem por princípio a universalização do acesso ao saneamento, ou seja, que a totalidade da população tenha acesso aos serviços sanitários (BRASIL, 2007). A lei também indica que a política de saneamento deve estar articulada com as outras políticas urbanas e sociais, por exemplo, com o Estatuto da Cidade e Plano Direto.

Dessa forma, quando se analisa o déficit sanitário em assentamentos precários o que se percebe é a carência de serviços públicos. Há déficit no atendimento de saúde, habitação, educação, equipamentos de lazer, segurança, transporte, fazendo com que a população residente em tais áreas esteja marginalizada.

Somada à carência de serviços públicos, tais aglomerados são caracterizados pela irregularidade fundiária. Segundo estudo do Instituto Trata Brasil, que entrevistou 13 municípios de São Paulo, a ausência ou dificuldade de regularização fundiária é o principal obstáculo para a prestação de serviços de saneamento em áreas irregulares (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2015)

Este estudo analisa uma destas áreas. O Jardim Piratininga localizado no Bairro da Penha, zona leste do município de São Paulo com uma população de aproximadamente 16 500 habitantes, majoritariamente de baixa renda, considerados como moradores de domicílios particulares permanentes (IBGE, 2010). Encontra-se nas várzeas da Marginal do Rio Tietê e possui duas barreiras físicas que delimitam seu território: o Canal de Circunvalação do Parque Ecológico do Tietê ao Norte, e a Linha 12 da CPTM ao Sul, conforme indicado na Figura 1.



Figura 1. Jardim Piratininga

Assim como outros assentamentos precários, o Jardim Piratininga tem déficit de infraestrutura, sendo que a limpeza do Canal de Circunvalação, a universalização da coleta de esgoto a drenagem de águas pluviais são as principais demandas sanitárias. Em algumas ruas do bairro, existe rede de drenagem, mas ela não é operada corretamente e em alguns pontos contem lançamento irregular de esgoto.

Devido à mobilização dos moradores no passado, existe uma rede de coleta de esgoto, operada pela companhia estadual SABESP. Apesar disso, existem lançamentos irregulares de esgoto conforme indicados na Figura 2, não estando todas as residências conectadas a rede.

Procura-se caracterizar a coleta de esgoto sanitário da região de modo a diagnósticas as principais demandas e deficiências. A partir dessa, os autores fazem uma estimativa inicial da porcentagem de residências sem coleta e propõem possíveis soluções para essa problemática.

O artigo relaciona-se ao Plano de Bairro do Jardim Piratininga, instrumento urbanístico definido no Estatuto da Cidade e no atual Plano Diretor Estratégico. Esse planejamento tem por objetivo “*detalhar as diretrizes dos Planos Regionais Estratégicos (PREs) (...) podendo prever desde a criação de equipamentos públicos a sistemas de infraestrutura urbana*” (SAITO; CLARO, 2017).



Figura 2. Lançamento clandestino de esgoto no Canal de Circunvalação (à esquerda) e na rede de drenagem existente (à direita)

A elaboração de um Plano de Bairro deve ser estruturada por meio da gestão participativa, procurando incentivar a participação dos diversos segmentos da população local (SAITO; CLARO, 2017). Para tanto como atividades complementares a este estudo são desenvolvidas oficinas de capacitação, reuniões temáticas com órgãos públicos competentes e visitas técnicas com a população local. Apesar do enfoque deste artigo na questão sanitária do Plano de Bairro, sua construção envolve a estruturação local das diversas políticas setoriais, tal como habitação, saúde e educação.

Objetivos

O presente artigo tem por objetivo geral analisar como a adequação do saneamento, se relaciona com os instrumentos de planejamento urbano no contexto da elaboração do Plano de Bairro. O objetivo específico do trabalho consiste em analisar a situação atual das ligações prediais do Jardim Piratininga, localizar as residências não conectadas à rede e indicar caminhos para a ligação desses moradores.

Metodologia

A metodologia deste artigo foi elaborada tendo em mente o objetivo final da universalização da coleta de esgoto para o Jardim Piratininga. O referencial técnico em que a pesquisa se baseou são as normas técnicas para a rede de esgoto: NBR 9 649 – Projeto de Redes de Esgoto, NBR 8 610 – Sistemas prediais de esgoto sanitário e Norma Técnica SABESP 217 – Ligação Predial de Esgoto.

Como primeira etapa, realizam-se as pesquisas necessárias para a caracterização da região e da rede atual. Para tanto foram investigadas as plantas cadastrais provenientes da operadora do sistema de esgotamento sanitário, no caso, a SABESP. Os autores solicitaram a planta de modo a determinar a rede oficial existente. Com a planta seria possível apontar as residências não conectadas a rede de esgoto, tanto em termos quantitativos, quanto de localização.

Somou-se a essa etapa a entrevista com os moradores sobre o processo da instalação da rede de esgoto. A SABESP também propiciou uma visita técnica da rede existente.

A partir disso, foram pesquisadas as iniciativas existentes relativas a ligação das residências a rede. Inicialmente sendo levantados os marcos legais e em seguida os programas existentes para a regularização das ligações. Com essas informações reunidas traçaram-se as conclusões apontando para as soluções do problema.

Resultados e discussão

O Sistema de Esgotamento Sanitário consiste no conjunto de instalações responsáveis por coletar os esgotos dos domicílios, encaminhá-los para a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), trata-los e dispô-lo adequadamente. Sua responsabilidade é municipal podendo ser concedido para uma autarquia ou empresa privada.

A ligação predial ou domiciliar é o trecho da rede que conecta o esgoto coletado no domicílio com a rede coletora pública (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986), conforme indicado na Figura 3. Sua construção é de responsabilidade do proprietário do imóvel, quando existe rede coletora pública. Nesse trecho o escoamento se dá por conta da gravidade, não sendo necessários órgãos acessórios.



Figura 3. Perfil de uma ligação predial (SABESP, 2015)

Porém, existem situações que fogem ao padrão que inviabilizam a ligação predial, sendo o baixo nível da soleira o principal problema. Por soleira, se entende o “nível do terreno interno do imóvel na divisa com a calçada” (SABESP, 2015).

A rede coletora não deve ser projetada para atender as economias com cota de soleira inferior ao nível da rua, somente sendo autorizado a partir de estudos comparativos e análise dos efeitos na rede subsequente,

conforme indicado na NBR 9 649. Como solução desse problema pode ser instalada uma solução individual de esgotamento ou então uma elevatória residencial que conecte a ligação a rede pública (SANTOS, 2014).

Obraczka e Leal (2015) indicam os dois principais motivos do proprietário não se ligarem na rede coletora pública: os altos custos de construção e o incômodo da obra e; a problemática do esgoto já se encontrar “resolvida”, sendo o esgoto afastado da residência. Para o caso do Jardim Piratininga, os altos custos são um impedimento visto que a região é majoritariamente composta por moradores de baixa renda. Soma-se a isso que o esgoto afastado inadequadamente afeta os corpos d’água diretamente vizinhos as casas, configurando um problema de saúde pública.

A partir dessa revisão técnica, se investigou o cenário do estudo de caso. A Figura 4 consiste num recorte da planta cadastral da SABESP para as ligações prediais de uma porção do Jardim Piratininga. Nela existem três tipologias: TL0 apenas ligação de água; TL1 ligação de água e esgoto e TL2 apenas ligação de esgoto. A Figura 4 aponta a predominância de TL1, a existência de alguns TL0 e a inexistência de TL2, tipo de ligação mais raro.

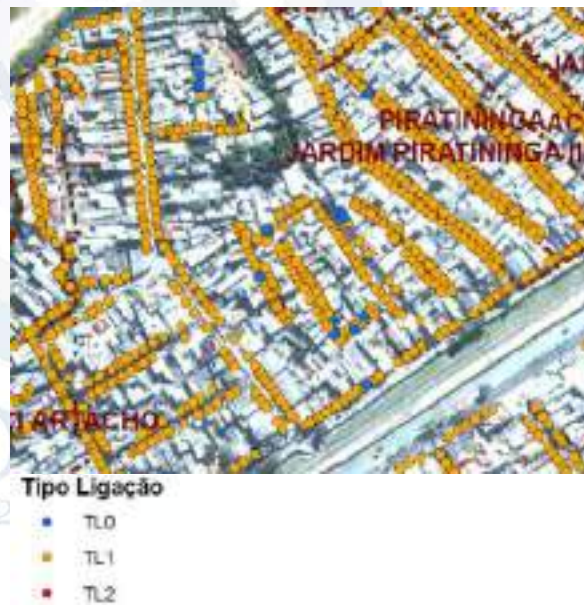


Figura 4. Recorte da planta de ligações prediais

Em seguida, destaca-se as principais regiões com ausência de ligação: o Canal de Circunvalação e próximas aos córregos Ihe são afluentes. Nesses locais não somente não existe conexão de esgoto como também o arruamento não é consolidado, não existindo rede de coleta de esgoto. Para o Canal ao norte, existe uma proposta de abertura de uma via, interrompida por conta de ocupações irregulares. A Figura 5 sobrepõe o mapa de ligação com a planta da rede, destacando as duas regiões críticas.

Obraczka e Leal (2015) estimaram para uma área carente de Barra do Pirai, que 8% do total de residências da área de abrangência da rede não estavam conectadas por problemas de soleira baixa. Os autores indicavam que o número poderia ser maior, tanto por conta de uma densidade populacional elevada, quanto por não terem computado no estudo outros tipos de obstáculos.

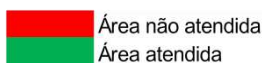
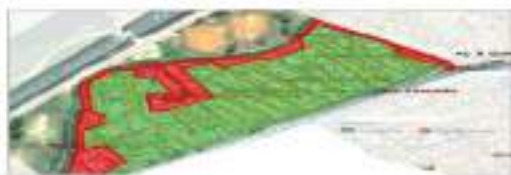


Figura 5. Sobreposição da rede coletora com a planta de ligações existentes

Com base nisso e nas informações coletadas da Figura 5, considerou-se o total de cerca de 2 500 domicílios particulares permanentes (IBGE, 2010). Desse total, estima-se que aproximadamente 20 % não estão conectadas a rede de esgoto, totalizando cerca de 500 residências.

Visando solucionar essa problemática, é importante se atestar as competências de cada órgão governamental tendo clareza de qual entidade deverá vir cada ação. Esse conhecimento cabe não somente aos profissionais do setor, mas aos membros de comunidades como as do Jardim Piratininga, de modo que possam cobrar do setor público a solução do problema.

A principal legislação que versa sobre o assunto para o município de São Paulo é o novo Código de Obras e Edificações (COE), dado pela lei municipal nº 16 642/2017, regulamentado pelo decreto municipal nº 57 776/2017.

Nesse decreto regulamentador (SÃO PAULO, 2017) posta-se que as Prefeituras Regionais são responsáveis por multar e intimar os proprietários para que realizem num prazo de trinta dias a ligação à rede coletora de esgoto. No Anexo I do mesmo decreto se indica que a Prefeitura Regional deverá solicitar à concessionária os endereços dos imóveis que não dispõem de coleta de esgoto. Para os casos em que o escoamento por gravidade não for tecnicamente viável, os proprietários ficam dispensados de efetuarem a ligação até que a concessionária indique a solução técnica viável.

Nesse interim, atualmente existe o Programa Se Liga na Rede, praticado pelo Governo Estadual de São Paulo, com o objetivo de executar obras para ligação na rede de esgoto para imóveis de baixa renda. Ao morador não

recaem custos pela obra, que é orçada em cerca de R\$1 800 (SÃO PAULO, 2012). Considerando a quantidade de residências não conectadas, a ligação de todas residências do Jardim Piratininga sairia em torno de R\$ 900 000.00.

Uma solução para esse cenário é a inserção da universalização do esgoto sanitário no planejamento interno da SABESP do Programa se Liga na rede. Outra solução poderia partir da Lei Municipal nº 14 934/2009, que institui o Fundo Municipal de Saneamento Ambiental e Infraestrutura. Os recursos desse fundo podem ser utilizados em obras e serviços relacionados “à regularização urbanística e fundiária de assentamentos precário e de parcelamento de solos irregulares” (SÃO PAULO, 2009).

Conclusões

A universalização do saneamento no ambiente urbano enfrenta vários desafios. O estudo do caso do Jardim Piratininga aponta que, para o caso de favelas e outros assentamentos precários, nem sempre a existência de rede de coleta de esgoto significa o pleno atendimento às residências.

Não há um desafio técnico para o projeto e construção das redes de esgoto. O maior desafio insere-se no contexto político: a ligação das residências a rede depende da conscientização da população e da articulação entre diversos órgãos governamentais, como por exemplo, entre a Prefeitura Municipal de São Paulo e a concessionária SABESP.

Enquanto não houver um movimento ativo que atue nessa conscientização e nessa articulação o progresso em direção a universalização será lento. A falta de interesse e motivação públicos emperram o processo e não trazem uma solução efetiva para essa problemática.

Nesse cenário, os autores defendem que a efetividade da solução técnica se relaciona com a participação social, presente, por exemplo, na elaboração do Plano de Bairro. Essa iniciativa por ser uma instância local de discussão do espaço urbano permite que as principais necessidades locais se manifestem. Sua característica participativa permite um engajamento do público, sendo uma instância a ser aproveitada pelos órgãos governamentais para a solução de problemas de infraestrutura.

O fortalecimento dos Planos de Bairro pode ser uma via para a universalização do saneamento, sendo a população engajada e conscientizada ao longo do processo. As universidades participando dessa construção, tal como o que acontece no Plano de Bairro do Jardim Piratininga, podem catalisar o processo, servindo de assessoria técnica a população, aliando as demandas sociais com os conhecimentos técnicos. Servem como mediadoras entre os órgãos governamentais e conscientizam o público com o conhecimento técnico.

Com o avanço das atividades do Plano de Bairro do Piratininga o que se pretende do ponto do esgotamento é a universalização da sua coleta. Somadas as análises deste artigo, os autores pretendem mediar com a SABESP e com a Secretaria Estadual do Meio Ambiente a ligação predial das residências ainda não conectadas, através do Programa se Liga na Rede, ou de outra iniciativa. Espera-se assim dar mais um passo em direção à universalização do saneamento.

Referência Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1986). NBR 9649: Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, Brasil.

BRASIL. Lei nº 11 445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. 2007. Brasília, Brasil.

IBGE. (2010). Setores Censitários. Brasil.

INSTITUTO TRATA BRASIL. 2015. Pesquisa Saneamento Básico em Áreas Irregulares do Estado de São Paulo. São Paulo, Brasil.

OBRACZKA, M., LEAL, I. F. (2015) Relação entre as ligações domiciliares de esgoto e a real abrangência do sistema de coleta: o estudo de caso de Barra do Piraí, RJ. *XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Brasília, Brasil.

SAITO A., CLARO M. (2017) Planos de Bairro: a democracia participativa no planejamento urbano do município de São Paulo. *XIII Jornada da Iniciação Científica*, Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, Brasil.

SABESP. 2015. Norma Técnica SABESP 217 – Ligação predial de esgoto. São Paulo, Brasil.

SANTOS, I. P. F. d. (2014). Estudo de alternativas para concepção de sistema de esgotamento sanitário em áreas isoladas, conforme metas 35, 36, 37 e 38 do Plano de Saneamento Básico de Florianópolis/SC. Trabalho de conclusão de curso. Florianópolis, 2014.

SÃO PAULO. (2017). Decreto nº 57 776, de julho de 2017. Regulamenta a Lei nº 16.642, de 9 de maio de 2017, que aprovou o Código de Obras e Edificações do Município de São Paulo; define os membros da Comissão de Edificações e Uso do Solo – CEUSO. Prefeitura Municipal de São Paulo, São Paulo, Brasil.

SÃO PAULO. (2012). Governo sanciona lei que cria o programa Se Liga na Rede. Disponível em <<http://www.saopaulo.sp.gov.br/spnoticias/ultimas-noticias/governo-sanciona-lei-que-cria-o-programa-se-liga-na-rede-1/>> Acesso 20 maio 2018.

SÃO PAULO. (2009). Lei nº 14 934, de junho de 2009. Cria o fundo municipal de Saneamento Ambiental e Infraestrutura. Prefeitura Municipal de São Paulo, São Paulo, Brasil.

[00255] GUARDIANES COMUNITARIOS UN EJERCICIO DE JUSTICIA AMBIENTAL

MIGUEL ANGEL NADAL NOVELO

Procuraduría de Protección Ambiental del Estado de Quintana Roo

nadalinxx@hotmail.com

Palabras Clave: Justicia, Ambiental, Derecho, Ambiental.

- **Abstract;**

“Citizens Trained in the Protection of the Environment of the State of Quintana Roo, to care for the natural resources of the state and the planet”, through the development of new concepts and legal instruments, so that society can use environmental legislation for conservation and sustainable development. Building good governance involves a complex network of relationships that includes decision-makers and the whole society through mechanisms that guarantee citizens full accessibility to the exercise of public function. It also provides co-responsibility for solving problems. Environmental justice within the law are already priority public policies of urgent attention with linkage, involvement and citizen co-responsibility with all levels of government.

- **Introducción:**

La primera manifestación de vida del ser humano al nacer, es al momento de tener contacto con la molécula del oxígeno, un producto que nos ofrecen los ecosistemas del planeta, involucrado en toda actividad humana y que no cuenta con valor económico en las finanzas publicas o privadas de todo el planeta.

Por lo tanto, proteger, restaurar, conservar y aprovechar de manera sustentable los recursos naturales se ha vuelto un tema de justicia ambiental, ya que el oxígeno debe ser considerada como una propiedad colectiva popular en la sociedad fomentando hábitos de participación y de compromiso para poder resolver los problemas graves que el Cambio Climático está presentando dentro nuestro tiempo de visita como individuos en el planeta. Vivimos en ya un mundo sujetos a efectos ambientales y económicos que trascienden las fronteras nacionales.

La creciente globalización ha dado lugar a un reconocimiento mayor de la necesidad de abordar de manera inmediata estas cuestiones.

En estos momentos, todos los países del mundo se encuentran trabajando con acciones directas en mitigar los gases de efecto invernadero con medidas internacionales, nacionales o domésticas, de forma que el cambio climático no afecte a futuro

la economía mundial y el desarrollo, la seguridad alimentaria y los ecosistemas. El objetivo final esta en que la temperatura mundial no deberá sobrepasar los 2°centígrados.

Quintana Roo, México, es parte de este proceso, sobre todo por su predominancia e identidad en la conservación de los servicios ambientales de sus ecosistemas, tratando no solo de cumplir, sino aportar con múltiples acciones a incrementar estos valores ya conocidos, por lo que la Justicia Ambiental la establece en su territorio como una declaración fundamental que persigue dotar de conocimientos a todos sus ciudadanos como herramienta para consolidar esta meta biótica. Modelo denominado “Guardianes Comunitarios”.

Este modelo a que se hace referencia fue presentando a debate ante la Comisión Mundial de Derecho Ambiental (WCCEL), quienes como coordinadores de la Conferencia de Jueces y Fiscales sobre Justicia especializados en medio ambiente, externaron una serie de acciones en el proceso político realizado en el 8º Foro Mundial del Agua celebrado del día 18 al 23 de marzo de 2018, en Brasilia (Brasil). Importante es la mención que por primera vez se ha reunido a los procuradores, ministerios públicos, jueces y fiscales, en un foro donde se discuten los temas ambientales por la colectividad especializada del planeta, y en unión con: el Consejo Mundial del Agua, el de Medio Ambiente de las Naciones Unidas, el de la Organización de Estados Americanos y el Instituto Judicial Mundial sobre el Medio Ambiente, concluido en su conjunto, que se deben de mejorar prácticas para hacer cumplir las leyes, normas y reglamentos que se aplican a los temas ambientales y garantizar el acceso efectivo a la justicia del agua (Carta Brasilia).

Asimismo, la Comisión Mundial del Derecho Ambiental, perteneciente a la World Commission on Environmental Law (IUCN), deciden crear y fundar, por unanimidad, el “Instituto Global del Ministerio Público para el Medio Ambiente”.

Se conocen innumerables discusiones en multitudinarios foros y que han manifestado sobre la relación que existe entre el medio ambiente, su deterioro y la vinculación que guarda con el desarrollo social y económico despertando hasta el interés académico por parte de investigadores de diversas instituciones educativas, quienes cuestionan la concepción de progreso y el desequilibrio ecológico como una relación conflictiva. (Agencia Informativa CONACYT, 2018, foro celebrado en la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla).

Por lo anteriormente descrito y poder realizar las acciones que demuestren que se pueden llevar relaciones armoniosas equilibradas entre las necesidades humanas en lo que respecta a los recursos naturales, su conservación y desarrollo sostenible y en lo que corresponde a la sostenibilidad en el estado de Quintana Roo, México, se ha propuesto la implementación de la Justicia Ambiental del modelo denominado Guardianes Comunitarios, con los siguientes:

• Objetivos

GUARDIANES COMUNITARIOS

- Ciudadanos Capacitados en la Protección al Ambiente del estado de Quintana Roo, para cuidar los recursos naturales del estado y el planeta”, mediante el desarrollo de nuevos conceptos e instrumentos legales, de tal modo que la sociedad pueda emplear la legislación ambiental para la conservación y el desarrollo sostenible.
- Construir un buen gobierno mediante la apertura de su actuación al escrutinio público a través de mecanismos que garanticen a los ciudadanos accesibilidad total al ejercicio de la función pública.
- Asimismo, dotar de corresponsabilidad al ciudadano para solucionar los problemas ambientales de su localidad.
- Dotar de información a cada persona en su cotidianidad para que adquiera conciencia y responda de manera adecuada para solucionar los problemas de tipo ecológico-ambiental o de otra dimensión que surjan.-

• Metodología

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) propuso, en 1970, la definición de Educación Ambiental: "Proceso de reconocer valores y aclarar conceptos para crear habilidades y actitudes necesarias, tendientes a comprender y apreciar la relación mutua entre el hombre, su cultura y el medio biofísico circundante. La educación ambiental (EA) también incluye la práctica de tomar decisiones y formular un código de comportamiento respecto a cuestiones que conciernen a la calidad ambiental. Por lo tanto, la educación ambiental es un "proceso continuo en el cual los individuos y la colectividad toman conciencia de su medio y adquieren los valores, las competencias y la voluntad para hacerlos capaces de actuar en la resolución de los problemas actuales y futuros del medio ambiente.

La educación ambiental (EA) adquiere su patente internacional en el año de 1972 con la “Declaración de Estocolmo y Latinoamérica”, y se comienza a practicar una década más tarde en el continente (González, 2000).

En México, de manera gubernamental se comienza con la EA mediante la creación del CECADESU (Centro de Capacitación para el Desarrollo Sustentable), en el año de 1994 como parte del SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca). Y en la educación formal, las universidades que colaboran directamente con esta temática han sido: la Universidad Iberoamericana, el ITESM (Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey), el ITAM (Instituto Tecnológico Autónomo de México con programas específicos

en educación ambiental. También el PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el medio Ambiente), ha desarrollado importantes programas con el objetivo de incluir a la sociedad civil y crear una conciencia ambiental. (Universidad Tecnológica de México, 2006).

En el año de 2016, la Procuraduría de Protección al Medio Ambiente del estado de Quintana Roo, México (PPA), adopta el enfoque metodológico de la UICN para la investigación denominado como acción participativa, a fin de;

- Recopilar información sobre la problemática ambiental en el estado.
- Análisis e identificación de contenidos del plan y programa Guardianes Comunitarios.
- Implementación de acciones específicas: Convocatoria, conformación y formalización de acta constitutiva de la organización Guardianes Comunitarios por comunidad en vinculación con la PPA.
- Proporcionar de equipos y herramientas adecuados para la realización del trabajo en cada comunidad.

El desarrollo de análisis, es por:

- Taller diagnóstico.
- Talleres de planeación.
- Talleres técnicos ambientales.
- Taller de evaluación y seguimiento.

Mediante la aplicación de cuestionarios, adaptados de la Guía Metodológica para la Formulación y Evaluación de Proyectos de Educación ambiental bajo un Enfoque Participativo (Ramírez, 2004) y Chamorro (2006), Educación ambiental en la administración pública.

La EA, por medio de talleres de capacitación siguientes:

- Taller 01: ¿Cómo ejercer tus derechos en la defensa del medio ambiente?.
- Taller 02: “La gestión del medio ambiente y las competencias administrativas”.
- Taller 03: “Esquema General de Competencias Federal, Estatal y Municipal”.
- Taller 04: “El Derecho de Acceso a la Información Ambiental”.
- Taller 05: ¿Cómo Intervenir en los Procedimientos Legales?.
- Taller 06: ¿Qué hacer cuando se incumple la ley?.
- Taller 07: de Técnicas de Restauración de Ecosistemas e interpretación del Programa de Ordenamiento Ecológico Local.

• Resultados y Discusión

Grupo meta Guardianes Comunitarios

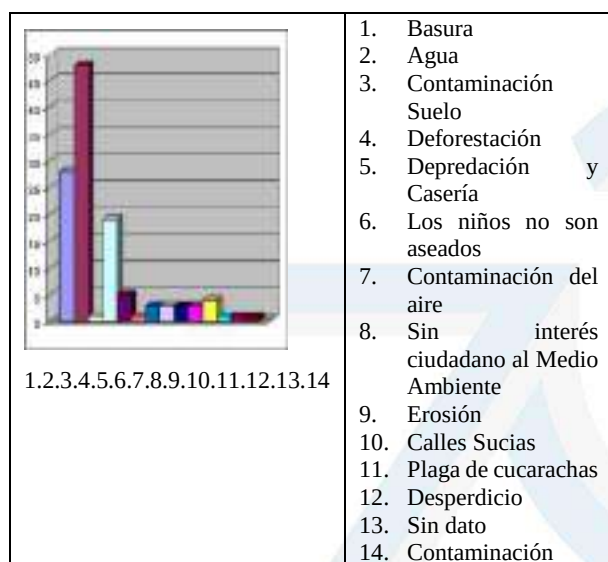
Nombre	Localidad	Capacitadores	Guardias
La Sabana	Chetumal	12	10
El manatí	Calderas	6	10
La Laguna	Bacalar	10	10

*Localidades seleccionadas en la investigación.

Diagnostico: Realizado por conservatorios con la comunidades seleccionadas para la investigación:

Localidad	Personas reunidas por la convocatoria	Identificación de problemas ambientales a resolver
Chetumal	183	14
Calderas	87	9
Bacalar	91	11

*Diseño propio



*Diseño propio. Problemas Identificados en Comunidades objeto de la investigación.

Talleres de capacitación

No. Capacitadores	Taller proporcionado	Localidad
8	01.02.03.04.05.06.07.	Chetumal
5	01.02.03.04.05	Calderas
6	01.02.03.04.05.06	Bacalar

*Diseño propio

Proyecto Piloto “La Sabana”, Chetumal, Quintana Roo, México, de involucramiento de todos los órganos de gobierno y sociedad, para la restitución de los servicios ambientales, ha solicitud del comité de Guardianes Comunitarios, resultados:

Localidad	Chetumal
Ecosistema perturbado	Cuerpo de agua, La Sabana
Acciones promovidas para su recuperación	18
Organismos involucrados de	11

los tres órganos de gobierno	
Organizaciones sociales	3
Ciudadanos	63
Resultados obtenidos	Proyecto de restauración de l cuerpo de agua, con el involucramiento voluntario de todos los órganos de gobierno y la aceptación ordenada y reconocida por la sociedad en su totalidad
Evaluación y Seguimiento	El saneamiento se ha medido mediante factores de riesgos sobre salud, acondicionados por actitudes y prácticas inadecuadas a nivel familiar, comunitario como una función de la Salud Pública con el propósito de controlar, disminuir o eliminar riesgos derivados de las condiciones presentes en el ambiente físico y social del cuerpo de agua. Reportando la Secretaría de Salud del Gobierno del estado como estable sin afectaciones a la salud y el cuerpo de agua dota de confort al individuo u al colectivo.

• Diseño propio

Vinculación con los tres niveles de gobierno en México coordinados por la Procuraduría de Protección al Ambiente del estado de Quintana Roo, México, involucrándose la Secretaría de Marina, CONAGUA, SESA, ECOSUR, PROFEPA, SEMA, PPA, Municipio de Othón P. Blanco, Protección Civil estatal y municipal, Secretaría de Seguridad Pública, Policía y Transito, Sindicato de Volqueteros y Ciudadanía conformada por los pobladores de las colonias colindantes al cuerpo de agua coordinados por el comité de Guardianes Comunitarios donde perteneces los grupos indígenas mayas de la región.

La aplicación de las técnicas de análisis, planeación, y realización de talleres técnicos, da como resultado, la necesidad de conformación de diez comités de Guardianes Comunitarios para todo el estado, y que a su vez lo integren diez personas seleccionadas para colaborar de manera firme y decidida en las acciones de vigilancia para la protección y conservación de los recursos naturales en los diferentes ecosistemas pertenecientes en territorio a Quintana Roo, México, y que de forma individual o colectiva convocando a los sectores privados y social de cada comunidad, de igual manera voluntaria y consciente, con el firme compromiso de respetar la normatividad, reglamentación y legislación ambiental en vigor que aplica en el estados tanto federal, estatal y municipal, bajo el principio de garantizar el aprovechamiento y uso sustentable de los recursos naturales y en caso contrario denunciar los ilícitos y/o delitos ambientales ante la PPA. Asimismo, promover y garantizar la participación de la sociedad de conformidad con lo dispuesto en el artículo 10 de la Ley de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente estatal, que dispone la promoción de la participación de la sociedad en materia ambiental, así como la formulación y conducción en materia de preservación y restauración del equilibrio ecológico y protección al ambiente. Las autoridades

y los particulares deben asumir la responsabilidad de la protección del equilibrio, como se manifiesta en la Ley de Vida Silvestre del Estado de Quintana Roo, en su artículo cuarto donde señala que el objetivo de la política estatal en materia de vida silvestre y de su hábitat es su conservación, mediante la protección y la exigencia de niveles óptimos de aprovechamiento sustentable, de modo que simultáneamente se logre mantener y promover la restauración de su diversidad e integridad, así como incrementar el bienestar de los habitantes del Estado; y en su fracción VIII donde se hace referencia a la participación de los propietarios y legítimos poseedores de los predios en donde se distribuya la vida silvestre, así como de las personas que comparten su hábitat, en la conservación, la restauración y los beneficios derivados del aprovechamiento sustentable.

Para lograr la participación decidida, informada y responsable de la ciudadanía se difunde por medio talleres, que con fundamento en el artículo 1º de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), donde se señala que para propiciar el desarrollo sustentable y establecer, entre otras, las bases para garantizar la participación responsable de las personas en forma individual o colectiva, se logre la preservación y la restauración del equilibrio ecológico, así como, para realizar sus funciones, el ciudadano o Guardián Comunitario basa su actuar en el Capítulo IX de la Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Quintana Roo (LEEPA), en donde se instaura el mecanismo de “DENUNCIA EN MATERIA AMBIENTAL”, donde podrá denunciar ante la Procuraduría todo hecho, acto u omisión que produzca o pueda producir desequilibrio ecológico o daños al ambiente o a los recursos naturales.

La Procuraduría de Protección al Ambiente del Estado de Quintana Roo, garantiza su actuar por ser un Órgano Desconcentrado, dotado de autonomía técnica y funcional para el ejercicio de sus atribuciones. Las disposiciones jurídicas otorgan a la Procuraduría el poder para realizar las investigaciones sobre las denuncias de hechos, actos u omisiones que causen daño al ambiente o representen riesgos graves para el mismo, además de vigilar, inspeccionar y sancionar todas aquellas violaciones a la LEEPA, a la Ley para la Prevención y la Gestión Integral de Residuos, a la Ley de Protección y Bienestar Animal, todas del Estado de Quintana Roo y las demás disposiciones de carácter ambiental de competencia Estatal.

Todos los Guardianes Comunitarios, se han comprometido al precepto constitucional y derecho de Ley, como propósito común, por proteger, conservar, preservar y aprovechar racionalmente los recursos naturales, que conforman los ecosistemas imperantes en el Estado de Quintana Roo. De igual forma, es de vital importancia la adopción de la ética y sus valores involucrando a las personas de las comunidades para el establecimiento de la Justicia Ambiental en todo el territorio, de manera firme y decidida traduciéndose en acciones de vigilancia de manera voluntaria y consciente, con el firme compromiso de respetar la vida en su entorno ambiental, bajo el principio de garantizar el aprovechamiento y uso sostenible de los recursos naturales y en caso contrario denunciar los

ilícitos y/o delitos ambientales ante la procuraduría, su seguimiento hasta la total restitución del daño.

• Conclusiones

La humanidad se enfrenta a dos grandes problemas, la gran violencia en contra de la naturaleza y la violencia contra el hombre mismo. Se ha dejado de lado que ambas partes están actualmente en tensión y no se han concebido como complementarias. Existe una falsa concepción del desarrollo porque siempre se ha equiparado con un mero crecimiento económico, procurando el consumo en un mercado totalmente globalizado, donde acceder a bienes y acrecentar riqueza es muchas veces la base de la explotación desmedida de los bienes naturales.

Qué puedo saber, qué puedo esperar, qué debo hacer y qué es el hombre. Son cuestionamientos típicos que las ciencias se han preocupado más por decirnos quiénes somos, pero falta preguntarse qué es el mundo para el hombre. Y es aquí donde el metabolismo social entra en escena y nos trae el reto de descubrir los fundamentos de la acción humana con la naturaleza, y el bien entendido con los conocimientos adecuados sobre nuestro ambiente es que permite al hombre actuar en armonía, pero sobre todo hermandad con la naturaleza

Ciudadanos Capacitados en la Protección al Ambiente del estado de Quintana Roo, para cuidar los recursos naturales del estado y el planeta”, mediante este modelo de “Guardianes Comunitarios”, que incluye nuevos conceptos e instrumentos legales, de tal modo que la sociedad pueda emplear la legislación ambiental en la Justicia Ambiental para la conservación y el desarrollo sostenible. Construir un buen gobierno implica la apertura de su actuación al escrutinio público a través de mecanismos que garanticen a los ciudadanos accesibilidad total al ejercicio de la función pública, mediante las Técnicas para la Información y Comunicación. Asimismo, se dota de corresponsabilidad a cada comunidad para solucionar sus problemas ambientales.

Cada uno de esos elementos, dota de información que hace que cada persona en su cotidianidad adquiera conciencia y responda de manera adecuada para atender los temas ambientales o de otra dimensión que surjan.-

• Referencias Bibliográficas

- Arenilla, M (2010) Concepts in Democratic Theory, en Rios Insua, D. y French, S. (eds). e – Democracy. A Group Decision and Negotiation Perspective. Springer.
- Bayley, C. y French, S. (2008) Designing a Participatory Process for Stakeholder Involvement in a Societal Decision. Group Decision and Negotiation. 17, 3, 195 – 210.
- Benyoucef, M; Keller, R.K., Lamouroux, S., Robert J. y Trussart, V. (2000). Towards a Generic E-Negotiation Platform. Proceedings of the Sixth International Conference on Re-Technologies. Information Systems, 95—109.

Benyoucef, M y Verrons, M.H. (2007). Configurable e-negotiation systems for largescale and transparent decision making. *Group Decision and Negotiation* 17, 3, 211-224.

Benyoucef, M. (2010) e- Negotiation systems for e – Participation, en Rios Insua, D. Y French, S. (eds). e – Democracy. A Group Decision and Negotiation Perspective. Springer.

Bessette, J. (1980) Deliberative democracy: the majority principle in Republic government. En R. Goldwin y W. Schambra (Eds) *How Democratic is the Constitution* American Enterprise Institute.

Blanco, I y Font, J. (2005). La participación local: factores estructurales, ideológicos y estructurales. Universidad Autónoma de Madrid.

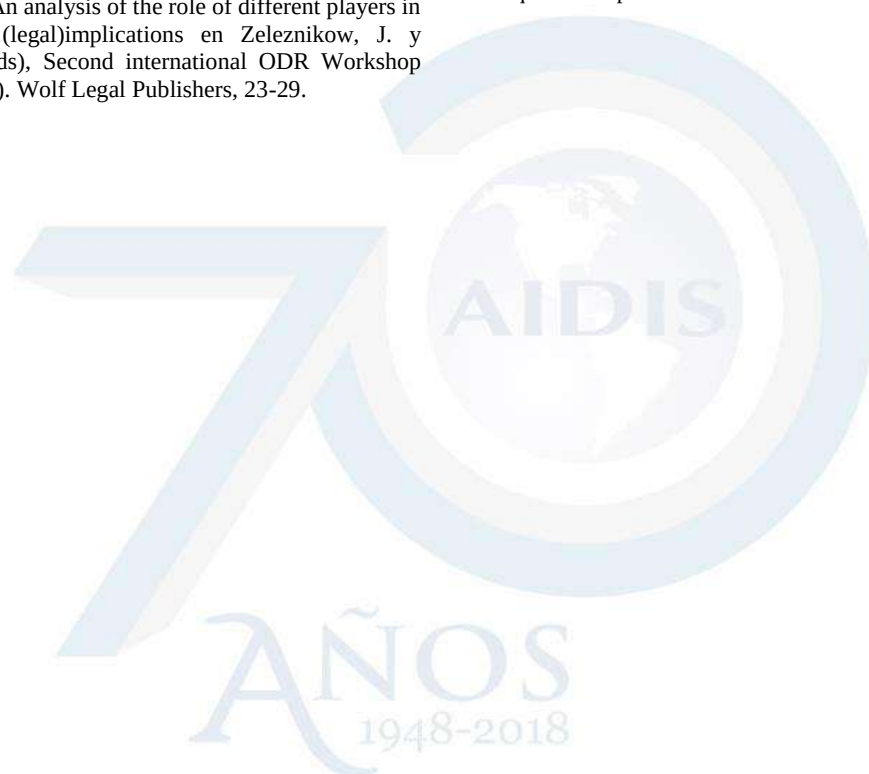
Bol, S.H. (2005). An analysis of the role of different players in e-mediation: the (legal)implications en Zeleznikow, J. y Lodder, A. R. (Eds), *Second international ODR Workshop* (odrworkshop.info). Wolf Legal Publishers, 23-29.

Caride J.A. y P.A. Meira, 2000. Educación Ambiental y Desarrollo Humano. España: Ariel Educación.

González G. Édgar, 1999. Otra lectura a la historia de la educación ambiental en América Latina. *Revista / Tópicos en Educación Ambiental* No. 1 (pág. 1).

Universidad Tecnológica de México UNITEC (Campus Sur), 2006. Desarrollo Sustentable: Ensayo: "Educación Ambiental en México" Análisis de la problemática ambiental, avances y propuestas actuales para hacer conciencia en nuestro país. Autor: Mendoza Z. E. Alejandro. En: mx.geocities.com/grupo_zameex/EduardoMendoza/EnsayoDE.pdf.

Ramírez, 2004, Guía Metodológica para la Formulación y Evaluación de Proyectos de Educación ambiental Bajo un Enfoque Participativo.



[000272] APOYO A LA PARTICIPACIÓN CIUDADANA ACTIVA PARA LA REHABILITACIÓN AMBIENTAL Y RESPUESTAS AL CAMBIO CLIMÁTICO

INOCENTE COSTA PEREZ¹; RAFAEL PRETEL OLITE²; MIRLENA ROJAS
PIEDRAHITA³; ANA MARGARITA DE LA TORRES JIMÉNEZ⁴

Centro Felix Varela, Cuba^{1,2,3,4}

inocente@depcfg.co.cu²; pretel@cfv.org.cu³; mirlena@cfv.org.cu⁴; ana@cfv.org.cu⁵

ABSTRACT

Cuba implements a national plan in correspondence with 2030 Agenda for Sustainable Development. The climate change is a priority. The participation and empowerment of individuals and social actors at different level, at which decisions are taken are relevant. The aim was to evaluate the processes of participation to mitigate a climate change in the communities El Granizo and Yaguanabo Arriba of the municipality of Cumanayagua, Cienfuegos, Cuba. Recognized methods and techniques for community work and environmental education, based on the principles of popular education, were used. Environmental, economic and social problems of the communities were identified from the characterization of its environmental baseline and participative diagnosis. Also were used the methodologies of green map, communities of learning, and of conciliation and mediation for the public management. The project has achieved dynamic processes of civil and institutional participation in the planning and implementation of concerted actions for mitigate a climate change of both communities. The communities and other local actors are empowered of methodological tools and knowledge to enhance their participation in the environmental rehabilitation of communities. There have been achieved to materialize alliances of work of the communities with the government and local institutions to implement actions that solve for mitigate a climate change and reduce the gaps of inequity.

Keywords: gaps, coordination, development, participation, project.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad Cuba implementa un Plan Nacional en correspondencia con la Agenda 2030 de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible, que incluye adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos.

La propuesta de desarrollo sostenible va más allá de la concepción estrecha de medio ambiente y cuestiones ecológicas. Incluye como dimensiones relevantes la participación y el empoderamiento de los individuos y actores sociales en los diferentes niveles en que se toman decisiones e implementan procedimientos públicos.

El territorio del municipio de Cumanayagua, Cienfuegos, Cuba, posee una gran extensión, complejidad, y diversidad geográfica y ecológica. Sus ecosistemas están estrechamente interrelacionados y con una alta fragilidad y vulnerabilidad, distinguiéndose por su extensión territorial e impactos ambientales el ecosistema montañoso Guamuha. El modelo productivo y de subsistencia ha sido históricamente dependiente de la explotación de los recursos naturales, siendo su actividad económica fundamental agrícola, con predominio del cultivo del café, ganadería, forestal y cultivos varios.

Se constata la intensificación de los efectos del cambio climático, debido a procesos de degradación ambiental, incluidos la deforestación, la degradación de los suelos, alteraciones, fragmentación o destrucción de hábitat y el paisaje y daños irreversibles a la biodiversidad. También se han intensificado procesos naturales como la sequía, incendios forestales, y la incidencia de huracanes, los que han incidido en la intensificación de estas modificaciones. La falta de conciencia y educación ambiental de la población rural y de la participación comunitaria en su solución de estos problemas, ha traído como consecuencia en muchas ocasiones el agravamiento de esta problemática.

En este contexto, la Organización No Gubernamental cubana Centro Félix Varela, y en el ámbito del proyecto internacional, financiado por la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE), “Apoyo a la participación ciudadana activa para la rehabilitación ambiental”, desde el año 2013 ha acompañado a las comunidades El Granizo y Yaguanabo Arriba para dinamizar los procesos de participación ciudadana e institucional en la mitigación del cambio climático.

En el desarrollo de estos procesos se ha identificado la necesidad de desarrollar capacidades propias en relación con la concertación para la gestión pública y la mediación de conflictos, con el objetivo de optimizar el empleo de los recursos de todo tipo y facilitar la toma de decisiones. Estos procesos presuponen la participación de múltiples actores con intereses diversos y comunes en los ámbitos de las relaciones interinstitucionales, interpersonales, socio laboral y comunitario, por tanto exigen desarrollar capacidades más allá de la sensibilización, y sobre todo en la aplicación contextualizada de las habilidades y herramientas prácticas en aras de contribuir al desarrollo local sostenible (Thévoz, 2006). La conflictividad de la vinculación de una iniciativa pública a un entorno social, político, institucional, técnico y económico –más que de otros factores- va a depender de la capacidad “... para diseñar, negociar y llevar adelante un proceso que nos haga avanzar desde la situación en que estamos ahora hasta allí donde queremos llegar” (Fischer et al., 1996)

El objetivo fue evaluar los procesos de participación comunitaria en la mitigación del cambio climático de las comunidades El Granizo y Yaguanabo Arriba del municipio de Cumanayagua, Cienfuegos, Cuba.

MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto fue dirigido al desarrollo de capacidades y habilidades en actores (hombres y mujeres,) y decisores/as a nivel local en relación con los conceptos básicos y el empleo de herramientas que promueven diálogos productivos, la concertación y mediación institucional y grupal, con el fin de facilitar procesos que tributen a la mitigación del cambio climático. El desarrollo de capacidades se hizo bajo los principios de aprender haciendo en función de las demandas establecidas durante el desarrollo del proyecto y en el tiempo real de los procesos, de forma participativa y con equidad y justicia social.

Fueron empleados métodos y técnicas reconocidas para el trabajo comunitario y la educación ambiental, herramientas sustentadas en los principios de la educación popular (Jara, 1984; Vargas et al., 2001; Freire, 2003; Kaplún, 2003; Freire, 2010); siendo apropiadas y asimilables en el contexto rural y que propicia un espacio en que los participantes pueden intercambiar libremente y, por ello, genera un ambiente que permite que todas las partes sientan que sus necesidades están incluidas (Fried-Schmitman, 2005); teniendo como ejes transversal el enfoque de género, la educación y concientización ambiental.

La problemática ambiental, económica y social de las comunidades fue identificada a partir de la caracterización de su línea base ambiental (CICA-CITMA, 2009) y del diagnóstico participativo (PDS-CIC, 2002; Batista, 2006).

Se utilizó la metodología de Mapa Verde. El mapa verde es la representación del ambiente natural y cultural que caracteriza

el entorno, constituye una metodología de diagnóstico, planificación y gestión ambiental participativa, promueve una efectiva participación en la búsqueda de alternativas de solución a problemáticas locales de una manera creativa. Esta metodología permite visualizar los valores locales de las comunidades y su problemática ambiental y socioeconómicas, expresándola de forma práctica a través de su iconografía. Estos iconos permiten representar a la naturaleza, la sociedad, el patrimonio histórico cultura y como elemento de gran importancia, las relaciones socioculturales. El sistema posee iconos referidos a la naturaleza (tierra y agua, flora, fauna, actividades al aire libre), al desarrollo sustentable (economía verde, tecnología y diseño, movilidad, peligros y desafíos), la cultura y la sociedad (características culturales, eco información, justicia y activismo, obras públicas y referencias).

Asimismo, se utilizó la metodología para la formación de competencias en la “Comunidad de aprendizaje de MADIBA”. Se basa en la transformación de comunidades de práctica ya establecidas en comunidades de aprendizaje. Las comunidades de práctica son concebidas como historias compartidas de aprendizaje, los cuales no se refieren al dominio de contenidos de manera estática sino al proceso mismo de participar en una práctica continua y de comprometerse en su desarrollo. El aprendizaje es el proceso que cambia la capacidad de participación en la práctica, permite clarificar los propósitos y definir los recursos a disposición o necesitados para alcanzar las metas.

Para el desarrollo del proceso de concertación se siguieron los criterios Thevoz (2006), según el cual la concertación para la gestión pública es un proceso de desarrollo de habilidades en la toma de decisiones compartidas, legítimas y pertinentes en la solución de gestiones y problemas multidimensionales encaminada al fortalecimiento del desarrollo local sostenible. Tiene como base la participación con equidad y justicia social; alianzas solidarias de instituciones y personas involucradas.

Para la mediación de conflictos, como forma práctica de negociación en las relaciones interpersonales y de grupos, que ofrece a las partes la posibilidad de llegar a un acuerdo en la solución aceptable de los problemas, se tuvieron en cuenta los criterios de Fuentes (2007) y Picard (2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los principales resultados del proyecto son:

- Desarrolladas capacidades y habilidades en mediación y concertación en personas e instituciones para la adaptación y mitigación del cambio climático:
- Participación de miembros de las comunidades en la “Comunidad de aprendizaje de MADIBA”, en la cual las personas desarrollaron competencias para la interacción social como escucha activa, expresión afectiva, comunicación no violenta, defender los criterios, etc.
- Desarrolladas capacidades y habilidades de mediación y concertación en todas las personas e instituciones

- que participan en el proyecto a favor de la mitigación del cambio climático. Se efectuaron 23 talleres, capacitadas 35 personas vinculadas directamente al proyecto, de ellas el 59 % mujeres. Participaron miembros de ambas comunidades, estudiantes y jóvenes con talento y liderazgo, la presidenta y una vicepresidenta del gobierno municipal, y una diputada a la Asamblea Nacional del Poder Popular.
- Multiplicados los aprendizajes. Se reprodujeron 6 talleres en las comunidades, participaron 60 personas en cada uno, con un 51 % de participación de las mujeres.
 - Logradas desde posiciones consensadas la planificación e implementación de las acciones de transformación de rehabilitación ambiental y respuestas al cambio climático.
 - Utilizada de la metodología de Mapa Verde para la elaboración de los Mapas Verdes con enfoque de equidad en las comunidades.
 - Elaborada estrategia de plan de acción para la rehabilitación ambiental y respuesta al cambio climático. e implementada la estrategia concertada de acciones estratégicas de rehabilitación ambiental.
 - Eliminados los microvertederos en la comunidad El Granizo y Yaguanabo Arriba.
 - Rehabilitadas 39 viviendas de la comunidad El Granizo, en ejecución 15 cuartos con riesgo identificado ante posibles eventos meteorológicos debido al cambio climático.
 - Reparado parte del sistema saneamiento del El Granizo, vulnerabilidad reconocida de posible inundación ante eventos debido al cambio climático.
 - Construido pozo de agua pendiente instalación de moto bomba y tuberías para mejorar servicio de agua, riesgo de posibles brotes diarreicos y enfermedades por mala calidad del agua.
 - Se ocupan espacios vacíos mediante la creación de jardines comunitarios.
 - Electrificada la comunidad Yaguanabo Arriba, mejorando la calidad del servicio eléctrico y las condiciones de vida de la comunidad y la mujer.
 - Eliminadas plantas invasoras, convertidas a carbón, mejorando los estímulos salariales y usos de la tierra para producir alimentos.
 - Construidos en Yaguanabo Arriba sistemas de contención para evitar la erosión de la tierra en las montañas.
 - Sembrados árboles en la faja hidrorreguladora de los ríos.
 - Enfrentamiento a acciones ilícitas de tala de guano barbudo, cazas de cotorras y cateyes, por población de otros territorios.
 - Creado vivero para la reforestación del guano barbudo y otras especies forestales y frutales, lo cual derivó en una fuente de empleo femenino formal.
 - Sembradas por primera vez 700 plantas de guano barbudo obtenidas en el vivero.
 - Promovida la articulación necesaria entre instituciones y personas en acciones sociales conjuntas transformativas y productivas.
 - Con el gobierno municipal se ha constituido una mesa de mediación y concertación donde participan las entidades mantenimiento y construcción, comunales, acueductos, viviendas, grupo municipal y provincial del proyecto con resultados satisfactorios.
 - Establecidas sinergias con actores externos: PIAL/Universidad de Cienfuegos, CUBASOLAR, ACTAF, PADIT, CEAC, REDFA/CITMA, DPPF y DPEP.
 - Con el proyecto de innovación local agrícola (PIAL) en la siembra de posturas, atención al vivero de guano barbudo e intercambio con estudiantes de la Universidad de Cienfuegos y Kingston Canadá.
 - Con Red de Formación Ambiental (REDA) en actividades con los niños de la comunidad en talleres de multiplicación de mapa verde.
 - Con la Delegación Territorial del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA) en todo lo referente a la participación en las distintas actividades del proyecto del especialista municipal.
 - Con la Sociedad Cubana para la Promoción de las Fuentes de Energías Renovables y el Respeto Ambiental (CUBASOLAR) , en conferencias de energía , medio ambiente , cambio climático y proyectos de energización en las comunidades.
 - Con la Unidad Empresarial de Base Yaguanabo Arriba de la Empresa de Flora y Fauna, y el Servicio Estatal Forestal en todo lo referente a sus proyectos para la protección de la flora y la fauna.
 - Con las direcciones de economía y planificación municipal y provincial en todo lo referido a planes de asignación de recursos monetarios.

CONCLUSIONES

El proyecto ha logrado dinamizar los procesos de participación ciudadana e institucional en la planificación e implementación concertada de acciones para la mitigación del cambio climático en las comunidades El Granizo y Yaguanabo Arriba. Las comunidades y el resto de los actores locales se han empoderado de herramientas metodológicas y conocimientos para potenciar su participación en la mitigación del cambio climático de las comunidades. Se han logrado materializar alianzas de trabajo de las comunidades con el gobierno y las instituciones locales para ejecutar acciones para la mitigación del cambio climático a nivel local.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Centro Félix Varela y a la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE) por su apoyo y contribuciones materiales, humanas y financiera.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Batista, N. (2006). El Trabajo Social y la Gestión de Proyectos, Editorial Félix Varela, La Habana, Cuba.

CICA-CITMA (2009) Guías para la realización de las solicitudes de licencia ambiental y los estudios de impacto ambiental, Centro de Inspección y Control Ambiental (CICA), Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA), La Habana, Cuba.

CITMA (2011) Estrategia Ambiental Nacional 2011-2015, Ministerio de Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana, Cuba.

Fischer R., Kopelman, E. y Kupfer A. (1996) Beyond Machiavelli: Tools for Coping with Conflict, Penguin Books.

Freire, P. (2003) ¿Extensión o comunicación?. La concientización en el medio rural, Selección de Lectura Comunicación y Grupo. Centro de Intercambio Educacional (CIE) Graciela Bustillos, La Habana, Cuba.

Freire, P. (2010) Pedagogía de la autonomía y otros textos. Editorial Caminos. La Habana, Cuba.

Fried-Schmitman, D. (2005) Nuevos paradigmas, comunicación y Resolución de Conflictos– en La Trama de Papel, compilación de Aréchaga, Brandoni y Grisolia. Editorial Galerna, Buenos Aires, Argentina.

Fuentes, M. (2007) Mediación en la solución de conflictos. Publicaciones Acuario. Centro Félix Varela, La Habana, Cuba.

Jara, O. (1984) Los desafíos de la educación popular. San José, Costa Rica.

Kaplún, M. (2003). El comunicador popular. Centro de Intercambio Educacional (CIE) Graciela Bustillos, La Habana, Cuba.

PDS-CIC (2002). Administración de Proyectos: Una herramienta para el desarrollo comunitario, Programa de Desarrollo Sostenible, Consejo de Iglesias de Cuba (PDS-CIC), La Habana, Cuba.

Picard, C. (2007) Mediación de conflictos interpersonales y de pequeños grupos. Publicaciones Acuario. Centro Félix Varela, La Habana, Cuba.

Thévoz, L. (2006) Procesos de concertación para la gestión pública. Conceptos, dimensiones y herramientas. Publicaciones Acuario, Centro Félix Varela, La Habana, Cuba.

Vargas, L., Bustillos, G., Marfan, M. (2001) Técnicas participativas para la educación popular. Cuarta Edición, Editorial Popular, Madrid, España.



TEMÁTICA: TOXICOLOGÍA AMBIENTAL

[000080] BIOACUMULAÇÃO E TOXICIDADE DE FÁRMACOS EM BIOSSÓLIDO COMPOSTADO, COM BASE NO MODELO QSAR

**SUZETE MARIA LENZI CAMINADA¹; MIRIAM MOREIRA BOCCHIGLIERI²;
WANDERLEY DA SILVA PAGANINI³**

Universidade de São Paulo – USP^{1,2,3}

slcaminada@gmail.com¹; miriam.moreira@gmail.com²; paganini@usp.br³

PALAVRAS-CHAVE

Fármacos; Biossólidos; Bioacumulação; Toxicidade

ABSTRACT

Metropolitan regions and medium-sized cities coexist with a very worrisome environmental problem concerning the environmentally adequate disposal of sludge produced in their sewage treatment plants (ETEs), with agricultural use being one of the possible alternatives for the final disposal of the sludge. Regarding the quality of the sludge produced, an aspect that has not yet been studied refers to the presence and behavior of the drugs, which may pose a potential risk to human health and the environment. Thus, this work evaluated the structure of ibuprofen, based on the Ecological Structure Activity Relationships (ECOSAR) model, presenting its characterization and physical-chemical properties, the probable compartments and the respective extension of its distribution, as well as information on ecotoxicity, it is concluded that it possesses potentially bioaccumulative characteristics, being a compound of hydrophilic nature, having to dissociate more easily in aqueous medium. Considering the presence of these compounds in the various environmental matrices and with the increasing search for alternatives for the beneficial use of the sludge generated in the sewage treatment plants, mainly the

agricultural use, it is recognized that a standard procedure for the environmental risk assessment of drugs need to be developed, or even the implementation of complementary treatment systems, for the removal or reduction of these compounds from the environment

INTRODUÇÃO

Regiões metropolitanas e cidades de porte médio convivem com um problema ambiental bastante preocupante, relativo à destinação ambientalmente adequada dos lodos produzidos em suas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). Além Sobrinho (2002), destaca que a solução para o problema do lodo gerado é tão ou mais complexa do que o tratamento do esgoto propriamente dito e em algumas ETEs chega a representar mais de 50% do custo do tratamento total, quando incluída a disposição final do lodo.

A utilização agrícola é uma das alternativas possíveis para a destinação final do lodo, entretanto, conforme a legislação ambiental vigente, essa utilização só é permitida para os lodos Classe A, que apresenta requisitos de qualidade mais elevados.

O conhecimento prévio do processo de tratamento utilizado, em todas as suas etapas, incluindo o desaguamento e o processo de estabilização do lodo, e ainda, a quantificação e a caracterização física, química e biológica do lodo produzido, são imprescindíveis para estabelecer a forma adequada de destinação final. No

que diz respeito à qualidade dos lodos produzidos, outro aspecto ainda pouco estudado, se refere à identificação de poluentes emergentes, substâncias presentes no ambiente e que usualmente não são monitoradas, especialmente pela ausência de regulamentação legal, contudo, apresentam risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente.

Dentre os contaminantes emergentes, existem alguns grupos específicos que merecem atenção por apresentarem potencial de interação com os organismos, e que mesmo em baixíssimas concentrações podem provocar efeitos nos seres vivos. Figuram nestes segmentos, os fármacos, defensivos agrícolas, hormônios e produtos de higiene pessoal.

Considerando a alternativa da utilização agrícola de lodos e a necessidade de aprofundar os conhecimentos relacionados à presença de fármacos nos lodos de ETEs, encontra-se em desenvolvimento a presente pesquisa.

OBJETIVO

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a estrutura de compostos previamente selecionados, com base QSARs (Ecological Structure Activity Relationships - ECOSAR), especialmente em relação aos prováveis compartimentos e a respectiva extensão de sua distribuição, assim como dados sobre ecotoxicidade, a princípio em substituição aos métodos analíticos e ensaios de toxicidade, normalmente mais dispendiosos e demorados. Com base neste modelo, será avaliado o possível comportamento dos fármacos em biossólidos submetidos ao processo de compostagem.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho é parte integrante de uma tese doutorado em andamento. A pesquisa tem previsão para ser concluída em aproximadamente 18 meses, sendo desenvolvida em duas etapas. A primeira etapa corresponde ao levantamento de dados secundários, que são a base desse artigo, e a segunda etapa compreende as avaliações em escala real numa ETE, localizada no estado de São Paulo, que adota o tratamento em nível secundário, composto por tratamento preliminar, RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) seguido de tanque de aeração e decantação secundária, conforme esquema apresentado na Figura 1.

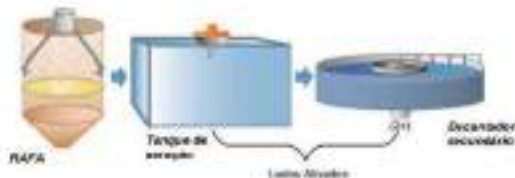


Figura 1. Esquema da fase líquida da ETE. Fonte: Adaptado de ANA, 2017

O lodo gerado na estação é desaguado por processo mecânico de centrifugação até atingir teor de sólidos entre 20% e 25%. A produção de lodo é de aproximadamente 15 m³/dia. A estabilização é feita por compostagem, em duas leiras com 87 m de comprimento (Figura 2), tendo como resultado um produto com características de fertilizante à base de lodo de esgoto, devidamente estabilizado, com eliminação de patógenos dentro de um pleno atendimento às exigências do Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA) e da Resolução CONAMA 375/06, de tal modo que a operadora recebeu em abril/2018 o registro de produto “fertilizante orgânico composto Classe D” junto ao MAPA (SILVA *et al.*, 2017).



Figura 2. Vista superior do Sistema de Compostagem. Fonte: SILVA, 2017

O estudo vai priorizar a identificação dos fármacos mais susceptíveis à sorção no lodo de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), visto a crescente implementação de práticas de disposição de lodo em solo agrícola.

A partir da identificação desses compostos, será elaborada uma revisão bibliográfica sobre suas propriedades físico-químicas e sua tendência de ser persistente, bem como o potencial ecotoxicológico quando presentes no ambiente.

O Modelo QSAR - ECOTOX

O levantamento de dados sobre a estrutura e propriedades físico-químicas dos compostos tem como base a utilização do modelo QSAR - ECOTOX, conforme ilustrado na Figura 3.



Figura 3. Exemplo de dados disponibilizados pelo sistema ECOTOX, que inclui dados de toxicidade para a vida aquática, derivados predominantemente da literatura revisada por pares (EPA, 2017)

As Relações Quantitativas Estrutura-Atividade (QSARs) são utilizadas pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) desde 1981 para prever a

toxicidade aquática de novos produtos químicos industriais, na ausência de dados de teste. As relações apresentadas por este programa foram desenvolvidas por classificação / subclassificação de produtos químicos com base na semelhança de estrutura e similaridade nos níveis de efeitos medidos dos dados de toxicidade aquática. Quando disponíveis, os modos de ação foram integrados no esquema de classificação para fundamentar as tendências observadas nos dados disponíveis. Embora a toxicidade aguda e crônica de produtos químicos para peixes (água fresca e salgada), invertebrados aquáticos (daphnids de água doce e mysids de água salgada) e algas (algas verdes de água doce e algas de água salgada) tenha sido o foco do desenvolvimento QSAR, relações adicionais, para certas classes químicas, foram desenvolvidas para outros organismos (por exemplo, minhocas, ouriços marinhos e Lemna gibba). Atualmente, há 709 QSARs para mais de 111 classes químicas orgânicas, juntamente com QSARs adicionais para surfactantes, polímeros e corantes. O programa Structure-Activity Relationship Model (ECOSAR) é orientado por menus e contém várias funções de ajuda para auxiliar o usuário (EPA, 2017).

O programa ECOSAR foi desenvolvido dentro das restrições regulatórias da Lei de Controle de Substâncias Tóxicas (TSCA) e trata-se de uma versão computadorizada dos procedimentos de análise de ecotoxicidade, atualmente utilizado pelo Escritório de Prevenção da Poluição e Tóxicos (OPPT), quando faltam dados para desenvolvimento de avaliação de risco.

Os fármacos estudados

Os fármacos analisados foram estabelecidos levando-se em consideração os compostos mais consumidos no Brasil no período de 2016/2017, e que apresentam propriedades e características para bioacumulação e toxicidade no ambiente, sendo que no presente artigo serão apresentados os resultados encontrados para o Ibuprofeno.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os fármacos são excretados através das fezes e da urina, na forma de mistura, constituída pelo composto inalterado e seus metabólitos, sendo, predominantemente, introduzidas no ambiente através do efluente proveniente de esgoto sanitário, cenário agravado pelo fato que, na prática, a maioria das pessoas dispõe os fármacos não utilizados nos sistemas domiciliares de esgoto (JONES et al. (2001).

Dados mostram que a existência de compostos farmacêuticos no ambiente é geralmente pequena, quando comparada a outros produtos químicos. Contudo, a alta persistência e, em alguns casos, a baixa concentração dos fármacos presentes no ambiente é

compensada pela contínua reposição destes compostos, que mantém o risco de exposição crônica para os organismos aquáticos, como também para os humanos (TERNES, 2001).

Atualmente, há uma crescente preocupação em relação aos "poluentes emergentes", tendo sido demonstrado em vários artigos que estes compostos estão presentes no ambiente, podendo ser detectados em fontes de abastecimento de água, águas subterrâneas, lodo de ETE (Estação de Tratamento de Esgotos) e até mesmo na água potável (RODIL et al, 2012; BILA e DEZOTTI, 2003). Esses poluentes correspondem, na maioria dos casos, a contaminantes não regulamentados, e alguns casos, com pouca informação disponível sobre os seus potenciais efeitos deletérios à saúde humana e ao meio ambiente. Da mesma forma, também faltam dados de monitoramento em relação à sua incidência e persistência (SORENSEN et al, 1998). Dentre os contaminantes emergentes, existem alguns grupos específicos que merecem atenção por apresentarem potencial de interação com os organismos e que mesmo em baixíssimas concentrações, podem provocar efeitos nos seres vivos. Figuram nestes segmentos, os fármacos, defensivos agrícolas, hormônios e produtos de higiene pessoal. Os principais grupos de substâncias, apontadas em pesquisas recentes como agentes em potenciais de contaminação dos ecossistemas, são listados na Tabela 1.

Tabela 1. Poluentes emergentes estudados em matrizes ambientais.

Grupo	Matriz Ambiental
Pesticidas	Água superficial; Água de abastecimento;
	Água subterrânea; e solos
Fármacos	Água superficial; Água de abastecimento;
	Estação de tratamento de efluentes; biossólidos; solos; e sedimentos
Produtos de higiene pessoal	Água superficial; Água de abastecimento; e efluentes
Hormônios	Água superficial; e Estação de tratamento de efluentes

Fonte: Adaptado de Costa Junior, I. L. et al., 2014

Presença de fármacos no esgoto sanitário

A ocorrência de fármacos residuais no esgoto sanitário e nas águas naturais é um importante tópico internacional. Estudos demonstram que esses fármacos e seus metabólitos estão presentes em ambientes aquáticos em várias partes do mundo, como Alemanha, Brasil, Canadá, Holanda, Inglaterra, Itália, Suécia, Estados Unidos e Reino Unido (MARTIN et al., 2012; BILA, 2003).

As baixas concentrações ambientais de fármacos associadas a matrizes complexas exigem investimentos sobre o trabalho analítico para o estudo eficiente desses compostos (JORGENSEN e HALLING, 2000; HAO et

al., 2007). Atualmente, a base das metodologias analíticas para determinar a presença de compostos farmacêuticos e seus respectivos metabolitos em amostras ambientais tem sido desenvolvida para as águas superficiais, efluentes, sedimentos e lodos de estações de tratamento, dando ênfase a processos de extração com maior adaptação às propriedades dos analitos e robustez operacional (BUCHBERGER, 2007; LEJEUNESSE et al., 2008; SCHULTZT e FURLONG, 2008; RADJENOVIC et al., 2009).

A Tabela 2 apresenta os princípios ativos e as respectivas indicações terapêuticas dos remédios mais comercializados no país em 2016.

Tabela 2. Princípios ativos (por unidade) mais comercializados no ano 2016

Ranking	Princípio Ativo	Indicação terapêutica
1	Cloreto de sódio	
2	Losartana potássica	Insuficiência cardíaca
3	Dipirona	Dor e Febre
4	Metformina	Diabetes tipo 2
5	Paracetamol	Dor e Febre
6	Nimesulida	Dor e Febre
7	Hidroclorotiazida	Hipertensão
8	Levonorgestrel	Anticoncepcional
9	Ibuprofeno	Dor e Febre
10	Levotiroxina	Hipotireoidismo

Fonte: Adaptado de Anvisa, 2016

O composto Ibuprofeno,

Considerando a Tabela 3 apresentada, o composto Ibuprofeno, utilizado para dor e febre, foi avaliado com base no modelo QSARs (ECOSAR), e os dados preliminares obtidos, de acordo com a caracterização e propriedades físico-químicas, apresentam os prováveis compartimentos e a respectiva extensão de sua distribuição, assim como informações sobre ecotoxicidade, conforme apresentado na Figura 4 e nas Tabelas 3 e 4, respectivamente.



Figura 4. Fórmula estrutural ibuprofeno (Nomenclatura IUPAC: Ácido 2(p-isobutilfenil)propiónico)

O destino e comportamento dos compostos no ambiente e nas ETEs são influenciados por suas propriedades físico-químicas, as quais regem a partição na água, solo ou biota. Compostos com baixa solubilidade e alto coeficiente de partição octanol/água (Kow), geralmente estão presentes em tecidos gordurosos da biota, o que promove a bioacumulação na cadeia alimentar. O Kow também pode determinar a sorção efetiva e a afinidade dessas substâncias pela matéria orgânica.

São verificados dois mecanismos de sorção: a absorção, que trata de interações hidrofóbicas caracterizadas pelo valor de Kow; e a adsorção que está relacionada com interações eletrostática e a tendência da substância de se dissociar no meio aquoso, a qual é caracterizada pela sua constante de dissociação, pKa. De acordo com essas propriedades, os contaminantes podem ser divididos em três grandes grupos: os lipofílicos, com alto valor de Kow; os básicos ou não-iônicos; e os compostos ácidos, que apresentam hidrofobicidade e são iônicos.

Tabela 3. Propriedades físico-químicas do Ibuprofeno

Propriedades	
Número CAS	15687-27-1
Fórmula molecular	C ₁₃ H ₁₈ O ₂
Massa Molar	206,29 g/mol
log Kow	3.79
pKa	5.2
Estimativa log Kow	3.79
Medida log Kow	3.97
Ponto de fusão	76 °C
Medida Ponto de fusão	76 °C
Solubilidade em água (25°C)	21 mg/L
Estimativa Solubilidade em água (25°C)	53.62 mg/L
Medida Solubilidade em água (25°C)	21 mg/L
Pressão de vapor (25°C)	4.74x10 ⁻⁵ mmHg

Tabela 4. Dados sobre ecotoxicidade do composto
Ibuprofeno

Organismo		Duração		Ponto final	Concent. (mg/L)	Max. Log Kow
Peixe		96 h		CL50	41.56	5
Daphnia		48h		CL50	27.85	5
Algas verdes	96h	CE50	41.13	6.4		
Peixe		CENO	4.94	8		
Daphnia		CENO	4.31	8		
Algas verdes		CENO	15.57	8		
Peixe (s.w)	96 h	CL50	52.89	5		
Mysid	96 h	CL50	11.67	5		
Peixe (s.w)		CENO	17.16	8		
Mysid		CENO	0.59	8		
Minhoca	14 dias			CL50	2,337.37	6

CE50: Concentração efetiva média; CL50: Concentração letal média; CENO: Concentração de efeito não observado.

Os fármacos ácidos, nos quais o ibuprofeno se enquadra, são compostos de natureza hidrofílica, que tendem a se dissociar mais facilmente em meio aquoso. Condições tais como, temperatura, pH, salinidade, existência de substâncias húmicas ou material particulado, influenciam significativamente na solubilidade e destino desses compostos, facilitando ou dificultando sua degradação no meio natural.

ZAGATTO (2006) descreve que estas duas variáveis, Kow e FBC, são fundamentais para a determinação do potencial de bioacumulação de uma molécula, onde se considera que, compostos com valores de Kow menor do que 3.0 ($FBC < 100$) não apresentam bioconcentração substancial, já os que possuem Kow entre 3.0 e 6.0 ($FBC > 100$) são classificados como altamente acumulativos.

Segundo os dados obtidos pelo programa QSARs, o coeficiente de partição octanol/água do ibuprofeno é 3.97 podendo ser classificado como potencialmente acumulativo.

Utilização Agrícola do lodo

A Figura 5 aponta os principais destinos para o lodo, observados na União Europeia, e a Figura 6, apresenta a destinação do lodo gerado em estações de tratamento de esgotos no Brasil.



Figura 5. Destinação do lodo de ETE nos países da Comunidade Europeia.

Fonte: Bittencourt, S., 2016

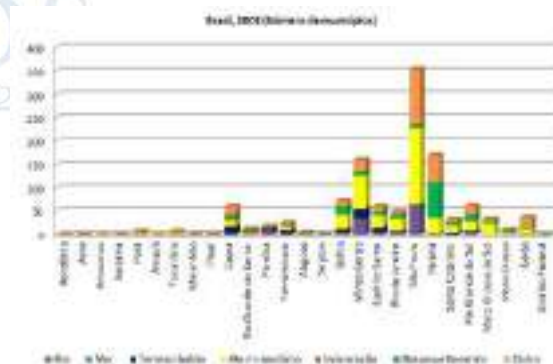


Figura 6. Destinação do lodo de ETE no Brasil.

Fonte: IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008

Observando a Figura 5, verifica-se que países como Portugal, Irlanda, Reino Unido, Luxemburgo, Espanha, Dinamarca e Bulgária, destinam mais de 75% do lodo gerado para usos agrícolas. A Figura 6 apresenta o cenário observado no Brasil, na qual pode ser destacado o estado Paraná, onde a maior parte dos municípios faz reaproveitamento do lodo e destinação final na modalidade “outros”. O Governo do Estado do Paraná possui um programa desenvolvido pela Sanepar, que destina lodo de esgoto tratado para ser utilizado como “adubo” nas produções agrícolas. Estima-se que nos últimos anos, 26 mil toneladas de lodo de esgoto higienizado foram destinadas às propriedades rurais do Paraná, sendo que atualmente, metade do lodo produzido no Paraná é utilizada como “adubo”, disponibilizado de forma gratuita para os agricultores (GOVERNO DO PARANÁ, 2017).

Bastos (2013), citando diversos autores, afirma que o uso agrícola de biossólidos é assunto polêmico, em especial, devido aos impactos potencialmente adversos à saúde humana, sendo que usualmente, em nome da segurança, são impostas normas rigorosas, elevados critérios de qualidade e restrições de uso. Salienta que essas normas carecem da necessária e adequada abordagem de avaliação de risco, ressaltando que no Brasil, faltam dados sobre o tema, e mais ainda, falta estabelecer um padrão de risco, pois ainda não há clareza quanto ao que constitui risco tolerável no contexto brasileiro.

A Resolução CONAMA nº 375 de 29 de agosto de 2006, define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgotos sanitários, e de acordo com esse documento, atualmente somente é permitida a aplicação de lodo de esgoto ou produto derivado classe A, que podem ser utilizados para quaisquer culturas, respeitadas as restrições previstas, sendo, portanto, de alta qualidade. Para os lodos Classe A serem produzidos, necessitam passar por processos específicos para redução de patógenos e da atratividade de vetores, sendo a compostagem confinada ou em leiras aeradas, um dos processos que possibilita alcançar as exigências de qualidade impostas. Essa Resolução tem sido bastante questionada pelos operadores dos sistemas de saneamento e pela comunidade técnica, havendo diversas iniciativas em andamento visando discutir uma proposta de revisão da referida resolução.

CONCLUSÃO

Assim como o ibuprofeno possui características potencialmente bioacumulativas, outros fármacos podem ter comportamento semelhante. Deste modo, considerando a presença destes compostos nas várias matrizes ambientais e com a crescente busca de alternativas para a utilização benéfica do lodo gerado nas estações de tratamento de esgotos, principalmente o uso agrícola, reconhece-se que um procedimento padrão para a avaliação do risco ambiental dos fármacos necessita ser desenvolvido, ou mesmo a implantação de

sistemas de tratamento complementares, para a remoção ou redução destes compostos do ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANA, 2017 – Atlas Esgotos – Despoluição de Bacias Hidrográficas. Disponível em: <http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/S%C3%A3o_Paulo/Sistema_Planejado/Botucatu.pdf>. Acesso em 05/jan.18
2. ANVISA. Anuário Estatístico do Mercado Farmacêutico 2016. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/documents/374947/3413536/Anuário+Estatístico+do+Mercado+Farmacêutico+-+2016>. Acesso em 25/01/2018.
3. BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; MARA, D.D. Análise crítico-comparativa das regulamentações brasileira, estadunidense e britânica de qualidade microbiológica de biossólidos para uso agrícola. Revista DAE, Rio de Janeiro, nº191, jan/abr 2013, p. 10-20.
4. BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Pharmaceutical drugs in the environment. Química Nova 2003, 26, 523. [CrossRef]
5. BITTENCOURT S. A Resolução Conama 375/06: promove ou inibe o uso agrícola? In.: Reunião do Conama, 2012. Disponível em: <http://abes-dn.org.br/ctabes/wp-content/uploads/2016/12/Reuniao_Brasilia_Conama.pdf>
6. BROECKER, S.; HERRE, S.; PRAGST, F. General unknown screening in hair by liquid chromatography–hybrid quadrupole time-offlight mass spectrometry (LC–QTOF-MS). Forensic Science International 2012, 218, 68.
7. BUCHBERGER, W. W. Novel analytical procedures for screening of drug residues in water, waste water, sediment and sludge. Analytica Chimica Acta 2007, 593, 129. [CrossRef][PubMed]
8. COSTA JUNIOR, I. L.;* PLETSCH, A. L.; TORRES, Y. R. Ocorrência de Fármacos Antidepressivos no Meio Ambiente - Revisão, Rev. Virtual Quim., 2014, 6 (5), 1408-1431. Data de publicação na Web: 15 de setembro de 2014
9. EPA. Ecotox Knowledgebase 2017. Disponível em: <www.epa.gov/ecotox>. Acesso em 25/01/2018.
10. GIGER, W. Hydrophilic and amphiphilic water pollutants: using advanced analytical methods for classic and emerging contaminants. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2009, 393, 37.
11. GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ. Agricultores usam lodo de esgoto como adubo e corretor do solo. Agência de Notícias, 05 julho 2017. Disponível em: <<http://www.aen.pr.gov.br/modules/noticias/a>

- rticle.php?storyid=94483&tit=Agricultores-usam-lodo-de-esgotocomo-adubo-e-corretor-do-solo>. Acesso em 06 janeiro 2018.
12. HAO, C.; CLEMENT, R.; YANG, P. Liquid chromatography–tandem mass spectrometry of bioactive pharmaceutical compounds in the aquatic environment—a decade’s activities. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 2007, 387, 1247. [CrossRef] [PubMed]
13. JONES O.A.H.; VOULVOULIS N., LESTER J.N. Human pharmaceuticals in the aquatic environment—a review. *Environ. Technol.* 22, 1383–1394; 2001.
14. JORGENSEN, S.E.; HALLING-SORENSEN, B. Drugs in the environment. *Chemosphere* 2000, 40, 691. [CrossRef] [PubMed]
15. KÜMMERER, K. Drugs in the environment: Emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review. *Chemosphere* 2001, 45, 957.
16. LAJEUNESSE, A.; GAGNON, C.; SAUVE, S. Determination of Basic Antidepressants and Their N-Desmethyl Metabolites in Raw Sewage and Wastewater Using Solid-Phase Extraction and Liquid Chromatography–Tandem Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry* 2008, 80, 5325. [CrossRef] [PubMed]
17. MARTIN, J.; CAMACHO-MUNOZ, D.; SANTOS, J. L.; Aparicio, I.; Alonso, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. *Journal of Hazardous Materials* 2012, 239, 40. [CrossRef] [PubMed]
18. OECD. Organization for Economic Cooperation and Development. Environmental exposure assessment strategies for existing industrial chemicals in OECD member countries. Paris: OECD, 1999. 31p.(OECD Series on Testing and Assessment, 17).
19. RADJENOVIC, J.; JELIC, A.; PETROVIC, M.; COSTA JUNIOR, I. L et al. Rev. Virtual Quim. [Vol 6] [No. 5] [1408-1431] 1430 Barcelo, D. Determination of pharmaceuticals in sewage sludge by pressurized liquid extraction (PLE) coupled to liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS). *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 2009, 393, 1685. [CrossRef] [PubMed]
20. RODIL, R.; QUINTANA, J. B.; CONCHA-GRANA, E.; LOPEZ-MAHIA, P.; MUNIATEGUI-LORENZO, S.; PRADA-RODRIGUEZ, D. Emerging pollutants in sewage, surface and drinking water in Galicia (NW Spain). *Chemosphere* 2012, 86, 1040. [CrossRef] [PubMed]
21. SCHULTZT, M. M.; FURLONG, E. T. Trace Analysis of Antidepressant Pharmaceuticals and Their Select Degradates in Aquatic Matrixes by LC/ESI/MS/MS. *Analytical Chemistry* 2008, 80, 1756. [CrossRef] [PubMed]
22. SILVA, A.L.; LOURENÇO, C.L.; VILLAS BOAS, R.L.; TÁPIA, M.; MATEUS, C. M. D’A. Nova tecnologia com função mista para secagem e compostagem de lodo de tratamento de esgoto e atendimento aos parâmetros legais de disposição agrícola. In: 29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais... São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2017.
23. SILVA, A.L. As experiências desenvolvidas pelos prestadores de serviços no uso benéfico de lodo de ETE no solo. In 29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Apresentação em Mesa Redonda. Disponível em:<<http://www.evolvedoc.com.br/aesabesp/documentos/2017/10h00-l5-ana-silva-05-10-aud5.output.pdfSABESP>>, 2017.
24. SORENSEN, B. H.; NIELSEN, S. N.; LANZKY, P. F.; INGERSLEV, F.; LUTZHOFT, H. C. H.; JORGENSEN, S. E. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. *Chemosphere* 1998, 36, 357. [CrossRef] [PubMed]
25. TERNES T. Occurrence of pharmaceuticals in surface waters (Vorkommen von Pharmaka in Gew.assern). *Wasser und Boden*; 53(4):9–14; 2001.
26. WANG, C. A.; SHI, H. L.; ADAMS, C. D.; GAMAGEDARA, S.; STAYTON, I.; TIMMONS, T.; MA, Y. F. Reactions of tetracycline antibiotics with chlorine dioxide and free chlorine. *Water Research* 2011, 45, 1818.
27. WOZNIKIEWICZ, M.; WIETECHAPOSLUSZNY, R.; GARBACIK, A.; KOSCIELNIAK, P. Microwaveassisted extraction of tricyclic antidepressants from human serum followed by high performance liquid chromatography determination. *Journal of Chromatography*. 2008, 1190, 52.

[000292] DETERMINACIÓN DEL GRADO DE PELIGROSIDAD DE LOS PLAGUICIDAS UTILIZADOS EN LOS VIVEROS DE JIUTEPEC, MORELOS, MÉXICO

MARÍA ANTONIETA GÓMEZ BALANDRA¹; CARLOS URIEL MENDOZA MORALES²

Universidad Nacional Autónoma de México^{1,2}

magomez@tlaloc.imta.mx¹; c_urme@hotmail.com²

Palabras Clave: Plaguicidas, Peligrosidad, Viveros, Plantas

ABSTRACT

The plant production in nurseries uses pesticides as the main method for pest and diseases control. In the Morelos State in central Mexico there are 1,483 plant nurseries, and 163 are in the municipality of Jiutepec, occupying the 2nd place in the State. Through a survey in nurseries 51 pesticides were identified and classified according to eight criteria: 1) percentage of use; 2) toxicity, 3) persistence; 4) bioaccumulation; 5) carcinogenesis; 6) metabolites' toxicity 7) endocrine disruption potential and 8) restrictions to be imported in the country. According to their packaging label, there is no restriction for sale of this product not even for any highly toxic red label product, only general recommendations are given on using suitable equipment to farmers. Using a simplified and direct scale they were classified of low (35), medium (14), high (2) and very high hazard to environment and human health. Of the pesticides banned in Mexico none pesticide was found in use, however two restricted pesticides in the world were found for sale and use (Paraquat and Dicofo), in the agrochemical stores Paraquat is sold as a product moderately Toxic. Two main paths of nurseries were identified, at the Atlacomulco and Cliserio Alanis neighborhoods in Jiutepec.

INTRODUCCIÓN

El uso de plaguicidas previene, destruye, repele o controla cualquier plaga como especies de insectos, roedores, malezas y microorganismos no deseados que causan perjuicio o que interfieren en la producción, almacenamiento, transporte o comercialización de alimentos, productos agrícolas, ornamentales y maderables (FAO, 1990; Donaldson et al, 2000).

En el mundo se utilizan alrededor 2,500 millones de toneladas de plaguicidas anualmente (Alavanja, 2009; Plumer, 2013) y se involucran más de 1.8 billones de personas en su uso en la agricultura y otras aplicaciones. En México, se ha estimado que se utilizan 100 mil toneladas por año (Albert, 2015). En la producción de plantas en viveros, se utilizan en general plaguicidas organofosforados, piretroides y carbamatos para el control sistemático, de contacto o selectivo de plagas, hongos y bacterias que puedan afectar al cultivo.

En el municipio de Jiutepec, de acuerdo con datos de Plumer 2013 y SEDAGRO 2013, se utilizan 166.5 kg de plaguicidas anuales para el control de los daños causados por insectos, hongos y malezas en viveros.

Este municipio cuenta con una superficie de 37 hectáreas destinadas a la producción en viveros, con un total de 163 viveros, registrados como unidades de producción, estimándose una producción anual de siete millones de plantas, que generan mil empleos permanentes y dos mil eventuales (INEGI, 2013 – SEDAGRO, 2013).

Consecuentemente, las aguas residuales de los viveros y sus lixiviados, pueden transportar estos plaguicidas, cuya toxicidad afecta la ecología de los cuerpos receptores de agua y contaminan los suministros de agua potable. Algunos plaguicidas, incluso se bioacumulan en peces, aves y otros animales, así como, en algunos alimentos (Fernández *et al*; 2000).

Además de contaminar el suelo, el agua y vegetación circundante, los plaguicidas exterminan insectos benéficos, pueden ser tóxicos para una serie de otros organismos, incluyendo aves y peces. Además, pueden dar lugar a efectos no deseados en la salud humana y el medio ambiente (Husein *et al*; 2010).

El uso de plaguicidas en los viveros ha sido poco analizado, por lo que resulta importante reconocer desde la relación de los productos que aplican, sus grados de peligrosidad para el ambiente, las prácticas de aplicación y tratamiento de los residuos. Por lo que su uso debe ser el adecuado para reducir sus efectos en el ambiente y salud pública, así como para evitar un incremento de la resistencia de las plagas y alteraciones de la población microbiana.

Área de estudio

El Estado de Morelos se considera como uno de los principales productores de plantas ornamentales, ya que ocupa el 3er lugar a nivel nacional después de los estados de México y Michoacán (CONAPLOR, 2013), pero es el primer productor de esquejes y plantas de Noche Buena, con más de 30 millones de esquejes y 8 millones de nochebuena en maceta que se comercializan por temporada, los principales municipios productores de esta planta son Cuernavaca, Jiutepec, Cuautla, Yautepec y Tepoztlán (SAGARPA, 2013).

En el municipio de Jiutepec están concentradas la producción y venta de una gran variedad de plantas de ornato, en la colonia Atlacomulco en la zona del par vial y en la colonia Cliserio Alanís (Mundo, 2006).



Figura 1. Área de estudio (ESRI, 2011) – (INEGI, 2006)

plaguicidas restringidos en México y otros países, así como su comportamiento en el ambiente y sus características que determinan su peligrosidad (CICLOPLAFEST, 2004; FAO-OMS, 2008; EPA, 2009; 2010 y 2015).

Con esta información se propuso una escala para calificar y jerarquizar la peligrosidad de cada ingrediente activo bajo los siguientes criterios: Porcentaje de uso, toxicidad, persistencia, bioacumulación, clasificación como cancerígeno, transformación en metabolitos más tóxicos, posibles disruptores endocrinos y si son productos restringidos. Se utilizó una escala de 0 a 1 de acuerdo a cada criterio y al final se hizo la sumatoria para obtener los principales plaguicidas de acuerdo en la puntuación de la escala de peligrosidad, con muy alta peligrosidad los que tuvieron un total de 6 a 8 puntos, hasta llegar al más bajo con 0 a 2 puntos de los 8 criterios mencionados. Tabla 1.

Tabla 1. Criterios de jerarquización y escala de peligro

Criterios	Escala		
% de uso	0 = de 1 a 10	0.5 = de 11 a 20	1 => 20
Toxicidad	0 = Ligera	0.5 = Moderada	1 = Alta
Persistencia (días)	0 = de 0 a 30	0.5 = de 30 a 365	1 => 365
Bio-acumulación	0 = No	0.5 = Moderada	1 = Alta
Cancerígeno	0 = No	0.5 = Posible	1 = Si
Metabolitos + tóxicos	0= No tiene	1= + tóxico	
Posibles D. Endocrinos	0= No	1= Es posible D.E.	
Restringidos	0= No	1= Restringidos en México	

Escala de peligro	Bajo	Moderado	Alto	Muy alto
	0-2.	2-4.	4-6.	6-8.

RESULTADOS Y DISCUSION

Localización de viveros

Se localizaron vía satelital (Google Earth) un total de 163 unidades de producción, obteniendo sus coordenadas y su área aproximada (Tabla 2). Se relacionaron los viveros localizados con los principales cuerpos de agua del municipio para identificar la cercanía entre ellos y detectar posibles escurrimientos o descargas. (CONAGUA, 2016) (INEGI, 2015)

OBJETIVO

Este trabajo tiene como objetivo: Llevar a cabo la determinación del grado de peligrosidad por el uso de plaguicidas en los viveros de Jiutepec, Morelos, realizando como actividades principales las siguientes:

- Integrar un inventario de plaguicidas utilizados
- Identificar y clasificar los plaguicidas bajo criterios de peligrosidad a la salud pública y ecosistemas.

METODOLOGÍA

La metodología utilizada comprendió el mapeo de los viveros y cuerpos de agua utilizando un ArcGis, así como su ubicación *in situ*. Mediante encuestas y visitas se integró un inventario y se seleccionaron los plaguicidas de mayor uso en cantidad y presencia en los viveros. De estos se revisó si son considerados como

Figura 2. Ubicación de viveros y cuerpos de agua



Tabla 2. Número y área de los viveros

Clasificación por área	Número de viveros	%
Viveros < de 2500 m²	80	49
Viveros de 2 501 a 5 000 m²	63	39
Viveros de > de 5 001 m²	20	12
Total de viveros 163		100

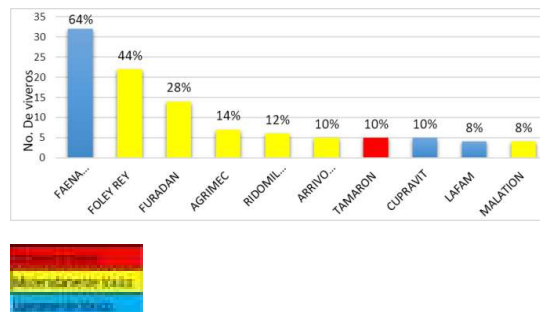


Figura 3. Plaguicidas más utilizados en viveros de Jutepec, Mor.

De los 51 plaguicidas se obtuvo su nombre comercial, ingrediente activo, grupo químico, uso, estado físico, clasificación toxicológica, persistencia en el ambiente, bio-acumulación y potencial cancerígeno, revisando también su potencial como disruptor endocrino. Para los ocho plaguicidas con uso en 10% o más de los viveros, se presenta esta información como se muestra en la tabla 3.

Identificación de plaguicidas

El inventario realizado permitió identificar 51 plaguicidas, siendo los más utilizados en los viveros, los que se muestran en la figura 3.

Tabla 3. Plaguicidas de mayor uso en viveros

NOMBRE	FAENA	FOLEY REY	FURADAN 3G	AGRIMEC	RIDOMIL GOLD MZ	ARRIVO 200	TAMARON 600SL	CUPRAVI T
INGREDIENTE ACTIVO	Glifosato	Clorpirifos Etil Permetrina	Carbofuran	Abamectina,	Mancozeb y Metalaxil-M	Cipermetrina	Metamidophos	Oxicloruro de cobre
GRUPO QUÍMICO	Organofosforado	organofosforado piretroide	carbamatos	neonicotinoides	Ditiocarbamato y Acilalanina	Piretroides	Organofosforado	Sales inorgánicas (cobre)
USO	Herbicida	Insecticida	Insecticida nematocida	Insecticida	Fungicida	Insecticida	Insecticida	Fungicida
ESTADO FÍSICO	Líquido	líquido	Sólido	Líquido	Sólido	líquido	Líquido	Sólido Polvo
CLASIFICACIÓN TOXICOLÓGICA	Ligeramente Tóxico	Moderadamente tóxico	Moderadamente tóxico	Moderadamente tóxico	Moderadamente tóxico	Moderadamente tóxico	Altamente tóxico	Ligeramente tóxico
PERSISTENCIA	Ligeramente persistente (14 a 22 días).	Moderadamente persistente (hasta 1 año) En suelo. En agua hasta 20 días.	Vida media = 50 días. En agua 1 mes y 1 semana.	Las semividas de degradación : 12 - 52 d	Mancozeb -forma etilentiourea: 5 a 10 semanas en agua. Y en suelo hasta 7 días. Metalaxil-M: varía de 19.5 a 113 días en suelo y de 47.5 días en agua.	Vida media en el suelo 4 semanas.	12 días en suelo franco arenoso. En agua vida media de 87 días.	Baja
BIOACUMULACIÓN	No	Clorpirifos Etil se acumulan en las plantas, pudiendo ser detectados en los cultivos	Bajo potencial de acumulación en el medio Ambiente.	No	Baja Ligera	No	No	No

Tel: (55)(11) 3812-4080 – Fax: (55)(11) 3814-2441 – email: aidis@aidisnet.org – Web Site: <http://www.aidisnet.org>

- <https://www.epa.gov/endocrine-disruption/endocrine-disruptor-screening-program-federal-register-notice>
- EPA, (2015). Environmental Protection Agency. Estándar para la Protección del Trabajador Agrícola (WPS), consultado en enero 2016 en https://espanol.epa.gov/sites/production-es/files/2016-01/documents/wps_comparison_chart-revised_spanish_012616.pdf
- ESRI, (2011). ArcGIS Desktop: Release 10.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- FAO, (1990). Food and Agriculture Organization of the United Nations. International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides. Consultado en junio 2016 en <http://www.fao.org/docrep/W1604S/w1604s04.htm>
- FAO-OMS, (2008). Código internacional de conducta sobre la distribución y utilización de plaguicidas, Directrices sobre opciones de manejo de envases vacíos de plaguicidas, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, consultado en marzo 2016 en http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Code/Containers08SP.pdf.
- Greenpeace, (2015). Los 29 agrotóxicos que están prohibidos en otros países, consultado en junio del 2016 en <http://www.greenpeace.org/mexico/es/Footer/Descargas/reports/Agricultura-sustentable-y-transgenicos/29-agrotoxicos-que-estan-prohibidos-en-otros-paises/>.
- Husein Ajwa, William J. Ntow, Ruijun Qin, y Suduan Gao, (2010). Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology, Elsevier, Chapter 9 Properties of Soil Fumigants and Their Fate in the Environment p.319-323
- INEGI, (2006). División Municipal de México, 2005, escala: 1:250000. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Obtenido de Marco Geoestadístico Municipal, II Censo de Población y Vivienda 2005. Versión 1.0. México.
- INEGI, (2013). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Panorama agropecuario en Morelos de Censo Agropecuario 2007, Información estadística, México, consultado en octubre 2015 en: <http://www3.inegi.org.mx>
- INEGI, (2015). Red Hidrográfica escala 1:50 000 edición 2.0. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática.
- Monsanto, 2005. Hoja de datos de seguridad del material, Glifosato, Monsanto Argentina S.A.I.C. Noviembre del 2005 consultado en Mayo del 2016 en <http://www.monsanto.com/global/ar/productos/documents/roundup-mon-77049.pdf>
- Mundo Ocampo Jaime, (2006). El Vivero Ornamental. Morelos, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México: UAEM.169-188.
- Plumer Brad, (2013). The Washington Post, We've covered the world in pesticides. Is that a problem?, August 18, 2013, consultado en Enero del 2017 en https://www.washingtonpost.com/news/wonk/wp/2013/08/18/the-world-uses-billions-of-pounds-of-pesticides-each-year-is-that-a-problem/?utm_term=.f9154a3d66f7
- RAP-AL, 2008. Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas de América Latina, Ficha técnica RAP-AL, Carbofurano, Argentina Rivadavia, Diciembre 2008. Consultado en junio del 2016 en http://www.rap-al.org/articulos_files/Carbofurano_Enlace_83.pdf
- RAP-AL, 2009. Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas de América Latina, Ficha técnica RAP-AL, Permetrina, Argentina Rivadavia, Julio 2009. Consultado en junio del 2016 en http://www.rap-al.org/articulos_files/Permetrina_Enlace_86.pdf
- SAGARPA, (2013). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Morelos Principal Productor de Esquejes y Nochebuenas del País Consultado febrero del 2017 en <http://www.sagarpa.gob.mx/Delegaciones/morelos/boletines/Paginas/2013B096B.aspx>
- SEDAGRO, (2013). Secretaría de Desarrollo Agropecuario, Viveristas de Jiutepec, consultado Noviembre 2015, <http://agropecuario.morelos.gob.mx/noticia/viveristas-de-jiutepec>.
- SIPCAM INAGRA, 2000. Hoja de datos de seguridad del material, ACARFEN, Dicofol, Valencia, Septiembre 2000, consultado en junio del 2016 en <http://www.ecosmep.com/cabecera/upload/fichas/sipcam/Acarfen.PDF>
- Syngenta, (2003). Hoja de Información de Seguridad, Syngenta Crop Protection AG, GRAMOCIL, Fecha de expedición: MAYO 29, 2003 consultado en junio del 2016 en http://dev.moragues.pe/tqc/wp-content/uploads/2011/11/gramocil_hoja.pdf
- Syngenta, 2010. Hoja de Información de Seguridad, Syngenta AGRIMEC, Fecha de revisión 07.09.2010 consultado en junio del 2016 en <http://www.cabasc.com/fds/403.pdf>

**[00399] EVALUACIÓN DE LA PRIORIDAD DE ACTUACIÓN SOBRE
CONTAMINANTES EMERGENTES**

**CARLA ELÍAS MONCADA¹; LUCAS SANTOS-JUANES JORDÁ²; M. ROSALVA
ANGULO REYES³**

**Investigadora Adjunta Universidad Católica. Bolivia; ² Profesor Universidad Politécnica de Valencia.
España; ³ Docente -Investigadora Universidad Católica Bolivia**

cem.elias@gmail.com

Abstract

In recent years, great importance has been given to the so-called emerging pollutants, whose presence in the environment in general and water in particular is not necessarily new, but the concern about the possible consequences of it. This study analyzed 47 emerging pollutants (EC) present in bodies of water distributed in Europe and China, of which 26 appear on the list of priority pollutants of the Water Framework Directive (WFD) of the European Union and 21 are considered important by several authors. EPA's TEST software was used to evaluate EC toxicity and bioaccumulation characteristics, and a literature review was conducted to find maximum EC concentrations in bodies of water. It was concluded that 11 CE are the most prioritized: heptachlor, aldrin, dieldrin, HBCD, metolaclo, estriol, PSs trifluralin, ibuprofen, ciprofloxacin, diclofenac and bisphenol. Of the 11 priority CEs, 4 do not appear in the WFD list, these are: metolachlor, a widely used herbicide; ibuprofen, a non-steroidal anti-inflammatory; ciprofloxacin, an antibiotic from the group of fluoroquinolones with bactericidal effects; and the bisphenol that is used in the manufacture of plastics.

Palabra clave: toxicidad, bioacumulación, contaminantes emergentes,

1. Introducción

El agua dulce es un recurso cada vez más limitado como consecuencia del cambio climático y por la contaminación causada por la humanidad. En el año 2000 la Organización de Naciones Unidas (ONU)

estableció 8 Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), entre ellos estaba el de preservar los ecosistemas, pues de ellos depende la obtención de agua. En el año 2015 la ONU publicó un informe sobre los logros y deficiencias que se han tenido con los ODM, como datos relevantes relacionados con el recurso agua, se tiene que el 91% de la población mundial utiliza una fuente mejorada de agua potable, en comparación al 76% en 1990, sin embargo la escasez de agua afecta a más del 40% de la población mundial y sólo el 68% de la población tiene acceso a un sistema sanitario mejorado, además la cobertura de un sistema sanitario en el área rural llega apenas al 25%. La UNESCO (2017), por otro lado, informa que el 80% de las aguas residuales retornan al ecosistema sin ser tratadas o reutilizadas. Se estima que la producción de agua contaminada es de 1.500 Km³, si se asume que un litro de agua contaminada, es capaz de contaminar otros 8 litros de agua, se estima que la cantidad de agua contaminada asciende a 13.500 Km³.

Se ha producido una disminución del 30% en el estado de salud de la biodiversidad desde 1970 (WWF, 2012). Los malos enfoques en la gestión de los recursos hídricos pueden haber sido el motor de este declive. La evaluación de los ecosistemas ha demostrado que los beneficios superan con creces los costes de las inversiones relacionadas con el agua en la conservación del ecosistema. El valor económico de los servicios del ecosistema en 2011 se estimó a nivel mundial en 124,8 billones de dólares estadounidenses. El producto interior bruto mundial se estimó en 75,2 billones de dólares estadounidenses ese mismo año (Costanza et al., 2014).

A partir del 28 de julio de 2010 el agua y el saneamiento son considerados un derecho humano, a través de la Resolución 64/292, la Asamblea de la ONU. A raíz de esto, en muchos países se ha aumentado el saneamiento construyendo redes de alcantarillado, pero sin prestarle la debida atención al tratamiento y eliminación de las aguas residuales. Incluso en los países con unas rentas medio-altas, el 75% de las aguas residuales con conexión a la red de alcantarillado no alcanzan un tratamiento adecuado (Baum et al., 2013).

En los últimos años se ha dado gran importancia a los llamados contaminantes emergentes, que se define como todo contaminante previamente desconocido o no reconocido como tal, cuya presencia en el medio ambiente no es necesariamente nueva, pero sí la preocupación por las posibles consecuencias de la misma. La detección de estos contaminantes en el medio ha sido posible sólo recientemente gracias al desarrollo de nuevas tecnologías analíticas (D, Barceló, 2018). Varios estudios analizan su toxicidad y su permanencia en la cadena trófica por bioacumulación.

Este estudio pretende analizar a los contaminantes emergentes (CE) con los datos que se tienen en bibliografía sobre las concentraciones máximas encontradas en diferentes cuerpos de agua, para tener una base de datos coherente este estudio se basó en publicaciones mundiales de 2012, considerando al menos uno de los siguientes criterios: 4 muestreo campañas anuales, estaciones húmedas y secas, monitoreo temporal y / o espacial de la superficie (ríos, estuarios, lagos y / o aguas costeras) y las aguas subterráneas. Para evaluar la toxicidad y el factor de bioacumulación de las sustancias estudiadas se utilizó la herramienta de software de estimación de toxicidad (TEST) creada por la EPA para evaluar la prioridad de actuación sobre un determinado CE.

1. TOXICIDAD

La toxicidad se define como la capacidad de causar algún efecto deletéreo sobre un organismo vivo, dependerá del grado de exposición, cantidad que ingrese, de cuánto pase a los distintos compartimientos del ecosistema y de su persistencia (Levin, 1989). Es necesario mencionar, que cada organismo vivo tiene diferentes sensibilidades a las sustancias tóxicas y esta sensibilidad varía también de acuerdo a la dosis a que son expuestos, por lo que se hace una representación de dosis respuesta donde se demuestra que no todos los individuos responden de la misma manera a una dosis particular, sino que algunos son más sensibles que

otros, es por esto que la toxicidad se define como un “valor promedio” (A.M. Amat, 2009).

Para determinar la toxicidad ambiental se realizan ensayos con organismos bioindicadores de una especie, de varias especies. Los resultados de los ensayos se interpretan para definir efectos letales, subletales y crónicos de tales sustancias, y su tendencia a acumularse en tejidos vivos (Levin, 1989).

2. BIOACUMULACIÓN

La bioacumulación es un proceso de almacenamiento progresivo de una sustancia química en un organismo vivo, porque el químico es absorbido más rápidamente de lo que puede ser utilizado o porque no puede ser metabolizado.

El factor de Bioacumulación (BAF) se mide bajo condiciones de campo que pueden incluir la concentración química total en la fase acuosa, es decir, $BAF = CB / CWT$. Se debe considerar la biodisponibilidad cuando se mide el BAF dado que la concentración química se ve afectada por las condiciones de la materia orgánica específica del potencial inherente de una sustancia química para bioacumularse, se caracteriza más apropiadamente por el punto final BAF_{fd}, es decir, CB / CWD , que es independiente de la variabilidad de partículas orgánicas disueltas y del lugar de medición (Arnot & Gobas, 2006).

El BAF puede expresarse en peso húmedo, peso seco y bases de peso de lípidos. Más comúnmente, el peso del organismo se presenta en peso húmedo y las unidades del BAF son L/kg. La bioacumulación es distinta de la bioconcentración porque se incluye la exposición química en la dieta y, por lo tanto, la biomagnificación potencial. El factor de Bioconcentración (BCF) y el BAF no deben confundirse y no son cantidades intercambiables (Arnot & Gobas, 2006).

3. CONTAMINANTES EMERGENTES (CE)

Como contaminante emergente se entiende todo contaminante desconocido o no reconocido como tal, cuya presencia en el medio ambiente no es necesariamente nueva, pero sí la preocupación por las posibles consecuencias de la misma. (D, Barceló, 2018).

La aparición de estos compuestos traza (en su mayoría orgánicos), conocidos como contaminantes emergentes y su impacto nocivo en la biota, así como en la salud

humana, es motivo de preocupación para científicos y autoridades. Se han detectado recientemente con la ayuda de tecnologías analíticas avanzadas (Richardson, 2007).

Pueden ser de origen industrial o pueden originarse en aguas residuales municipales (domésticas), agrícolas, hospitalarias o de laboratorio. En gran parte, los compuestos en cuestión se derivan de tres categorías amplias:

- a) Productos farmacéuticos (PhAC)
- b) Productos de cuidado personal (PCP) y
- c) Compuestos disruptores endocrinos (EDC).

Los CE están presentes y se han encontrado en aguas superficiales, aguas subterráneas, agua potable y en efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (Samaras et al., 2013; Yang et al., 2014; Cabeza et al., 2012). Las aguas residuales municipales se consideran una de las principales fuentes de descarga para la difusión de contaminantes emergentes (Ternes et al., 2004). También existe una preocupación creciente por el manejo de lodos debido a los altos niveles de CE que se encontraron en ellos (Wu et al., 2010). El diseño actual de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Convencionales no puede garantizar que su efluente esté libre de CE, por lo que en la mayoría de los casos estos contaminantes llegan a cuerpos de agua y de esta manera se introducen en la cadena trófica.

Los posibles riesgos de la presencia ambiental de CE incluyen procesos fisiológicos anormales y deterioro reproductivo, aumento de la incidencia de cáncer, el desarrollo de bacterias resistentes a los antibióticos y el potencial aumento de la toxicidad de las mezclas químicas. Los CE generalmente no se monitorean en nuestro entorno y son no están regulados en agua potable (Oviedo y Aga, 2016).

4. HERRAMIENTA DE SOFTWARE DE ESTIMACIÓN DE TOXICIDAD (TEST)

La herramienta de software de estimación de toxicidad (TEST, por sus siglas en inglés) se desarrolló para permitir a los usuarios estimar fácilmente la toxicidad de los productos químicos utilizando las metodologías de relaciones cuantitativas de actividad estructural (QSAR). Los QSAR son modelos matemáticos que se utilizan para predecir medidas de toxicidad a partir de las características físicas de la estructura de los productos químicos (conocidos como descriptores moleculares). Los modelos QSAR simples calculan la

toxicidad de los productos químicos usando una función lineal simple de descriptores moleculares (EPA, 2017):

$$\text{Toxicidad} = ax_1 + bx_2 + c$$

Dónde: x_1 y x_2 son las variables del descriptor independiente y a , b , c son parámetros ajustados. El peso molecular y el coeficiente de partición octanol-agua son ejemplos de descriptores moleculares.

TEST permite a un usuario estimar la toxicidad sin requerir ningún programa externo. Los usuarios ingresan una sustancia química para evaluar dibujándola en una ventana de esbozo de química incluida, ingresando un archivo de texto de estructura o importándolo de una base de datos de estructuras incluida. Una vez que se ingresa, la toxicidad se estima utilizando una de varias metodologías QSAR avanzadas. Los descriptores moleculares requeridos se calculan dentro de TEST. Se basa en The Chemistry Development Kit, una biblioteca Java de código abierto para química computacional.

El software incluye modelos para los siguientes indicadores:

- Concentración letal al 50% (CL_{50}), 96 horas *carpita cabezona*.
- Concentración letal al 50% (CL_{50}), 48 horas *Daphnia magna*.
- Concentración de inhibición del crecimiento del 50 % (IGC_{50}), *Tetrahymena pyriformis*
- Dosis letal al 50% (LD_{50}), Rata vía oral,
- Factor de Bioacumulación (FBA) El conjunto de datos fue compilado por los investigadores del Istituto Di Ricerche Farmacologiche Mario Negri
- Toxicidad del desarrollo (DevTox)
- Ames Mutagenicidad (Mutagenicity)

2. OBJETIVO

Evaluar la prioridad de actuación de Contaminantes Emergentes (CE), sobre la base de su grado de toxicidad, concentración máxima en el medio ambiente y su factor de bioacumulación.

Para cumplir el Objetivo General se desarrollarán los siguientes objetivos específicos:

1. Estudio de diferentes publicaciones sobre concentraciones de CE en cuerpos de agua.
2. Estudio de la Herramienta de software de estimación de toxicidad (TEST), desarrollado por la EPA.

3. Recopilación de datos obtenidos por bibliografía sobre concentraciones máximas de CE en cuerpos de agua.
4. Obtención de datos de TEST sobre toxicidad y bioacumulación de CE.
5. Análisis de la relación entre de los parámetros Toxicidad y Concentración.
6. Análisis de la relación entre de los parámetros Bioacumulación y Concentración en los cuerpos de agua.

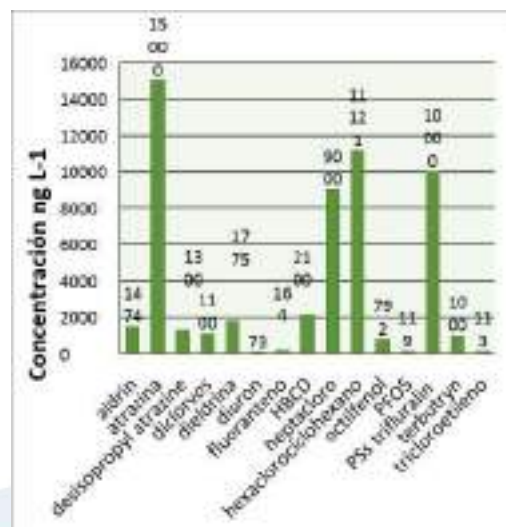
3. METODOLOGÍA

1. RECOPIACIÓN DE DATOS DE CONCENTRACIONES MÁXIMAS EN CUARPOS DE AGUA

Se revisaron varios artículos, pero la recopilación de datos se hizo de Sousa et al. (2018), por la minuciosidad en la recolección de datos, este artículo de revisión recopiló información sobre la concentración de sustancias prioritarias y contaminantes emergentes de interés reciente que deben ser monitoreadas en Europa en aguas superficiales, de acuerdo con la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea 2013/39 / UE y la Lista de vigilancia 2015/495 / UE. Se basaron en publicaciones mundiales de 2012, considerando al menos uno de los siguientes criterios: 4 campañas de muestreo anuales, estaciones húmedas y secas, monitoreo temporal y / o espacial de la superficie (ríos, estuarios, lagos y / o aguas costeras) y las aguas subterráneas.

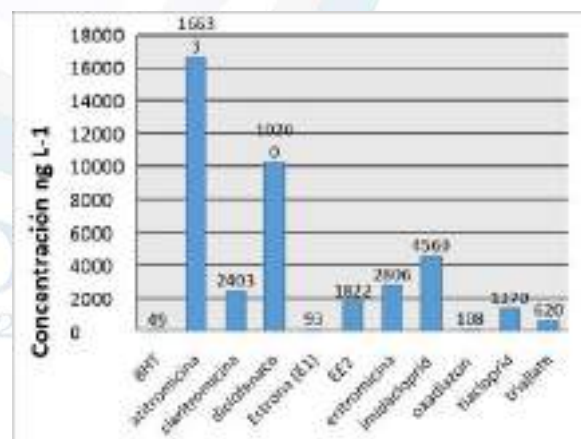
De lo revisado, se recopiló concentraciones máximas de 15 CE considerados prioritarios, 11 CE de interés reciente y 21 CE que no están en las listas pero que muchos autores recomiendan su estudio por la cantidad de concentración encontrada en el medio ambiente.

Figura 1. Concentración de Contaminantes Emrrgentes Prioritarios en Cuerpos de agua, considerados en la lista DMA de la UE



La Figura 1, muestra las concentraciones en ng/L de 22 CE considerados prioritarios por la Directiva marco del Agua de la Unión Europea (DMA, 2013). Las cinco concentraciones más altas en orden descendente fueron: atrazina, hexaclorociclohexano, PSs trifluralin, heptacloro y HBCD.

Figura 2. Concentración de Contaminantes Emergentes en Cuerpos de agua, considerados en la lista DMA de la UE



Los cinco CE, mostrados en la Figura 2, que presentan más concentración, en orden descendente son: azitromicina, diclofenaco, imidacloprid, eritromicina y claritromicina.

Figura 3. Contaminantes que no están considerados en la lista de DMA de la UE

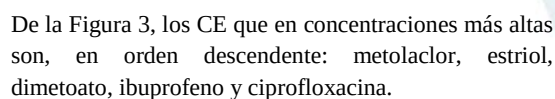
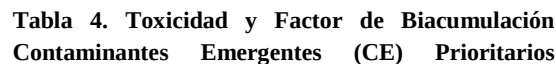


Tabla 5. Toxicidad y Factor de Biacumulación CE recientemente incorporados en la Lista de la DMA de la UE

[illegible]

Tabla 6. Toxicidad y Factor de Biacumulación CE que no están considerados en la lista de DMA de la UE



3. PROCESO DE DATOS

Para tener una relación directamente proporcional entre los tres factores analizados: Concentración, toxicidad y Bioacumulación, se calculó la Unidad Tóxica (UT) con la Concentración Letal CL_{50} .

Para el cálculo del Índice Toxicidad Concentración (I_{TC}), se realizó un producto entre las concentraciones máximas encontradas en cuerpos de agua y la toxicidad (Unidad Tóxica), para una mejor visualización se dividió entre el mayor índice.

Para el cálculo del Índice Bioacumulación Concentración (I_{BC}), se realizó un producto entre las concentraciones máximas encontradas en cuerpos de agua y el Factor de Bioacumulación, para una mejor visualización se dividió entre el mayor índice.

Los cálculos de los índices se realizaron con toda la base de datos: Contaminantes Prioritarios, emergentes y los que no están en la Lista de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea.

Estos índices coadyuvan para determinar la prioridad de actuación sobre los CE, al realizar un producto de Toxicidad con Concentración se magnifican los valores altos de cada parámetro. Lo mismo ocurre al realizar el producto del Factor de Bioacumulación con la Concentración.

Tabla 7. Índice Toxicidad Concentración (I_{TC}) de Contaminantes Emergentes

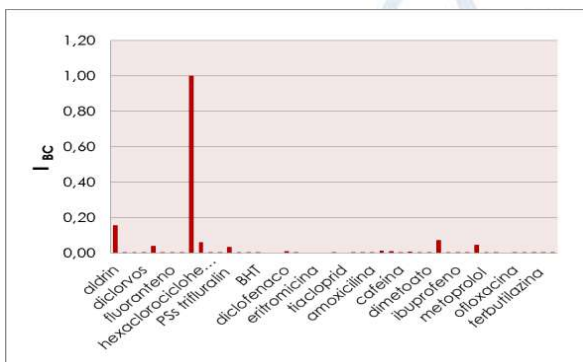
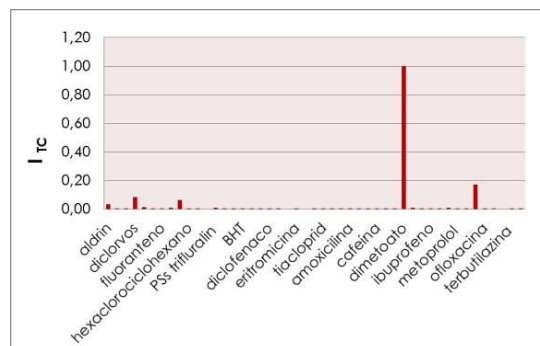


Tabla 8. Índice Bioacumulación Concentración (I_{BC}) de Contaminantes Emergentes



4. ANÁLISIS DE DATOS

Se analizaron un total de 47 Contaminantes emergentes, se evaluaron las concentraciones máximas en cuerpos de agua de estos contaminantes, su nivel de toxicidad y su capacidad de bioacumulación en un organismo vivo. En la Tabla 9, se muestra una lista de 11 Contaminantes Emergentes que obtuvieron ambos índices altos.

Tabla 9. Lista de Contaminantes Emergentes que obtuvieron índices altos tanto para I_{TC} como para I_{BC}

Heptacloro	CE que está en la Lista de la Directiva Marco del Agua de la UE
Aldrin	CE que está en la Lista de la Directiva Marco del Agua de la UE
Dieldrina	CE que está en la Lista de la Directiva Marco del Agua de la UE
HBCD	CE que está en la Lista de la Directiva Marco del Agua de la UE
Metolaclor	
Estriol	
PSs trifluralin	CE que está en la Lista de la Directiva Marco del Agua de la UE
Ibuprofeno	
Ciprofloxacina	
Diclofenaco	CE que está en la Lista de la Directiva Marco del Agua de la UE
Bisfenol	

De los 11 CE emergentes mencionados, 5 no están en la Lista de la Directiva Marco del Agua de la Unión

Europea, a continuación una breve descripción de los 5 contaminantes emergentes.

- El metolaclo es un compuesto orgánico que se usa ampliamente como herbicida. Es un derivado de anilina y es un miembro de la familia de herbicidas de cloroacetanilida.
- Estriol es un estrógeno de acción breve, porque su tiempo de retención en los núcleos de las células endometriales es corto. Sustituye la falta de producción estrogénica en mujeres menopáusicas, y alivia los síntomas de la menopausia. Estriol es particularmente eficaz en el tratamiento de los síntomas genitourinarios.
- El ibuprofeno pertenece a una clase de medicamentos llamados antiinflamatorios no esteroides (AINE). Actúa deteniendo en el cuerpo la producción de una sustancia que provoca dolor, fiebre e inflamación.
- Ciprofloxacina o ciprofloxacina es un antibiótico del grupo de las fluoroquinolonas con efectos bactericidas. Su modo de acción consiste en paralizar la replicación bacteriana del ADN al unirse con una enzima llamada ADN girasa, que queda bloqueada.
- El bisfenol es un compuesto orgánico con dos grupos funcionales fenol. Es un bloque disfuncional de muchos importantes plásticos y aditivos plásticos. Por su capacidad de unirse a los receptores de estrógenos se le conoce como un potencial disruptor endocrino.

4. CONCLUSIONES

Se evaluó a 47 CE, de los cuales 26 aparecen en la lista de contaminantes de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea y 21 son considerados importantes por varios autores debido a su presencia en el medio ambiente. Se concluye que 11 CE son los más prioritarios para su estudio y toma de decisiones respecto a su presencia en el medio ambiente, su toxicidad y su capacidad de bioacumulación en organismos vivos, estos son: heptacloro, aldrin, dieldrina, HBCD, metolaclo, estriol, PSs trifluralin, ibuprofeno, ciprofloxacina, diclofenaco y bisfenol.

Las relaciones de producto planteadas en este documento, demostraron ser útiles para evaluar la preponderancia de sustancias químicas presentes en el medio ambiente que no son cabalmente conocidas como es el caso de los Contaminantes emergentes. Estos factores permiten relacionar parámetros como concentración en el medio ambiente, grado de

toxicidad, bioacumulación y otros que se consideren pertinentes.

El software de estimación de toxicidad (TEST), desarrollado por la EPA, es una herramienta muy útil para evaluar sustancias químicas por su gran base de datos y su facilidad de manejo.

5. Bibliografía

- Benfenati, E., Benigni, R., Demarini, DM, Helma, C., Kirkland, D., Martin, TM, Mazzatorta, G., Ouedraogo-Arras, G., Richard, AM, Schilter, B., Schoonen, WGEJ, Snyder, RD y C. Yang. (2009). "Modelos predictivos de carcinogenicidad y mutagenicidad: marcos, estado del arte y perspectivas". Revista de ciencias ambientales y salud, Parte C, 27, 2: 57-90.
- Carlsson C., Johansson A.-K., Alvan G., Bergman K.T, Are pharmaceuticals potent environmental pollutants? Part I: environmental risk assessments of selected active pharmaceutical ingredients, Sci. Total Environ. 364 (2006) 67–87.
- Cassano, A.; Manganaro, A; Martin, T.; Young, D.; Piclin, N.; Pintore, M.; Bigoni, D.; Benfenati, E. (2010). "Los modelos CAESAR para la toxicidad del desarrollo". Chemistry Central Journal, 4 (Suppl 1): S4.
- Gorito A.M., Ribeiro A.R., Almeida C.M.R., Silva A.M.T., A review on the application of constructed wetlands for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern listed in recently launched EU legislation, Environ. Pollut. 227 (2017) 428–443.
- He K., Soares A.D., Adejumo H., McDiarmid M., Squibb K., Blaney L., Detection of a wide variety of human and veterinary fluoroquinolone antibiotics in municipal wastewater and wastewater-impacted surface water, J. Pharm. Biomed. Anal. 106 (2015) 136–143.
- Kolpin D.W., Furlong E.T, Meyer M.T., Thurman E.M., Zaugg S.D., Barber L.B., Buxton H.T., Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, a national reconnaissance, Environ. Sci. Technol. 36 (2002) 1202–1211.
- Martin, TM, P. Harten, R. Venkatapathy, S. Das y DM Young. (2008) "Una metodología de agrupamiento jerárquico para la estimación de la toxicidad". Toxicology Mechanisms and Methods, 18, 2: 251-266.

- Radovic T., Grujic S., Petkovic A., Dimkic M., Lausevic M., Determination of pharmaceuticals and pesticides in river sediments and corresponding surface and ground water in the Danube River and tributaries in Serbia, Environ. Monit. Assess. 187 (2015) 4092.
- Ribeiro C., Ribeiro A.R., Tiritan M.E., Occurrence of persistent organic pollutants in sediments and biota from Portugal versus European incidence: a critical overview, J. Environ. Sci. Health B 51 (2016) 143–153.
- Stuart M., Lapworth D., Crane E., Hart A., Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater, Sci. Total Environ. 416 (2012) 1–21.
- Vasquez M.I., Lambrianides A., Schneider M., Kümmerer K., Fatta-Kassinos D., Environmental side effects of pharmaceutical cocktails: what we know and what we should know, J. Hazard. Mater. 279 (2014) 169–189.
- Young, DM; Martin, TM; Venkatapathy, R.; Harten, P. (2008) "¿Son correctas las estructuras químicas en su QSAR?" QSAR & Combinatorial Science, 27 (11-12), 1337-1345.
- Zhu, H.; Martin, TM; Young, DM; Tropsha, A. (2009). "Modelo QSAR combinatorio de la toxicidad aguda por rata por exposición oral". Chemical Research in Toxicology, 22 (12), pp 1913-1921.



TEMÁTICA: SUELOS

[000133] ESTIMACIÓN DE VELOCIDAD DE INFILTRACIÓN EN MICROCUENCA DEL RIO PINDO MIRADOR Y SUS AFLUENTES

**RICARDO VINICIO ABRIL SALTOS¹; CAICEDO PÁEZ EDGAR LEROY²;
TAPIA TAMAYO ANDRÉ LEANDRO³; VALLE RAMÍREZ MARIELA DE
LOURDES⁴; VARGAS FRANCO MAYRA GABRIELA⁵; VILLARROEL
GANCINO CAROLINA JAZMÍN⁶**

Universidad Estatal Amazónica

**rvabril@uea.edu.ec1; leroy_1493@yahoo.es2; andretapia1@hotmail.com3;
marielavalle1994@hotmail.com4; gaby_vargas1994@hotmail.com5; carolero30@gmail.com6**

Abstract

The present research was developed in the Pindo Grande River and its tributaries Yutzunyacu, Plata, Bravo, Charguayacu, and unnamed tributary, located in the Shell parish, province of Pastaza, had as objective to establish the infiltration characteristics in the Pindo Grande river and their tributaries. For this, three sampling points were established in each water course, where the infiltration characteristics were established, on both banks of the river, for which the simple cylinder method was applied, also the soil cover characteristics were identified, identifying the forest, mosaic and grass. In function of the speed, the agrological condition of the soils of the different points was determined according to the SCS methodology. The infiltration tests determined in point 2 the right margin of the Plata and Charguayacu rivers, the highest infiltration rate in the first minute, while the highest infiltration rate at 1 hour and two hours, was reported in the unnamed tributary of the Rio Pindo. With the height of accumulated infiltration and the area of the basin, it can be established that the soils have storage capacities, which, with the exception of the Río Plata, exceed one million cubic meters. It is concluded that the soils of the area have a high

infiltration capacity, which ensures a water storage of more than one million cubic meters.

Key Words: forest, water storage, soil

Introducción

El agua es un recurso de vital importancia para el desarrollo de la vida y por ende un factor importante para la humanidad en todos los aspectos o sectores de aprovechamiento, (García, 2011).

La Infiltración es una característica hidrológica del suelo, el cual un proceso por el cual el agua ingresa al subsuelo desde la superficie, la tasa de infiltración depende de algunos componentes; condición del suelo, porosidad, conductividad hidráulica, contenido de humedad, duración de la lluvia, patrón de drenaje en la cuenca y la pendiente del suelo (Sistema Intermunicipal de los servicios de Agua Potable y Alcantarillado, 2014). Esta capacidad influye dentro de la disponibilidad de agua existente dentro de una cuenca hidrográfica, donde el suelo es un almacén de agua, en

las cuales el tener una mayor capacidad de infiltración, representa un mayor almacenamiento de agua en el subsuelo y menor pérdida por escorrentía. El presente trabajo, tuvo como objetivo establecer las velocidades de infiltración en 30 puntos de la subcuenca del Rio Pindo.

Tabla 1 Características del rio Pindo grande y tributarios

Rio	Área (Km ²)	Longitud del cauce (Km)
Pindo Grande	7,56	4,86
Afluente		3,87
Charguayacu	4,25	5,7
Plata	1,18	2,7
Yutzunyacu	4,77	1,2
Bravo	6	2,5

Materiales y Métodos

El presente trabajo se desarrollo en la cuenca alta del Rio Pindo y afluente sin nombre., en el cual se incluyen los tributarios Charguayacu (4, 25 Km²), Plata (área 1,18 Km²), Yutzunyacu, Bravo ubicado en la parroquia Shell, Cantón Mera. Sus características de área y longitud del cauce se muestran en la Tabla 1

Los ríos están ubicados en una zona de vida de tipo bosque muy húmedo Premontano (b.m.h.PM). La misma presenta las siguientes condiciones meteorológicas: Precipitación media anual 5.367 mm, Temperatura máxima promedio mensual 28,4°C, Humedad relativa del aire promedio mensual 84 %. (Abril et al., 2014)

En cuanto a sus condiciones edáficas Los suelos son considerados potencialmente erosivos y con alta retención de agua debido a la irregularidad en su composición de origen aluvial y volcánico con presencia de suelos superficiales, lo que genera poca resistencia a ciertas actividades agrícolas como la del pisoteo del ganado. Debido a las altas precipitaciones los suelos se presentan lixiviados y saturados, dando el origen a muy bajas reservas de nutrientes y con pH ácido (Mera, 2009).

Las características de cobertura de suelo en cada uno de los puntos donde se estimó la infiltración pueden observarse en el Tabla 2

Se realizó un análisis de varianza y pruebas de comparación de medias entre los diferentes tipos de cobertura de suelo para determinar si la misma influye en la capacidad de infiltración con el uso del software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2014)

Tabla 2 características de cobertura en los puntos donde se realizó pruebas de infiltración

Rio	Punto	Cobertura	
		Izquierdo	Derecha
Pindo	1	bosque	bosque
	2	bosque	bosque
	3	bosque	bosque
Afluente	1	bosque	bosque
	2	bosque	bosque
	3	bosque	bosque
Rio Bravo	1	mosaico	mosaico
	2	mosaico	mosaico
	3	pasto	pasto
Rio Yutzunyacu	1	bosque	bosque
	2	mosaico	mosaico
	3	pasto	pasto
Rio Charguayacu	1	bosque	bosque
	2	pasto	pasto
	3	bosque	bosque
Rio Plata	1	bosque	bosque
	2	bosque	bosque
	3	bosque	bosque

Estimación de infiltración

El método utilizado para la infiltración fue el anillo simple, se realizaron un total de 6 pruebas de infiltración, por cada cauce, buscando contrastes en la vegetación, siendo estos mosaico, pasto y bosque secundario y se realizó una réplica de infiltración, es decir a cada lado del cauce. Las mediciones se realizaron en los minutos 1, 2, 3, 4, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 60, 75, 90 y 120.

Se determinó la infiltración parcial y las velocidades de infiltración en el primer minuto, a 1 hora y 2 horas y la infiltración acumulada a los 120 min.

Ecuación 1: Velocidad de infiltración

VIP=Infiltracion acumulada Tiempo acumulado

Resultados:

La velocidad de infiltración en el minuto 1 (Figura 1) fue mayor en los ríos Plata y Charguayacu, alcanzando una velocidad de 8 cm / min, en ambos casos en el punto 2, en el margen derecho donde el rio Plata, presenta una cobertura de pasto y el rio Charguayacu una cobertura de Bosque. En el punto 2 margen izquierdo del rio Charguayacu no presentó infiltración en el minuto1, reportando también este los menores valores en las velocidades de infiltración en 1 hora y 2 horas, así como la menor infiltración acumulada. (figura

2 y 3), el cual a su vez reporta una cobertura de suelo de pasto. La figura 2 muestra las velocidades de infiltración a 1h y 2 h, en donde el Afluente sin nombre del Río Pindo, en el margen izquierdo, muestra las mayores velocidades para estos períodos, donde también destaca en la mayor infiltración acumulada, alcanzando un valor de 163 cm en los 120 min. (Figura 3.). la menor velocidad de infiltración. A nivel de los valores promedios por río, los ríos Plata y Chaguayacu, presentan los valores más altos de infiltración en el primer minuto, alcanzando valores de 3 cm / min. En función de los resultados de la infiltración a 2 horas, de acuerdo a la clasificación reportada por (Martínez de Azagra, Mongil, & Del Río, 2003), a excepción del afluente Pindo Grande cuya clasificación se consideraría como moderada, los puntos de muestreo en las zonas aledañas, presentan una tasa de infiltración elevada.

En función de los resultados de infiltración promedio en cada curso y en función del área de recarga por cada curso, se puede establecer que las capacidades de almacenamiento de agua serían en el río Pindo y su afluente 2'669.940 m³, Chaguayacu 2'295.000 m³, Plata, 283.200 m³, Yutzunyacu 1'144.800 m³ y Bravo 1'500.000 m³

El análisis de varianza (Tabla 3) de las características de infiltración en función de la cobertura del suelo, mostro diferencias significativas al 0,05 para la velocidad de infiltración en la hora 2, donde la prueba de comparación de medias (tabla 4), mostró que la mayor velocidad de infiltración se encontró en el uso de suelo mosaico.

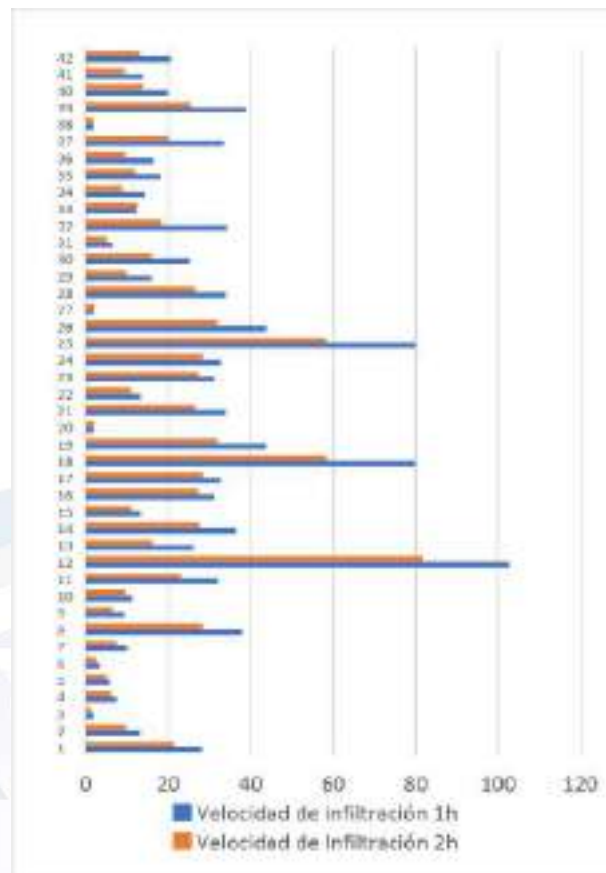


Figura 2. Velocidad de infiltración (cm/h) a 1 hora y 2 horas

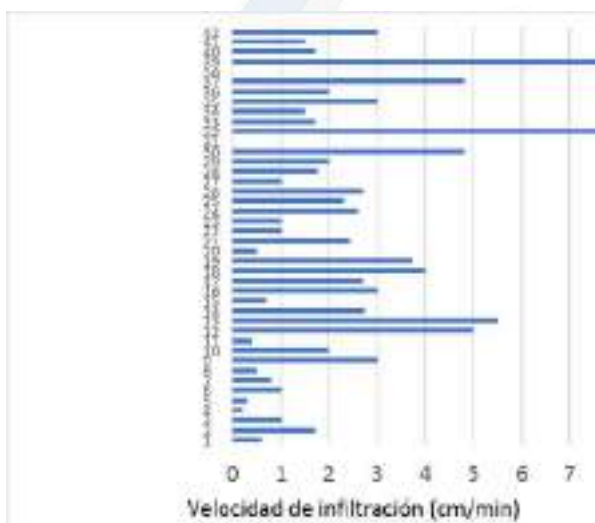


Figura 1 velocidad de infiltración minuto 1 (cm/min)

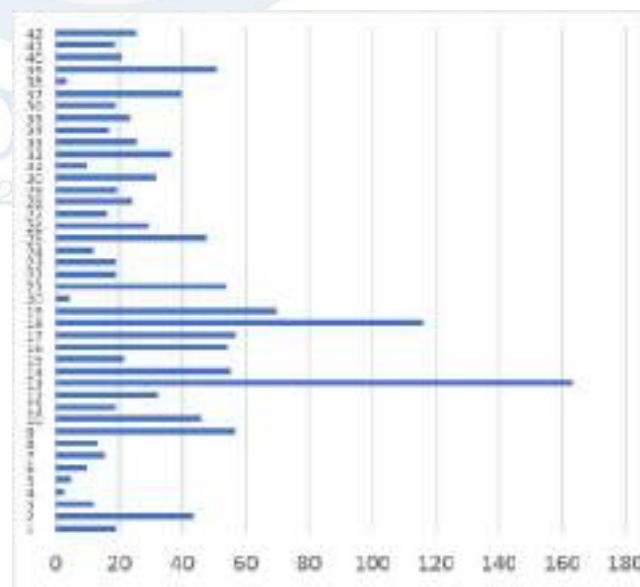


Figura 3 Infiltración acumulada (cm) en 120 min

Tabla 3 Análisis de Varianza de las características de infiltración en función del tipo de cobertura

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Velocidad de infiltración en el minuto 1 (cm/min)	1,809	2	,904	,206	,815
Velocidad de infiltración en la hora 1 (cm/h)	2728,614	2	1364,307	2,840	,073
Velocidad de infiltración en la hora 2 (cm/h)	1925,623	2	962,812	3,610	,038*
Infiltración acumulada a los 120 min (cm)	2514,339	2	1257,169	1,251	,299

*medias con diferencias significativas al 0,05

Tabla 4 Comparación de medias para velocidad de infiltración a 2 h(cm/h)

Tipo de cobertura	Media
Mosaico	35.68 a
Pasto	15.22 b
Bosque	15.65 b

Discusión

Realizando un análisis de la velocidad de infiltración en el río Pindo y afluente sin nombre se determinó que el tipo de vegetación donde se presenta mayor infiltración es el bosque o mosaico estos resultados dieron en el Punto 3, lado derecho(bosque) del Afluente S/N un valor de 2,405 cm/h, mientras que en el Punto 1, lado derecho (mosaico) del río Pindo Grande con un valor de 0,685 cm/h, concuerdan con los estudios de Abril, et al., (2017) que mencionan que las áreas de mayor infiltración son aquellas que presentan porcentajes de cobertura vegetal de dosel alto puesto que el torno radicular de los arboles va de 0,5 a 1 metro de profundidad lo que plantea que la cobertura vegetal evita la degradación del suelo por escorrentía, disminuyendo el flujo total, aumentando la capacidad de infiltración.

En las dos microcuencas de estudio Plata y Charaguayacu se determinó que existe una capacidad de

infiltración inferior similar a la de Ruiz et al; (2004), en la cual realizaron una comparación entre suelos labrados y bosque degradado donde se observa que el bosque tiene una velocidad de infiltración inferior a la de suelos labrados. Las condiciones idóneas para la aplicación de este método según Blanco (1999), son en suelos con una pendiente escasa o nula, sin pedregosidad y a poca profundidad para no alterar las características del mismo.

Conclusiones:

La mayoría de zonas ubicadas en los cursos hídricos, presentan suelos con características de alta velocidad de infiltración, lo cual también genera una gran capacidad de almacenamiento de agua en los suelos del sector.

Referencias Bibliográficas:

- Abril, R., Rodríguez, L., Landázuri, R., Santi, I. 2014. Impactos ambientales generados por el dique del río Pindo en Shell cantón Mera. Revista amazónica de Ciencia y Tecnología. 3:3 259-284.
- Abril, R., López, A., & Reyes, J. (2017). Influencia del dosel y sotobosque en pérdida de suelo por escorrentía en bosque de realce. Ingeniería Hidráulica y Ambiental, 38(2).
- Blanco Sepúlveda, R. (1999). El infiltrómetro de cilindro simple como Método de cálculo de la conductividad hidráulica de los suelos. Experiencias de Campo en ámbitos de montaña mediterránea Obtenido de <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/95442.pdf>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. & Robledo, C. W. 2014. InfoStat. version 2014, [Windows], Córdoba, Argentina: Grupo InfoStat, Available: <<http://www.infostat.com.ar/>>.
- GAD Cantón Mera. (2009). Gobierno Autónomo Descentralizado del Cantón Mera. Obtenido de <http://www.municipiomera.gob.ec/imagenes/PDYOT/Diagnostico.pdf>
- Martínez de Azagra, A., Mongil, J., & Del Río, J. (2003). Pequeña Guía de Uso del Modelo MODIPÉ. Obtenido de www.oasificacion.com
- Ruiz, E., & Martínez, M. (2015). Hidrología Aplicada. Infiltración y humedad del suelo. Universidad del país de Vasco. Obtenido de https://ocw.ehu.es/pluginfile.php/4575/mod_resource/content/1/Material_Docente/Tema_4.pdf

[000224] SPATIAL DISTRIBUTION OF COPPER AND ZINC CONCENTRATION IN SOILS AMENDMENT BY PIG SLURRY: MODELING USING RSM

ADILSON PINHEIRO¹; JULIA SANTOS VENZON²; THIAGO AUGUSTO
FORMENTINI³; MILTON DA VEIGA⁴

Fundação Universidade Regional de Blumenau^{1,2}; Universidade Federal de Santa Maria³;
Universidade do Oeste de Santa Catarina⁴

pinheiro2907@gmail.com¹; julia.jsantos3@gmail.com²; formentini@gmail.com³;
milton.veiga@unoesc.edu.br⁴

Abstract

Pig slurry recycling for application to agricultural soils as fertilizers is a common practice. However, pig slurry applications lead to heavy metal (as copper and zinc) accumulation in soils. This event has become a global concern, due to the threat to ecosystems and human health. This study is designed to assess spatial evaluation of copper and zinc concentration distribution in a Rhodic Hapludox soil modified by pig slurry application during ten, eleven and fifteen years and the effects in the models caused by independent variables followed using a response surface methodology (RSM). The resulting models showed good fit estimation, in which R^2 ranged from 0.70 to 0.87. As for the effects caused by the variables, the linear terms of soil layers and pig slurry application rate significant at 95% confidence interval. Similarly, the response levels of the interactions of independent variables as well as quadratic effect of soil layers. The response surfaces plotted that the models have a similar tendency of behavior to the concentration of copper and zinc in the soil between of simulated intervals. In all models, the highest concentration of copper and zinc is present in soil layers up to 10 cm depth with rate of pig slurry application rate in the range of 100 to 200 m³ ha⁻¹ year⁻¹. The concentration of these metals declines with increasing soil layers depth. The pig slurry application rate variation does not cause changes in the concentration of these metals when found in the deepest soil layers analyzed.

Keywords: Organic waste. Heavy metals. Response surface methodology.

1. Introduction

The recycling of organic waste such as pig slurry for application to agricultural soils as fertilizers is a common practice performed throughout much of the world (Zhu and Hiltillon, 2016). This practice is one of the most cost-effective ways of managing organic wastes because reduces the costs of treatment, transportation and disposal, while improving the physical-chemical attributes of the soil, considering in this context an environment-friendly strategy (Redding et al., 2016). However, applications of animal organic waste can lead to heavy metal accumulation in soils which may cause adverse environmental impacts, such as phytotoxicity, introduction into the food chain through accumulation in plants and leaching to groundwater and surface waters (Meng et al., 2017). Due to this, a concern with human health and the environment has been growing about the presence of heavy metals in animal waste, particularly copper (Cu) and zinc (Zn). They are abundantly added as supplements in animal feed because of their growth and antibiotic attributes (Wang et al., 2018). Since the animals retain only a small portion of these metals, a substantial amount is excreted and subsequently spread to the soil during the recycling of waste (Liu et al., 2018).

Several variables are involved in the process of heavy metals accumulation in soil from animal waste recycling. Among these variables, soil and waste characteristics, experimental sites, seeding period, crops grown, period of waste application and, principally, the soil layers and waste application rate can be mentioned (Vereecken et al., 2016). Represent the metal elements concentration in soil requires prediction of interactions between several process variables. A classic optimization, in which only one factor is changed at a time in order to measure its effect, is time consuming and requires many experiments, also disregards the interactive effects between individual components

(Kakelar and Ebrahimi, 2016). Response surface methodology, statistical technique employed in this study, considers that the effective variables are optimized simultaneously. Moreover, it provides a distribution of data points throughout the region of interest, allows model adequacy and designs of higher order to be built up sequentially, also provides an internal estimate of error (Mohanty et al., 2012). Using RSM substantially reduces the number of experiments necessary to predict the conditions for variable response and refines the interpretation of complex phenomena, expressed by the response function of a low order polynomial (Jentzer et al., 2015).

RSM is a set of statistical methods for designing experiments, building models, evaluating the effects of several variables and searching optimum conditions to predict the responses through the effects of independent variables, alone or in combination on the system (Mohanty et al., 2012). RSM was initially developed for the purpose of determining optimum operating conditions in the chemical industry. Over the years, RSM has been used in various fields and applications in the physical sciences and engineering as well as in biological, clinical and social sciences (Körbahti and Rauf, 2009). Recent studies have successfully used the modeling and optimization of processes through RSM to evaluate the effects and interactions between variables involved in several aspects concerning the agricultural soils contamination by heavy metals. Among these, studies involving the removal (Asadzadeh et al., 2018) and leaching (Chen and Lin, 2010) of heavy metals in the soil, the spatial evaluation of these metals concentration distribution in soil (Esmaeilzadeh et al., 2018) and evaluation of the extraction techniques influence (Wang et al., 2016) are emphasized.

1.1 Objective

The objective of the present study was to use response surface methodology for the experimental design and spatial evaluation of copper and zinc concentration distribution in Rhodic Hapludox soil modified by pig slurry application during ten, eleven and fifteen years. Besides that, effects in the models caused by independent variables, soil layers and pig slurry application rate, were investigated through a second-order polynomial model, using a central composite design (CCD) based on RSM.

2. Methodology

2.1 Experiment characteristics

The experimental data used for the development of this work were collected from experiments carried out at the field of the Cooperativa Regional Agropecuária de Campos Novos (Copercampos), Santa Catarina State,

Brazil, at 27°22'59"S and 51°15'33"W, at 896 m elevation. The area is classified as a Cfb type according to the Köppen classification. The annual precipitation ranges from 1 460 to 1 820 mm, whereas annual average temperature ranges from 15.8 to 17.9 °C (Pandolfo et al., 2002). The soil is a Rhodic Hapludox soil (USDA, 2003), also referred to as Latossolo Vermelho distroférrico típico in the Brazilian system of soil classification (EMBRAPA, 2004). At the beginning of the experiment, the following soil attributes at the 0 - 20 cm soil depth were exhibited: 67.8% clay, 30.8% silt and 1.4% sand (Mallmann et al., 2017), 5.8 pH in water; 45 g kg⁻¹ soil organic matter; 0.0, 0.5, 4.7, and 2.9 cmol_d dm⁻³ of exchangeable Al, K, Ca and Mg respectively; and 10.0, 10.5 and 1.7 mg dm⁻³ of extractable P, Cu and Zn (Mehlich 1), respectively (Veiga et al., 2012).

The study area has been continuously fertilized with pig slurry since the year 2000. Treatments consisted of a control (no pig slurry application), 50, 100 and 200 m³ ha⁻¹ year⁻¹ pig slurry doses, half of each were manually applied before sowing of winter crops, and the other half were applied before the summer crops. Seeding was performed by direct drilling and a three-year-crop rotation was used following annual sequence: black oat (*Avena strigosa* Schreb.) + common vetch (*Vicia sativa* L.)/corn (*Zeamays* L.); black oat/soybean (*Glycinemax* L. Merr.); and black oat/common bean (*Phaseolus vulgaris* L.).

For this study, data corresponding to copper and zinc concentration in the soil were evaluated after ten, eleven and fifteen years of change with pig slurry applications. Pig slurry was obtained from an anaerobic lagoon reservoir located on a pig finishing farming Campos Novos, Santa Catarina State, Brazil. Average physico-chemical characteristics of pig slurry used in the applications were: 7.3 pH; 2.25% dry mass content; 3.7, 0.6 and 1.7 g kg⁻¹ of N, P and K, respectively; 21.0 ± 19.0 g m⁻³ of Cu; and 43.0 ± 37.8 g m⁻³ of Zn (Formentini et al., 2015).

Treatments were applied in three replicates, in plots measuring 6x5 m, in a randomized block design. Soil samples were taken at three points per plot from 0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–25, 25–30, 30–35, 35–40, 40–50 and 50–60 cm depth. Soil samples collected after ten and fifteen years of soil amendment were analyzed following Tedesco et al. (1995). The determination of extractable copper and zinc concentration were determined with 0.1 mol L⁻¹ HCl. For the samples collected after eleven years of soil amendment the sequential extraction scheme was used following Formentini et al. (2015).

2.2 Experimental design and optimization by response surface methodology

Response surface methodology is a collection of statistical and mathematical techniques invented to find the optimal response within the specified ranges of the factors (Salaria et al., 2016). Statistica 10.0 software was used for the analysis of the obtained experimental

data. The RSM based CCD, non-factorial, with independent variables was followed to create the optimum synergy of and to check the response patterns. This is applied to explore the experimental region of interest at particular points that cannot be represented by a factorial design. CCD model was designed to fit the second order polynomial model, using a multiple regression program according to Eq. (1).

$$Y = b_0 + b_1X_1 + \dots + b_iX_i + b_{12} \times X_1 \times X_2 + \dots + b_{ij} \times X_i \times X_j + b_{112} \times X_{12} + \dots + b_{iii} \times X_{ii} \quad (1)$$

Where Y is a response variable, b_0 is the intercept, b_i ($i = 1, 2, 3, \dots, n$) are regression terms for linear effects, b_{ii} ($i = 1, 2, 3, \dots, n$) are regression terms for quadratic effects, b_{ij} ($i = 1, 2, 3, \dots, n$, and $j = 2, 3, \dots, n$) are

interaction regression terms, X_i and X_j are coded experimental levels of the variables.

Two experimental factors were taken into consideration as follows: soil layers (L) at ten levels and pig slurry application rate (S) at four levels, according soil amendment after ten, eleven and fifteen years. The operating ranges and levels of the independent variables investigated in this study are given in Table 1. To find out the interaction between the selected variables and response, analysis of variance (ANOVA) was carried out.

Table 1. Predictor variables and their coded levels and actual values used for experimental design.

Independent Variables	Symbol	Cooper analyses					Zinc analyses				
		Real values of coded levels					Real values of coded levels				
		- α	-1	0	+1	+ α	- α	-1	0	+1	+ α
		Cu ₁₀					Zn ₁₀				
Soil layers	L	2.5	22.68	31.25	39.82	60	2.5	14.71	31.25	47.79	60
Pig slurry application rate	S	0	90.47	100	109.53	200	0	81.83	100	118.17	200
		Cu ₁₁					Zn ₁₁				
Soil layers	L	5	9.30	17.5	25.70	30	5	10.49	17.50	24.51	30
Pig slurry application rate	S	0	61.95	100	138.05	200	0	69.63	100	130.37	200
		Cu ₁₅					Zn ₁₅				
Soil layers	L	5	21.46	32.50	43.54	60	5	18.74	32.50	46.26	60
Pig slurry application rate	S	0	72.59	100	127.41	200	0	71.42	100	128.58	200

3. Results and discussion

The experimental results were fitted with the suggested quadratic model by Statistica software which gave the following regression equations (in terms of coded factors) for cooper (Cu) and zinc (Zn) concentration in cultural soil amended after ten (Eq. 2 and Eq. 5), eleven (Eq. 3 and Eq. 6) and fifteen years (Eq. 4 and Eq. 7) of pig slurry application:

$$Cu_{10} = 338.94 - 4.55 \times L + 0.074 \times L^2 + 0.77 \times S - 0.89 \times 10^{-3} \times S^2 - 1.57 \times 10^{-2} \times L \times S \quad (2)$$

$$Cu_{11} = 135.47 - 2.70 \times L + 0.075 \times L^2 + 0.19 \times S + 0.10 \times 10^{-3} \times S^2 - 0.85 \times 10^{-2} \times L \times S \quad (3)$$

$$Cu_{15} = 66.42 - 2.52 \times L + 0.034 \times L^2 + 0.30 \times S - 0.39 \times 10^{-3} \times S^2 - 0.56 \times 10^{-2} \times L \times S \quad (4)$$

$$Zn_{10} = 245.74 - 2.40 \times L + 0.038 \times L^2 + 0.97 \times S - 1.34 \times 10^{-3} \times S^2 - 1.57 \times 10^{-2} \times L \times S \quad (5)$$

$$Zn_{11} = 150.60 - 6.73 \times L + 0.18 \times L^2 + 0.46 \times S - 0.33 \times 10^{-3} \times S^2 - 1.54 \times 10^{-2} \times L \times S \quad (6)$$

$$Zn_{15} = 221.13 - 12.22 \times L + 0.15 \times L^2 + 0.47 \times S - 0.29 \times 10^{-3} \times S^2 - 1.00 \times 10^{-2} \times L \times S \quad (7)$$

Analysis of variance (ANOVA) was used to check the significance and adequacy of the models. The degree of significance and accuracy of the proposed regression models were evaluated using P-value, T-value, R^2 (determination coefficient), and R^2 adj. (adjusted determination coefficient), according to copper and zinc concentration analysis in soil, as shown in Table 2.

Table 2. Regression results from the data of copper and zinc concentration analysis in soil.

Term	Equation Cu ₁₀						Equation Zn ₁₀					
	Coefficient estimate	SE coef.	T Value	P value	R ²	R ² adj.	Coefficient estimate	SE coef.	T value	P value	R ²	R ² adj.
b ₀	338.94	11.2053	30.24	0.00	0.70	0.67	245.74	12.8773	19.08	0.00	0.71	0.67
L	-4.55	0.8462	-5.37	0.00			-2.40	0.9513	-2.53	0.02		
L ²	0.074	0.0129	5.76	0.00			0.038	0.0147	2.63	0.01		
S	0.77	0.1975	3.89	0.00			0.97	0.2227	4.38	0.00		
S ²	-0.00089	0.0008	-1.02	0.31			-0.00134	0.0010	-1.32	0.19		

L S	-0.00152	0.0026	-5.79	0.00			-0.0157	0.0030	-5.23	0.00		
Equation Cu ₁₀							Equation Zn ₁₀					
b ₀	135.47	5.4597	24.81	0.00	0.86	0.82	150.60	11.2649	13.38	0.00	0.87	0.83
L	-2.70	0.6113	-4.41	0.00			-6.73	1.2613	-5.34	0.00		
L ²	0.075	0.0166	4.54	0.00			0.18	0.0343	5.20	0.00		
S	0.19	0.0580	3.30	0.00			0.46	0.1197	3.87	0.00		
S ²	0.0001	0.0002	0.43	0.66			-0.0003	0.0005	-0.68	0.50		
L S	-0.0085	0.0016	-5.21	0.00			-0.0154	0.0034	-4.54	0.00		
Equation Cu ₁₅							Equation Zn ₁₅					
b ₀	66.42	5.0382	13.18	0.00	0.70	0.68	221.13	15.8045	13.99	0.00	0.75	0.74
L	-2.52	0.2926	-8.63	0.00			-12.22	0.9346	-13.08	0.00		
L ²	0.034	0.0042	8.06	0.00			0.15	0.0137	11.25	0.00		
S	0.30	0.0624	4.79	0.00			0.47	0.2022	2.35	0.02		
S ²	-0.00039	0.0003	-1.53	0.13			-0.000029	0.0008	-0.03	0.97		
L S	-0.0056	0.0010	-5.41	0.00			-0.01	0.0032	-3.16	0.00		

How well the estimated model fits the data can be measured by the value of coefficient of determination (R^2), which lies between 0 and 1. When R^2 value is closer to 1, the better estimation of regression equation fits the sample data (Salaria et al., 2016). The models validation for copper analyses resulted in a R^2 of 0.70, 0.86, 0.70, and root mean square error (SE coef.) of 0.11%, 0.05%, 0.05% for the equations corresponding to Cu₁₀, Cu₁₁, and Cu₁₅, respectively, in agreement of empirical and predicted values. The R^2 values the models corresponding zinc analyses resulted in 0.71, 0.87, 0.75 and root mean square error (SE coef.) of 0.13%, 0.11%, 0.15% for the equations corresponding to Zn₁₀, Zn₁₁, and Zn₁₅, respectively. The R^2 value implies how much of variations were explained by the independent variables within the range studied. According to R^2 values obtained the models Cu₁₀ and Cu₁₅ bear 70% of the variations to copper concentration represented by the independent variables. The models Zn₁₀ and Zn₁₅ also present nearby to this value, at range of 71 to 75%. The variations represented by the independent variables in the models Cu₁₁ and Zn₁₁ show similar to each other, correspond 86% and 87%, respectively. The similarity between R^2 values to the models Cu₁₀ and Cu₁₅ observed, as occurs to Zn₁₀ and Zn₁₅, can be occasioned by methodology of sample preparation and analysis, which resulted in greater sample data dispersion than the method applied for the Cu₁₁ and Zn₁₁ analyzes. However, a high value of R^2 alone does not necessarily imply that the regression model is efficient. Adding variable to a model always increases R^2 , regardless of whether the additional variables are statistically significant or not (Körbahti and Rauf, 2009). Thus it is possible for models that have large values of R^2 to yield poor results (Kumar and Bansal, 2013). For this reason also was determined adjusted- R^2 , as represents only the variables statistically significant of models. In general, the adjusted- R^2 will not necessarily increase when variables are added to the model. In fact, if insignificant variables are added to the model, the value of adjusted- R^2 often decreases. In addition, adding an unimportant variable to the model can also increase the mean square error, as soon decreasing the credibility of the model (Körbahti and Rauf, 2009). Large differences between R^2 and

adjusted- R^2 mean that insignificant variables are included in the model (Kumar and Bansal, 2013). The proposed models for copper concentration in soil show adjusted- R^2 values were close enough to R^2 values (Table 2). In overall, these results indicate that the proposed models are statistically significant.

The student's t distribution and the significance of each coefficient were checked by T-value and P-value, which, in turn, are necessary to understand the pattern of the mutual interactions between the test variables. The larger the magnitude of the T-value and smaller the P-value, the more significant is the corresponding coefficient (Asadzadeh et al., 2018). According to the Table 2, to the models corresponding copper and zinc concentration the linear terms of soil layers and pig slurry application rate significant at 95% confidence interval ($p < 0.05$). Similarly, the response levels of the interactions of independent variables as well as quadratic effect of soil layers are also significant ($p < 0.05$). However, quadratic effect of pig slurry application rate is insignificant, which indicated that change of this variable is associated with the response variable only in a linear way. This condition can be associated to the fact that the variable S corresponds to the rate of application of pigs in the soil and not specifically the deposition of metals, in the case of copper and zinc. Though, the insignificant terms are not eliminated from the model because it would reduce the dimensionality of the response surface and, consequently, an incorrect interpretation would occur more easily.

From the values of the coefficients in the regression models the effects caused by the independent variables on the response variable are observed. Among the significant variables, the negative effect of the linear term of soil layers (L) stands out as compared to other terms for all models. This effect is more marked on Zn₁₅ model, which L is - 12.22. The interaction of independent variables (L x S) also has a negative effect on the copper and zinc concentration in soil. The linear term of pig slurry application rate (S) and quadratic term of soil layers (L²) induce a positive effect on the response variable.

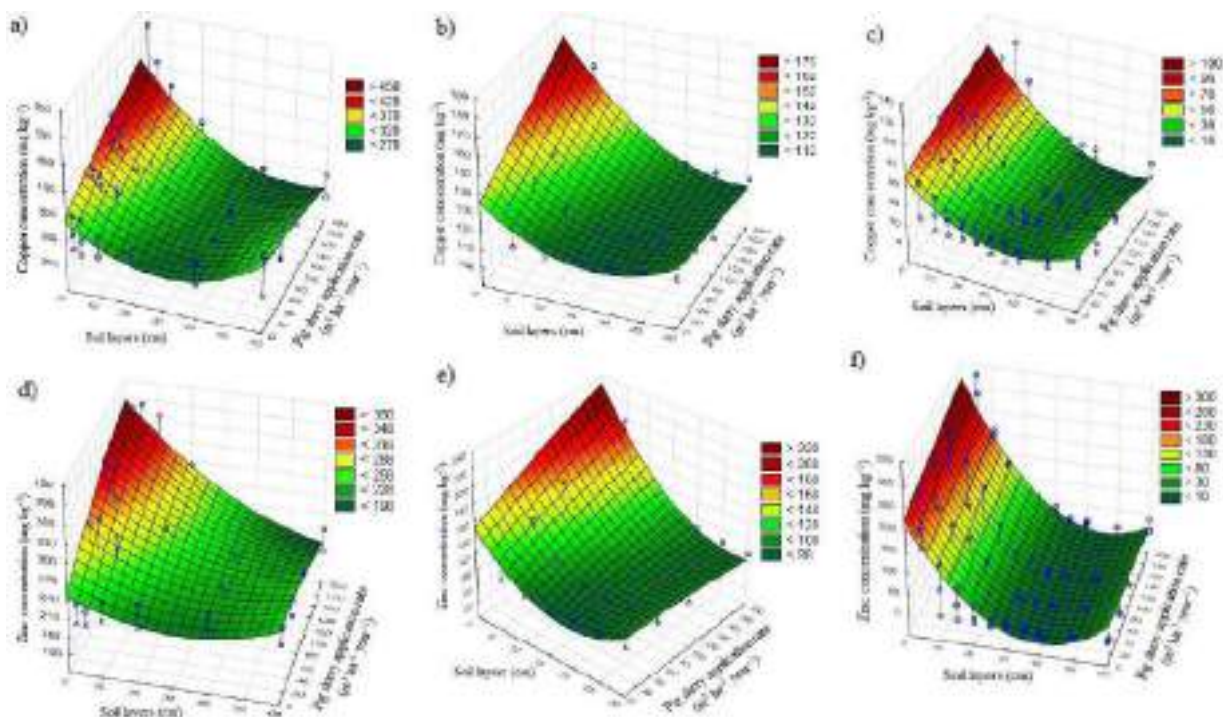


Figure 1. Response surface plots of copper concentration in soil a) after ten years of pig slurry application (according model Cu_{10}), b) after eleven years of pig slurry application (according model Cu_{11}), c) after fifteen years of pig slurry application (according model Cu_{15}) and response surface plots of zinc concentration in soil d) after ten years of pig slurry application (according model Zn_{10}), e) after eleven years of pig slurry application (according model Zn_{11}), f) after fifteen years of pig slurry application (according model Zn_{15}).

The response surface graphs for copper and zinc concentration in soil according the effects of soil layers and pig slurry application rate are shown in Figure 1. Through RSM the efficiency of the treatment could be optimized and the interactions among the variables evaluated according to the obtained models equations. The response surfaces plotted that all models have a similar tendency of behavior to the concentration of metals (copper and zinc) in the soil between of simulated intervals. It is important mention that soil layers selected in the experiment with eleven years of application of pig slurry in the soil ranged from 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 and 25-30 cm depth, as applied in the formulation of the Cu_{11} and Zn_{11} models. The depth of soil layers selected and applied to the other models followed as described in the methodology. In all models, the highest concentration of copper and zinc is present in the upper soil layer (0 cm) with the highest pig slurry application rate ($200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). In the soil layers up to 10 cm depth with rate of pig slurry application in the range of 100 to $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ the both copper and zinc concentration also is high. This condition extended to lower proportions of pig

slurry application rate in the Cu_{15} and Zn_{15} models. A considerable concentration of copper and zinc in the soil up to the 20 cm deep layer is still found in the Cu_{10} , Cu_{15} and Zn_{10} , Zn_{15} models.

The response surfaces plots allow the observation of interactions between the soil layers and pig slurry application rate and these with the copper and zinc concentration in soil. The concentration of these metals declines with increasing soil layers depth. The pig slurry application rate decline also causes a reduction in the copper and zinc concentration in soil. However, the pig slurry application rate variation does not cause changes in the concentration of these metals when found in the deepest soil layers analyzed. Because of this, the effect by quadratic term of pig slurry application rate is insignificant and the linear effect soil layers is superior to the other significant effects.

4. Conclusions

Concentration distribution spatial of copper and zinc in Rhodic Hapludox soil modified by pig slurry application, at different rates, during ten, eleven and fifteen years was modeled by the response surface methodology based central composite design. Through a second-order polynomial models obtained the effects caused by independent variables were measured. RSM provided the sufficient statistical model to fit the data quadratic models in terms of copper and zinc concentration in soil, whose R^2 values range at 70% to 87%. Besides that, adjusted- R^2 values were close enough to R^2 values, which indicate that the proposed models are statistically significant. As expressed by the

coefficients of the regression models the linear terms of soil layers and pig slurry application rate, as well the quadratic term of soil layers and interactions of independent variables, presented significant effects on the models. The response surfaces plotted that all models have a similar tendency of behavior to the concentration copper and zinc in the soil between of simulated intervals. The concentration of these metals declines with increasing soil layers depth and pig slurry application rate decline. However, the pig slurry application rate variation does not cause changes in the concentration of these metals when found in the deepest soil layers analyzed. The proposed regression models resulted in response were in agreement with a predicted tendency. The outcome of the study indicates that modeling of copper and zinc concentration in soil following organic waste applications can be performed using RSM. The present work may be extended to include more variables in the modeling of this phenomenon.

5. References

- Asadzadeh F., Maleki-Kaklar M., Soiltanalinejad N. and Shabani F. (2018). Central Composite Design Optimization of Zinc Removal from Contaminated Soil, Using Citric Acid as Biodegradable Chelant. *Nature*, **2633**(8), 1-8.
- Chen S. and Lin P. (2010). Optimization of operating parameters for the metal bioleaching process of contaminated soil. *Separation and Purification Technology*, **71**, 178–185.
- EMBRAPA — Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, (2004). *Solos do Estado de Santa Catarina*. EMBRAPA/CNPq, Rio de Janeiro.
- Esmaeilzadeh M., Jaafari J., Mohammadi A. A., Panahandeh M., Javid A. and Javan S. (2018). Investigation of the extent of contamination of heavy metals in agricultural soil using statistical analyses and contamination indices. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1-12.
- Formentini T. A., Mallmann F. J. K., Pinheiro A., Fernandes C. V. S., Bender M. A., Da Veiga M., ... and Doelsch E. (2015). Copper and zinc accumulation and fractionation in a clayey Hapludox soil subject to long-term pig slurry application. *Science of the Total Environment*, **536**, 831-839.
- Jentzer J. B., Alignan M., Vaca-Garcia C., Rigal L. and Vilarem G. (2015). Response surface methodology to optimize Accelerated Solvent Extraction of steviol glycosides from *Stevia rebaudiana* Bertoni leaves. *Food chemistry*, **166**, 561–567.
- Kakelar M. M. and Ebrahimi S. (2016). Up-scaling application of microbial carbonate precipitation: optimization of urease production using response surface methodology and injection modification. *International Journal of Environmental Science and Technology*, **13**, 2619–2628.
- Körbahti B. K. and Rauf M. A. (2009). Determination of optimum operating conditions of carmine decoloration by UV/H₂O₂ using response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*, **161**, 281–286.
- Kumar J. and Bansal A. (2013). Photocatalytic degradation in annular reactor: modelization and optimization using computational fluid dynamics (CFD) and response surface methodology (RSM). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **1**(3), 398-405.
- Liu N., Han H., Yin H., Han L. and Huang G. (2018). Variations in the fate and risk analysis of amoxicillin and its degradation products during pig manure aerobic composting. *Journal of Hazardous Materials*, **346**, 234-241.
- Mallmann F. J. K., Santos D. R. D., Bender M. A., Gubiani E., Da Veiga M., Minella J. P. G., ... and Šimůnek J. (2017). Modeling zinc and copper movement in an Oxisol under long-term pig slurry amendments. *Vadose Zone Journal*, **16**(10).
- Meng J., Wang L., Zhong L., Liu X., Brookes C., Xu J. and Chen H. (2017). Contrasting effects of composting and pyrolysis on bioavailability and speciation of Cu and Zn in pig manure. *Chemosphere*, **180**, 93-99.
- Mohanty P., Majhi S., Sahu J. N. and Pant K.K. (2012). Response surface modeling and optimization of CO hydrogenation for higher liquid hydrocarbon using Cu–Co–Cr + ZSM-5 bifunctional catalyst. *Industry Engineer Chemistry*, **51**, 4843–4853.
- Pandolfo C., Braga H. J., Silva Júnior V. P., Massignam A. M., Pereira E. S., Thomé V. M. R. (2002). *Atlas climatológico digital do Estado de Santa Catarina*. EPAGRI, Florianópolis.
- Redding M. R., Lewis R., Kearton T. and Smith O. (2016). Manure and sorbent fertilisers increase on-going nutrient availability relative to conventional fertilizers. *Science of the Total Environment*, **569**, 927-936.
- Salarian A. A., Hami Z., Mirzaei N., Mohseni S. M., Asadi A., Bahrami H., ... and Zare M. R. (2016). N-doped TiO₂ nanosheets for photocatalytic degradation and mineralization of diazinon under simulated solar irradiation: Optimization and modeling using a response surface methodology. *Journal of Molecular Liquids*, **220**, 183-191.

Tedesco M. J., Gianello C., Bissani C. A., Bohnen H., Volkweiss S. J. (1995). *Análise de solo, plantas e outros materiais*. UFRGS, Porto Alegre.

USDA — United States Department of Agriculture (2003). *Soil survey staff, keys to soil taxonomy. 9th ed. Natural Resources Conservation Service*. USDA, Washington.

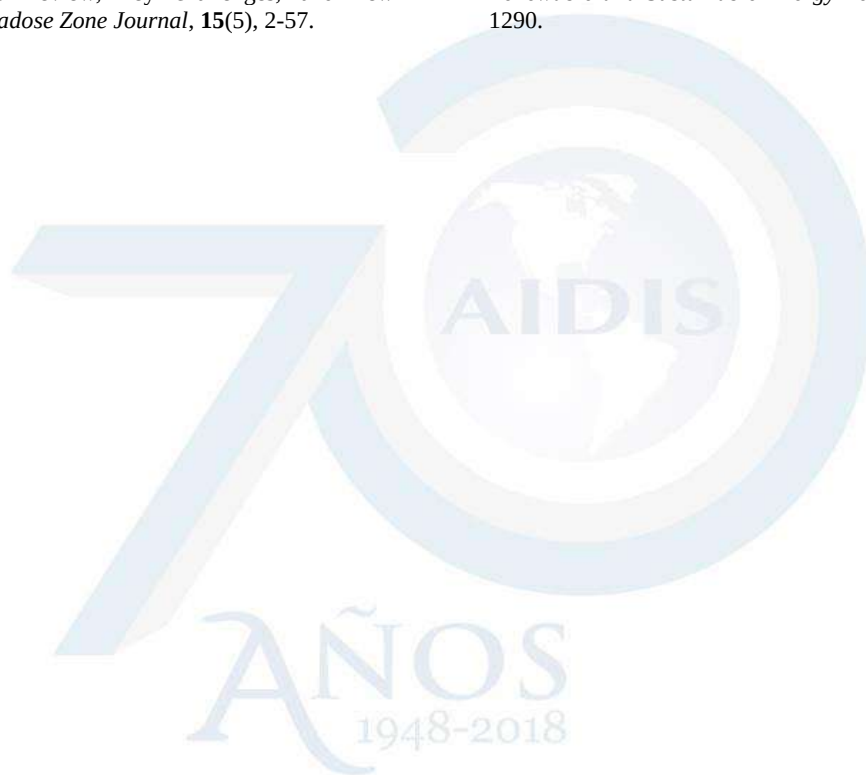
Veiga M. D., Pandolfo C. M., Balbinot Junior A. A., and Spagnollo E. (2012). Chemical attributes of a Hapludox soil after nine years of pig slurry application. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **47**(12), 1766-1773.

Vereecken H., Schnepf A., Hopmans J. W., Javaux M., Or D., Roose T., ... and Allison S. D. (2016). Modeling soil processes: Review, key challenges, and new perspectives. *Vadose Zone Journal*, **15**(5), 2-57.

Wang H., Wang X. J., Wang W. S., Yan X. B., Xia P., Chen J. and Zhao J. F. (2016). Modeling and optimization of struvite recovery from wastewater and reusing for heavy metals immobilization in contaminated soil. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **91**(12), 3045-3052.

Wang J., Niu Y., Zhang C. and Chen Y. (2018). A micro-plate colorimetric assay for rapid determination of trace zinc in animal feed, pet food and drinking water by ion masking and statistical partitioning correction. *Food Chemistry*, **245**, 337-345.

Zhu L. D. and Hiltunen, E. (2016). Application of livestock waste compost to cultivate microalgae for bioproducts production: A feasible framework. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **54**, 1285-1290.



[00317] PHOTOELECTROCHEMICAL SOLAR CELLS PREPARED FROM NANOSCALE ZEROVALENT IRON USED TO REDUCE HEAVY METALS IN WATER

KEYLA SOTO HIDALGO¹; CARLOS CABRERA²; EDWIN ORTIZ QUILES³; EDUARDO LARIOS⁴

Universidad de Puerto Rico^{1,2,3}; University of Texas at San Antonio⁴

keyla.soto@upr.edu¹; carlos.cabrera2@upr.edu²; edwin.o.ortiz@upr.edu³; elariosg@gmail.com⁴

Keywords

Zerovalent iron, Photovoltaic, Remediation, Heavy metals

Abstract

Nanoscale zerovalent iron (nZVI) particles have been widely studied in the environmental sciences for wastewater treatment. These types of nanoparticles react in aqueous media producing metal oxides, which can be photoactive in the ultraviolet energy region. This prompted us to examine alternatives for the preparation of nanomaterials using nZVI in the presence of 6 and 30 ppm of Cd^{2+} in aqueous solutions. These Cd^{2+} concentrations are representative of contaminated regions of Puerto Rico such as the Las Cucharillas Marsh in Cataño. Comprehensive chemical and physical characterization of the resulting nZVI products after their exposure to Cd^{2+} was done. Further studies of the resulting nanostructures were completed using a photoelectrochemical solar cell (PSC) as the photoanode material. Incident photon-to-current efficiency (IPCE) and electrochemical impedance spectroscopy (EIS) analysis of these PSCs showed active photochemical properties in the ultraviolet range for the sample exposed to 30 ppm of Cd^{2+} . Changes in the structure and chemical oxidation states of the species were observed in transmission electron microscopy (TEM), X-ray diffraction (XRD), and X-ray photoelectron spectroscopy (XPS), and X-ray absorption spectroscopy analysis was attributed to these photochemical properties. These results show an alternative synthetic method for producing iron oxides for 30 photocatalytic applications, and a possible strategy for reuse of nZVI after water remediation treatments (Fig A).

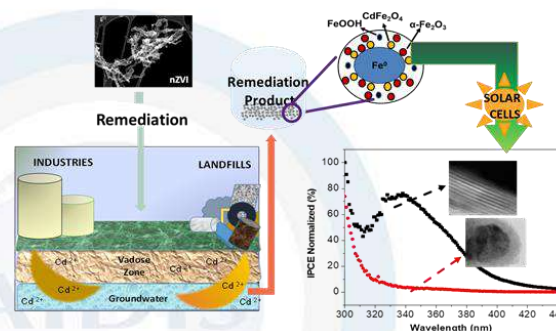


Figure A. Graphical abstract of cadmium water remediation to photoelectrochemical solar cells using nanoscale zerovalent iron

Introduction

Iron nanoparticles are a new generation of materials for environmental remediation. Various metallic ions including Pb^{2+} , Cr^{6+} , Ni^{2+} , As^{3+} , As^{5+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , and Ba^{2+} have been fixated from water using this new technology.¹ Nanoscale zerovalent iron (nZVI) has been studied as an alternative method for water decontamination processes. In the nZVI reaction, metallic iron is oxidized in the presence of water, which can remove other metal ions from the aqueous media by chemical absorption.²⁻⁴ In this process, iron oxides such as hematite ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) are produced.⁵ This $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ has been broadly studied for catalytic applications due to its highly active photochemical properties and resistance to corrosion; however, the excited electrons have a short lifetime and the charge mobility is low.⁶ Therefore, it has been a challenge to use hematite for PSC applications, especially because this material does not absorb in the visible range, yet is highly active in the ultraviolet range. Accordingly, various strategies to improve the photoactivity of this material have been tested, the goal is implementing hematite in commercial solar-based devices, including high temperature synthesis methods for doping structures.⁶⁻⁸ Using

hematite instead of TiO_2 has been evaluated as an alternative method to produce dye-sensitized solar cells.⁹ Approaches such as doping with other metals and changing the structural arrangement of the system have been employed to overcome challenges regarding electron transfer processes.⁶ Previous studies from our group have demonstrated that the incorporation of Cd^{2+} ions in the oxidized nZVI produces changes in the structure of the system associated with both iron oxide species (FexOy) and the formation of cadmium ferrite (CdFe_2O_4).¹⁰ This can be done without using high temperatures to complete the preparation of the material, a common practice that is described in the literature.^{7,8} In addition to these changes, cadmium species have also been studied for photochemical applications. Despite their reported photochemical properties, there have been few reports that used these particles as photocatalysts.^{8,11} nZVI particles were used in Cd^{2+} removal process as a proof of concept study for further use at the Las Cucharillas Marsh.¹² Our previous studies included experiments with Cd^{2+} concentrations between 1 and 6 ppm.¹⁰ The next step of this work entailed studying the effects of higher Cd^{2+} concentrations on nZVI. Moreover, an alternative use of the nZVI product was evaluated, which suggested its use in photo electrochemical solar cells (PSCs). We report herein the use of nZVI previously exposed to Cd^{2+} ions as photoanodes in PSCs photoelectrochemical devices, such as those produced by Brian O'Regan and Michael Gratzel in the 1990s, gained great attention during the past decade due to their very low fabrication costs.¹³ Photoelectrochemical devices are challenging due to the optimization of their quantum conversion efficiency, which is affected by the electron transfer processes in the system. nZVI was exposed to different Cd^{2+} concentrations (1–30 ppm), similar to the concentrations found in the Las Cucharillas Marsh, Cataño, Puerto Rico.¹²

Objectives

The main innovation of this work was to evaluate the product formed after Cd water removal processes using nZVI as a photoactive material by applying extensive characterization techniques. Cd-residual iron products (Cd-RIPs) showed promising photoactive behavior for PSC applications.

Methodology

The chemicals used were iron(III) chloride hexahydrate (97%, ACS reagent), sodium borohydride ($\geq 98.5\%$, reagent grade), trichloroethylene (99.5%, ACS reagent), Tween 80, humic acid (sodium salt) obtained from Sigma-Aldrich, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (F2877 Sigma-Aldrich), NaBH_4 (Alfa Aesar), ethanol 200 proof, 99.5%

anhydride (Sigma Aldrich), $\text{Cd}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Sigma-Aldrich), HCl (Alfa Aesar), light NF/FCC mineral oil (Fisher Chemical), laboratory grade Triton (Sigma-Aldrich), LiI (99.9%, Sigma-Aldrich), (99.8%, Sigma Aldrich), and acetonitrile (ACS grade, low water, BDH). All solutions were prepared with Nanopure water ($18.2 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$, Nanopure Diamond, Barnstead). In the present work, the nZVI materials were tested for their ability to reduce Cd^{2+} concentrations in wastewater. The nZVI was prepared by the reduction of an aqueous iron salt using an easily controlled and effective reductant, sodium borohydride (NaBH_4). A 0.6 M solution of $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (molar mass 270.30 g/mol) was prepared in 30.0 mL of ethanol (83% v/v) and nanopure water (17% v/v). The solution was purged with N_2 for 30 min to remove oxygen prior to the reaction, in order to avoid the rapid oxidation of iron. Then, the solution was titrated by adding 100.0 mL of 0.8 M NaBH_4 aqueous solution under nitrogen. After 30 min of stirring with a magnetic bar at 700 rpm, the solution was filtered using 0.22 μm filter paper (Millipore) under vacuum at 25 °C. Then, the sample was rinsed three times with 99% absolute ethanol. The filtered samples were immediately placed in a desiccator. Cadmium solutions were prepared using $\text{Cd}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ due to its high solubility in water and ethanol. To represent different samples of wastewater contaminated with cadmium, Cd^{2+} solutions of 6 and 30 ppm were prepared. The initial pH of each solution was adjusted to 2 using 1.0 M HCl. All reactions were done in a drybox under argon atmosphere to prevent Fe oxidation. Aliquots (200 mL each) of all the prepared cadmium solutions (6 and 30 ppm) were treated with 3.0 g/L of nZVI particles for 5 h. Concentration units are presented as “ppm” keeping with toxicity nomenclature ($\text{ppm} = \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). The pH of each cadmium solution was determined before and after adding the nZVI particles. After 5 h of stirring with a magnetic bar at 700 rpm, the solution was filtered using filter paper with 0.2 μm pore size (Millipore) under vacuum at 25 °C. The filtered samples were placed immediately in a desiccator to be used as photoanodes in PSCs. $\text{CdFe}_2\text{O}_4/\text{FexOy}/\text{Fe}$ particles were obtained by the removal process using nZVI particles in Cd ion solutions. This powder was then mixed with 0.500 mL of mineral oil, 5.00 mL of EtOH, and 5 drops (0.33 mL) of Triton to produce slurry of the active material. The mixed solution was ultrasonicated for 10 min. Fluor tin oxide (FTO) glasses (2.0 cm $\times$ 2.0 cm) were used as substrates for the deposition. A 1 cm $\times$ 1 cm mask space was prepared with Scotch tape. Afterward, 3 drops (0.20 mL) of the previously prepared slurry were deposited over the conductive surface of the FTO glasses using a glass rod, until a uniform thickness was achieved. The tape was removed after 1 h. Then, the glasses with the deposited material were heated to 80, 200, 300, or 500 °C for 5, 15, 10, and 60 min respectively, over a hot plate. FTO glasses (10.2 cm $\times$ 10.2 cm) from Hartford Glass Co. Inc. Were cut into 2.0 cm $\times$ 2.0 cm squares. Graphite was

deposited over the conductive surface of the FTO glasses. Two drops of a previously prepared electrolyte containing 0.5 M I₂ and 0.050 M LiI in acetonitrile was added to the PSC before it was used. A working electrode was prepared using FTO glasses covered with the active material for the electrochemical measurements. A small contact with a copper cable surrounded by a glass cylinder and the glass was made using silver paint. Nonconductive EPOXY was applied to the contact area to ensure that the copper and the silver paint were electrochemically insulated from the electrode and from the solution. The morphology was observed by high resolution transmission electron microscopy (HRTEM) images with a Cs-corrected JEOL JEMARM200F electron microscope running at 200 kV and equipped with a CEOS Cs corrector on the illumination system. Electrochemical impedance spectroscopy (EIS) was carried out using a frequency range of 200 kHz to 50 mHz at an excitation voltage of 5 mV. The data were fitted using ZSimpWin 3.30 assuming a series R(QR) (QR) (CR) equivalent circuit. An Oriel quantum efficiency/incident photon-to-current conversion efficiency measurement system was employed to obtain the photovoltage spectrum. Incident photon-to-current conversion efficiency (IPCE) spectra of PSCs were calculated and normalized to the maximum value on each graph using the following equation:

$$\text{IPCE} = \frac{\text{ISC} \cdot P}{\lambda \cdot 1240} \quad (1)$$

where ISC, P, λ , and 1240 are the short circuit current of the DSC in amperes (A), power of the light source in watts (W), wavelength of the incident light in nanometers (nm), and a value related to the product between the Planck constant and the speed of light, respectively.

Results:

Cd-RIPs, simulating their use in the marsh, were done by placing nZVI particles in 30 ppm of Cd²⁺ solution for 5 h. This material exhibited two intense XPS peaks, for Cd 3d_{3/2} and 3d_{5/2}, which were observed in the high resolution XPS spectrum produced from spin-orbit coupling effects. Figure 1a shows the deconvolution of the Cd 3d peaks, with binding energies of 403.3 and 405.3 eV for the 3d_{3/2} signal.¹⁴ These two binding energies can be assigned, respectively, to Cd²⁺ (probably due to CdO or Cd(OH)₂ molecules) and to metallic Cd. An absorption process during the removal of Cd²⁺ from wastewater by nZVI particles has been suggested in a previous work.⁵ During the development of the reaction, metallic cadmium (Cd⁰) could be produced by electron transfer processes from metallic iron (Fe⁰). Studies suggest that this electron transfer reaction is not expected on the surface of the nZVI due to the standard potentials of Cd (−0.40 V vs NHE) and Fe (−0.41 V vs NHE) being so close.⁴⁵

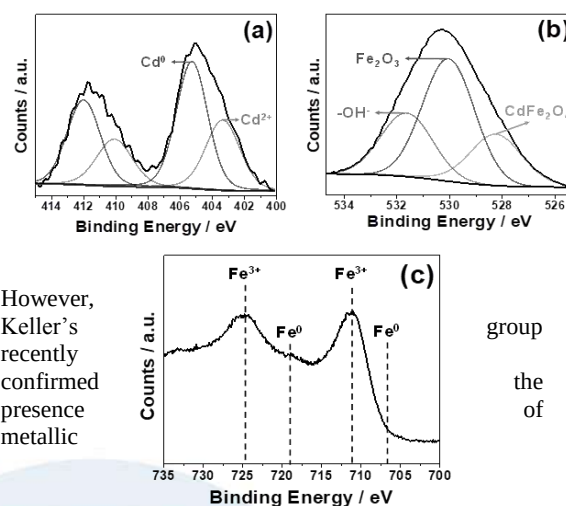


Figure 1. X-ray photoelectron spectra of (a) cadmium 3d, (b) oxygen 1s, and (c) iron 2p binding energy regions in nZVI particles exposed to 30 ppm of Cd²⁺ ions in aqueous media.

cadmium using XRD after a Cd-removal process.¹⁵ We propose that this process could occur in the inner core of metallic iron particles. High energy resolution photoelectron spectrum deconvolution for the O1s binding energy region shows three peaks, at 528.2, 530.0, and 531.6 eV (see Figure 1b). The binding energies for these peaks can be associated with CdFe₂O₄, Fe₂O₃, and hydroxyl groups (e.g., OH[−]), respectively. Incorporation of OH[−] and O₂^{2−} shows a broad signal in binding energy ranges between 530.6 and 531.1 eV, which can be observed in the O1s peak.¹⁶ In Figure 1c, the Fe 2p regions have two peaks near 711 and 725 eV, corresponding to the binding energies of the 2p^{3/2} and 2p^{1/2} for Fe³⁺.

In Figure 2a, high resolution transmission electron microscopy (HRTEM) images of nZVI exhibit spherical shapes and well-aligned aggregates with diameters ranging from 25 to 70 nm. These clusters of nanoparticles are caused by magnetic dipole-dipole interactions of the individual particles.¹⁷ It shows a contrast between the center and its surroundings, akin to a core-shell structure. Iron oxides form a layer around Fe⁰, which consequently prevents further oxidation of the particle core. After exposure to Cd²⁺ in Figure 2b, new particles are organized as nanofibers (ca. 1 μ m in length). The formation of nanofibers may have been produced by the diffusion of absorbed Cd²⁺ ions through the core-shell structure, perhaps due to the lattice energy generated in the oxidation of iron.⁵ Because nZVI particles are mainly covered with an iron oxide shell, any electron transfer reactions between Cd²⁺ ions and Fe⁰ should be expected to occur in the core. This suggests that after exposure to Cd²⁺, electron transfers occur between the Fe⁰ atoms at the core, and the diffused Fe⁰ provokes a change in both physical and electronic structures of the metal structure. A

conceptual model in Figure 2c summarizes the interactions of nZVI with water and Cd^{2+} in solution.

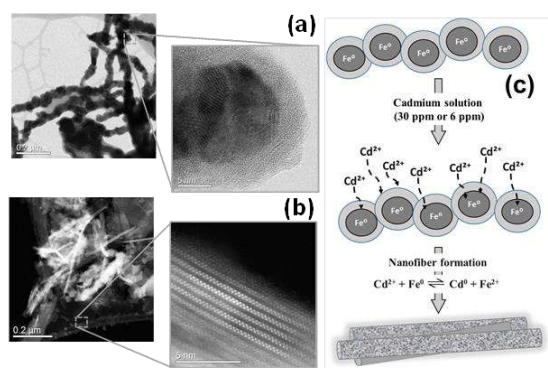


Figure 2. HRTEM images of (a) nZVI particles synthesized and (b) iron nanofibers formed during the cadmium ion remediation process. (c) Conceptual model representing the Cd^{2+} atoms interaction in Fe^0 core of nZVI.

Figure 3a illustrates a schematic of the PSC array used for the incident-to-photocurrent efficiency (IPCE) experiments. A thin film was prepared over an FTO glass to produce a photoanode similar to that in Figure 3b. SEM was employed to determine the thin layer thickness deposited over the FTO glass. The resulting image obtained (Figure 3c) has layers of $\sim 1 \mu\text{m}$ thickness.

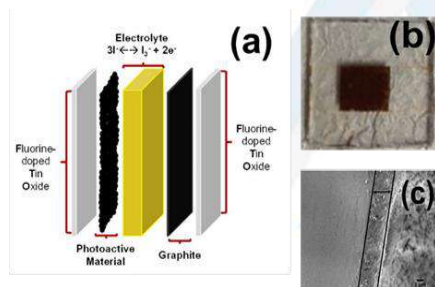


Figure 3. (a) Schematic of the assembled showing the PSC, (b) 30 ppm Cd^{2+} as photoactive material deposited in the anode of the PSC and (c) SEM image of the layer deposited thickness.

In Figure 4, IPCE normalized signals of four PSCs are observed, each one with a different material on the photoanode. The samples, which were prepared, using nZVI treated with 6 ppm of Cd^{2+} , do not display significant signals. Particles treated with 30 ppm of Cd^{2+} , however, exhibit a relatively broad band from approximately 300 to 450 nm. They have a high absorption and a red shift displacement when compared with the PSC signals of commercial TiO_2 in the anatase structure. Such a high photovoltage can be explained by improvements in the electron transfer dynamics of the material in the PSC at higher cadmium concentrations due to structural changes as previously suggested.

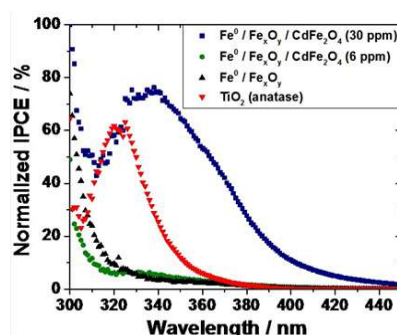


Figure 4. Incident to photocurrent efficiency normalized spectra of the nZVI starting material and nZVI used in wastewater Cd^{2+} removal process, and TiO_2 (anatase).

Conclusions

Nanoscale zerovalent iron particles were produced by a chemical reduction technique to complete Cd^{2+} fixation from water. The concentrations of Cd^{2+} used were 6 and 30 ppm, which are within the range of values found in Cd-contaminated areas of Puerto Rico. The material was physicochemically characterized, and further tested in a photoelectrochemical device as a photoanode. High photoelectrochemical values were observed in the particles produced from nZVI that had been in contact with the 30 ppm of Cd^{2+} solution. These particles also possessed better structural organization and electrochemical properties when compared to the 6 ppm of Cd-RIP sample and the TiO_2 . We conclude that there are better electron transfer processes from the hematite due to the presence of Cd^0 and Cd^{2+} , including morphological changes of the system shown by (i) morphological differences found in TEM and (ii) electronic behavior monitored using XPS analysis. These results provide a new strategy: to reuse materials used in remediation processes based on nZVI.

References

- (1) Uzüm, Ç.; Shahwan, T.; Eroğlu, A. E.; Lieberwirth, I.; Scott, T. B.; Hallam, K. R. Application of Zero-Valent Iron Nanoparticles for the Removal of Aqueous Co^{2+} Ions under Various Experimental Conditions. *Chem. Eng. J.* 2008, 213–220.
- (2) Khin, M. M.; Nair, A. S.; Babu, V. J.; Murugan, R.; Ramakrishna, 478 S. A Review on Nanomaterials for Environmental Remediation. *Energy Environ. Sci.* 2012, 5, 8075–8109.
- (3) Matlochova, A.; Placha, D.; Rapantova, N. The Application of Nanoscale Materials in Groundwater Remediation. *Polym. J. Environ.* 482 Stud. 2013, 22, 1401–1410.
- (4) Boparai, H. K.; Joseph, M.; O'Carroll, D. M. Kinetics, Thermodynamics of Cadmium Ion Removal

by Adsorption onto 485 Nano Zerovalent Iron Particles. J. Hazard. Mater. 2011, 186, 458–465.

(5) Li, X. Q.; Zhang, W. X. Sequestration of Metal Cations with 487 Zerovalent Iron Nanoparticles - A Study with High Resolution X-Ray 488 Photoelectron Spectroscopy (HR-XPS). J. Phys. Chem. C 2007, 111, 489 6939–6946.

(6) Lin, Y.; Xu, Y.; Mayer, M. T.; Simpson, Z. I.; McMahon, G.; 491 Zhou, S.; Wang, D. Growth of P-Type Hematite by Atomic Layer Deposition, Its Utilization for Improved Solar Water Splitting. J. Am. Chem. Soc. 2012, 134, 5508–5511.

(7) Ling, Y.; Wang, G.; Wheeler, D. A.; Zhang, J. Z.; Li, Y. Sn-Doped Hematite Nanostructures for Photoelectrochemical Water Splitting. Nano Lett. 2011, 11, 2119–2125.

(8) Sivula, K.; Zboril, R.; Le Formal, F.; Robert, R.; Weidenkaff, A.; 498 Tucek, J.; Frydrych, J.; Gratzel, M. Photoelectrochemical Water Splitting with Mesoporous Hematite Prepared by a Solution-Based Colloidal Approach. J. Am. Chem. Soc. 2010, 132, 7436–7444.

(9) Ocakoglu, K.; Krupnik, T.; van den Bosch, B.; Harputlu, E.; Gullo, M. P.; Janna Olmos, J. D.; Yildirimcan, S.; Gupta, R. K.; Yakuphanoglu, F.; Barbieri, A.; Reek, J. N. H.; Kargul, J. Photosystem I-Based Biophotovoltaics on Nanostructured Hematite. Adv. Funct. Mater. 2014, 24, 7467–7477.

(10) Soto Hidalgo, K. T.; Guzman-Blas, R.; Ortiz-Quiles, E. O.; Fachini, E. R.; Corchado-García, J.; Larios, E.; Zayas, B.; Jose-Yacaman, M.; Cabrera, C. R. Highly Organized Nanofiber Formation from Zero Valent Iron Nanoparticles after Cadmium Water Remediation. RSC Adv. 2015, 5, 2777–2784.

(11) Harish, K. N.; Naik, H. S. B.; Kumar, P. N. P.; Vishwanath, R.; 513 Kumar, G. S. Y. Optical, Photocatalytic Properties of CdFe₂O₄ Nanocatalysts: Potential Application in Water Treatment under Solar Light Irradiation. Arch. Appl. Sci. Res. 2013, 5, 42–51.

(12) EPA. EPA Announces Plan to Preserve, Protect Open Space, Marshland in the Cataño Area, 2002; <http://yosemite.epa.gov/opa/admpress.nsf/6427a6b7538955c585257359003f0230/97e9b9788b86540985257164006c9e9d!OpenDocument>.

(13) O'Regan, B.; Gratzel, M. A Low-Cost, High-Efficiency Solar Cell Based on Dye-Sensitized Colloidal TiO₂ Films. Nature 1991, 353, 737–740.

(14) Yoon, J.-H.; Yang, J.-E.; Kim, J.-P.; Bae, J.-S.; Shim, Y.-B.; Won, M.-S. Simultaneous Detection of Cd (II), Pb (II), Cu (II), Hg (II) Ions in Dye Waste Water Using a Boron Doped Diamond Electrode with DPASV. Bull. Korean Chem. Soc. 2010, 31, 140–145.

(15) Su, Y.; Adeleye, A. S.; Huang, Y.; Sun, X.; Dai, C.; Zhou, X.; Zhang, Y.; Keller, A. A. Simultaneous Removal of Cadmium, Nitrate in Aqueous Media by Nanoscale Zerovalent Iron (NZVI), Au Doped NZVI Particles. Water Res. 2014, 63, 102–111.

(16) Reitz, C.; Suchomski, C.; Chakravadhanula, V. S.; Djerdj, I.; 535 Jaglicic, Z.; Brezesinski, T. Morphology, Microstructure, Magnetic 536 Properties of Ordered

Large-Pore Mesoporous Cadmium Ferrite Thin Film Spin

(17) Martin, J. E.; Herzing, A. A.; Yan, W.; Li, X. Q.; Koel, B. E.; 554 Kiely, C. J.; Zhang, W. X. Determination of the Oxide Layer Thickness 555 in Core-Shell Zerovalent Iron Nanoparticles. Langmuir 2008, 24, 556 4329–4334.

TEMÁTICA: SALUD AMBIENTAL

[00024] METALES PESADOS EN SEDIMENTOS VIALES DE UNA MEGACIUDAD LATINOAMERICANA: UN PROBLEMA DE SALUD PÚBLICA

**CARLOS ALFONSO ZAFRA MEJIA¹; ÁLVARO GUTIÉRREZ
MALAXECHEBARRÍA²**

Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas^{1,2}

czafra@udistrital.edu.co¹; amgutierrezm@udistrital.edu.co²

Palabras Clave: Contaminación ambiental, Hábitats urbanos, Metales pesados, Salud pública.

ABSTRACT

Research agencies in environment and public health report the growing interest of studying the pollution by heavy metals in urban habitats. The objective of this paper is to present a descriptive observational study of the heavy metals concentrations (Pb, Zn, and Cu) in road sediments of a megacity in Latin America: Bogotá, Colombia. Samples of road sediment were collected for one year on six habitats of Bogotá. There was a coincidence between the metals concentrations reported worldwide and those observed in the study habitats. Average concentrations in the study habitats tended to be lower than those reported in urban habitats of North America, Europe, and Asia. The most critical element in Bogotá was Pb. The concentrations of Pb exceeded between 1.02 and 4.30 times the legislative limit most demanding for ingestion, inhalation, and dermal contact (Catalonia, Spain: 60 mg/kg). During climatic periods of dry time (rainfall decrease) there were increases in the heavy metals concentrations (between 1.31 and 2.11 times). The findings are a point of reference during the development of strategies for the protection of the environment and public health in megacities.

1.-INTRODUCCIÓN

La capacidad de nuestras sociedades para alcanzar y mantener en el tiempo unas condiciones habitacionales coherentes con el derecho a un hábitat digno, está inevitablemente vinculada a los mecanismos de generación de nuestras viviendas, barrios y

ciudades, pues depende directamente de los recursos disponibles y de la capacidad de emisión de residuos (Arcas-Abella et al., 2011). En relación a este último aspecto, los organismos de investigación mundial en urbanismo, ambiente y salud pública reportan el interés creciente de estudiar la contaminación por metales pesados (MP) en hábitats urbanos debido a su continua emisión, los largos periodos de residencia en el ambiente, y a que son significativamente móviles y potencialmente biodisponibles (Qing et al., 2015).

Los sedimentos depositados en tiempo seco sobre las superficies viales han sido utilizados como indicadores de la presencia de MP en hábitats urbanos, ya que se constituyeron en la acumulación más reciente de contaminantes en una zona determinada (Yuen et al., 2012). La principal ventaja del uso de sedimentos viales (SV) en investigaciones sobre ambiente y salud pública radicó en que éstos fueron utilizados como indicadores de la calidad del agua, aire y suelo debido a los procesos de transporte y dispersión a los cuales estuvieron sometidos en el hábitat urbano (Loganathan et al., 2013): deposición (v.g., suelo y superficies impermeables), remoción (escorrentía y viento), suspensión (viento y turbulencia del tráfico), e intercepción (vegetación y mobiliario urbano). Los anteriores procesos permiten sugerir la posibilidad de ingestión, inhalación y contacto dérmico con MP por parte de los ciudadanos y afectación sobre el medio natural urbano.

La ciudad de Bogotá (Colombia) fue reconocida como el centro urbano de mayor densidad poblacional en Latinoamérica (26000 habitantes/km² en promedio), estando organizada en 20 localidades con un alto nivel de segregación socio-espacial y una tendencia creciente de la informalidad laboral; como resultado de esto, el ambiente urbano se ha

deteriorado significativamente durante la última década. Al respecto, la ciudad fue reportada por la Organización Panamericana de la Salud como el tercer hábitat urbano de mayor contaminación atmosférica en América Latina (Sarmiento et al., 2015).

2.-OBJETIVOS

El objetivo principal de este artículo es presentar un estudio observacional descriptivo de las concentraciones de metales pesados asociadas con el sedimento depositado sobre superficies viales de un hábitat urbano latinoamericano: Bogotá, Colombia. Adicionalmente, se investigan dos superficies viales de la localidad conurbana de Soacha. En este estudio se comparan las concentraciones locales de MP con respecto a las reportadas por investigaciones en hábitats urbanos a nivel mundial. Se evalúa también el grado de contaminación en relación a legislación de referencia para la protección de la salud humana en suelo urbano. Finalmente, se estudian las concentraciones de MP con respecto a periodos climáticos urbanos definidos por la variación de la precipitación. La investigación se fundamenta en los tres MP

más reportados por los estudios sobre SV en hábitats urbanos a nivel mundial: Pb, Zn y Cu (Eriksson et al., 2007).

3.-METODOLOGÍA

3.1.-Descripción del hábitat de estudio

Se realizó un estudio observacional descriptivo. Los hábitats en investigación se localizaron sobre superficies viales de las localidades de Fontibón (Z1), Barrios Unidos (Z2), Kennedy (Z3) y Puente Aranda (Z4) en la ciudad de Bogotá (8,85 millones de habitantes para 2015), en el centro de Colombia (tabla 1). Estas localidades fueron elegidas debido a que en los informes de calidad del aire para la ciudad de Bogotá fueron reportadas como de alta ($Z3 > Z4 > Z1$) y baja (Z2) contaminación por material particulado atmosférico (SDA, 2012). Adicionalmente, se investigaron dos superficies viales de la localidad conurbana de Soacha (0,53 millones de habitantes para 2015); una en el corredor vial Autopista Sur (AA) y otra en el casco urbano de la localidad (SO). La información climatológica utilizada en el presente estudio fue obtenida de las redes de monitoreo RMCAB y CAR de Bogotá.

Tabla 1. Características de los hábitats de estudio en Bogotá y Soacha (Colombia)

Característica	Fontibón Z1	Barrios Unidos Z2	Kennedy Z3	Puente Aranda Z4	Autopista Sur AA	Soacha SO
Coordenadas	04°40'09"N 74°08'33"O	4°39'36"N 74° 4'42"O	04°35'45"N 74°08'48"O	04°37'49"N 74°07'06"O	4°33'04"N 74°14'22"O	4°35'05"N 74°13'12"O
Precipitación promedio anual (mm)	850	950	900	850	900	900
Densidad poblacional (Habitantes/ha)	600	600	480	160	< 25	600
Uso del suelo ^a	I-R	R	R-I	I-C	I-RU	R
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	650	1600	12300	13500	40100	2750

Nota. ^a R = residencial; I = industrial; C = comercial; RU = rural.

3.2.-Sistema de recolección del sedimento vial

Las muestras de SV en los hábitats de estudio se tomaron en tiempo seco, a un costado del bordillo (0,50 m), a la misma hora, y durante un período de un año (08/05/2010-08/05/2011) para Z1, Z2, Z3 y Z4, y 127 días (07/01/2010-14/05/2010) para AA y SO. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,50 m² (0,707 m x 0,707 m). Las dimensiones del área de recolección del SV se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de madera de idénticas dimensiones que las del área de muestreo. Para la recolección del SV se utilizó

una escobilla de fibras plásticas y un recogedor de mano (sistema de recolección en seco).

La frecuencia promedio de muestreo fue de 3 días en Soacha y 10 días en Bogotá. Estas variaciones en la frecuencia de muestreo se presentaron por la ocurrencia de eventos de precipitación que impidieron la recolección del SV en seco y, por lo tanto, impidieron la aplicación del sistema muestreo utilizado en el presente estudio. No obstante, estas variaciones en la frecuencia de los eventos de precipitación permitieron definir dos periodos climáticos de observación: (i) tiempo de lluvia, incremento en la frecuencia de las lluvias; y (ii) tiempo

seco, disminución en la frecuencia de las lluvias. Estos períodos climáticos fueron verificados a partir de información del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM), los cuales correspondieron al fenómeno climático de “La Niña-Oscilación del Sur” ocurrido durante el periodo de investigación (García et al., 2012). La cantidad de muestras recolectadas por cada zona de investigación en Bogotá y Soacha fue de 36 y 43, respectivamente; para un total de 144 muestras en Bogotá y 86 muestras en la conurbación de Soacha.

3.3.-Análisis de laboratorio

La granulometría del SV ($< 63 \mu\text{m}$ - $250 \mu\text{m}$) se determinó usando el método ISO-11277 (ISO, 2000). El análisis de la concentración de MP en el SV se realizó para la fracción de tamaño inferior a $250 \mu\text{m}$, debido a que las investigaciones han reportado que esta fracción de tamaño fue dominante en peso y tendió a registrar las mayores concentraciones de MP en hábitats urbanos (Zhao et al., 2010). La concentración de los MP asociados con el SV se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama, ISO-11047 (ISO, 2000). Las muestras de SV fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1; agua regia), método ISO-11466 (ISO, 2000). Los MP analizados fueron Pb, Zn y Cu.

4.-RESULTADOS

4.1.-Análisis comparativo con hábitats urbanos a nivel mundial

Se desarrolló una comparación entre las concentraciones detectadas nivel mundial (ver Zafra et al., 2017) y las observadas en los hábitats de estudio. Los resultados mostraron que las concentraciones promedio de Pb, Zn y Cu en el SV de Bogotá y Soacha estuvieron entre 48-217 mg/kg, 96-334 mg/kg y 41-279 mg/kg, respectivamente (tabla 2). Esto demostró una tendencia similar a la detectada a nivel mundial, visualizando que los aportes e importancia de las fuentes contaminantes variaron significativamente en el ambiente vial de Bogotá y Soacha. Adicionalmente, la secuencia en la magnitud de las concentraciones de MP fue similar a la detectada en el ámbito mundial. Es decir, los resultados mostraron en promedio que el Zn fue el metal pesado más abundante en el ambiente vial de Bogotá y Soacha, seguido de Cu y Pb.

Adicionalmente, los resultados mostraron que las concentraciones de MP reportadas a nivel mundial fueron superiores en relación a las observadas en Bogotá y Soacha. Por ejemplo, las concentraciones de Pb fueron 71 %, 24 % y 71 % inferiores con respecto a los reportes de vías de Europa, Norteamérica y Asia, respectivamente. Sin embargo, la vía de investigación AA (Soacha, Autopista Sur) registró concentraciones de Pb 56 % superiores a las reportadas en vías de Norteamérica. La fracción de tamaño del SV inferior a $63 \mu\text{m}$ presentó resultados similares. No obstante, esta fracción de tamaño registró concentraciones de Pb, Zn y Cu 1,23, 1,49 y 1,39 veces más elevadas en relación a la fracción de tamaño inferior a $250 \mu\text{m}$.

Tabla 2. Concentración promedio de metales pesados en el sedimento vial de Bogotá y Soacha con un 95 % de intervalo de confianza

Metal ^a	Fontibón Z1	Barrios Unidos Z2	Kennedy Z3	Puente Aranda Z4	Autopista Sur AA	Soacha SO	Promedio	Mediana
Fracción de tamaño $< 250 \mu\text{m}$								
Pb	69 $\pm$ 14 ^a	60 $\pm$ 12	74 $\pm$ 15	48 $\pm$ 11	217 $\pm$ 30	84 $\pm$ 22	92	72
Zn	334 $\pm$ 51	145 $\pm$ 32	197 $\pm$ 29	126 $\pm$ 19	110 $\pm$ 9	96 $\pm$ 13	168	136
Cu	279 $\pm$ 38	94 $\pm$ 16	110 $\pm$ 19	68 $\pm$ 11	57 $\pm$ 13	41 $\pm$ 10	108	81
Fracción de tamaño $< 63 \mu\text{m}$								
Pb	86 $\pm$ 17	84 $\pm$ 15	88 $\pm$ 19	61 $\pm$ 13	258 $\pm$ 36	99 $\pm$ 26	113	87
Zn	469 $\pm$ 63	271 $\pm$ 35	301 $\pm$ 48	171 $\pm$ 20	157 $\pm$ 13	137 $\pm$ 19	251	221
Cu	415 $\pm$ 56	140 $\pm$ 20	141 $\pm$ 22	88 $\pm$ 14	67 $\pm$ 15	46 $\pm$ 11	150	114

Nota. ^a Concentraciones en mg/kg de materia seca.

4.2.-Concentraciones locales versus límites legislativos de referencia

En el presente estudio, el análisis legislativo se centró sobre la fracción de tamaño del SV inferior a 63 μm debido a que ésta registró las mayores concentraciones de MP. Las concentraciones de MP en el SV fueron comparadas con legislación para la protección de la salud humana (ingestión, inhalación y contacto dérmico) en hábitats urbanos (tabla 3). Se observó que las concentraciones promedio de Pb en todas las vías de investigación superaron el límite más exigente de referencia, el establecido por la administración de Cataluña para suelo urbano (60 mg/kg). Con respecto al límite legislativo menos exigente (Canadá = 140 mg/kg; suelo residencial y parques), los resultados mostraron que la vía de estudio en AA fue la única en sobrepasarlo.

Por otro lado, las concentraciones promedio de Zn en Z1, Z2 y Z3 superaron el límite de referencia más exigente (Canadá = 200 mg/kg; suelo residencial y parques). Sin embargo, todas las vías de estudio no sobrepasaron el límite menos exigente para hábitats urbanos; el establecido por la administración de Cataluña en 650 mg/kg. Finalmente, las concentraciones promedio de Cu superaron en su mayoría el límite legislativo más exigente (Canadá = 63 mg/kg; suelo residencial y parques). Excepto en la vía SO, donde la concentración promedio fue 1,37 veces inferior a dicho límite legislativo. Con respecto al límite de referencia menos exigente para el Cu (Cataluña = 310 mg/kg; suelo urbano), los resultados mostraron que la vía de estudio en Z1 fue la única en sobrepasarlo.

Tabla 3. Comparación de concentraciones promedio de metales pesados con respecto a límites internacionales de referencia (intervalo de confianza = 95 %; n = 230)

Vía de investigación	Metal pesado (Fracción < 63 μm)		
	Pb	Zn	Cu
Z1	86 $\pm$ 17	469 $\pm$ 63	415 $\pm$ 56
Z2	84 $\pm$ 15	271 $\pm$ 35	140 $\pm$ 20
Z3	88 $\pm$ 19	301 $\pm$ 48	141 $\pm$ 22
Z4	61 $\pm$ 13	171 $\pm$ 20	88 $\pm$ 14
AA	258 $\pm$ 36	157 $\pm$ 13	67 $\pm$ 15
SO	99 $\pm$ 26	137 $\pm$ 19	46 $\pm$ 11
Límites legislativos			
Cataluña, España (Gencat, 2006)	60	650	310
País Vasco, España (Eusko-Legebiltzarra, 2005)	120	-	-
Canadá (CCME, 1997)	140	200	63

4.3.-Análisis climático para concentraciones de metales pesados

A partir de información del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) se identificaron los períodos interanuales de incremento de la precipitación en Z1, Z2, Z3 y Z4 para el fenómeno climático de “La Niña-Oscilación del Sur” (García et al., 2012). Estos períodos climáticos correspondieron a tiempo de lluvia, siendo el resto del tiempo de análisis considerado como tiempo seco. El análisis climático no se realizó en la conurbación de Soacha debido a que se contó únicamente con registros para 127 días, lo cual impidió cubrir los períodos climáticos interanuales para la precipitación. En promedio para todos los hábitats de Bogotá, los resultados mostraron que en tiempo seco las concentraciones de Pb, Zn y Cu en el SV (< 63 μm) fueron comparativamente superiores en relación a las concentraciones observadas en tiempo de lluvia. Por ejemplo, las concentraciones promedio de Pb en tiempo seco en Z1, Z2, Z3 y Z4 fueron 1,67, 1,01, 1,23, y 1,33 veces superiores en relación a las concentraciones observadas en el SV en tiempo de lluvia.

5.-DISCUSIÓN

Existió coincidencia entre las concentraciones de MP reportadas a nivel mundial y las observadas en Bogotá y Soacha para Pb, Zn y Cu. Es decir, los resultados sugirieron al Zn como el elemento metálico más abundante en los SV de los hábitats urbanos en estudio (Zn = 168 mg/kg; Cu = 108 mg/kg; Pb = 92 mg/kg). Sin embargo, en la vía AA el metal más abundante fue el Pb (tabla 2). Las concentraciones de MP en el SV de Bogotá tendieron a ser inferiores en relación a las reportadas en vías de Norteamérica, Europa y Asia entre los años 1982 y 2015. Sin embargo, la vía de investigación AA en Soacha registró una concentración promedio de Pb 2,28 veces superior a la reportada en vías de Norteamérica. El incremento en la concentración de Pb en la vía AA probablemente estuvo asociado con el elevado tráfico promedio diario observado en este hábitat de estudio (40100 vehículos/día), en comparación con el tráfico vehicular observado en las demás vías de Bogotá y Soacha (entre 650 y 13500 vehículos/día).

Los resultados evidenciaron que la fracción más fina del SV (< 63 μm) tendió a registrar las mayores concentraciones de MP en los hábitats urbanos de estudio. En promedio, esta

fracción de tamaño presentó una concentración de MP 1,37 veces superior en relación a la fracción de tamaño menor de 250 μm (tabla 2). De esta manera, los resultados sugirieron un incremento en la concentración de MP a medida que disminuyó el tamaño de partícula del SV. Esta tendencia probablemente se debió a que las fuentes de MP en los hábitats de estudio emitieron tamaños de partícula asociados con la fracción más fina del SV. Esta fracción fina también ha sido reportada como la de mayor potencial de inhalación, ingestión y contacto dérmico por parte de los residentes de hábitat urbanos, el cual fue intensificado por la re-suspensión del SV a causa de altas velocidades del viento y la turbulencia del tráfico (Amato et al., 2013).

A partir de lo anterior, la comparación con límites legislativos de referencia se realizó para la fracción de tamaño más fina del SV ($< 63 \mu\text{m}$). Existió evidencia que el elemento más crítico en Bogotá y Soacha fue el Pb. En promedio, los resultados evidenciaron que las concentraciones de Pb superaron entre 1,02 y 4,30 veces el límite de referencia más exigente: Cataluña, España = 60 mg/kg (Gencat, 2006). Por lo tanto, la vía localizada en AA (Soacha Autopista Sur) requiere de especial atención debido a que mostró las concentraciones más elevadas de Pb (promedio = 258 mg/kg) en relación a los demás hábitats de estudio. Con respecto a los restantes MP, la comparación con límites legislativos evidenció que las estrategias de control para la protección de los hábitats de estudio deberían enfocarse inicialmente en el Cu antes que en el Zn.

El análisis climático permitió evidenciar la existencia de variaciones en las concentraciones de MP durante el período de observación en Bogotá. Estas variaciones probablemente estuvieron asociadas con el régimen de precipitación evidenciado sobre los hábitats urbanos de estudio. Es decir, los resultados sugirieron al periodo de tiempo seco (disminución de la precipitación) como el de mayor atención por parte de las autoridades ambientales y de salud pública, debido a que se observaron incrementos en las concentraciones de MP asociadas con el SV. En promedio, las concentraciones de Pb, Zn y Cu durante este período de tiempo seco fueron 1,31, 1,23 y 2,11 veces superiores en relación a las observadas en tiempo de lluvia (incremento de la precipitación), respectivamente. Como era de esperar, los resultados evidenciaron que durante los períodos de tiempo seco existió una mayor excedencia en las concentraciones de MP en relación a los límites legislativos de referencia. En promedio, durante estos períodos de tiempo existieron excedencias para Pb en todas las vías de estudio en Bogotá; entre 1,78 y 1,15 veces en relación al límite legislativo más exigente: Cataluña, España = 60 mg/kg (Gencat, 2006). En tiempo de lluvia las excedencias fueron menores, entre 1,38 y 1,07 veces. Excepto en Z4, donde no se superó este límite legislativo de referencia.

6.-CONCLUSIONES

Los resultados sugieren al Zn como el metal pesado más abundante en los SV de los hábitats urbanos en estudio. No obstante, el elemento metálico más crítico en el marco de la salud pública urbana es el Pb. Existe evidencia de un incremento en la concentración de este metal pesado cuando se presenta un elevado tráfico vehicular. Los hallazgos también muestran que durante los periodos climáticos de tiempo seco (disminución de la precipitación) las autoridades ambientales y de salud pública deben implementar medidas de vigilancia y control más estrictas, debido a que se observan incrementos en las concentraciones de MP asociadas con el SV.

Por lo tanto, esta investigación se constituye en un punto de referencia para el desarrollo de estrategias en el marco del ambiente y la salud pública, en relación a la contaminación generada por los MP asociados con el SV; como por ejemplo, la implementación de restricciones en el uso del suelo según el grado de contaminación, la reducción del tráfico vehicular en hábitats de elevada contaminación, y el incremento de la frecuencia del barrido vial en tiempo seco. Esta investigación también es útil para la discusión y publicación de legislación para la protección de la salud humana y ambiental en megaciudades latinoamericanas de características similares.

7.-REFERENCIAS

- Amato F., Schaap M., Denier Van Der Gon H.A.C., Pandolfi, M., Alastuey A. y Keuken, M. (2013). Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspension. *Atmospheric Environment*, 74, 34-40.
- Arcas-Abella J., Pagès-Ramon A. y Casals-Tres M. (2011). El futuro del hábitat: repensando la habitabilidad desde la sostenibilidad. El caso español. *Revista INVI*, 26(72), 65-93.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. (1997). *Recommended Canadian soil quality guidelines*. (1a. ed.). Winnipeg, Canada: CCME Press.
- Eriksson E., Baun A., Scholes L., Ledin A., Ahlman S. y Revitt M. (2007). Selected stormwater priority pollutants - a European perspective. *Science of the Total Environment*, 383(1-3), 41-51.
- Eusko-Legebiltzarra. (2005). *Ley 1/2005: Prevención de la contaminación del suelo del País Vasco*. (1ª. ed.). Bilbao, España: Boletín Oficial del País Vasco.
- García M.C., Piñeros A., Bernal F.A. y Ardila E. (2012). Climate Variability, Climate Change and Water Resources in Colombia. *Revista de Ingeniería*, 36, 60-64.

Gencat, Generalitat de Catalunya. (2006). *Niveles genéricos de referencia (NGR), valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña*. (1ª. ed.). Barcelona, España: Agencia de Residuos de Cataluña.

ISO, International Organization for Standardization. (2000). *Standards Handbook*. (1a. ed.). Geneva, Switzerland: ISO Press.

Loganathan P., Vigneswaran S. y Kandasamy, J. (2013). Road-deposited sediment pollutants: A critical review of their characteristics, source apportionment, and management. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(13), 1315-1348.

Qing X., Yutong Z. y Shenggao L. (2015). Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120, 377-385.

Sarmiento R., Hernández L.J., Medina E.K., Rodríguez N. y Reyes J. (2015). Respiratory symptoms associated with air pollution in five localities of Bogotá, 2008-2011, a dynamic cohort study. *Biomédica*, 2015, 35(3), 167-176.

SDA, Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá. (2012). *Informe anual calidad del aire de Bogotá, año 2011*. (1ª. ed.). Bogotá, Colombia: Alcaldía Mayor de Bogotá.

Yuen J.Q., Olin P.H., Lim H.S., Benner S.G., Sutherland R.A., y Ziegler A.D. (2012). Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore. *Journal of Environmental Management*, 101, 151-163.

Zafra C., Temprano J. y Tejero, I. (2017). The physical factors affecting heavy metals accumulated in the sediment deposited on road surfaces in dry weather: a review. *Urban Water Journal*, 14(6), 639-649.

Zhao H., Li X., Wang X. y Tian D. (2010). Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1-3), 203-210.



[00038] ÍNDICE DE SATURACIÓN (IS), MEDIANTE PHREEQC EN EL SISTEMA LAGUNAR MONTEBELLO, CHIAPAS, MÉXICO

JOSÉ ABEL LOZADA TRUJILLO¹; GARCÍA VILLANUEVA LUIS ANTONIO²; LUCY MORA PALOMINO³

Universidad Nacional Autónoma de México^{1,2,3}

joseabel.lozadatrujillo@gmail.com¹; lagvillanueva@unam.mx²; lmora@geologia.unam.mx³

Palabras clave:

PHREEQC; Índice de saturación; Lagos; Geología.

Abstract.

The saturation index (IS), is a useful quantity to determine whether the water is saturated, undersaturated, or supersaturated with respect to the given mineral, in function of the temperature. The determination of this parameter whit PHREEQC for the “Sistema Lagunar Montebello”, based on the Geological local system can be useful to determinate the impact that anthropic activities have made. In this case was found that some mineral species like: aragonite, calcite and dolomite, are saturated, while others like: anhydrite, gypsum, halite and sylvite are undersaturated, because of the elements concentration determinated in the physical-chemical analysis. Especially for the CO₃ concentrations, product of the dissolution process that occurs in the karstic system and the Cl⁻ concentration, product of the residual water discharged on the “Rio Grande” river. On the other way was found an undersaturated state for CO₂(g), that in according whit the redox process is possible when the site contains organic material in a decomposition process.

Objetivos.

Determinar el Índice de Saturación IS, mediante PHREEQC en el Sistema Lagunar Montebello, Chiapas, México, considerando la geología del sitio.

Introducción.

El Índice de Saturación (IS), es un valor de importancia, ya que es el primer acercamiento a la relación que existe entre las actividades en solución de los iones que forman un determinado mineral y la constante de equilibrio de la reacción de disolución de ese mineral, determinando ambos parámetros a la misma temperatura alcanzada en el sitio de estudio (Martínez et al., 2000; L. Parkhurst & Appelo, 2013).

Y su interpretación se hace de la siguiente manera: si el IS es positivo, significa que la solución está sobresaturada y el mineral en cuestión, por ejemplo si se tratara de yeso, este

tenderá a precipitar; si es negativo, indica entonces que la solución está subsaturada y, al entrar en contacto con yeso, procederá a disolverlo. Si el IS = 0, puede indicar que la solución está en equilibrio o saturada en yeso (Martínez et al., 2000; L. Parkhurst & Appelo, 2013).

En el caso del estudio la determinación de este parámetro en relación con la Geología del sitio, permite conocer el impacto que actividades antrópicas han ocasionado en la formación de fases minerales que no se encuentran por naturaleza y la magnitud alcanzada.

Metodología.

La región o sitio de estudio que abarca el presente trabajo, pertenece a un área natural protegida denominada Parque Nacional Lagunas de Montebello (PNLM), creada a través del Decreto Presidencial publicado en el Diario Oficial de la Federación (DOF) (DOF, 16 de diciembre de 1959). Es un área de gran importancia, ya que constituye una de las reservas naturales más importantes del estado de Chiapas, tiene como función la regulación del clima y la conservación de los recursos de la zona y está constituido por alrededor de 60 lagos tanto perennes como intermitentes todos aparentemente conectados (Figueredo Rodríguez & Lara Hernandez, 2012; Mora Palomino et al., 2017).

Ver posición geográfica puede en la figura 1.

La determinación del índice de Saturación se realizó mediante el software PHREEQC (Parkhurst & Appelo, 1999), partiendo de la base de datos integrada por el muestreo fisicoquímico.

Para los lagos:

- Balamtetic-Tepancoapan (B)
- Vuelta el Agua (V)
- San Lorenzo (SL)
- Yalmus (Y)
- Bosque Azul (BA)

El muestreo se realizó siguiendo la Norma Oficial Mexicana NOM-230-SSA1-2002, que contiene los requisitos sanitarios

que deben cumplirse en los procedimientos de muestreo. Ocupando para cada muestra, frascos de vidrio con tapón perfectamente lavados y enjuagados con agua destilada y desionizada (NOM-230, 2002).

Seguido de este proceso, al total de muestras *in-situ*, se realizaron determinaciones físicas, como temperatura (°C), medición del pH y conductividad eléctrica CE, con medidor multiparamétrico Hanna® Instruments 9812. Y en laboratorio de Cromatografía del Instituto de Geología se determinaron los iones mayoritarios, empleando la técnica de cromatografía

de iones, utilizando equipo de la marca Waters que incluye: Bomba binaria modelo 1525, automuestreador modelo 717 y detector conductimétrico modelo 432 (Milán, 2015; Fagundo & González, 2016).

En la tabla 1, se muestra el valor medio determinado para cada parámetro.

Tabla 1: Valor medio determinado por el estudio Físico-Químico.

Laguna	Temp. °C	pH	CE	Na+	NH4+	K+	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻
Balamtetic-Tepancoapan (B)	25.2	9.3	692.7	17.0	0.1	3.6	91.0	32.2	160.9	35.4	183.0
Vuelta el agua (V)	27.1	8.9	720.3	7.5	1.1	2.7	98.8	39.3	94.6	4.3	322.0
San Lorenzo (SL)	24.9	9.1	617.0	8.3	0.1	2.7	84.5	25.4	138.8	7.2	191.4
Yalmus (Y)	26.1	9.0	542.0	7.6	0.2	2.6	79.8	26.8	145.5	4.5	184.5
Bosque Azul (BA)	25.7	8.8	491.0	6.5	0.1	2.4	72.2	23.7	146.9	4.3	155.9

Figura 1. Localización geográfica del Parque Nacional Lagunas de Montebello.



De acuerdo con su Geología, en el área lagunar se encuentran aflorando rocas constituidas por dolomitas y calizas de la Formación Sierra Madre de edad Albiano-Cenomaniano, de color café a gris blanquecino, de aspecto sacaroide, fracturadas, con estratificación en capas gruesas a masiva. Las calizas son de color gris claro a café, de grano grueso, con capas de textura litográfica. Al norte y sur del área de estudio, se encuentran aflorando rocas calcáreas del Cretácico Superior de la Formación Angostura, constituidas por biomicritas, brechas sedimentarias y calizas de rudistas (López-Ramos, 1981).

Hacia el norte y noreste, el subsuelo está constituido por arenas, arcillas y conglomerados rojizos del Pleistoceno, así como sedimentos aluviales y suelos lateríticos de poco espesor de edad Reciente. En el área del parque se presenta material de relleno de tipo arcillo arenoso, de poco espesor cubriendo a las

rocas calcáreas de la Formación Sierra Madre (López-Ramos, 1981).

En el área de estudio se localizan dos fallas principales (Falla El Naranjo y Falla Juncaná), con rumbo NO-SE, que originan una fosa tectónica o graben formando el valle del Río Grande.

También se identificaron familias de fracturas con el mismo rumbo (NO-SE), de las fallas mencionadas, así como fracturas perpendiculares a las anteriores, con rumbo NE-SO, estas últimas asociadas al sistema de fallas Polochic-Motagua (Durán et al., 2014).

Además, es muy notoria la presencia de dolinas, formadas por la disolución de las calizas por meteorización química, es decir, el carbonato de calcio de las calizas es disuelto por la acción de aguas ácidas. El agua subterránea también disuelve las rocas calcáreas que llegan a formar cuevas y galerías por donde se infiltra el agua. (López-Ramos, 1981; Durán et al., 2014).

Todo lo anterior puede observarse en la figura 2. Dicha figura contiene datos relevantes del área de acuerdo a las cartas geológico-minera E15-11 Y E15-12-D15-3 del estado de Chiapas, realizadas por el Servicio Geológico Mexicano.



Figura 2. Mapa Geológico del PNLM.

PHREEQC, es un programa informático para realización de cálculos de especiación, reacciones batch, de transporte unidimensional, y geoquímicos inversos. Este software en comparación y en diferencias principales con demás softwares de desarrollo libre y comercial, es su complejidad, que permite tener la capacidad necesaria para realizar cálculos de especiación e índice de saturación.

Resultados y discusión.

Una vez elaborados los modelos para cada uno de los lagos, los resultados del (IS), se registraron en la tabla 2.

Tabla 2. Índice de Saturación determinado.

Fase mineral	B	V	SL	Y	BA	Estequiometría
	(IS)					
Anhidrita	-1.65	-1.37	-1.63	-1.65	-1.74	CaSO ₄
Aragonita	1.52	1.07	1.30	1.25	1.06	CaCO ₃
Calcita	1.66	1.21	1.44	1.40	1.20	CaCO ₃
CO ₂ (g)	-4.35	-4.08	-4.09	-3.96	-3.69	CO ₂
Dolomita	3.23	2.37	2.71	2.68	2.28	CaMg(CO ₃) ₂
Yeso	-1.34	-1.09	-1.32	-1.36	-1.44	CaSO ₄ ·2H ₂ O
H ₂ (g)	-26.65	-25.89	-26.19	-26.03	-25.59	H ₂
H ₂ O(g)	-1.5	-1.45	-1.51	-1.47	-1.48	H ₂ O
Halita	-7.8	-9.08	-8.8	-9.04	-9.13	NaCl
O ₂ (g)	-29.91	-30.79	-30.96	-30.86	-31.86	O ₂
Sylvita	-8.04	-9.09	-8.85	-9.08	-9.13	KCl

También se observa que mientras los sulfatos se encuentran subsaturados, las composiciones de carbonatos están saturadas de acuerdo con lo indicado por el IS determinado. Esto debido principalmente a el sistema kárstico predominante en la región, y de acuerdo con (Mora Palomino et al., 2017), el carbonato de calcio, proveniente de formaciones rocosas como calcita y dolomita es disuelto por las corrientes de agua tanto superficiales como subterráneas y arrastrado hasta

De la tabla 2, se resalta la presencia de fases minerales como Anhidrita (Sulfato de calcio), Aragonita y Calcita (Carbonatos de calcio), Dolomita (mineral de carbonato anhidro compuesto de calcio y magnesio), Yeso (Dihidrato de sulfato de calcio), Halita (Cloruro de Sodio), Sylvita (Cloruro de potasio) y gases indicando todos un estado de subsaturación.

De acuerdo con la descripción de la Geología local, y complementado por (Figueredo Rodríguez & Lara Hernandez, 2012; Mora Palomino et al., 2017). Las concentraciones de las fases minerales y el valor de su Índice de saturación, pueden estar posiblemente relacionadas con la entrada de aguas con altas concentraciones de sulfatos y cloruros. Ya que, por su posición geográfica, en este lugar conviven la naturaleza y asentamientos humanos, que en su constante interacción con los cuerpos de agua, le otorgan características particulares, como el cambio de coloración, cual ha pasado de un tono turquesa y cristalino, a un color café.

En especial la entrada de cloruros, debido a que este ion proviene principalmente de aguas negras procedentes de la industria y las ciudades, siendo mayor su concentración a la descarga del Río Grande hacia el primer lago conocido como Balamtetic-Tepancoapan (B).

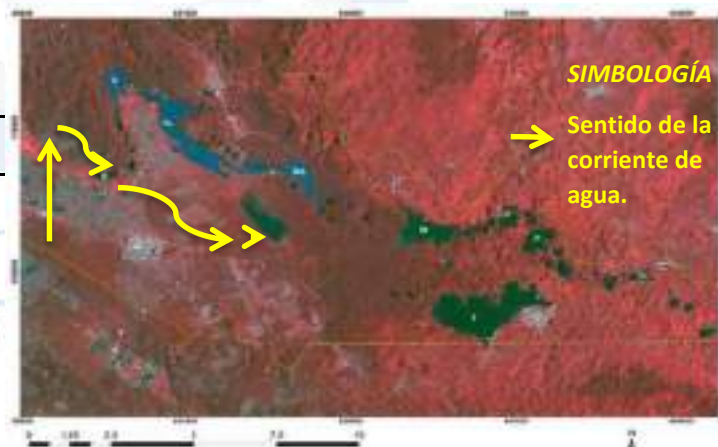


Figura 3. Sentido de flujo. Lagos en caso de estudio

depositarse en el sistema lagunar, provocando la posible saturación por sus altas concentraciones .

Así como un indicador alto del IS para el gas CO₂ en forma subsaturada, lo cual indica la posible emisión de este gas a la atmosfera por los procesos de descomposición de materia orgánica para lo cual es necesario la presencia de nitrógeno en cantidades considerables. Lo que explica también la reducción de SO₄²⁻, asociado a condiciones redox, de acuerdo con (Domínguez et al., 2015)

Conclusiones.

Se determinó el Índice de Saturación IS, mediante PHREEQC en el Sistema Lagunar Montebello, Chiapas, México, considerando la geología del sitio como medio de comparación. Encontrando que las fases minerales formadas en la solución se dan en forma saturada para: aragonita, calcita y dolomita.

En forma su subsaturada se encuentran: anhidrita, yeso, halita y sylvita y gases como: CO₂, H₂, H₂O y O₂.

Bibliografía.

Durán, I. C., Escolero, O. F., Muñoz, E. S., Castillo, M. R., & Silva, G. R. (2014). Cartografía geomorfológica a escala 1:50000 del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas (México). Sociedad Geológica Mexicana A.C., 263-277.

Fagundo, J. C., & González, P. (2016). Hidrogeoquímica Química del Agua Subterránea. Alemania: Editorial Académica Española.

Figueredo Rodríguez, H., & Lara Hernández, A. (2012). Estudio para conocer la calidad del agua en el Parque Nacional Lagunas de Montebello. Comitán, Chiapas: GEIC.

López-Ramos, E. (1981). Geología General. México: Instituto de Geología, UNAM.

Martínez, D. E., Bocanegra, E., & Manzano, M. (2000). La modelación hidrogeoquímica como herramienta en estudios hidrogeológicos. Boletín geológico y minero, 83-97.

Milán, S. V. (2015). Principios de Hidrogeoquímica. México: Aqua Ediciones.

Mora Palomino, L., García, L., Ramos, Y., Bonifaz, R., & Escolero, O. (2017). Description of chemical changes in a large karstic system: Montebello, Mexico. Procedia Earth and Planetary Science, 17 (2017), 829 – 832.

Parkhurst DL, Appelo CAJ (2013). Description of input and examples for PHREEQC version 3—a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. US Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap A43, p 497.

Domínguez, E. M., Vargas, C. C., Martínez, F. M., Gómez, E. R., & Monroy, O. H. (2015). Determinación de los procesos hidrogeoquímicos participantes en la composición del agua de las fuentes de abastecimiento a pobladores de la delegación Iztapalapa, D.F., México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 2, 199-313.

[00059] GESTÃO INTEGRADA E SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SUA IMPORTÂNCIA NO CONTROLE DO *Aedes aegypti* E DE ARBOVIROSES NO BRASIL

LUIZ ROBERTO SANTOS MORAES

Universidade Federal da Bahia-UFBA

lrs Moraes@gmail.com

Abstract

The inadequate management of solid waste has contributed in Brazil to the storage of water in discarded containers in the environment facilitating the reproduction of the mosquito *Aedes aegypti*, arbovirus transmitter. The paper, based on a bibliographical review and on the knowledge and experience of the author, presents the conceptual model and the importance of the Integrated and Sustainable Management of Urban Solid Waste (GISRSU) in times of proliferation of the *Aedes aegypti* mosquito, in order to avoid or reduce negative impact of arboviruses transmitted by this insect vector in the country.

Keywords: Solid Waste, Integrated and Sustainable Management, *Aedes aegypti*, Arboviruses.

Introdução

Arboviroses são doenças causadas por arbovírus (de *arthropod borne virus*), que compreendem todos os vírus transmitidos ao homem por artrópodes, ou seja, insetos e aracnídeos. O vírus da dengue e o Zika vírus também são arbovírus, assim como a febre chikungunya e a febre amarela são arboviroses.

Os casos de arboviroses que tem acontecido no Brasil e sua transmissão pelo mosquito *Aedes aegypti* tem conduzido a comunidade científica a aprofundar estudos e pesquisas científicas, visando conhecer melhor tal relação, bem como mostrar à população e às autoridades, a necessidade do manejo adequado dos resíduos sólidos urbanos como uma importante ação que tem como objetivos contribuir para a salubridade ambiental e para o controle ambiental e eliminação de criadouros do referido mosquito.

Segundo Fundação Nacional de Saúde (2015), os resíduos sólidos constituem importante problema sanitário quando não manejados adequadamente e as medidas adotadas para seu manejo adequado têm, sob o aspecto sanitário, objetivo comum a outras medidas de saneamento básico, como prevenir e controlar doenças a eles relacionadas. Estudo da Organização Pan-Americana da Saúde também considera que o manejo adequado dos resíduos sólidos resulta na redução de 90% das moscas, 65% dos ratos e 45% dos mosquitos (OPS, 1962), apresentando a relação entre *Aedes aegypti* e as arboviroses.

Uma multiplicidade de determinantes favorece a proliferação do mosquito transmissor das arboviroses, o *Aedes aegypti*, tais como: fatores climáticos, urbanização desorganizada, crescimento populacional e condições socioeconômicas (Mendonça, Sousa e Dutra, 2009).

Outros aspectos importantes que podem agravar a situação são: o acondicionamento inadequado dos resíduos sólidos e a falta ou precariedade de serviços públicos saneamento básico, incluindo a ausência ou a inadequada coleta de resíduos sólidos e o abastecimento intermitente de água (Tauil, 2002; Coelho, 2008; Caregnato *et al.*, 2008). Assim, a população passa a ser obrigada a armazenar água em diferentes tipos de recipientes/reservatórios no interior de suas residências, porém sem realizar sua limpeza adequada e sem tapar de forma correta esses reservatórios, contribuindo para a proliferação do *Aedes aegypti* (Flauzino, Santos e Oliveira, 2011).

Com relação aos resíduos sólidos, a população convive com a falta da coleta e acaba descartando os resíduos de maneira equivocada, nos próprios quintais ou nas ruas, impactando negativamente o ambiente e gerando riscos para a população (Brasil, 2004).

O crescente consumo de produtos descartáveis, como garrafas PET, copos plásticos e sacolas, leva as pessoas a gerarem maiores quantidades de resíduos sólidos. Isso pode repercutir na questão da febre amarela urbana, pois esses produtos são potenciais criadouros do vetor, principalmente quando não acondicionados de maneira correta. A elevada fabricação e comercialização de automóveis, leva ao aumento da produção de pneus, quando após utilização são, na maioria das vezes, lançados em terrenos baldios e logradouros públicos, colaborando com o agravamento da doença (Tauil, 2002).

Diante do exposto, percebe-se a relação entre a proliferação de *Aedes aegypti*, mosquito vetor da Febre Amarela urbana, e alguns fatores, dentre eles, o manejo adequado dos resíduos sólidos urbanos, aspecto a ser tratado neste trabalho.

Objetivo

O presente trabalho tem como objetivo apresentar a importância da Gestão Integrada e Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos em tempos de proliferação do mosquito *Aedes aegypti* e possibilidade de epidemia de Febre Amarela urbana, já que, como referido acima, mais de 90% das cidades do País encontram-se infestadas por este vetor.

Metodologia

Para a elaboração do presente trabalho utilizou-se de revisão bibliográfica, bem como o conhecimento e experiência do autor sobre o assunto.

Resultados e Discussão

A situação dos resíduos sólidos urbanos nas cidades brasileiras e sua relação com a proliferação do *Aedes aegypti*

Qualquer recipiente que possa acumular água, mesmo que em pequena quantidade, pode virar um criadouro do mosquito *Aedes aegypti*. E nas regiões Norte, Sul e Centro-Oeste do País, os resíduos sólidos são o principal criadouro do *Aedes aegypti* (Brasil, 2016).

Segundo dados do Levantamento de Índice Rápido de Infestação por *Aedes aegypti* (LIRAA), o Centro-Oeste do País concentra nos resíduos sólidos 43,8% dos criadouros do mosquito transmissor da dengue. Já na Região Norte, esse número chega a 52,4% dos criadouros. E o Sul concentra nos resíduos sólidos 50,1% dos criadouros. No Sudeste, os depósitos domiciliares, como calhas e pratos de vasos de

planta, representam 55,7% dos criadouros do *Aedes aegypti*. O Nordeste concentra na água armazenada 75,3% dos criadouros. Por isso, manejar de forma adequada os resíduos sólidos e manter os depósitos de água tampados são medidas que evitam a proliferação do mosquito *Aedes aegypti* (Brasil, 2016).

Uso de uma escala de diferentes opções de manejo de resíduos sólidos urbanos

Torna-se importante, o desenvolvimento do conceito de gestão integrada e sustentável de resíduos sólidos urbanos (GISRSU), que deve compreender quatro elementos fundamentais:

- a integração de todos os protagonistas no sistema municipal de resíduos sólidos;
- a integração de todos os elementos da cadeia dos resíduos sólidos;
- a integração dos aspectos técnicos, ambientais, sociais, institucionais e políticos para assegurar a sustentabilidade do sistema; e
- a relação da problemática dos resíduos sólidos com outros sistemas urbanos, tais como drenagem de águas pluviais, esgotamento sanitário, recursos hídricos e abastecimento de água, saúde pública (Pmpa, Cnuah e Ipes, 2000).

Para um entendimento mais aprofundado da ideia que sustenta a proposição desse conceito, pode-se analisar o significado e os desdobramentos das expressões *sistema integrado*, *sistema sustentável* e *serviço integrado*.

Um *sistema integrado* é aquele que:

- utiliza as distintas, porém complementares, atividades de manejo de resíduos sólidos, considerando as diferentes escalas da cidade (domicílio, bairro, cidade);
- envolve todos os atores da área, sejam governamentais ou não, formais ou informais, lucrativos ou não, entre outros;
- considera interações entre sistemas de manejo de resíduos sólidos e outros sistemas (ex.: drenagem pluvial urbana, esgotamento sanitário etc.).

Trata-se, portanto, de um sistema de ciclo fechado que, porém, é parte de um “sistema” maior e interage com outros, mantendo o equilíbrio sistêmico.

Um *sistema sustentável* é entendido como aquele que se adequa às condições locais em vários aspectos: técnico, social, econômico, financeiro, institucional e ambiental e é capaz de se autossustentar no tempo, sem comprometer os recursos de que necessita para operar, salvaguardando o atendimento às necessidades das gerações futuras, e também sem reduzir os benefícios que proporciona.

Por *serviço integrado* entende-se aquele que apresenta as seguintes características: uso de uma escala de diferentes opções de coleta e tratamento; compromisso e participação de todos os protagonistas urbanos; interações entre o sistema de manejo de resíduos sólidos e outros sistemas relevantes; e enfoque interdisciplinar.

A gestão de resíduos sólidos urbanos é ampliada da coleta tradicional e dos sistemas de disposição para um sistema que inclua, entre outros, a não geração, a redução da geração e a recuperação de resíduos. A “hierarquia de gestão de resíduos sólidos”, que prioriza as diferentes opções de manejo, pode ser usada como guia geral: não geração de resíduos na fonte; redução de resíduos na fonte; reutilização; reciclagem; tratamento; e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

A minimização é um novo procedimento que, ao focalizar como ponto principal a redução da quantidade ou da toxicidade do resíduo na fonte geradora, permite abordar, de forma simultânea, a prevenção dos riscos ambientais gerados pelos resíduos e a prevenção e o controle da poluição ambiental que os resíduos acarretam.

Reduzir os resíduos na fonte geradora significa pensar nos resíduos antes mesmo que sejam gerados, ou seja, buscar formas de não gerá-los e de combater o desperdício.

Sobre a nova visão sobre a gestão de resíduos sólidos urbanos, Moraes (2000) observa que as alternativas de solução passam pela adoção de modelos integrados e sustentáveis, que considerem o momento da geração dos resíduos, passando pela maximização de seu reaproveitamento e reciclagem, até o processo de tratamento e disposição final dos rejeitos. O autor faz referência à necessidade de mudança das práticas atuais de manejo, pautada na coleta, no transporte e na destinação final, para as que privilegiam a não geração, a minimização da geração, o reuso e a reciclagem desses resíduos (Figura 1).

Fonte: Moraes and Borja, 2009.



Figura 1. Mudança de paradigma da gestão dos resíduos sólidos urbanos

Essa mudança de práticas significa ancorar as novas práticas em dois dos princípios da promoção da saúde: a intersetorialidade e a promoção de ações multiestratégicas. Parece evidente ser necessário mobilizar o conjunto da sociedade, articulando saberes e experiências, para que se possa produzir estratégias diversas, eficazes, eficientes e efetivas, que lidem com a complexidade intrínseca a esse processo de mudança.

Compromisso e participação de todos os protagonistas urbanos

O compromisso dos protagonistas urbanos nos processos de planejamento e implementação é vital para o estabelecimento de uma GISRSU. Isso porque, primeiro, tal compromisso amplia a consciência pública, tão necessária para melhorar a qualidade do ambiente urbano, em especial nas áreas onde reside a população pauperizada; segundo, porque a população, o serviço municipal e o setor privado podem ser complementares entre si e produzir, assim, um sistema eficiente e efetivo para a GISRSU; e terceiro, porque a participação da população e de cooperativas ou pequenas e microempresas podem gerar emprego e renda, além de contribuir para reduzir a pobreza.

Esse compromisso incorpora quatro dos princípios da promoção da saúde: o empoderamento, a governança, a participação social e a equidade. Nesse caso, ensina a distribuição do poder na sociedade e o exercício do “poder com o outro”, possibilita a interação entre governo e sociedade civil, fortalece o protagonismo cidadão na formulação, implementação, acompanhamento e avaliação da política pública em questão, de modo que as necessidades de indivíduos e comunidades sejam os parâmetros orientadores dessa política,

contribuindo assim para seu controle e sua eficiência, com reflexos positivos sobre a qualidade de vida e a justiça social.

A Política Nacional e os Sistemas Integrados e Sustentáveis de Resíduos Sólidos

No Brasil, após quase duas décadas de discussão, foi promulgada a Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cujos objetivos são, entre outros:

- a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental;
- a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem e o tratamento de resíduos sólidos, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos;
- o estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços;
- a adoção, o desenvolvimento e o aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais;
- o incentivo ao uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados;
- a gestão integrada de resíduos sólidos;
- a prioridade, nas aquisições governamentais, de produtos recicláveis e reciclados;
- a integração dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis nas ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos (Brasil, 2010a).

Essa lei, ao estabelecer a classificação dos resíduos, define os “resíduos sólidos reversos”, que são os resíduos restituíveis, por meio da logística reversa, visando ao seu tratamento e reaproveitamento em novos produtos, na forma de insumos, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos. Em seus termos, a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos tem por objetivo:

- promover o aproveitamento de resíduos sólidos, direcionando-os para a sua cadeia produtiva ou para outras cadeias produtivas;
- reduzir a geração de resíduos sólidos, o desperdício de materiais, a poluição e os

danos ambientais;

- incentivar a utilização de insumos de menor agressividade ao meio ambiente e de maior sustentabilidade;
- compatibilizar interesses entre os agentes econômicos e sociais e os processos de gestão empresarial e mercadológica com os de gestão ambiental, desenvolvendo estratégias sustentáveis;
- estimular a produção e o consumo de produtos derivados de materiais reciclados e recicláveis;
- propiciar que as atividades produtivas alcancem eficiência e sustentabilidade;
- incentivar as boas práticas de responsabilidade socioambiental (Brasil, 2010a).

A logística reversa (LR) está diretamente envolvida com processos de redução, reuso e reciclagem, tentando minimizar, o quanto possível, a quantidade de rejeitos a ser disposta em aterros sanitários. A LR preza pelo trabalho de retorno da estrutura física dos produtos ou de suas embalagens, associada a um fluxo informacional permanente em que as empresas e consumidores estejam comprometidos em criar canais de seleção, reuso e reciclagem dos materiais após o seu consumo (Fontes e Moraes, 2015).

O êxito da logística reversa se dá por meio do gerenciamento dos resíduos sólidos, passando por uma infraestrutura de coleta seletiva e processos de reuso e reciclagem implantados, de sensibilização da sociedade na separação dos resíduos e de implementação da legislação que define as responsabilidades dos produtores.

A logística reversa ainda é pouco difundida no Brasil. Isso permite concluir que a maior parte dos materiais de pós-consumo vão para os aterros controlados, lixões ou para terrenos baldios sem quaisquer estruturas para tratamento, ou mesmo, para os aterros sanitários quando existentes.

A PNRS define logística reversa como “instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada” (Brasil, 2010a, p. 2).

A PNRS associada ao seu Decreto Regulamentador nº 7.404/2010 (Brasil, 2010b) e às leis estaduais e

municipais que estão sendo promulgadas em relação à GRSU têm instituído a LR para determinados materiais. Todavia, é necessária a ampliação da LR para outros materiais pós-consumo, tais como as embalagens plásticas, em especial as PET, que, manejadas de forma adequada pela LR, ou seja, não descartadas no ambiente, são de tamanha importância para a redução de criadouros do mosquito *Aedes aegypti*. Torna-se necessário então, que as três esferas do Poder Público (federal, estadual e municipal) contribuam por meio de cooperação técnica, financeira, de desenvolvimento de tecnologias e aprimoramento da LR (Fontes e Moraes, 2015).

Conclusão

Dessa forma, o trabalho mostra que o manejo adequado de resíduos sólidos, por meio da implementação de um sistema integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos (SISRSU) deve prover uma estrutura básica que permita selecionar tecnologias apropriadas para a gestão e o desenvolvimento do manejo ambientalmente adequado dos resíduos sólidos urbanos, contribuindo para a melhoria da salubridade ambiental, incluindo o controle ambiental de vetores transmissores de doenças, e apoiado na promoção da saúde.

Assim, o desafio está colocado, tornando-se necessário, em um processo marcado pela participação social e pela educação ambiental, a contribuição de todos os protagonistas sociais interessados na questão para a implementação do modelo, inclusive as três esferas de governo, visando ao seu desenvolvimento e a sua avaliação, contribuindo para a implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos do Brasil (Lei nº 12.305/2010) e seus instrumentos, dentre eles, a Logística Reversa, e para o controle do *Aedes aegypti* e das arboviroses transmitidas por esse inseto vetor no País.

Referências Bibliográficas

Brasil. Lei nº 12.305, de 02 agosto de 2010 (2010a). Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm. (Acessed 17 november 2016).

Brasil. Decreto nº 7.404, 23 de dezembro de 2010 (2010b). Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da

Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. [http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/ (Acessed 17 november 2016).) (Acessed 17 november 2016).

Brasil. Ministério da Saúde (2016). Lixo é o principal criadouro do mosquito da dengue nas regiões Norte, Centro-Oeste e Sul. <http://www.blog.saude.gov.br/servicos/33806-lixo-e-o-principal-criadouro-do-mosquito-da-dengue-nas-regioes-norte-centro-oeste-e-sul.html>. (Acessed 17 november 2016).

Brasil. Ministério da Saúde (2004). *Saúde no Brasil: contribuições para a Agenda de Prioridades de Pesquisa*. Brasília: Ministério da Saúde.

Caregnato F.F., Fetzter L.O., Weber M.A. and Guerra T. (2008) Educação Ambiental como estratégia de prevenção à dengue no bairro do Arquipélago, Porto Alegre, RS, Brasil. *Rev Bras Bioc.* 6:131-136.

Coelho G.E. (2008) Dengue: desafios atuais. *Epidemiol Serv Saúde*, 17(3):231-233.

Flauzino R.F., Santos R.S. and Oliveira R.M. (2011) Indicadores socioambientais para vigilância da dengue em nível local. *Saúde Soc.* 20(1):225-240.

Fontes A.T.M. and Moraes L.R.S. (2015) Desvendando a Logística Reversa de Embalagens PET no Brasil: Uma análise da legislação e da percepção de especialistas. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 3(1):27-38.

Fundação Nacional de Saúde. *Manual de Saneamento*. 4.ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2015.

Mendonça F.A., Sousa A.V. and Dutra D.A. (2009) Saúde Pública, urbanização e dengue no Brasil. *Soc Nat.* 21(3):257-269.

Moraes L.R.S. and Borja P.C. (2009) Gestão integrada e sustentável e tecnologias apropriadas para manejo de resíduos sólidos urbanos: um outro paradigma. In: 3 Congresso Interamericano de Resíduos Sólidos. Buenos Aires: Aidis, Aidis AR.

Moraes L. R. S. (2000) Gestão integrada e sustentável de resíduos sólidos: um novo paradigma. In: II Congresso Nacional de Meio Ambiente na Bahia. Salvador: UFBA, Uneb, UEFS, Uesb, Ucsal, Unifacs, Cefet-BA, Ministério Público da Bahia, Expogeo, 2000. <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd51/moraes.pdf> (Acessed 17 december 2013).

Organización Panamericana de la Salud. (1962) *La eliminación de basuras y el control de insectos y roedores*. Washington DC: Organización Panamericana de la Salud (Publicación Científica, 75).

Prefeitura Municipal de Porto Alegre, Centro de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos and Instituto de Promoción de la Economía Social (Pmpa, Cnuah and Ipes). (2000) *Gestión Integrada y Sostenible de Residuos Sólidos en Ciudades de América Latina y el Caribe*. Propuesta. Porto Alegre, Lima.

Tauil P.L. (2002) Aspectos críticos do controle do dengue no Brasil. *Cad Saúde Pública*, 18(3):867-871.



[00087] ARMADILHAS DE OVOS: SERÁ ESSE MÉTODO EFICIENTE PARA O CONTROLE DO MOSQUITO DA DENGUE?

JULIANA DE ABREU ARAUJO¹; LILIAM CESAR DE CASTRO MEDEIROS²

Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP)

j.abreuaraujo28@gmail.com¹; liliam.medeiros@unesp.br²

Keywords

Aedes aegypti, controle vetorial, ovitrampas, modelagem baseada em agentes.

Abstract

The *Aedes aegypti* mosquito is the vector of arboviruses such as dengue fever, yellow fever, Chikungunya and Zika. This study aimed to create an agent-based model to simulate and analyze a methodology for monitoring and controlling the *Aedes aegypti* in a virtual environment: flooding by ovitraps, investigating the quantity, distribution and frequency of ovitraps in environment for vector control efficiency. All simulations containing the insertion of ovitraps showed *Aedes* reduction. The frequency and number of ovitraps were determinant for mosquito control or not. Related to the distribution of ovitraps, it was observed the need for a uniform spatial distribution in the environment.

Introdução

Casos de dengue são relatados nas Américas desde o século XVII (Gubler, 2002). O vetor da dengue, o *Aedes aegypti*, também transmite os vírus da febre amarela, Chikungunya e Zika (Valle, 2016). Assim como a dengue, as demais arboviroses transmitidas pelo *Aedes aegypti* não possuem tratamento específico, portanto o controle do seu mosquito vetor é uma das estratégias mais utilizadas e eficazes.

Os três principais tipos de controle do *Aedes* são: mecânico, biológico e químico (Zara et al., 2016). O controle mecânico é realizado através de técnicas que visam eliminar o vetor e os criadouros ou reduzir o contato do mosquito com o homem. No controle biológico introduz-se predadores ou patógenos e o controle químico é feito com o uso de produtos químicos, podendo ser larvicidas e adulticidas.

Uma pesquisa coordenada pela FIOCRUZ (2014), que investigou a eficiência na quantificação de índices de infestação, a relação custo-benefício de

várias armadilhas disponíveis para *Ae. aegypti*, e sua pertinência para implementação na rotina de campo, indicou que a inserção de ovitrampas no ambiente foi apontada como melhor alternativa. Cada ovitrampa é um pequeno depósito de plástico de cor preta com água com infusão à base de graminha (nome científico: *panicum maximum*), que é eficiente para atrair fêmeas de *Aedes*, que contém uma palheta de eucatex na qual os ovos depositados pelas fêmeas ficam fixados para posterior eliminação. Adicionalmente, pode-se utilizar o BTI, um larvicida biológico que não apresenta nenhum risco para o ser humano ou para animais, além de ser altamente específico para as larvas do *Aedes* (Silva, 2013).

A ocorrência do vetor se dá nos trópicos e subtropicais (Zara et al., 2016), ou seja, em praticamente todo o continente americano e é favorecida pela precariedade nos sistemas de coleta de resíduos urbanos e de abastecimento de água (Lazcano et al., 2016). Urbanização não planejada e alta densidade populacional humana sustentam a permanência dos vetores em áreas urbanas (Michael, 2004), pois são fontes de repasto sanguíneo para o inseto. Além disso, os ovos de *Aedes aegypti* possuem alta capacidade de sobrevivência, podendo resistir à dessecação por mais de um ano, eclodindo novamente ao contato com a água (Taulil, 2002).

Modelos computacionais têm sido desenvolvidos para fornecer uma melhor compreensão da dinâmica de transmissão de doenças, assim como analisar o impacto de estratégias de controle (Rico-Hesse, 2010). A modelagem baseada em agentes (MBA) fornece um método para a construção de sistemas complexos, através da representação de entidades individuais e suas interações dinâmicas. A MBA tem se mostrado uma técnica poderosa para descrever processos epidemiológicos estruturados envolvendo comportamentos de indivíduos e interações locais (Macal & North, 2010).

Nesta pesquisa, um modelo baseado em agentes foi desenvolvido para simular

computacionalmente e analisar uma metodologia de monitoramento e controle do *Aedes aegypti*: a inundação por ovitrampas. Em trabalho de campo, o método consiste na distribuição espacial e periódica das ovitrampas em uma área para retirada dos ovos de *Aedes aegypti* e posterior incineração dos mesmos (Regis et al., 2013).

Através do método das ovitrampas e do desenvolvimento de um modelo dinâmico de simulação espaço-temporal, a pesquisa enfoca três questões com relação à eficiência do controle vetorial: a busca (1) do número mínimo de ovitrampas que devem ser espalhadas em uma região para eliminar ou minimizar a quantidade de mosquitos; (2) da melhor distribuição espacial dessas armadilhas; e (3) da frequência com que as armadilhas devem ser colocadas no ambiente.

Objetivos

A pesquisa visa auxiliar na compreensão da eficiência da metodologia de controle do *Aedes aegypti* através do método de inundação por ovitrampas e suas diferentes estratégias de colocação no ambiente.

Especificamente, um modelo baseado em agentes foi desenvolvido para representar os mosquitos *Aedes aegypti* em suas fases de vida (aquática e adulta) em um ambiente virtual e suas interações com esse ambiente, assim como a aplicação da técnica de controle vetorial baseada em inundações por ovitrampas. Também teve como objetivo gerar cenários alternativos para comparar diferentes formas de aplicar as ovitrampas (com relação à quantidade de armadilhas, frequência de aplicação e à distribuição espacial).

Metodologia

O modelo de dinâmica dos vetores foi desenvolvido utilizando a modelagem de agentes no ambiente

computacional NetLogo (Wilensky, 1999). Os agentes representam os mosquitos adultos e suas fases imaturas, e suas relações são retratadas através das interações entre mosquitos e o ambiente. Por simplificação, as fases imaturas foram representadas em uma única fase aquática, chamada “ovos”. O ambiente é representado por um espaço celular, no qual cada célula (unidade espacial do modelo onde os agentes interagem) carrega características particulares, podendo ser de três tipos: pública, residencial e verde; que influenciam na mobilidade dos mosquitos.

O modelo de aplicação da técnica de controle por ovitrampas foi acoplado ao modelo da dinâmica dos mosquitos e considerou-se que ovos que fossem depositados em células com a presença de ovitrampas eram eliminados. Também, cada passo de tempo da simulação correspondeu a um dia.

Ao todo foram realizados 9 conjuntos de simulações, cada um com 4 repetições.

Resultados e discussão

Em cada conjunto de 4 repetições, observou-se o mesmo padrão de comportamento qualitativo. No entanto, dentre os 9 conjuntos de simulações, foram selecionados apenas os resultados que apresentaram padrões diferentes, descritos a seguir. Nas Figuras 1 e 2, as células vermelhas, verdes e cinzas correspondem às edificações do tipo públicas, com predominância de vegetação, e residenciais, respectivamente. Os mosquitos adultos estão representados pela cor branca e os mosquitos em fase aquática são os pontos azuis. As ovitrampas estão representadas com círculos pretos.

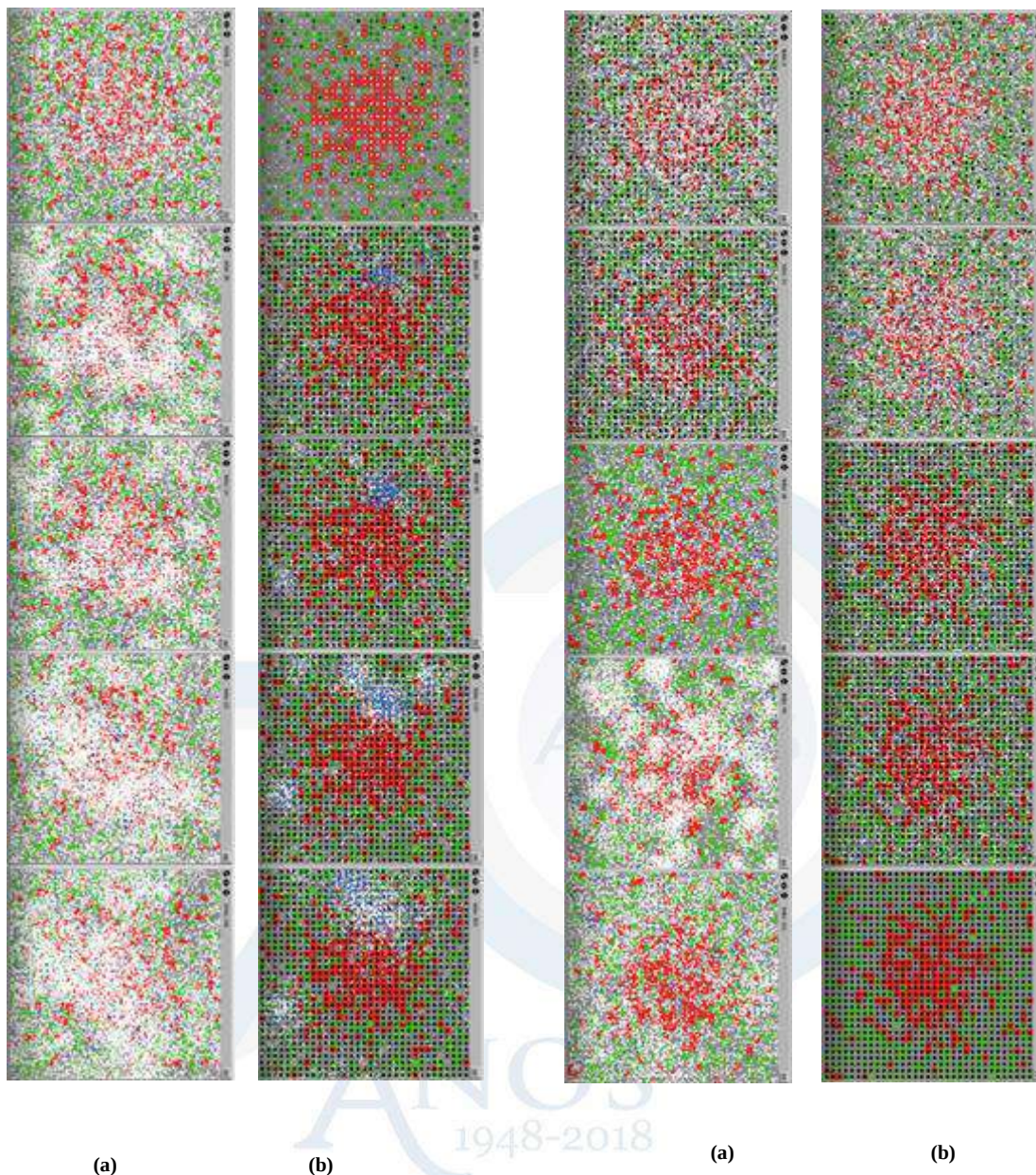


Figura 1. Resultados das simulações (a) sem colocação de ovitrampas, nos instantes de 13, 14, 16, 63 e 106 dias; (b) com inserção de 4000 ovitrampas distribuídas uniformemente e permanentemente no espaço celular nos instantes de 2, 84, 90, 114 e 205 dias. Também corresponde ao mesmo comportamento qualitativo para a distribuição permanente de 60%, 20% e 20% de ovitrampas em áreas públicas, residenciais e verde, respectivamente.

Figura 2. Resultados das simulações (a) com 6000 ovitrampas distribuídas uniformemente e com inserção e retiradas periódicas das ovitrampas no ambiente a cada 30 dias, correspondendo aos instantes de 6, 25, 38, 44 e 162 dias. Foi observado o mesmo padrão qualitativo para os conjuntos de simulações que consideraram inserções e retiradas periódicas de ovitrampas, independentemente da quantidade de ovitrampas e de sua distribuição espacial; (b) com inserção de 6000 ovitrampas distribuídas uniformemente e permanentemente no espaço celular, correspondendo aos instantes de 3, 30, 72, 158 e 399 dias. Foi observado o mesmo padrão qualitativo para as simulações considerando a distribuição de 60%, 20% e 20% das ovitrampas em áreas públicas, residenciais e verdes, respectivamente.

Nas simulações referentes aos resultados da Figura 2(b), os tempos médios para a forte redução dos mosquitos variaram entre 470,5 e 480 dias. Observou-se a redução do número de mosquitos em todas as simulações considerando inserção de ovitrampas. Nas simulações nas quais as ovitrampas não estavam espalhadas em todo o ambiente foram observados aglomerados de mosquitos que eram suficientes para a manutenção da espécie em número expressivo de indivíduos.

O cenário de erradicação do mosquito neste modelo se deve ao fato que a resistência dos ovos à dessecação por mais de um ano não foi considerada, sendo este um forte fator da não eliminação total dos vetores na prática. Pode-se pensar que os cenários de erradicação do modelo correspondem a uma forte redução no número de vetores na realidade, que é o desejável.

Além do custo-benefício, a aplicação de ovitrampas é uma técnica sustentável, pois os materiais para a construção da armadilha são reutilizáveis e são retirados dos ambientes após o seu uso, não causando danos a natureza ou ao ser humano (Oliveira & Musis, 2014).

O método das ovitrampas permite também, em paralelo ao controle dos mosquitos, a realização de contagem de ovos e armazenamento de sua distribuição espacial em um sistema de informações geográficas para análises estatísticas (Regis et al., 2009).

Conclusões

As simulações mostraram que a frequência proposta de inserção/retirada de ovitrampas mostrou-se significativa para o controle da quantidade de mosquitos, tendo em vista que a estratégia não foi bem-sucedida em todas as simulações em que houve a retirada periódica das mesmas. É importante que as armadilhas estejam espalhadas em todas as regiões do ambiente, evitando focos de criadouros. O número de ovitrampas foi determinante para a forte redução dos mosquitos, pois tal fato ocorreu apenas considerando a inserção de 6000 ovitrampas distribuídas permanentemente no ambiente, correspondendo ao número de 5 a 6 ovitrampas por célula. As simulações mostraram que a técnica de inundação por ovitrampas é capaz de controlar o mosquito *Aedes aegypti* em uma dada região, corroborando com os resultados obtidos em experimentos de campo (Regis et al., 2009). De acordo com o modelo, deve-se inundar uma área permanentemente com ovitrampas para garantir o controle vetorial, pelo menos até um ano após o início da fase em que o controle do mosquito é detectado.

Agradecimentos

Ao CNPq pela oportunidade de realizar o projeto.

Referências Bibliográficas

FIOCRUZ (2014). Nota Técnica N.º 3/2014/IOC-FIOCRUZ/DIRETORIA. http://www.fiocruz.br/ioc/media/nota_tecnica_ioc_3.pdf. Acessado em 14 de Abril de 2018.

Gubler D. J. (2002). Epidemic dengue/dengue hemorrhagic fever as a public health, social and economic problem in the 21st century. *TRENDS in Microbiology*, **10**(2):100–103.

Lazcano J. A. B., Marquetii M. C., Portillo R., Rodriguez M. M., Suarez S., et al. (2006). Factores ecológicos asociados con la presencia de larvas de *Aedes aegypti* en zonas de alta infestación del municipio Playa, Ciudad de La Habana, Cuba. *Rev Pan Salud Pub*, **19**(6):379–384.

Macal C. M., North M. J. (2010). Tutorial on agent-based modelling and simulation. *Journal of Simulation*, **4**:151–162.

Michael A. J. (2004). Environmental and social influences on emerging infectious diseases: past, present and future. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, **359**:1049-1058.

Oliveira T. E. S., Musis C. R. (2014). Análise da flutuação das populações de *Aedes aegypti* e *Aedes albopictus* em uma escola de Cuiabá-MT. *Revista do Centro do Ciências Naturais e Exatas – UFSM, Santa Maria*, **18**:178-186.

Regis L. N., Souza W. V., Furtado A. F., Fonseca C. D., Silveira, et al. (2009). An entomological surveillance system based on open spatial information for participative dengue control. *Anais da Academia Brasileira de Ciência*, **81**(4): 655-662.

Regis L. N., Acioli R. V., Silveira J.C., Melo-Santos M. A. V., Souza W. V., et al. (2013). Sustained Reduction of the Dengue Vector Population Resulting from an Integrated Control Strategy Applied in Two Brazilian Cities. *Plos One*, **8**: e67682.

Silva M. M. (2013). *Rastreamento do Foco do Aedes Aegypti Utilizando Processamento de Imagens e Sistema de Informações Geográficas no Distrito Federal*. Tese de Mestrado, Engenharia Biomédica, Brasília, Brasil.

Rico-Hesse R. (2010). Dengue virus virulence and transmission determinants. *Curr. Top. Microbiol. Immunol*, **338**:45-55.

Tauil, P. L. (2002). Aspectos críticos do controle do dengue no Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, **18** (3):867-871.

Valle D., Pimenta D. N., Aguiar R. (2016). Zika, dengue and chikungunya: challenges and issues. *Epidemiol. Serv. Saude*, **25**(2):419-422.

Wilensky U., (1999). NetLogo. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University, Evanston, IL.

Zara A. L. S. A., Santos S. M., Fernandes-Oliveira E. S., Carvalho R. G., Coelho G. E. (2016). Estratégias de

controle do *Aedes aegypti*: uma revisão. *Epidemiol. Serv. Saude*, **25**(2):391-404.



[00088] SALUD INFANTIL Y CALIDAD DEL AIRE PRESENTE EN EL SALTO, JALISCO MÉXICO

JAVIER GARCIA VELASCO¹; GRACIELA GONZÁLEZ TORRES²; FELIPE
LOZANO KASTEN³; JOSEFINA CASAS SOLIS⁴; ALEJANDRO AARON
PEREGRINA LUCANO⁵; MARTHA GEORGINA OROZCO MEDINA⁶

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA^{1,2,3,4,5,6}

garciavelasco@gmail.com1; graciela.gonzalez.bio@gmail.com2; f_lozano_k@hotmail.com3;
jcasas1928@gmail.com4; aapl69@hotmail.com5; martha.orozco@cucba.udg.mx6

ABSTRACT

Air pollution is a risk factor for environmental health, the Metropolitan Area of Guadalajara (ZMG), in western Mexico, does not escape this context. The purpose of the study is to provide information on air quality and its possible effect on a town located in industrial area, on the Santiago River, which faces an environmental contingency contamination of soil, air and water affecting ecosystems and populations neighboring, mainly by the discharge of domestic sewage, agricultural and industrial discharged into the river. the results of a descriptive and exploratory research that began in october 2015 to investigate the effects that aerosols in the atmosphere, causing health of 80 children aged 9 to 11 years in a primary school in the municipality of present El Salto, Jalisco. This study is the analysis of outside air and respiratory health in said child population. The outdoor air samples will: a) Identify the pathogenic bacteriology for diseases of the respiratory system, b) Characterize the size of particles smaller than 10 microns (pm10) in the air. The above data are correlated with climatic factors to establish the influence of air pollution in the area of interest. While in children it is performed individually sensitive diagnostic test for characterizing lung function.

KeyWords: Air pollution, child population.

RESUMEN

La contaminación del aire es un factor de riesgo para la salud ambiental, la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG), en el occidente de México no escapa a este contexto. La finalidad del trabajo es aportar información sobre la calidad del aire y su posible efecto en una población situada en área industrial, sobre el Río Santiago, la cual enfrenta una contingencia ambiental por la contaminación de suelo, aire y agua, principalmente por las descargas residuales domésticas, agropecuarias e industriales que se vierten al río. Se presentarán los resultados de una investigación descriptiva y exploratoria que inició en octubre de 2015 para indagar en las afectaciones que los aerosoles presentes en la atmosfera, provocan en la salud de 80 niños de 9 a 11 años en una escuela primaria ubicada en el municipio de El Salto, Jalisco. Este estudio consiste en la realización de análisis de aire exterior y de la salud respiratoria en la población infantil. Las muestras de aire exterior servirán para: a) Identificar la bacteriología patógena para enfermedades del sistema respiratorio, b) Caracterizar el tamaño de partículas menores a 10 micras (PM10), presentes en el aire. Los datos anteriores se correlacionan con factores climáticos, para establecer la influencia de la contaminación del aire en la zona de interés. En la población infantil, se realiza de manera individual una prueba sensible diagnóstica para caracterizar la función pulmonar.

Palabras clave: Calidad del aire, población infantil.

INTRODUCCIÓN

Municipio de El Salto

Pertenece al estado de Jalisco, México; se ubica al sur oriente de la ZMG, en los márgenes del río Santiago. Cuenta con 138 226 habitantes y una extensión de 41 Km² (INEGI, 2010). En la zona de estudio se encuentra instalado uno de los corredores industriales más importantes del país, con diversos giros. En el Salto la población se encuentra en constante exposición a contaminantes, congestionamientos y desastres ambientales, como resultado de inversiones inmobiliarias e industrialización crecientes, en ausencia de un proceso de planeación de sus impactos sociales y ambientales (PNUMA, 2001).

El Río Santiago

Es uno de los afluentes más importantes de México y pertenece a la cuenca hidrológica Lerma-Chápal-Santiago; nace en el Lago de Chapala, recorre 475 Km y desemboca en el Océano Pacífico. Atraviesa una gran cantidad de municipios y al menos diez zonas industriales (Estrada, 2009). Por otro la contaminación microbiológica del río es muy alta, éste recibe 4.22 ton/día de DQO, 1.87 ton/día de DBO5 y 4.44 ton/día de SST, además de plomo, mercurio, cromo, cobalto, arsénico, coliformes fecales y sustancias cancerígenas como benceno y furano (CEA, 2011). De acuerdo a McCulligh, *et. al.* (2007) el 36.5% de la contaminación lo aporta la industria químico-farmacéutica, 15% industria de alimentos y bebidas y 13% industria textil. Durán y Torres (2006), señalan que la cantidad de materia orgánica rebasa su capacidad de depuración y los efluentes no reciben el tratamiento óptimo, por lo que es uno de los ríos más contaminados y con mayor impacto en la salud (Martínez y Hernández, 2009). En el tramo de El Salto y Juanacatlán, el río cae en forma de cascada gasificando ácido sulfhídrico, provocando afecciones en las vías respiratorias, en el aparato

digestivo y en el sistema nervioso central (McCulligh, *et al.*, 2007). El río recibe 24 lts/seg de lixiviados provenientes del Vertedero Los Laureles el cual no cumple totalmente con la NOM- 083-SEMARNAT-2003.

Actualmente la población refiere enfermedades gastrointestinales, seguida de enfermedades de las vías respiratorias, así como muertes prematuras.

A pesar de los estudios mencionados, no se han realizado investigaciones que confirmen que la contaminación del río es la causa determinante de los padecimientos. Nuestro trabajo abona en el diagnóstico de la calidad del aire, ya que el área requiere de un estudio longitudinal y un programa de monitoreo que evalúe los efectos adversos a la salud de los habitantes del municipio.

OBJETIVOS

- 1) Identificar presencia (diversidad y tipo) de bacterias patógenas en el aire ambiental de la cabecera municipal de El Salto, Jalisco, del género *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Klebsiella* y *Pseudomona*.
- 2) Identificar tamaños de material particulado menores a 10 micras en aire exterior.
- 3) Clasificar la función respiratoria, mediante una prueba diagnóstica sensible de manera individualizada, en la población infantil, denominada Espirometría.

METODOLOGÍA

Se trata de un estudio descriptivo y exploratorio, conformado por análisis de variables ambientales y de salud humana en la cabecera municipal de El Salto, Jalisco. En la selección de los 25 puntos de muestreo, se tomaron aproximadamente 500 mts de distancia entre ellos, además de variables como la presencia de aerosoles generados por el vertedero Los Laureles al norte y el río Santiago al sur de la población, ver figura 1.



Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio y puntos de muestreo de El Salto, Jalisco. Fuente: Elaboración propia, 2015.

Para la identificación de bacterias patógenas en el aire se prepararon cuatro medios de cultivo selectivos: Agar Tripticaseína, (TSA) para bacterias Mesófilos aerobios, Agar Salado Manitol (MAS) para *Staphylococcus* y *Streptococcus*, Mac Conkey (MAC) *Pseudomona* y *Klebsiella*. Se utilizó el analizador de aire Millipore TM®.

Las muestras se incubaron a 37° C por 48 horas, se determinaron las Unidades Formadoras de Colonias, (UFC/cm²) con el Contador de colonias Quebec. La mayoría de las muestras presentaron UFC que varían de 1 hasta 1 405. Se realizaron resiembras con los medios de cultivos selectivos y diferenciales: Eosina azul de metileno (EMB), Agar Salado Manitol (MAS), Mac Conkey (MAC), *Staphylococcus* (STAPH) y *Pseudomona* (PSE), se incubaron en las mismas condiciones, obteniendo un total de 942 pruebas para el medio primario de TSA, para MAS 498 y para MAC 216. Se realizó la prueba tinción de Gram y pruebas bioquímicas para identificación de especies.

El análisis de partículas se realizó en base a la medición de material menor a 10 micras, utilizando el Video contador de partículas con cámara incorporada Modelo VPC300 de la marca EXTECH® Instruments.

Para la variable de salud humana, se aplicaron de manera individual espirometrías, por personal del Área de Fisiología Pulmonar del Antiguo Hospital Civil de Guadalajara, a a 71 niños alumnos de la primaria

ubicada a 300 metros del cauce del río. Dicha prueba mide la magnitud absoluta de las capacidades y volúmenes pulmonares y la rapidez con que éstos pueden ser movilizados. Los resultados se representan en forma numérica y en impresión gráfica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las tinciones de Gram aplicadas (figura 3) se encontró que las bacterias con mayor frecuencia son cocos positivos.

Los porcentajes de colonias son: cocos positivos 31.8%, cocos negativos 9.2%, bacilos positivos 21.2% y bacilos negativos 37.8% (figura 4).

Se encontraron bacterias patógenas: Para cocos positivos *Streptococcus pneumoniae* 1.4%; *Staphylococcus aureus* 6.54% y otros 92.06%; para bacilos negativos *Klebsiella pneumoniae* 5.8%, *Pseudomona aeruginosa* 52.6% y otros 41.6%. Los porcentajes de presencia de bacterias por especie por puntos de muestreo, corresponden a 12% a *Streptococcus pneumoniae*, 28% a *Staphylococcus aureus*, 40% a *Klebsiella pneumoniae*, y 100% a *Pseudomona aeruginosa* ver figura 4.

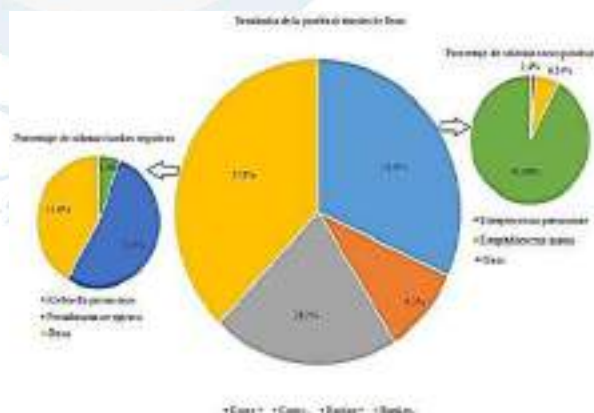


Figura 3. Resultados de morfología tintorial de Gram en los 25 puntos de muestreo

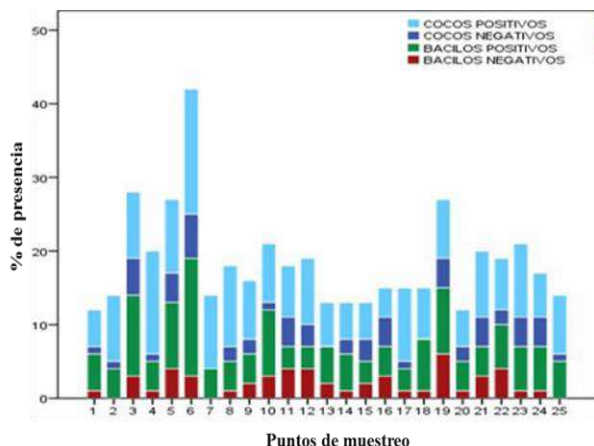
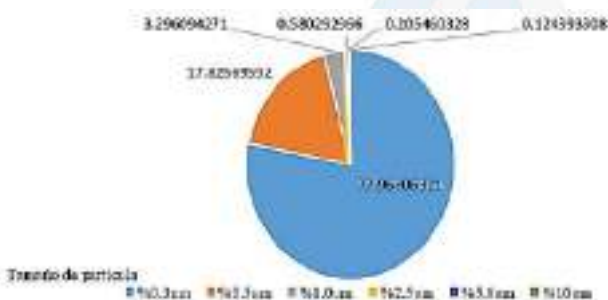


Figura 4. Porcentajes de bacterias patógenas presentes en el aire en la zona de estudio.

Los resultados obtenidos de la medición de los tamaños de partículas menores a $10 \mu\text{m}$ muestran una fuerte presencia de $0.3 \mu\text{m}$ y $0.5 \mu\text{m}$ en todos los puntos de muestreo.

Figura 6. Porcentajes de material particulado en tamaño y número de partículas



Se aplicó la prueba de espirometría a 71 niños, de los cuales 14 resultaron con enfermedad restrictiva, se encontró que de los domicilios 12 de ellos pertenecen a la zona centro de la población ubicada entre 300 a 500 metros del río Santiago.



Figura 7. Casos con enfermedad restrictiva en niños estudiados.

CONCLUSIONES

Los resultados representan un avance de la investigación, hasta el momento los datos obtenidos de las variables ambientales refieren una importante contaminación atmosférica.

Una evaluación del riesgo será presentada posteriormente, buscando inferencias de causa-efecto entre medio ambiente y salud. El punto 1 corresponde a la cascada del río Santiago y contuvo el mayor número de colonias de bacterias y de partículas menores a $10 \mu\text{m}$, lo que permite afirmar que la cascada es una importante fuente de emisión de contaminantes. El 20% de la muestra de población infantil presentó enfermedad restrictiva, las cuales ubican su domicilio cercano al río, lo que alienta la búsqueda de los factores desencadenantes de dicho diagnóstico. Se hace indispensable realizar estudios longitudinales, monitoreo de la calidad del aire, respuesta del estado de salud de la población infantil y en las diferentes localidades del municipio.

REFERENCIAS

CEA, Comisión Estatal del Agua de Jalisco (2011). Análisis de riesgo sanitario-ambiental. *Actualización del estudio de calidad del agua del río Santiago (desde su nacimiento en el lago de Chapala hasta la presa Santa Rosa)*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Duran, J. M. y Torres A. (2006). *¿Agua para Guadalajara?* en Barkin D, (coordinador). *La gestión*

del agua urbana en México. Retos, debates y bienestar.
México: Universidad de Guadalajara.

Estrada Cortés, J. (2009). *Atrapados entre sangre de puerco y el tóxico Santiago*. Periódico público.
<http://www.tonaladehoy.com/561/i-10.php> (acceso 21 de marzo 2016).

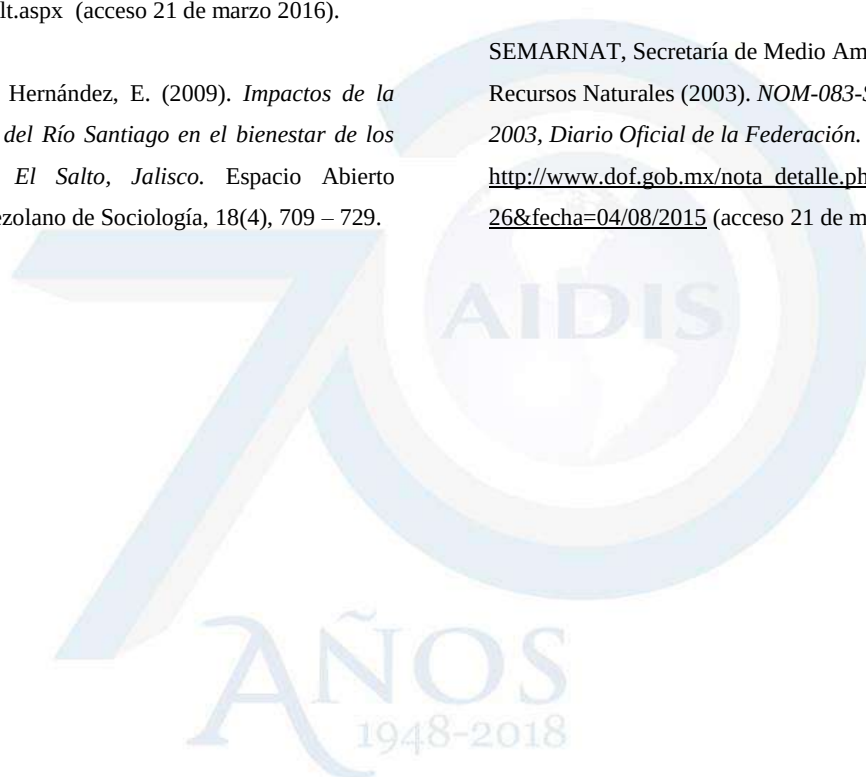
INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2010). *Censo de Población y Vivienda*.
<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/Default.aspx> (acceso 21 de marzo 2016).

Martínez, P. y Hernández, E. (2009). *Impactos de la contaminación del Río Santiago en el bienestar de los habitantes de El Salto, Jalisco*. Espacio Abierto Cuaderno Venezolano de Sociología, 18(4), 709 – 729.

McCulligh, C., Páez, J. C. y Moya, G. (2007). *Mártires del Río Santiago, Informe sobre violaciones al derecho a la salud y a un medio ambiente sano en Juanacatlan y El Salto, Jalisco, México*. México: Instituto Mexicano para el Desarrollo Comunitario, A.C.

PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2001). *XIII Reunión del Foro de Ministros de Medio Ambiente de América Latina y el Caribe*. <http://www.pnuma.org/forodeministros/13-brasil/> (acceso 21 de marzo 2016).

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2003). *NOM-083-SEMARNAT-2003, Diario Oficial de la Federación*.
http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5402726&fecha=04/08/2015 (acceso 21 de marzo 2016).



[00112] ADENOVIRUS HUMANO E *E. COLI* COMO INDICADORES DE QUALIDADE EM BALNEARIOS DA BACIA HIDROGRAFICA DO RIO DOS SINOS

**CALIEL AUGUSTO DO NASCIMENTO¹; JANE TEIXEIRA²; TATIANA
MORAES DA SILVA HECK³; NICOLE MARIELE SANTOS RÖHNELT⁴;
CARLOS AUGUSTO DO NASCIMENTO⁵**

Universidade Feevale^{1,2,3,4,5}

**calielnas@gmail.com¹; jane.bt@hotmail.com²; tatianaheck@terra.com.br³;
nicolemariele@gmail.com⁴; nascimento@feevale.br⁵**

Palavras-chave: Água, Balneabilidade, Adenovírus,
Escherichia coli.

Abstract:

Bathing spots are places intended for recreation where people enter in primary contact with the water. In Brazil the quality of the water in bathing spots is regulated by resolution CONAMA number 274 from year 2 000, this resolution predicts the use of fecal coliforms as an indicator of microbiological quality. Although, recent studies showed that these fecal coliforms are fragile as bioindicators and the necessity of better parameters to guarantee the quality and safety of superficial waters is being highlighted. Among the possibility of other bioindicators, the Human adenoviruses (HAdV) is a promising one, it's resistant to adverse conditions and remains in the environment for quite long, also it's presence is a direct evidence of contamination of the water with human feces. The aim of this study is to evaluate the quality of the waters from two natural bathing spots in the Hydrographic Basin of the Sinos River, using the method pointed by CONAMA resolution, which is the most likely number of *Escherichia coli* per 100mL. and by the presence of HAdV. For that five samples were taken from each spot in a 5 week period. Quantification of *E. coli* was made using colliert's method and HAdV by ultracentrifugation followed by quantitative PCR extraction. *E. coli* was found in a 100% of the samples, which according to the fore mentioned resolution, would've classified the two sites as unsuitable for bathing. The HAdV were founded in 80% of the samples, indicating human feces contamination in both sites.

Introdução

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos - localizada no Estado do Rio Grande do Sul por suas características geológicas e hidrológicas, apresenta ao longo de sua malha hídrica diversos locais de grande beleza natural e que, sendo propícios para banho, costumam ser bastante frequentados pela população da bacia.

O Brasil como um todo apresenta baixos índices de coleta e tratamento do esgoto doméstico, no Rio Grande do Sul apenas cerca de 15% do esgoto gerado é efetivamente tratado (Estado do Rio Grande do Sul, 2014). A falta de saneamento tem íntima ligação com a disseminação de patologias causadas por microrganismos de veiculação hídrica. De forma que as pessoas que entram em contato primário com a água superficial durante a recreação, que muitas vezes incluem ingestão e inalação da água nos balneários naturais da bacia, podem estar expondo-se ao contato também, com esgoto doméstico.

Desta forma, as águas destinadas a recreação exigem um nível de qualidade apropriado para a garantia da saúde dos usuários e a prevenção do surto de patologias. Entre as doenças com veiculação hídrica se destacam diarreias, hepatites, cóleras, parasitoses intestinais e febre tifoide, essas podem ser causadas por microrganismos naturalmente presentes nas águas e por patógenos oriundos de contaminação fecal, principalmente por dejetos humanos (Teixeira; Guilhermi, 2006; Fewtrell; Kay, 2015).

Para avaliação da qualidade das águas brasileiras para uso recreativo, são estabelecidos critérios de balneabilidade através da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) número 274 de 29 de novembro de 2 000. Esta resolução estabelece padrões para a classificação das águas nas categorias próprias e imprópria para banho, o indicador apontado pela resolução é o número mais

prováveis de *Escherichia coli* (tabela 1) (CONAMA, 2000).

Categoria	Subdivisão	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)
Própria	Excelente	200
	Muito boa	400
	Satisfatória	800
Imprópria		Acima de 800; ou, última coleta superior a 2 000.

Tabela 1. Categorias de qualidade definidas pela resolução CONAMA nº 274/00. (NMP = Número mais provável). Fonte – Adaptado de Resolução CONAMA nº 274/00

De acordo com a legislação, é necessário que 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas durante cinco semanas, tomadas do mesmo local, apresentem NMP de *E. coli* por 100mL de água superior a 800, ou que, na última das coletas o resultado seja superior a 2 000 NMP/100mL (CONAMA, 2000). A bactéria termotolerante, *Escherichia coli*, vem sendo utilizada como indicadora de contaminação fecal desde 1892, com base no fato da espécie estar presente abundantemente nos intestinos e fezes humanas e de animais de sangue quente, e usualmente não é encontrada em outros ambientes (Feng et al., 2013). *E. coli* por si só não é um organismo patogênico, seu uso como bioindicador é baseado na suposição de que existe uma relação entre a sua presença e a de microrganismos patogênicos oriundos de contaminação fecal (Pinto et al., 2013). Entretanto, atualmente uma série de estudos demonstra que a avaliação baseada apenas neste bioindicador pode não ser totalmente eficaz. Pinto et al. (2010), observaram a presença dos microrganismos patogênicos: *Salmonella* sp., *Cryptosporidium* sp., *Giardia* sp., *Acanthamoeba* sp. em balneários classificados como excelentes dentro dos padrões da legislação. Além disso a análise de coliformes fecais não determina a fonte específica de contaminação, visto que esta pode também advir de animais de criação.

Spilki (2015) considera o uso exclusivo de coliformes fecais como indicadores da qualidade microbiológicos da água, uma das maiores limitações de nosso sistema de monitoramento, já que este marcador não atesta a contaminação por outros patógenos, especialmente por vírus.

Demais pesquisadores como Berg et al. (2013), enfatizam que a resolução CONAMA 274/2000 possui mais de uma década e seria necessário considerar uma revisão que atualizasse as normas atuais. Já Lopes

et al. (2015), demonstram que os indicadores de qualidade atuais podem ser aperfeiçoados pela inserção de novos parâmetros e critérios.

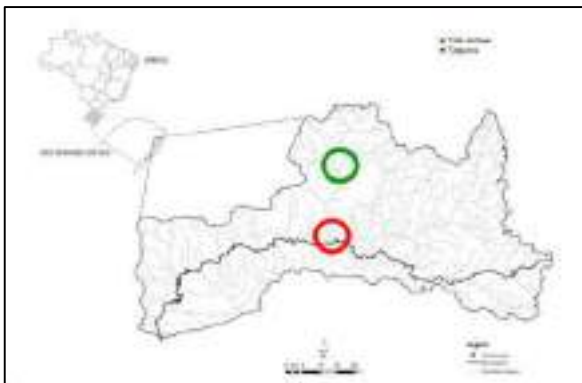
Uma das possibilidades de completar a análise tradicional, é utilizando como bioindicador de contaminação fecal, o Adenovírus Humano (HAdV), pertencente à família Adenoviridae e ao gênero *Mastadenovirus*. Trata-se de um vírus não envelopado de dupla fita de DNA, que mede aproximadamente 90nm de diâmetro. Este vírus é um patógeno de veiculação hídrica que, quando presente no trato gastrointestinal, é excretado em grandes quantidades nas fezes dos indivíduos, sejam eles portadores sintomáticos ou assintomáticos. Podem ser encontrados em águas recreacionais, piscinas, mares, lagos e água para o consumo humano, quando estas tiveram contato com fezes de indivíduos infectados. Embora o Adenovírus Humano não possa se replicar fora de um hospedeiro, ele permanece viável e infectante na água durante vários meses, resistindo a condições adversas e ao processo de tratamento de água convencionalmente utilizado (Vecchia et al., 2012; Tavares et al., 2005).

O Adenovírus Humano (HAdV) consiste em um bom bioindicador devido a persistência no ambiente, a não-sazonalidade, a alta resistência a desinfecção por luz ultravioleta que a espécie apresenta, e também o fato desta ser encontrada de mais abundantemente quando comparado a outros vírus. O HAdV pode ser detectado tanto por cultivo celular como pela reação da cadeia de polimerase (PCR), e por tratar-se de um vírus de DNA, é mais fácil de ser detectado. Além disso, seu uso como bioindicador possibilita a distinção da origem da contaminação, já que é pode ser proveniente apenas de fezes humanas (Jiang, 2006; Rames et al., 2016).

Objetivos

Este estudo buscou avaliar a balneabilidade e a presença de HAdV em dois balneários da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (BHRS), localizada na região leste do Rio Grande do Sul (figura 1)

Figura 21. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos e dos dois balneários analisados Fonte: Adaptado de Schneider, 2012.



Metodologia

Os balneários avaliados estão localizados na parte média da bacia, caracterizada por atividades agrárias, como pecuária e cultivo de arroz. Segundo Souza (2008), o risco ambiental aos recursos hídricos, deste trecho da bacia, é classificado como de médio a alto, principalmente pelo esgoto doméstico, esgoto industrial e pela ocupação de APP (Áreas de Proteção Permanentes) por área urbana.

O primeiro balneário avaliado foi o Parque das Laranjeiras (figura 2), localizado na cidade de Três Coroas, que possui 26 092 habitantes (IBGE, 2015). Pertencente ao Rio Paranhana, principal afluente do Rio dos Sinos, é um rio muito utilizado para a prática de esportes, tais como *rafting* e canoagem, sendo sede de eventos desportivos nacionais e internacionais. (Prefeitura de Três Coroas, 2016).



Figura 3 . Primeiro ponto de coleta: Parque das Laranjeiras – Três Coroas/RS. Fonte: autores

O outro balneário avaliado foi o João Martins Nunes está situado no Rio dos Sinos (figura 3), na

cidade de Taquara que possui 57 238 habitantes (IBGE, 2015). O local é público e frequentado o ano todo por moradores da região, sendo mais procurado durante o verão (TAQUARA, 2016).



Figura 42. Segundo ponto de coleta: Balneário João Martins Nunes – Taquara/RS. Fonte: autores.

A escolha dos Locais se deu pelo fato deles estarem localizados nos dois principais rios da bacia, Paranhana e Sinos.

Conforme prevê a legislação (CONAMA, 2000), foram realizadas cinco coletas ao longo de cada ponto, durante cinco semanas consecutivas entre os meses de janeiro e fevereiro de 2016.

A quantificação da bactéria *E. coli* foi realizada com o kit Colilert® Quanti-Tray/2000. Nesta metodologia é adicionado um substrato cromogênico em 100mL de amostra e homogeneizado até a dissolução completa. Após a solução é transferida para uma cartela contendo 98 poços (48 pequenos e 49 grandes) e selado para distribuição uniforme. A bactéria *E. coli* utiliza a enzima β -glucuronidase para metabolizar o substrato 4-metil-umbeliferil- β -D-glucoronídeo (MUG), apresentando uma coloração fluorescente. A cartela é encubada em uma estufa a 37° C por 24 horas.

Quando positivo para *E. coli* os poços apresentam fluorescência (figura 5). Os poços grandes e pequenos são contados e com o auxílio de uma tabela disponibilizada pelo fabricante é determinado os resultados do NMP em 100 ml de água. O método Colilert é aprovado e definido pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (IDEXX, 2016).

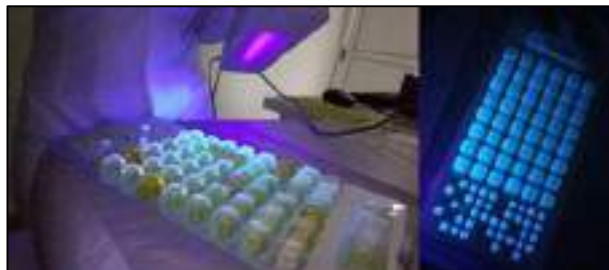


Figura 53 Poços fluorescentes positivos para E. coli.
Fonte: autores.

Para a análise viral é necessário, primeiramente, uma etapa de concentração viral, para isto foi realizada o método de ultracentrifugação onde 36mL de amostra foram submetidos a uma centrifugação a 41 000xg por 3 horas a 8°C. O sobrenadante é descartado e o pellet é ressuspenso em 1mL de TE. Por fim as amostras obtidas são armazenadas a -80°C para posterior análise.

Após a concentração foi realizado a extração dos ácidos nucleicos com o kit Spin Plus 250 (Biopur®), conforme recomendações do fabricante.

Por último foi realizado a reação em cadeia da polimerase quantitativa (qPCR) para detecção e quantificação do HAdV. A qPCR foi realizada com kit comercial Platinum SYBR® Green qPCR SuperMix-UDG (Invitrogen), seguindo metodologia recomendada pelo fabricante. A ampliação do genoma viral foi realizada através de um termociclador iQ5™ Bio-Rad, onde para cada 25µL da reação, é usado 12.5µL de mix, 1µL de cada primer, 5.5µL de água estéril e 5µL de ácido nucleico extraído de cada amostra. Para amplificação viral foi utilizado o primer VTB2 HAdV-C-f (5'-GAGACGTACTTCAGCCTGAAT-3') e primer VTB2 HAdV-C-r (5'-GATGAACCGCAGCGTCAA-3') que são específico para Adenovírus Humano (WOLF *et al.*, 2010). Para chegar a especificidade da ampliação é feita uma curva de 5 diluições de controles positivos usando protótipos de amostras. Em cada corrida são utilizados controles negativos para confirmar que não houve contaminação. Todas as amostras, controles positivos e negativos são analisados em duplicata.

O resultado é obtido através da análise da curva Melting onde as amostras positivas para HAdV formam uma curva em 86°.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O indicador de contaminação fecal, *E. coli*, foi detectado em 100% (10/10) das amostras (tabela 2). O balneário Parque das laranjeiras teve uma média de 1 941.8 NMP/100mL variando de 63 para 5 475

NPM/100mL. Já o balneário João Martins Nunes teve uma média de 10 357.4 NMP/100mL, e variou de 4 106 a 12 997 NMP/100mL.

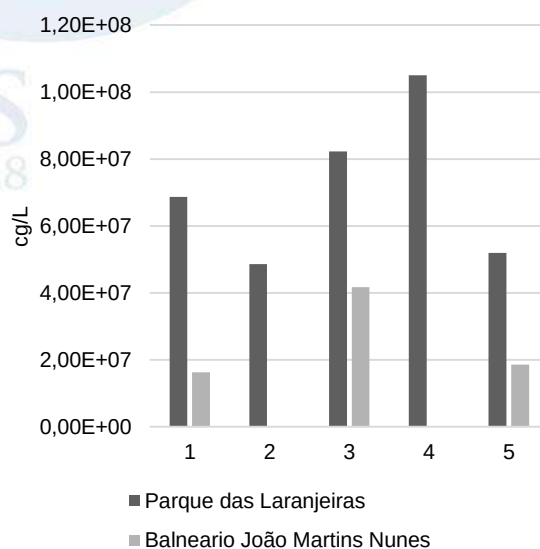
Tabela 2. Resultado de E. coli (NMP em 100ml) nas cinco coletas de cada ponto e classificação de acordo com a resolução CONAMA 274/2000. Fonte: autores.

Local/Coleta	1	2	3	4	5	Classificação
Parque das Laranjeiras	5 475	109	63	189	3 873	Impropria
Balneário João Martins Nunes	9 804	1 2997	17 850	4 106	7 030	Impropria

Local/Coleta	1	2	3	4	5
Parque das Laranjeiras	6.87x10 ⁷	4.86x10 ⁷	8.23x10 ⁷	1.05x10 ⁸	5.19 x10 ⁷
Balneário João Martins Nunes	1.63x10 ⁷	---	4.17x10 ⁷	---	1.86x10 ⁷

HAdV foi detectado em ambos os balneários em estudo, apresentando-se positivo em 80% (8/10) das amostras, sendo que o Parque das Laranjeiras teve 100% das amostras positivas e o Balneário João Martins Nunes 60% das amostras positivas, conforme demonstrado na tabela 3.

Tabela 1. Quantificação de HAdV (cargas genômicas/litros). Fonte: autores



A média obtida do Parque das Laranjeiras foi 7.13×10^7 cg/L, já o Balneário João Martins Nunes teve uma média de 1.53×10^7 cg/L.

O Balneário João Martins Nunes teve números conspicuamente mais elevados de *E. coli* quando comparados com o Parque das Laranjeiras, porém em duas das amostras não foram detectadas a presença de HAdV nas águas do Balneário João Martins Nunes, enquanto que no Parque das Laranjeiras a presença de HAdV foi constante ao longo da amostragem, evidenciando assim, que mesmo com baixo índice de *E. coli* o balneário do Parque das Laranjeiras apresenta contaminação por fezes humanas (Figuras 5 e 6).

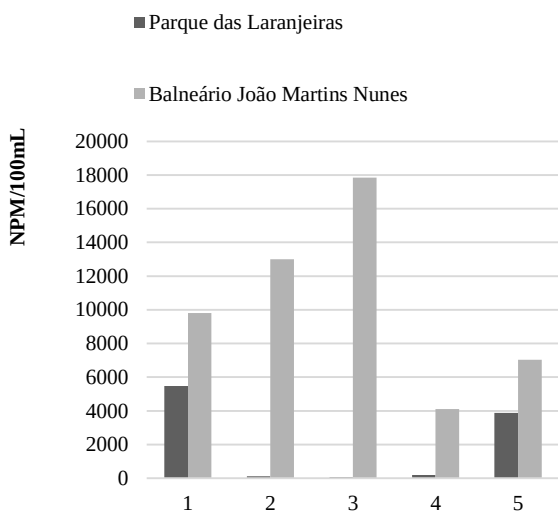


Figura 6. Comparação dos valores de *E. Coli* encontrados nas águas dos dois balneários.

Vieira et al (2012) analisaram a presença de HAdV em águas recreacionais de uma lagoa urbana na cidade de Rio de Janeiro e encontrou 16,7% (24/144) de amostras positivas, com variação de 1.2×10^1 a 1.2×10^3 cg/L, quantificação bastante inferior quando comparadas com o presente estudo que obteve variações entre 1.63×10^7 a 1.05×10^8 .

Concluimos que com o uso combinado dos dois bioindicadores, *E. coli* e HAdV, é possível assegurar a avaliação da qualidade de águas balneáveis, já que patógenos de veiculação hídrica podem estar presentes mesmo quando a contagem de coliformes satisfaz o que determina a legislação.

Referencias

Berg, C. H.; Guercio, M. J.; Ulbricht, V. R. Indicadores de balneabilidade: A situação Brasileira e as recomendações da world health organization. Int. J. Knowl. Eng. Manag, ISSN 2316-6517, Florianópolis, v. 2, n. 3, p. 83-101, 2013.

CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?co_dlegi=272> Acesso em: 22 ago. 2016.

Estado do Rio Grande do Sul. Balanço de saneamento básico no RS. Setembro de 2014, Disponível em: <<http://planejamento.rs.gov.br/upload/arquivos/201512/15134119-20150928173938rs-2030-tr-7-situacao-do-saneamento-basico-no-rs-03-12.pdf>> Acesso em: 14 abr. 2018.

Feng, P. et al. Bacteriological Analytical Manual Chapter 4 Enumeration of Escherichia coli and the Coliform Bacteria. 2013. Disponível em: <<http://www.fda.gov/Food/FoodScienceResearch/LaboratoryMethods/ucm064948.htm>> Acesso em: 25 ago. 2016.

Fewtrell, L.; Kay, D. Recreational Water and Infection: A Review of Recent Findings. Curr Envir Health Rpt 2: 85–94, 2015.

Figueiredo, J. A. S. et al. The Rio dos Sinos watershed: an economic and social space and its interface with environmental status. Braz. J. Biol., 2010, vol. 70, no. 4 (suppl.), p. 1131-1136, 2010.

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2015/estimativa_2015_TCU_20160211.pdfhtml> Acesso em: 17 ago. 2016.

IDEXX. Disponível em: <<https://www.idexx.com/water/products/colilert.html>> Acesso em : 04 ago. 2016.

JIANG, S. C. Human Adenoviruses in Water: Occurrence and Health Implications: A Critical Review. Environ Sci Technol. Dec 1;40(23): 7132-40, 2006.

Lopes, F. A.; Sperlong, E. V.; Magalhaes Jr, A. P. Indicadores para balneabilidade em águas doces no

Brasil. Belo Horizonte, Janeiro - Junho Vol.11 nº1, 2015.

Pinto, M. C. K. et al. Análise de microorganismos patogênicos para avaliação da balneabilidade. *Varia scientia agrárias*. V. 01, N. 02, P. 105-119, 2010.

Prefeitura De Três Coroas. Disponível em: <<http://www.trescoroas.rs.gov.br/turismo-e-servicos/pontos-turisticos>> Acesso em: 22 ago. 2016.

Rames, E. et al. Technical aspects of using human adenovirus as a viral water quality indicator. *Water Research* 96 308-326, 2016.

Schneider, I. L. Caracterização espectroscópica dos sedimentos da bacia hidrográfica do rio dos sinos (rs). Programa de pós-graduação em sensoriamento remoto. Universidade federal do rio grande do sul – ufrgs, 2012.

Spilki, F. R. Crise hídrica, saúde e parâmetros de qualidade microbiológica da água do Brasil. *Revista USP*, nº 106, p. 71-78, 2015.

Souza, L. F.; PARECER DOCUMENTO DAT-MA Nº 0616/2008 UNIDADE DE ASSESSORAMENTO AMBIENTAL GEOPROCESSAMENTO – BACIAS HIDROGRÁFICAS. Ministério Público do Rio Grande do Sul Divisão de Assessoramento Técnico. DOC DAT-MA Nº 0616, 2008.

Tavares, T. M.; Cardoso, D. D. P.; Brito, W. M. E. D. Vírus entéricos veiculados por água: aspectos microbiológicos e de controle de qualidade da água. Vol. 34 (2): 85-104. maio-ago, 2005.

TAQUARA. Disponível em: <<http://www.taquara.com.br/>> Acesso em: 22 ago. 2016.

Teixeira, J. C.; Guilhermino, R. L. Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros, empregando dados secundários do banco de dados indicadores e dados básicos para a saúde 2003–idb 2003. *Eng. sanit. ambient*. Vol.11 - Nº 3 - jul/set, 277-282, 2006.

Vecchia, A. D. et al. First description of Adenovirus, Enterovirus, Rotavirus and Torque teno virus in water samples collected from the Arroio Dilúvio, Porto Alegre, Brazil. *Braz. J. Biol.* vol.72 no.2 São Carlos May, 2012.

Vieira, C. B. et al. Detection of enteric viruses in recreational waters of an urban lagoon in the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Mem Inst Oswaldo Cruz*. Sep;107(6):778-84, 2012.

Wolf, S.; Hewitt, J.; Greening, G. E. Viral multiplex quantitative PCR assays for tracking sources of fecal contamination. *Appl Environ Microbiol*. 76, p.1388–1394, 2010.

[00152] DETERMINACIÓN DE COMPUESTOS EMERGENTES EN MUESTRAS DE AGUA POR CROMATOGRAFÍA DE LÍQUIDOS-ESPECTROMETRÍA DE MASAS (LC-MS)

MARTHA AVILES FLORES¹; MANUEL SANCHEZ ZARZA²; JACOBO TAPIA ACOSTA³

Instituto Mexicano De Tecnología Del Agua^{1,2}; Universidad Autonoma Del Estado De Morelos³

maviles@tlaloc.imta.mx¹; manuel@tlaloc.imta.mx²; jacobo.uaem@gmail.com

PALABRAS

Emerging contaminants, molecular ions, solid phase extraction

CLAVE

ABSTRACT

In Mexico, emerging contaminants in surface water, groundwater and wastewater are becoming an environmental public health risk. Pharmaceutical products, personal care products, surfactants, plasticizers, pesticides and a wide variety of chemical compounds in trace concentrations (ngL^{-1}) are not regulated by the Official Mexican Water Regulations and may alter endocrine functions and other systems in human beings and animals. The objective of this work is to develop analytical methodologies to determine Sulfamethoxazole and Sulfamerazine; the analytical method was developed by liquid chromatography-mass spectrometry, the identification of the analytes was carried out based on the retention time, the mass of the analyte ion (molecular ion) and the masses of the ions product of the molecular ion. The method involves extraction in solid phase (SPE); The applicability of the method was verified with water samples from rivers and effluent from wastewater treatment plants (WWTP) in the state of Morelos. In the samples of river water the presence of the drugs was not detected; only in the PTAR Sulfamethoxazole ($136 - 195 \text{ ng.L}^{-1} \pm 0.32$) and Sulfamerazine ($105-140 \text{ ng.L}^{-1} \pm 0.21$).

INTRODUCCIÓN

En México los contaminantes emergentes en aguas superficiales, subterráneas y residuales están convirtiéndose en un grave riesgo ambiental y de salud pública. Los productos farmacéuticos, de cuidado personal, surfactantes, plastificantes, plaguicidas y una gran diversidad de compuestos químicos en

concentraciones traza (ng.L^{-1}) no están regulados por las Normas Oficiales Mexicanas en materia de agua, presentan efectos significativos alterando al sistema endocrino y bloqueando o perturbando las funciones hormonales, afectando la salud de los seres humanos y de especies animales aun cuando se encuentran en bajas concentraciones. Los antibióticos como penicilina, sulfonamidas y tetraciclinas causan resistencia en patógenos bacterianos. Diversos estudios revelan que en el agua residual se han identificado más de 20 tipos de fármacos de distinta composición, de acuerdo al país y a su consumo, inclusive la venta de fármacos se ha incrementado en todo el mundo en un 25% (European Federation of Pharmaceutical Industries and Associations). La Unión Europea (UE) tiene registrados más de 3,000 fármacos que al ser excretados pueden provocar posibles efectos a nivel ambiental, resistencia bacteriana, genotoxicidad hasta llegar a dañar al ser humano.

En México no hay datos disponibles que indiquen la presencia, riesgo y toxicidad de contaminantes emergentes en agua superficial, subterránea y residual. Solamente se ha realizado un estudio para determinar las concentraciones y flujos de fármacos en sistema de irrigación con muestras de agua residual municipal provenientes del Valle del Mezquital, identificándose Gemfibrozil ($0.02-0.22 \mu\text{g.L}^{-1}$) y Bezafibrato ($0.08-0.10 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Las plantas tratadoras de aguas residuales no degradan los contaminantes, una alta proporción de éstos así como metabolitos no sufren ningún cambio y entran con una gran toxicidad al medio acuático, como acuíferos y sistemas marinos entre otros. Sin embargo, el estudio de nuevos contaminantes como los emergentes, los cuales poseen una amplia gama de propiedades químicas, requieren de tratamientos avanzados para una segura

incorporación de las aguas residuales al medio ambiente.

OBJETIVO

Desarrollar y validar métodos analíticos para cuantificar contaminantes emergentes (Sulfametoxazol y Sulfamerazina) en muestras de agua por cromatografía de líquidos-espectrometría de masas triple cuadrupolo.

METODOLOGÍA

1.1 Selección de contaminantes emergentes

Los estándares de alta pureza (USP) Sulfametoxazol, y Sulfamerazina se seleccionaron de acuerdo con los siguientes criterios: presencia en agua superficial, fuentes de abastecimiento y agua residual; éstos han sido reportados en concentraciones de $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$, sin embargo estas concentraciones son suficientes para causar efectos adversos en los ecosistemas acuáticos a nivel reproductivo y de desarrollo.

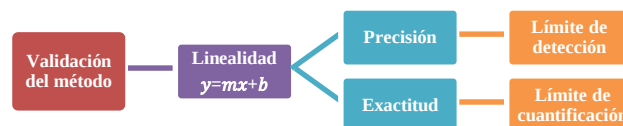
La identificación de los contaminantes emergentes se realizó en base a tres parámetros: tiempo de retención, masa del ión molecular y las masas de los iones producto por cromatografía de líquidos con espectrómetro de masas triple cuadrupolo marca Shimadzu 8040; cada determinación se realizó con monitoreo de reacción múltiple (MRM) en modo positivo. La separación se realizó en una columna C18 Phenomenex Luna 3 micras, volumen inyección 15 μL , flujo 0.4 ml min^{-1} , la fase móvil: agua-formato de amonio 5 milimolar y acetonitrilo.

La extracción de los contaminantes se realizó en fase sólida (SPE), con cartuchos C18 Oasis HLB 60 $\text{mg}/3\text{cc}$, su composición consiste en una proporción equilibrada de dos compuestos: N-vinilpirrolidona (hidrofílica) y divinilbenceno (lipofílica). Esta combinación proporciona una capacidad de retención superior en fase reversa, con una capacidad especial para optimizar la retención de analitos polares.

4.2 Validación del método analítico

Los parámetros evaluados fueron linealidad, exactitud y precisión, límite de detección y límite de cuantificación (Figura 1).

Figura 1 Parámetros de validación método analítico.



4.3 Aplicación del método validado

Para calibrar el método analítico se colectaron muestras de los ríos Yautepec y Cuautla y efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales, sitios ubicados en el estado de Morelos.

5. Resultados y Discusión

5.1 Método analítico

En el método analítico se identifican dos contaminantes emergentes mediante un análisis cualitativo el cual consiste en identificar la presencia de los fármacos en base a tres parámetros: tiempo de retención, masa del ión del analito (ión molecular) y masas de los iones fragmentos del ión molecular. La separación de los analitos se realiza en un tiempo total de análisis de 12 minutos en modo positivo. Los datos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros optimizados de fármacos

Fármacos USP	Tiempo Retención (min)	Ión Precursor (m/z)	Ión Producto 1 (m/z)	Ión Producto 2 (m/z)	Energía Colisión (V)
Sulfamerazina	5.33	251	156	91.9	20
Sulfametoxazol	6.17	279	189	124.2	28

5.2 Validación método analítico

Linealidad. El método resultó ser lineal en un intervalo de concentraciones de 3 a 50 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$, con un coeficiente de correlación de 0.99. Los datos de regresión mostraron una buena relación lineal sobre el rango de concentraciones estudiadas, lo que demuestra la idoneidad del método para el análisis (figura 2).

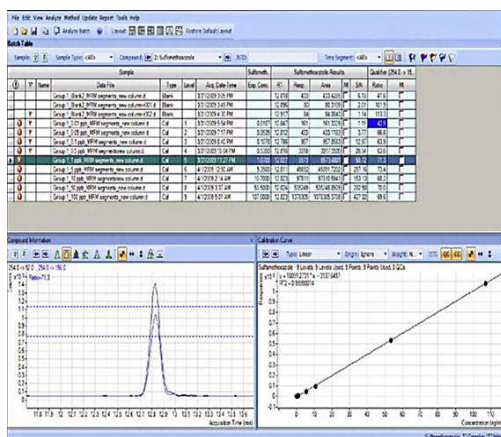


Figura 2 Cromatograma de Sulfamerazina

Exactitud La exactitud de un método analítico es la cercanía de los resultados al valor verdadero. Se determinó mediante la aplicación del procedimiento analítico en los estudios de recuperación, donde se fortifican disoluciones de muestras con una cantidad conocida de compuestos emergentes. La recuperación en porcentaje obtenida varía entre 91 a 99%.

Precisión. La repetibilidad se realizó a tres concentraciones 3, 15 y 50 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$, los coeficiente de variación se encontraron en el intervalo de 0.66 a 2.4%.

Los límites de detección y cuantificación son parámetros que determinan la capacidad de análisis del método analítico. El límite de detección es la mínima concentración de analito en una muestra que el equipo puede detectar en un proceso de análisis. El límite de cuantificación es la concentración mínima de analito a la cual es posible hacer una afirmación cuantitativa del resultado de una medición con una determinada incertidumbre. Los resultados de los parámetros de validación del método analítico para determinación de contaminantes emergentes se muestran en la tabla 2.

Tabla 2 Parámetros de validación de método analítico

Fármacos	Linealidad (r)	Límite cuantificación ($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)	Precisión	Exactitud (%)	Límite de confianza (%)
Sulfamerazina	0.99	3.66	1.21	98.9	97.3
Sulfametoxazol	0.99	5.32	1.52	93.5	95.6

5.3 Extracción en fase sólida

La recuperación de los analitos de interés es uno de los pasos más importantes en la validación del método ya que se refiere a la eficiencia de todo el proceso analítico desarrollado y se reporta como porcentaje de analito obtenido después del proceso de extracción. Para su evaluación se utilizaron estándares de los fármacos, por lo menos en dos concentraciones las cuales fueron adicionadas a las muestras de agua de río y agua residual tratada con el fin de determinar los porcentajes de recuperación.

El efecto de pH sobre la eficiencia de la extracción es un parámetro muy importante, debido a las diferentes polaridades de los compuestos, los ensayos se llevaron a cabo ajustando el pH a un valor de 7. La extracción de sulfametoxazol y sulfamerazina (figura 3) mostraron porcentajes de recobro de estándar de 84 y 91% respectivamente.

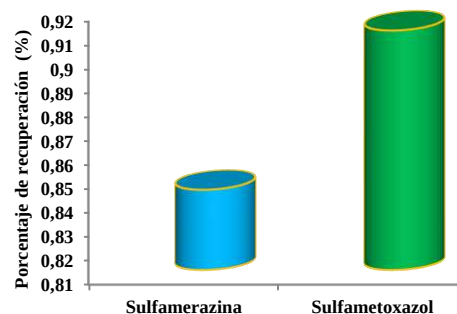


Figura 3 Porcentaje de recobro de contaminantes

5.4 Aplicación del método muestras reales

El método analítico fue aplicado a muestras de agua de los ríos Cuautla y Yauatepec, así como muestras del efluente de plantas de tratamiento de agua residual, localidades del estado de Morelos. En las muestras de agua de río no se detectó la presencia de contaminantes emergentes, se comprobó el método adicionando muestras con 30 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfamerazina y sulfametoxazol.

Conclusiones

El método analítico desarrollado y validado para los contaminantes sulfamerazina y sulfametoxazol en muestras de agua por cromatografía de líquidos-espectrometría de masas (LC-MS) es lineal, exacto, preciso y reproducible en el intervalo de 3 a 50 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$; obteniéndose eficiencias de recuperación del estándar de 84.36 ± 0.6 a $91\pm 1\%$.

Witte W ,(1998). Medical consequences of antibiotic use in agriculture. Science. 279: 966-997

El método se comprobó cuantificando muestras de agua de los ríos Cuautla y Yautepec así como el efluente de una planta de tratamiento de agua residual del estado de Morelos. En las muestras de agua de río no se detectó la presencia de los fármacos estudiados; solamente en agua residual tratada se identificaron los contaminantes sulfamerazina ($3 - 6 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$) y sulfametoxazol ($87 - 194.5 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$).

Referencias bibliográficas

Daughton CG, Ternes T.A. (1999), L, A., Argedas, V., C. (2006), Pharmaceuticals and personal care products in the environment agents of subtle change?. Environ Health Perspect 10:907-937.

Daughton J, Swarzenski P, Dimicola R, Reinhard M, (2010), Occurrence of herbicides and pharmaceutical and Environ Qual 39:1173-80.

Ellis J.B. (2006), Pharmaceutical and personal care products in urban receiving waters. Environmental Pollution 144 (1):184-189.

Hernando M, D, Mezcua M, Fernández-Alba AR, Barceló D. (2006), Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, Surface waters and sediments. Talanta 69:334-342.

Hirsch R., Ternes T., Haberer K.y Krats K.L. (1999). Occurrence of antibiotics in the aquatic environment Science Total Environ 225:109-118.

Janssens I, Tanghe T, Verstraete W, (1997), Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. Water Sci. Technol. 35:112-115.

Kateman S. (1981). Quality control in analytical chemistry. Ed. John Wiley and Sons. New York., 560-584.

Knepper T, Scher F, Lange F, Brauch H, Karrenbrock F, Roeden O, Linder K. (1999). Detection of polar organic substances relevant for drinking water. Waste Management 19 (2):77-99.

Long G.L., Winefordner J.D. (1983). Limit of detection. Anal Chem 55, 712A-724A.

Robinson A, A, Belden J, B. (2007). Toxicity of fluoroquinolone antibiotics to aquatic organisms. Environ Toxicol Chem 24:423-430.

Siemens J., Huscsek, G., Siebe, C., Kaupenjohann, M. (2008). Concentration and mobility of human pharmaceuticals in the world's largest wastewater irrigation system Mexico City Mezquital valley. Water Research 42:2124-2134

[00180] REDUÇÃO DE IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS COM A APLICAÇÃO DE LAYOUT ATUAL DE ESTAÇÕES DE BOMBEAMENTO E EMPREGO DE BOMBA SUBMERSA

ANTONIO ALEXANDRE MAGNANINI¹; SILVIO TAKASHI YAMAGUTI²

SABESP^{1,2}

amagnanini@sabesp.com.br; syamaguti@sabesp.com.br

Palavras Chave – Estação de bombeamento, ruído, meio ambiente, layout.

Abstract:

The evolution of the layout of pumping stations contributes to the reduction of environmental impacts. The introduction of new technologies allows less financial resources for its construction and operation. We have refined the pre-existing design of pumping stations using submersible pumps to reduce problems. The new layout meets the growing demands of society regarding the production of noise (environmental impact). This compacted layout is also suitable for new installations in urbanized regions where the availability of area is expensive. At the same time, submersible pumps have a vertical characteristic curve, which makes them suitable for use where demand for flow variation is necessary. They are maintenance-free and have very low operating costs.

Keywords – Pumping station, noise, environmental, layout.

1 INTRODUÇÃO

Os impactos das estações bombeamento convencionais normalmente ruidosas e que requerem maiores espaços para sua implantação, nem sempre disponíveis, determinaram a necessidade de estudo para um layout de instalação mais compacta, ocupando menor área, mais silenciosa e menos sujeita a vandalismos.

Este estudo identificou que as bombas convencionais possuem alto custo de instalação, tendo em vista a construção de uma casa de bombas para seu abrigo com ventilação e isolamento acústico, maior custo de manutenção por demandarem manutenções preventivas nos conjuntos motobombas e impacto socioambiental que gera incômodo à sociedade devido ao ruído.

Alinhada à diretriz estratégica Sustentabilidade, que prevê o crescimento economicamente sustentável, de forma ambientalmente correta e socialmente justa, a implantação do novo layout de estações de bombeamento contribui com a redução de impactos ambientais, além de demandar menos recursos financeiros para implantação e operação.

Para a definição de uma solução adequada para este problema são contratadas empresas especializadas que durante o desenvolvimento da tecnologia absorvem conhecimentos relevantes ao setor de saneamento que podem ser compartilhados com outras empresas durante a prestação de serviços.

Para se identificar o problema sobre as estações de bombeamento foi utilizada a metodologia dos 5 porquês, durante a Reunião de Análise de Desempenho da unidade.

Reclamação de vizinhos das instalações por ruído elevado

1 Por que o vizinho reclamou?

R. Porque a instalação é ruidosa

2. Por que a instalação é ruidosa?

R. Porque o motor elétrico é do tipo convencional e produz ruído elevado

3. Por que o motor elétrico produz ruído elevado?

R. Porque possui turbina para refrigeração a ar

4. Por que necessita de refrigeração a ar?

R. Porque o motor aquece durante o funcionamento

5. Por que o motor aquece?

R. Por conta da transformação de energia elétrica em energia mecânica ou cinética (Não existe máquina com rendimento 100%)

2 OBJETIVO

Com o objetivo de reduzir os ruídos decorrentes das instalações de bombeamento, a equipe da área Eletromecânica desenvolveu o projeto para instalação de estações de bombeamento utilizando bombas submersas.

2.1 Concepção e Planejamento

Para o desenvolvimento do projeto foi elaborado um plano de ação com as seguintes etapas:

Tabela 1 – Planejamento

O quê?	Por quê?	Como	Quem
Identificar solução disponível no mercado e/ou na empresa	Para utilização de conhecimentos e tecnologias existentes e disponíveis. Evitar retrabalho e introduzir inovações.	Consultando fornecedores, projetistas e outras unidades da empresa. (benchmarking).	Equipe da Eletromecânica
Verificar necessidade e de modificar a estação de bombeamento	Para atender a demanda decorrente do crescimento vegetativo ou de nova setorização	Dimensionando as necessidades do ponto de trabalho da estação	Área de Cadastro Técnico e Controle de Perdas
Selecionar a bomba mais adequada	Para possibilitar o funcionamento correto, eficiente e econômico.	Consultando a literatura técnica, fabricantes e projetistas.	Equipe da Eletromecânica
Elaborar projeto executivo da estação de bombeamento com o emprego de bomba submersa	Para possibilitar o funcionamento correto, eficiente e econômico.	Desenvolvendo o projeto	Empresa contratada ou Equipe da Eletromecânica
Contratar a obra de	Para concretização	Elaborando de edital	Área de Licitações

construção	o do projeto	conforme procedimento s e legislações vigentes.	
Executar as obras	Para concretização o do projeto	Construindo a estação conforme projeto	Empresa contratada com fiscalização da equipe da Eletromecânica
Realizar testes e ajustes	Para confirmar se os equipamentos atendem o ponto de trabalho e realizar os ajustes necessários	Testes os equipamentos individualmente e em conjunto	Empresa contratada com fiscalização da equipe da Eletromecânica
Pré-operar a estação	Para verificar se os ajustes realizados estão adequados ao sistema de distribuição	Realizando a partida e a sintonia fina da estação	Equipes da Eletromecânica e da área de Operação de Água
Operar a estação	Para melhorar o abastecimento do setor atendido	De acordo com os padrões vigentes.	Área de Operação de Água e UGR

2.2 Construção

A solução de utilização de bombas submersas foi implementada na área das figuras a seguir, onde pode-se observar:

Na figura 1 apresentamos planta do local da instalação do conjunto de bombas submersas em posição vertical mostrado na figura 2, observando-se que o espaço utilizado na nova instalação é inferior ao espaço anteriormente utilizado como pode ser visto nas áreas hachuradas. Bem como pode se ver a proximidade da instalação com imóveis residenciais.

Na figura 3 apresentamos a planta do local da instalação do conjunto de bombas submersas em posição vertical mostrados na figura 4.

As bombas devem ser imersas, dentro de uma camisa de metal individual que por sua vez são quase totalmente

enterradas quando instaladas na vertical, resultando numa estação mais silenciosa, conveniente para instalações urbanas, pois minimiza os impactos das instalações convencionais normalmente ruidosas e que requerem maiores espaços para sua implantação.

A aplicação deste layout também reduz a sujeição de vandalismos, aumentando a segurança operacional das nossas instalações e por não haver necessidade de uma casa de bombas o custo de investimento também é minimizado.

A utilização de bombas submersas caracterizada pelo formato cilíndrico e múltiplos estágios é adequada a projetos de estações de bombeamento, pois sua curva característica é verticalizada conforme aumenta o número de estágios.

Na figura 5 apresentamos a planta do local da instalação do sistema de bombas bipartidas verticais de potencia semelhante às das figuras 3 e 4. Pode-se observar que a instalação demandou construção de sala de máquinas além de ocupar maior espaço físico apesar de também ser bastante compacta. Por utilizarem motor elétrico refrigerado a ar emitem ruído superior às bombas das figuras 1 a 4.



Figura 1 - Layout do booster Vitápolis



Figura 2 – Foto do booser Vitápolis

Figura 3 – Layout booster Jardim Tupã

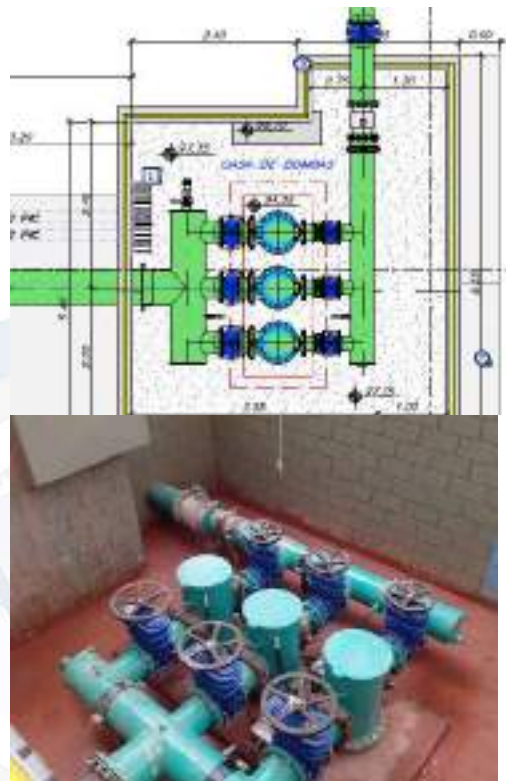


Figura 4 – Foto booster Jardim Tupã

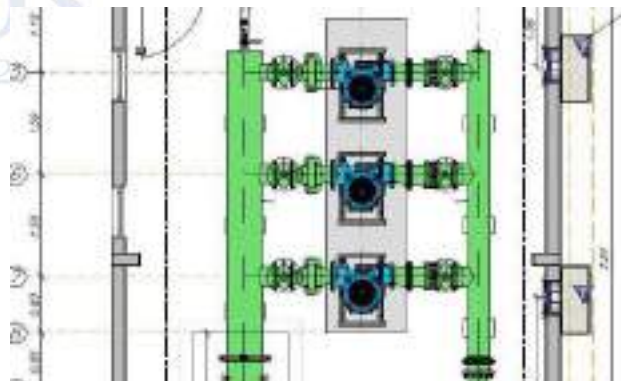


Figura 5 – Layout booster Mirandas



Figura 6 – Foto booster Mirandas

Como vantagem adicional do sistema de bombas submersas podemos citar a eliminação de manutenção preventiva do conjunto motobomba sem prejuízo do seu tempo de vida útil, desde que corretamente selecionadas e aplicadas.

Quando houver a necessidade de alteração de instalações por motivos identificados pelas áreas de gestão de distribuição de água por questões de vazão/pressão, eletromecânica por motivos de obsolescência dos equipamentos, reclamações dos clientes quanto aos ruídos ou por parte do poder público quanto ao uso do espaço físico, a demanda é tratada de acordo com o fluxograma d.

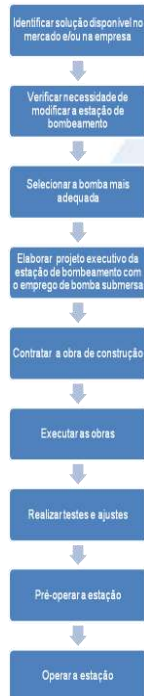


Figura 7 – Fluxograma

A melhoria contínua é garantida por meio da introdução de novas tecnologias e inovações. Há a busca permanente por equipamentos mais silenciosos e eficientes, com menores custos de manutenção e operação.

3 RESULTADOS

Comparando a medição dos ruídos emitidos pelas instalações das figuras 3 e 5 que são de mesma potência, à mesma distância de 2 metros vemos que o sistema com bombas submersas é notavelmente mais silencioso, lembrando que a escala dB (A) é logarítmica, conforme tabela 2.

Tabela 2 – Comparativo de medições de ruído

Avaliação a 2 metros das bombas	
Figura 3 com 2 bombas ligadas	Figura 5 com 2 bombas ligadas
LAeq : dB(A)	LAeq : dB(A)
69.5, 70.1	79:8

Em comparação com Nível de Critério de Avaliação – NCA para ambientes externos, em dB(A) estabelecido em norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, conforme Tabela 3:

Tabela 3 – Nível de Critério de Avaliação da ABNT

TIPOS DE ÁREAS	DIURNO	NOTURNO
Áreas de sítios e fazendas	40	35
Área estritamente residencial, urbana, de hospitais ou de escolas	50	45
Área mista, predominantemente residencial	55	50
Área mista, com vocação comercial e administrativo	60	55
Área mista, com vocação recreacional	65	55
Área predominantemente industrial	70	60

Quanto à economia de espaço físico, a instalação da figura 3 ocupa 28m² de área e a instalação da figura 5 ocupa 51



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”

m2, representando 45% de economia de espaço físico ou 23 m2.

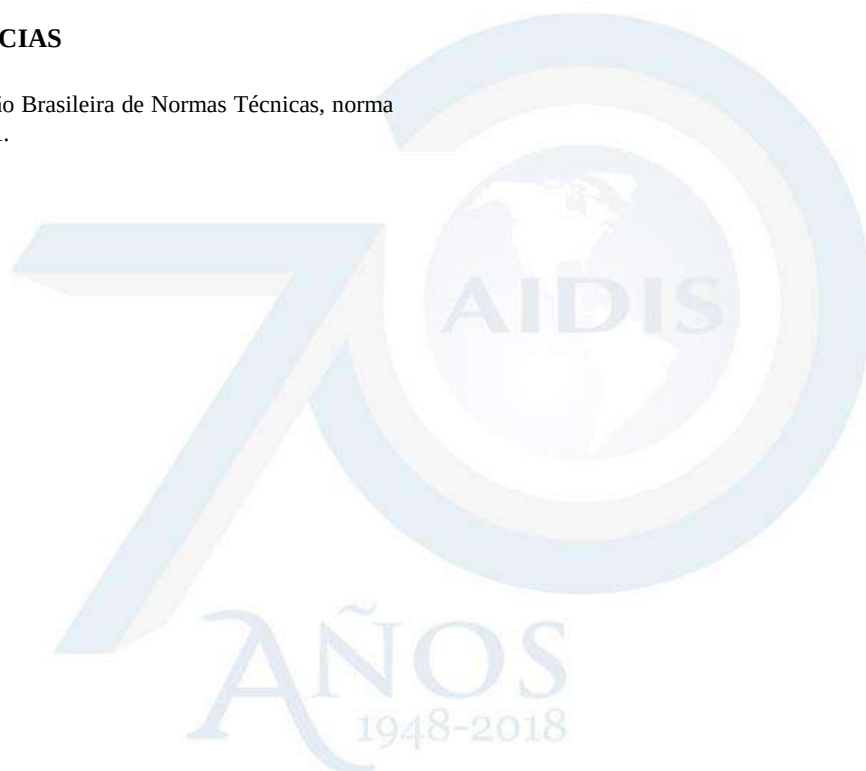
Melhoria no rendimento dos equipamentos, redução de reclamações, menor impacto para a sociedade.

4 CONCLUSÕES

O novo layout reduz os impactos ambientais, pois há grande redução do ruído produzido. A compactação do projeto leva a uma demanda por área pequena, compatibilizando a instalação com a sua pequena oferta em áreas densamente urbanizadas.

5 REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas, norma técnica NBR 10151.



[00240] FORMAÇÃO EM PLANOS DE SEGURANÇA DA ÁGUA/PSA E DO SANEAMENTO

MARCELO GUIMARÃES ARAUJO¹; CLEMENTINA DOS SANTOS
FELTMANN²; RENATO CASTIGLIA FEITOSA³; TEOFILLO MONTEIRO⁴;
VINICIUS SANTOS SOARES⁵

Fundação Oswaldo Cruz/Fiocruz^{1,2,3,5}; ETRAS/OPAS⁴

marcelo.araujo@ensp.fiocruz.br ¹; feltmannh@gmail.com ²; renatocf@ensp.fiocruz.br ³;
monteteo@paho.org ⁴; vinicius.soares@ensp.fiocruz.br ⁵

PALAVRAS CHAVE: Água, Saneamento,
Segurança, Saúde.

ABSTRACT

O presente trabalho tem o objetivo de contribuir para o atendimento do ODS 6 por meio da formação em Planos de Segurança da Água/PSA e do Saneamento/PSS. É um curso gratuito, ofertado pela Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca/ENSP da Fundação Oswaldo Cruz/Fiocruz, destinado a profissionais com experiência e atuação em sistema de abastecimento de água para o PSA e em sistemas de esgoto para o PSS, seja em gestão, projeto, operação, manutenção, laboratório, vigilância, pesquisa e membros de comitês de bacias. O PSA e o PSS compreendem três componentes estratégicos: a avaliação e descrição do sistema; o monitoramento operacional; e a gestão. Os Planos simplificam a tomada de decisões ao apresentarem bem definidas as medidas que devem ser implantadas para corrigir os perigos e diminuir os riscos. Espera-se com a formação de profissionais no tema, o maior controle social na qualidade e vigilância da água; o incentivo à participação social nas equipes de elaboração dos planos e a minimização dos riscos à saúde pública, decorrentes da gestão inadequada da água e do saneamento.

INTRODUÇÃO

A OMS (2015) preconiza que o acesso a serviços adequados de água e saneamento é essencial para reduzir o impacto de doenças transmitidas pela água, e fortalecer ambientes saudáveis que melhorem a segurança, a dignidade e a autoestima das pessoas. É também um direito humano básico e serve de suporte para a conquista de bons resultados em áreas como saúde pública, meio ambiente, desenvolvimento, energia e adaptação a desastres.

Além dos benefícios à saúde, o saneamento melhorado gera benefícios sociais e econômicos. De acordo com uma análise de custo-benefício realizada pela OMS & Evans et al, os custos das diferentes intervenções destinadas a melhorar o acesso ao abastecimento de água e os serviços de saneamento proporcionariam benefícios econômicos: para cada US \$ investido se obteria um benefício entre \$ 3 e \$ 34, dependendo da região. Além disso, os benefícios incluiriam uma redução média de 10% em episódios de diarreia em todo o mundo.

A elaboração do Plano de Segurança da Água/PSA é um componente chave do marco para a segurança da água para consumo descrita nas Guias de Qualidade da

Água de Bebida da Organização Mundial de Saúde/OMS (3ª.Ed., 2004). Com base nessas guias, o Ministério da Saúde do Brasil elaborou um documento orientador: Plano de Segurança da Água – um olhar do SUS (2012).

O PSA é um instrumento holístico e sistemático baseado em um enfoque de avaliação e gestão de risco, de forma integral, que inclui todas as etapas do abastecimento de água, desde a captação no manancial até a utilização pela sociedade, justifica-se pelos benefícios gerados pela maior compreensão de todo sistema de abastecimento e pela metodologia de levantamento das necessidades prioritárias para o aprimoramento da qualidade da água, com consequências diretas na melhoria na saúde da população.

Um PSA detecta tanto os riscos associados à qualidade da água, como situações que podem afetar de alguma forma a infraestrutura e o serviço proporcionado pelo prestador, é também, uma ferramenta na gestão de Riscos Sanitários, Ambientais, Tecnológicos e para a Sustentabilidade do sistema de água.

O PSA pode ser efetuado para a segurança da água fornecida por sistemas de qualquer tipo e tamanho, independente de sua simplicidade ou complexidade.

O PSS compartilha o mesmo valor que o PSA, na provisão de uma ferramenta prática para a aplicação das Diretrizes da OMS em diferentes contextos e situações para o manejo seguro de efluentes e excretas.

Como o PSA, o PSS compreende três componentes estratégicos: a avaliação e descrição do sistema, descreve o sistema e identifica riscos ou eventos que poderia ocorrer na cadeia de saneamento; o monitoramento operacional, que visa estabelecer se as medidas de controle garantem a proteção à saúde o cumprimento sempre os objetivos estabelecidos de

saúde; e a Gestão, que visa incorporar procedimentos de gestão claros que documentam as medidas que devem ser tomadas quando o sistema funciona em condições normais e quando ocorreu um "incidente" (medidas corretivas).

O PSS, como o PSA, é baseado em vários dos princípios e conceitos aplicados em sistemas de gerenciamento de riscos. O PSS aplica a abordagem desde a geração de resíduos sanitários até o uso e/ou disposição final de resíduos (Manual PSS, OMS, 2015).

Existem diferenças críticas em ambas as abordagens. O PSS geralmente opera em um ambiente regulador menos definido, têm múltiplos objetivos, há mais grupos de interesse e abordam riscos de múltiplos grupos expostos. ~~Tabela N 3).~~

Planos de Segurança em Saneamento podem ser aplicados em qualquer ambiente e seu principal objetivo é minimizar os riscos à saúde.

O PSS contribui para a melhoria da qualidade da água no ambiente e para a sustentabilidade dos sistemas de água potável e saneamento, uma vez que, na medida em que se reduz a contaminação na fonte, haverá redução de custos na potabilização da água.

Os Planos simplificam a tomada de decisões ao apresentarem bem definidas as medidas que devem ser implantadas para corrigir os perigos e diminuir os riscos.

Os planos realizados em uma mesma localidade possibilitarão uma visão ampla sobre as condições de saneamento na área, podendo ser mapeados os riscos à saúde da população residente na área, bem como as condições ambientais.

O PSA e o PSS contribuem para o atendimento à Agenda 2030, em especial ao sexto Objetivo do Desenvolvimento Sustentável-ODS da Organização das

Nações Unidas/ONU, que é o de assegurar disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos, incorporando questões como qualidade da água e gestão de águas residuais, escassez e uso eficiente de água, a gestão dos recursos hídricos e a proteção e restauração de ecossistemas relacionados, o que vai ao encontro do exposto na Resolução/ONU nº 64/292, que reconhece o acesso à água potável e ao saneamento como condições essenciais para o pleno gozo da vida e de todos os direitos humanos.

No campo de atuação do Sistema Único de Saúde (SUS) do Brasil, contribui para ações de Vigilância da Qualidade da Água para consumo humano, na formulação da política e na execução de ações de Segurança da Água.

Reconhecendo a importância da elaboração desses Planos para a saúde pública e ambiental, o Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca/ENSP da Fundação Oswaldo Cruz/Fiocruz realizou uma Oficina neste tema, que culminou no credenciamento de cursos de formação em PSA e PSS, com o objetivo de capacitar profissionais para a elaboração, implantação, desenvolvimento, execução e acompanhamento do PSA e do PSS.

Em desdobramento desse processo, a Fiocruz representada por sua Vice-presidência de Ambiente Atenção e Promoção da Saúde, que é Centro Colaborador da Organização Pan Americana da Saúde/OPAS, nos temas Saúde e Ambiente conseguiu um financiamento do Ministério da Saúde, que está em fase de liberação, para realizar a formação em PSA e PSS no território nacional.

A divulgação da importância da realização do PSA em Estação de Tratamento de Água/ETA e do PSS na Estação de Tratamento de Esgoto/ETE, bem como a realização dos cursos em âmbito nacional são

importantes ações que contribuem para o atendimento da Agenda 2030.

Importante enfatizar que tanto o PSA, como o PSS tem o objetivo principal da proteção à saúde.

OBJETIVO

Contribuir para o atendimento do ODS 6 por meio da formação em Planos de Segurança da Água/PSA e do Saneamento/PSS.

METODOLOGIA

O acesso a serviços de água, saneamento e higiene adequados e de qualidade é um fator determinante para a melhoria da saúde e o bem-estar da população. A melhoria destes serviços,

Implica, também, na gestão adequada das águas residuais, eliminando os riscos para a saúde pública e ambiental.

O Curso de Formação em Planos de Segurança da Água/PSA e do Saneamento/PSS, têm o objetivo de capacitar profissionais para a elaboração, implantação, desenvolvimento, execução e acompanhamento do PSA e do PSS. É um curso de formação continuada para nível básico, considerando que nem todos os técnicos que operam as estações possuem graduação.

O curso será ofertado para profissionais com experiência e atuação em sistema de abastecimento de água para o PSA e em sistemas de esgoto para o PSS, seja em gestão, projeto, operação, manutenção, laboratório, vigilância, pesquisa e membros de comitês de bacias.

Esse perfil de candidatos se justifica para atender a elaboração dos planos que contemplam visitas às instalações para atestar os conhecimentos, a informação e os esquemas do processo necessários aos serviços. É importante a atenção à opinião dos trabalhadores que

têm informações detalhadas que talvez não estejam anotados nos registros do serviço. A avaliação, atualização, compilação ou reelaboração dos procedimentos operacionais regulamentados são componentes integrais da estratégia dos planos.

É importante que esses colaboradores tenham algum conhecimento prévio sobre o tema que possibilitem contribuir de forma mais incisiva na elaboração do plano.

Pensando na participação da sociedade na equipe do Plano, o curso oferta vagas para membros dos Comitês de Bacia Hidrográfica/CBH, que são organismos colegiados que fazem parte do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e existem no Brasil desde 1988. A composição dos CBH permite que todos os setores da sociedade com interesse sobre a água na bacia tenham representação e poder de decisão sobre sua gestão.

O curso é presencial com 60 horas, será ministrado por aulas teórico-práticas e participativas, estudos de caso com a apresentação de situações problemas por meio de textos e fotos, de forma a compartilhar ideias, promover e enriquecer o debate. Haverá visita técnica seguida de apresentação e debate de relatório com as percepções e proposições dos alunos. O sistema de avaliação compreende participação em aula, elaboração e apresentação individual e em grupo de atividades propostas durante o curso.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Uma das principais finalidades da metodologia do PSA e PSS é determinar as responsabilidades de terceiros para garantir a segurança dos serviços na redução de riscos, para tanto é necessária a colaboração dos trabalhadores agrícolas e florestais, dos proprietários de terras, da indústria, do transporte e de outros serviços, bem como da administração pública local e dos próprios consumidores.

O conhecimento específico do tema permite uma visão crítica dos problemas que podem se tornar realidade, induzindo a população, de acordo com seus saberes e vivência, a auxiliar na elaboração dos planos, até mesmo propondo soluções inovadoras.

A formação ofertada possibilitará a participação mais qualificada desses trabalhadores, uma vez que o aluno egresso estará apto a traçar medidas para assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e do saneamento; contribuir para ações de vigilância da qualidade da água para consumo humano; fazer avaliação sistemática dos sistemas sob a perspectiva dos riscos à saúde; detectar possíveis riscos nos sistemas; propor medidas visando a minimizar a vulnerabilidade e a contaminação da água nas fontes de abastecimento; prevenir a contaminação e a recontaminação da água durante o armazenamento e distribuição da água até o lugar do consumo; promover a aplicação de boas práticas na operação e manutenção dos sistemas; promover o gerenciamento adequado dos riscos em cada um dos componentes dos sistemas; e participar na formulação da política e na execução de ações para a segurança da água e do saneamento.

Concomitantemente à oferta de formação, o Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental/DSSA/ENSP/Fiocruz que tem longa tradição no ensino de saneamento, com foco em tecnologias, tendo formado continuamente inúmeros engenheiros sanitários que atuam no mercado de trabalho. Atualmente se posiciona como um polo disseminador da metodologia do PSA e PSS e, em cooperação com a Equipe Técnica Regional em Água e Saneamento/ETRAS/OPAS/OMS, assumiu o compromisso e está desenvolvendo atividades no sentido de elaborar o PSS da Bacia do Rio Piabanha, na região que compreende Petrópolis/Teresópolis no Estado do Rio de Janeiro/RJ.

A primeira demanda para a realização do curso foi feita pela Prefeitura de Casimiro de Abreu/RJ e está em elaboração um termo de cooperação com a ENSP/Fiocruz. A Prefeitura de Petrópolis/RJ também manifestou interesse pelo curso.

Com essa formação espera-se contribuir para o maior entendimento da importância dos PSA e PSS para proteção da saúde pública e ambiental e incentivar a participação da sociedade em suas equipes.

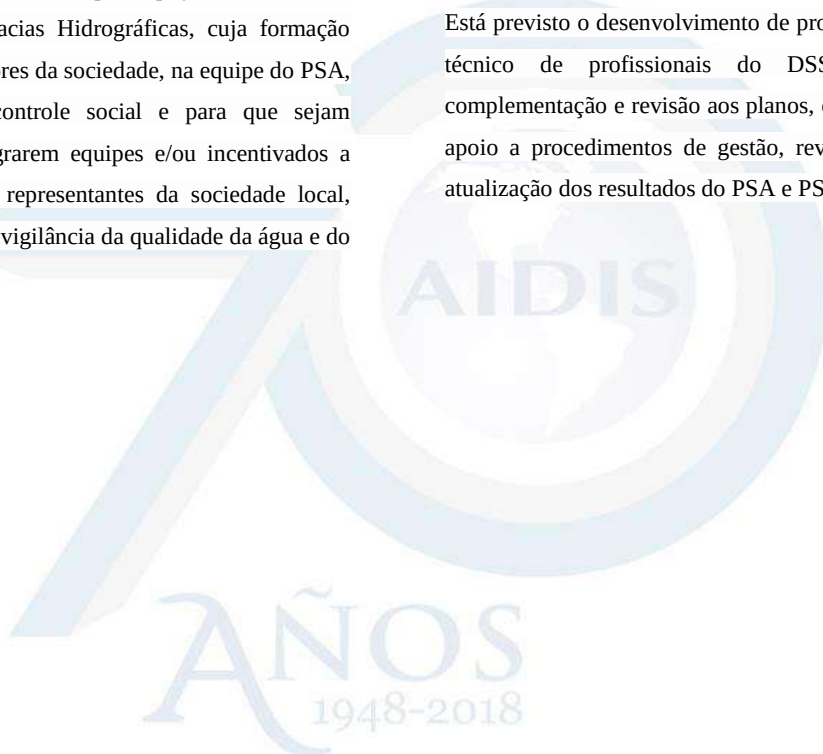
Ressalte-se a importância da participação dos membros dos Comitês de Bacias Hidrográficas, cuja formação abarca diversos setores da sociedade, na equipe do PSA, como forma do controle social e para que sejam estimulados a integrarem equipes e/ou incentivados a participarem como representantes da sociedade local, contribuindo para a vigilância da qualidade da água e do

saneamento, para a proteção das bacias hidrográficas e na promoção da saúde pública e ambiental.

CONCLUSÕES

A formação em Planos de Segurança da Água e do Saneamento no âmbito nacional contribuirá para a disseminação desta metodologia e, sendo ministrado em uma estação de tratamento, seja de água e/ou de esgoto, contribuirá para a implementação e efetivação dos planos em diversas localidades ampliando, assim, os benefícios para a saúde pública e ambiental.

Está previsto o desenvolvimento de programas de apoio técnico de profissionais do DSSA/ENSP, para complementação e revisão aos planos, como também de apoio a procedimentos de gestão, revisão periódica e atualização dos resultados do PSA e PSS.



[00382] LA PREVALENCIA DE LAS EDAS Y SU RELACIÓN CON LOS INDICADORES DE BIENESTAR DE LA POBLACIÓN EN MÉXICO

FERAT TOSCANO CATALINA¹; GABRIELA ELEONORA MOELLER
CHÁVEZ²; GUILLÉN GARCÉS ANGÉLICA³; TREVIÑO QUINTANILLA LUIS⁴

Universidad Nacional Autónoma de México¹; Universidad Politécnica del Estado de Morelos,
UPEMOR^{2,3,4}

cferat@unam.mx¹; gabriela.moeller@gmail.com²; aguillen@upemor.edu.mx³;
ltrevino@upemor.edu.mx⁴

Abstract

An analysis related to the prevalence of acute diarrheal diseases in six states of the Mexican Republic is made. Six indicators of the Better Life Index (IBP) were used including drinking water supply (AP), Sewerage (A) and Treatment (T).

The Human Development Index (IDH) was considered to select the six states targeted, three with the highest grades obtained and three with the lower ones, and looking for their prevalence of acute diarrheal diseases (EDAs).

A direct correlation between IDH and children deaths under five years due to acute diarrheal diseases is found. Also the highest numbers of infectious and parasitic illness (EIP) is found in those states with the lower IDH (Chiapas, Oaxaca and Guerrero). In those states with the highest grades obtained (México City, Nuevo León and Sonora) there is a reduction in children mortality, nevertheless a greater incidence in EIP is shown in two states with the highest IDH (México City and Nuevo León) due to the lack of health services in several sectors of the population. In those states with the lower IDH the incidence of EIP is due to the lack of services that provide AP, A, T and health services that is directly joined to the lower income of inhabitants and years of formal education.

To reduce acute diarrheal diseases it is proposed to continue with an increase in coverage services (AP, A and T) and also increase the access to health services and invest to increase and improve the level of education.

Palabras clave: indicadores, calidad del agua, contaminación y EDAs.

Introducción

El agua es un recurso vital para todos los seres vivos, pero si está contaminada puede ser el vehículo portador de microorganismos patógenos que generarán enfermedades de todo tipo y principalmente por su ingestión darán como origen a las enfermedades de tipo gastrointestinal, denominadas EDAs que son producidas por el conjunto de organismos que integran el grupo de Enfermedades infecciosas intestinales (A00-A09) definidas por la OPS/OMS (1995). El acceso a agua limpia es fundamental para el bienestar humano. A pesar de los avances significativos conseguidos en los países de la OCDE en cuanto a la reducción de la contaminación del agua, no siempre es fácil discernir las mejoras en la calidad del agua potable. En México, solo el 67% de los habitantes dicen estar satisfechos con la calidad del agua, cifra menor que el promedio de la OCDE de 81% (OCDE, 2016). La disponibilidad y acceso a agua potable está directamente relacionada con los indicadores de bienestar de la población, IBP y con el IDH. Proveer a los habitantes de comunidades rurales y núcleos urbanos de agua de buena calidad, en cantidad suficiente para los diversos usos y del saneamiento respectivo se encuentran entre las prioridades más importantes de los gobiernos en todo el mundo. Así lo señala el objetivo seis de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS): agua limpia y saneamiento (PNUD, 2016).

El deterioro de la calidad del agua ocurre por procesos tanto naturales como antropogénicos y el acceso a un agua libre de contaminantes físicoquímicos o microbiológicos que causen enfermedades y afecten a la salud pública es imprescindible. Existe una relación directa entre “pobreza” y “mala calidad del agua”, así

como con el “saneamiento deficiente”. Lamentablemente en este siglo todavía son muchas las personas que carecen del derecho humano al agua y a disfrutar de una fuente de agua que les provea la seguridad hídrica necesaria, la sostenibilidad del recuso y un mejor desarrollo humano (Moeller, et al. 2016). Asimismo, la mala calidad del agua está asociada a condiciones de bajas coberturas de agua potable, drenaje y saneamiento, que en la mayoría de las ocasiones van asociadas directamente con la deficiencia en la calidad de las viviendas de los habitantes y el bajo ingreso que perciban.

La medición de la pobreza, por tratarse de un fenómeno de naturaleza multidimensional no puede ser considerado, única y exclusivamente por los bienes y servicios que pueden adquirirse en el mercado (CONEVAL, 2016). En América Latina, uno de cada cinco vive en situación de “pobreza crónica”, según estudio del Banco Mundial (Vakis et al, 2015). De los ODS el número 1 es la erradicación de la pobreza en el mundo. En México, 43.6 % de la población vive en pobreza y 7.6% en pobreza extrema (CONEVAL, 2016).

Datos reportados por la Organización Mundial de la Salud indican que el agua contaminada puede transmitir enfermedades como la diarrea, el cólera, la disentería, la fiebre tifoidea y la poliomielitis (contaminantes microbiológicos) por mencionar sólo algunos. Se calcula que anualmente mueren 525 000 niños menores de cinco años por enfermedades diarreicas (OMS, 2017) y el saneamiento adecuado es indispensable para mantener una buena salud y la dignidad humana (UNICEF, 2015).

Se ha demostrado que existe una relación entre el incremento en la cobertura de agua potable y la disminución de la tasa de mortalidad en menores de cinco años. El porcentaje en México entre 1990 y 2006 aumentó de 77% a 89%, mientras que la tasa de mortalidad por enfermedades diarreicas en menores de cinco años disminuyó considerablemente de 122 a 14 por cada 100,000 habitantes. Sepúlveda, et al. 2007, op. Cit. Peña Miranda 2015).

La inadecuada disposición de excretas y alcantarillado deficiente contamina el agua potable, originando numerosas enfermedades diarreicas y gastrointestinales (OPS, 1999, Op. cit. Ferat, 2013), situación que se agrava por el bajo volumen de tratamiento que se tiene para las aguas residuales que a 2016 era tan sólo del 50% (CONAGUA, 2016).

En México, las enfermedades infecciosas intestinales (EII), se encuentran entre las primeras 20 causas de mortalidad general, es la cuarta causa de mortalidad infantil (SSA, 2015) y ocupa el segundo lugar dentro de

las principales causas de enfermedad, tanto en la población en general, como en los menores de cinco años (SSA, 2009, op. cit. Ferat, 2013).

La Organización Mundial de la Salud ha sido responsable de la clasificación Internacional de Enfermedades (CIE) desde la 6ª revisión en 1946), y ha sido la referencia para informar de la mortalidad y morbilidad en el ámbito nacional e internacional, siendo la 10ª revisión la que actualmente está en vigor (CIE 10). En el capítulo correspondiente a Ciertas Enfermedades infecciosas y parasitarias (A00-B99), se encuentran las transmitidas por el agua en el subgrupo (A00-A09), constituidas por:

- A00 Cólera
- A01 Fiebre tifoidea y paratifoidea
- A02 otras infecciones debidas a Salmonella
- A03 Shigelosis
- A04 Otras infecciones intestinales bacterianas
- A05 Otras intoxicaciones alimentarias bacterianas
- A06 Amebiasis
- A07 otras enfermedades intestinales debidas a protozoarios
- A08 Infecciones intestinales debidas a virus y otros organismos específicos
- A09 Diarrea y gastroenteritis de presunto origen infeccioso.

Los principales microorganismos patógenos responsables de causar enfermedades a través del agua, son bacterias, protozoarios y virus. La principal contaminación por la cual se transmiten es debido al contacto con aguas residuales o a través de fuentes de abastecimiento contaminadas con heces de humanos o animales.

El IDH, diseñado por el PNUD, resume los logros en salud, educación e ingreso de las personas y ofrece un panorama multidimensional del desarrollo, que simplifica y refleja sólo una parte de lo que entraña el desarrollo humano, ya que no contempla las desigualdades, la pobreza, la seguridad humana ni el empoderamiento (PNUD, 2015).

En los últimos 15 años, México ha mejorado su desempeño en diferentes dimensiones que son esenciales para una buena vida, sobre todo en las áreas de salud, accesibilidad a servicios básicos y calidad de la vivienda. No obstante, actualmente se requieren de mayores esfuerzos para avanzar en áreas tales como la educación, la seguridad, la calidad de los empleos y la reducción de la pobreza, en las cuáles México todavía registra un desempeño limitado si se le compara con otros países de la OCDE. Asimismo, en términos de resultados de bienestar, existen grandes disparidades entre las entidades federativas del país.

La OCDE puso en marcha en el año 2014 el proyecto de Medición Regional del Bienestar como parte de la Iniciativa para una Vida Mejor, que consta de un conjunto de indicadores de bienestar y de un análisis de los mismos, que permite tener un mejor entendimiento de las tendencias y de los factores impulsores del bienestar en las 362 regiones de los países miembros de esta. A partir de esta iniciativa, el Instituto Nacional de Estadística y Geografía de México (INEGI) organizó los 35 indicadores en doce temas que abarcan condiciones materiales de vivienda y calidad de vida para medir el bienestar de las 32 Entidades Federativas (INEGI, 2018) y permiten medir la evolución de las entidades federativas en el tiempo y compararse entre sí mismas, con lo que se podrá dar seguimiento a las condiciones de bienestar de los ciudadanos en las entidades federativas.

Dentro de los indicadores se encuentran:

- Acceso a servicios de salud (porcentaje de la población que cuenta con acceso a servicios de salud pública y/o privada).
- Viviendas con acceso a servicios básicos (viviendas con todos los servicios que cumplen con red pública de agua, red pública de drenaje, fosa séptica y servicio público de electricidad).
- Años promedio de escolaridad (promedio de los años de escolaridad de la población de 15 años o más).
- Porcentaje de la población en situación de pobreza (población cuyo ingreso es inferior al valor de la línea de bienestar y que padece al menos una carencia social).
- Porcentaje de la población en situación de pobreza extrema (población que padece tres o más carencias sociales y cuyo ingreso es inferior a la línea de bienestar mínimo).

Objetivo General

Analizar la relación que existe entre algunos indicadores de Bienestar y la Calidad del Agua con las enfermedades diarreicas aguas (EDAs).

Objetivos específicos

- Analizar los valores de los indicadores de bienestar: pobreza, pobreza extrema, accesos a servicios de salud, años promedio de educación, viviendas con accesos a servicios básicos (agua potable, alcantarillado y saneamiento) de los estados seleccionados con mayor y menor Índice de Desarrollo Humano.

- Correlacionar los valores de los indicadores con la incidencia de EDAs y mortalidad en niños menores de cinco años.
- Proponer medidas de prevención para disminuir las EDAs en los lugares analizados.

Metodología

La metodología seguida fue el analizar la prevalencia de EDAs a través de los indicadores de bienestar propuestos, buscando cómo se relacionan con la cobertura del servicio de agua para los estados seleccionados, que fueron escogidos usando la información de los tres estados calificados con el mayor IDH (Ciudad de México, Nuevo León y Sonora) y los tres con menor IDH (Oaxaca, Guerrero y Chiapas). Las estadísticas e información fueron tomadas de fuentes oficiales: Secretaría de Salud (SSA), Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Organización Mundial de la Salud (OMS), Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y OCDE. El indicador correspondiente a las Viviendas con acceso a servicios básicos, se ha desglosado de acuerdo a los registros de CONAGUA referentes a agua potable, alcantarillado y tratamiento, no considerando electricidad.

Resultados y discusión

México a nivel nacional está clasificado con el nivel alto de IDH (0.746) y la tabla 1 muestra los valores obtenidos para los estados seleccionados.

Tabla 1. IDH de las entidades federativas 2012

Posición nacional según el IDH	Entidad Federativa	Valor del IDH	Clasificación
1	Ciudad de México, (CDMX)	0.830	Muy alto
2	Nuevo León (NL)	0.790	Muy alto
3	Sonora (Son)	0.779	Muy alto
30	Oaxaca(Oax)	0.681	Bajo
31	Guerrero(Gro)	0.679	Bajo
32	Chiapas (Chis)	0.667	Bajo

Fuente: Peña Miranda 2015.

La prevalencia de Ciertas Enfermedades infecciosas y parasitarias (CIE) a nivel nacional, ha disminuido con el

paso de los años, sin embargo, la mortalidad en niños menores de cinco años aún alcanza cifras alarmantes. Esta información se muestra en la tabla 2.

La incidencia de EDAs no ha disminuido substancialmente. La tabla 3 muestra el número de casos en las entidades federativas de mayor y menor IDH durante el período 2010-2016. Los tres estados que presentan el mayor valor de IDH, tienen valores similares en cuanto al nivel de educación (10 años en promedio); en lo que respecta a los niveles de pobreza y pobreza extrema, Nuevo León presenta los valores más bajos, alcanzando la cifra de 14.2 y 0.6 respectivamente para el año 2016. Sin embargo Sonora y la CDMX el nivel de pobreza reportado es alrededor del 28% en ambos estados para 2016, presentando cierta diferencia en pobreza extrema (2.8 % y 1.8% respectivamente).

Tabla 2: Mortalidad por enfermedades diarreicas en menores de cinco años en las Entidad Federativa seleccionadas.		
Tasa de mortalidad por cada 100 000 habitantes		
Entidad Federativa	2004	2015
Chiapas	64.56	36.83
Oaxaca	47.74	18.44
Guerrero	43.84	10.34
Nuevo León	3.73	0.92
Sonora	8.45	4.52
Ciudad de México	10.43	2.89

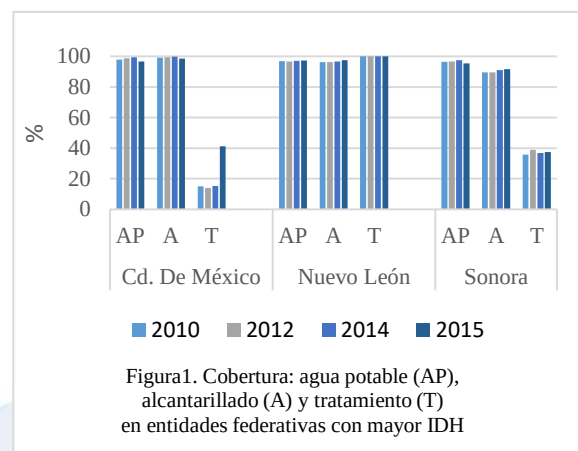
Fuente SINAIS, 2015.

Entre las similitudes en cuanto a ciertos valores de los indicadores entre la CDMX y Nuevo León se encuentra que los servicios básicos de cobertura de agua potable y alcantarillado alcanzan un nivel cercano al 100% (96.7 y 98.5 para la CDMX y 97.3 y 97.6 para Nuevo León) en 2016 y no así para el estado de Sonora que presenta valores de 95.5 y 91.7 respectivamente.

Tabla 3: Número de enfermedades diarreicas y parasitarias presentes						
Año	Estados con menor IDH			Estados con mayor IDH		
	Chiapas	Guerrero	Oaxaca	Sonora	Nuevo León	CDMX
2010	7,692	8,448	5,350	2,717	17,748	29,385
2012	6,101	6,396	4,469	6,170	15,010	40,589
2014	7,935	7,161	4,135	12,813	44,901	30,168
2016	6,435	8,473	8,666	7,189	14,830	29,027

Fuente: INEGI, 2017.

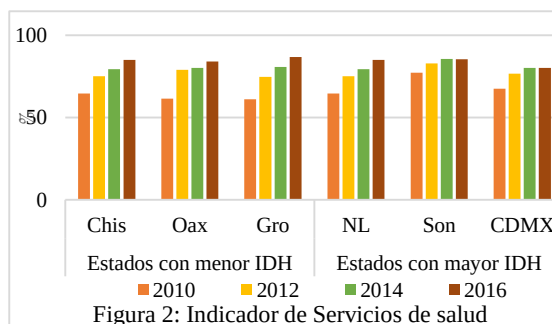
En cambio, la diferencia entre estos tres estados es la cobertura en el tratamiento, como puede verse en la figura 1.



Fuente CONAGUA, 2016.

La incidencia de las enfermedades en estos tres estados de mayor IDH, parece deberse a la incipiente falta de cobertura para alcanzar el 100% en los servicios de agua potable y alcantarillado; la cobertura en el tratamiento (Sonora y CDMX) y principalmente en el acceso a los servicios de salud, como se observa en la figura 2.

En Nuevo León la disminución del números de enfermedades de 2014 a 2016, se debe en parte, al incremento en el acceso a los servicios de salud por parte de la población que era inferior al 80% antes del 2016, y que se ve incrementado a un 85% en 2016; y en el ligero incremento en la cobertura de agua potable y alcantarillado. Para la CDMX, la incidencia de las enfermedades de 2014 a 2016 casi no disminuye y esto puede deberse a que el acceso a los servicios de salud por parte de la población no tiene modificación, en este período aunque la eficiencia en el tratamiento si se ve incrementado en un 26 %, pasando de 15.2 % en 2014 a 41.2 en 2015.



Fuente: INEGI, 2017.

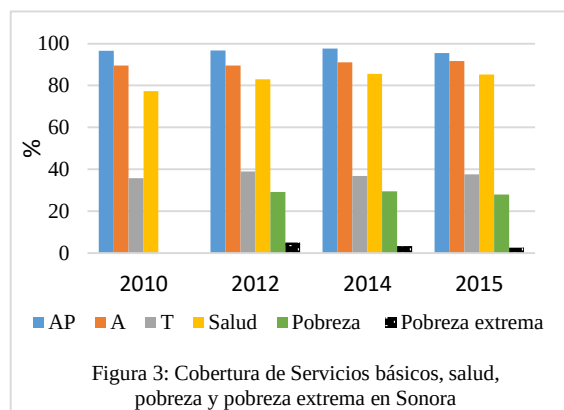
La alta incidencia de enfermedades para 2015 en la CDMX, puede deberse al mayor número de habitantes que presenta esta entidad federativa y que representa el 7.46% de los habitantes de la población nacional; de esta cantidad, el 20.49 % corresponde a los habitantes de la Delegación Iztapalapa (INEGI, 2015), zona de la ciudad que a menudo presenta problemas de escasez y mala calidad del agua. El estado de Nuevo León, en cambio, a pesar de equipararse en número de habitantes que presenta el estado de Chiapas, presenta un poco más del doble de casos de enfermedades diarreicas que Chiapas. Al contar con el más bajo nivel de pobreza y pobreza extrema, sus patrones de consumo pueden ser diferentes comparados con los estados de menor IDH. Investigaciones realizadas indican, que parte de esta alta incidencia se debe a factores nutricionales por el consumo de alimentos en mal estado originados por las altas temperaturas que se presentan en el estado (Cubero, 2016).

Con respecto al estado de Sonora, existe una disminución substancial entre 2014 a 2016 en el número de casos presentado de EDAs, que se puede explicar por la mejora en el indicador de ingreso, disminuyendo la pobreza y pobreza extrema en la población, así como un ligero incremento en la cobertura en el tratamiento de agua, como se observa en la figura 3.

La incidencia de ciertas enfermedades infecciosas y parasitarias en los estados con menor IDH, se debe básicamente a factores económicos, nivel de educación y a la cobertura de los servicios básicos. El acceso a los servicios de salud es bastante homogéneo en los tres estados de acuerdo a los que se presenta en la figura 2.

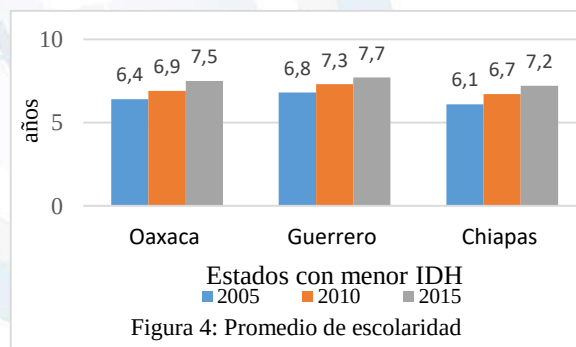
El mayor número de casos presentados se encuentran en las entidades de Chiapas y Guerrero entre el período de 2010-2014, sin embargo, para el año de 2016, Oaxaca presenta el doble de casos con respecto a 2014, que representa un incremento del 100%.

Los resultados reportados para el estado de Chiapas indican una disminución de la incidencia de enfermedades año con año. Esto se debe al incremento en el nivel de escolaridad entre la población (figura 4), así como en la disminución de la pobreza extrema (figura 5); además de existir una mejora en la cobertura de agua potable, alcantarillado y tratamiento.



Fuente: CONAGUA, 2016; INEGI, 2017.

Guerrero, tiene una mejora en el promedio de años de escolaridad que se ve reflejado con la disminución en los valores de los indicadores de ingreso (pobreza y pobreza extrema), sin embargo el aumento en la incidencia se debe básicamente a la disminución en la cobertura de alcantarillado.



Fuente: INEGI, 2017.

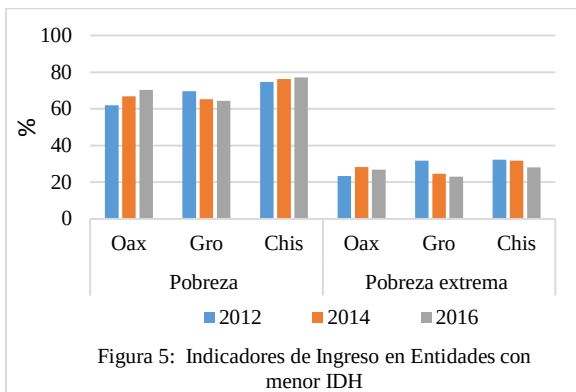
Finalmente el estado de Oaxaca, su alta incidencia en 2016 se debe al aumento en los indicadores de pobreza y pobreza extrema, unidos con una baja en la cobertura del servicio de alcantarillado.

Conclusiones

El utilizar algunos indicadores que miden el bienestar en la población, ha permitido explicar la causa de la incidencia de las enfermedades infecciosas y parasitarias en los estados de mayor y menor IDH.

La educación unida con mejores ingresos y con el aumento de cobertura de servicios básicos y de salud, deben de ir de la mano para que pueda darse una disminución en la prevalencia de EDAs en los estados con menor IDH.

Los estados con mayor IDH deben su mayor incidencia a problemas propios de las grandes urbes: alta densidad de población, diferentes tasas de consumo debido a bajos niveles de pobreza y pobreza extrema que pone en relieve otro tipo de problemas que repercuten en la incidencia de las enfermedades infecciosas y parasitarias y no así por el suministro de los servicios básicos, como es en el estado de Nuevo León que se reportan coberturas de un casi 100 % en este rubro.



Fuente: INEGI, 2017.

Explicar la incidencia de las enfermedades a través de los indicadores de bienestar: cobertura de servicios básicos (agua potable, alcantarillado y saneamiento), acceso a servicios de salud, nivel promedio de educación (en años) y los indicadores de ingreso (pobreza y pobreza extrema) llevan a nuevos resultados que amplían el conocimiento de las posibles causas de la incidencia para enfrentar y controlar este grave problema que afecta al país.

Referencias

CONAGUA. (2016). Situación del Subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, edición 2016. Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Noviembre de 2016. México. www.gob.mx/conagua

CONEVAL. (2016). Medición de la Pobreza. Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social, 2016. https://www.coneval.org.mx/Medicion/MP/Paginas/Pobreza_2016.aspx. Recuperado 5 de mayo 2018

Cubero, César. (2016). “Bajan 11% los casos de diarrea en NL. Periódico Milenio. Monterrey/23/06/2016. <http://www.milenio.com/estados/bajan-11-los-casos-de-diarrea-en-nl>. Recuperado 19 de mayo 2018

Ferat, Catalina. (2013). “Efectos de inversión en la infraestructura hidráulica en la prevalencia de enfermedades de tipo hídrico”. Ensayo para obtener el grado de Especialista en Economía Ambiental y Ecológica. UNAM.

INEGI. (2015). Presentación de la Encuesta Intercensal -Principales resultados. INEGI archivo: eic_2015_presentacion.pdf Dic 2015.

http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/promo/eic_2015_presentacion.pdf

INEGI. (2018). Indicadores de Bienestar por entidad federativa. Consultado el 5 de mayo de 2018.

<http://www.beta.inegi.org.mx/app/bienestar/>

INEGI. (2017). Estadísticas de mortalidad. Lista de tabulación para mortalidad de la CIE: Ciertas enfermedades infecciosas y parasitarias. http://www.inegi.org.mx/sistemas/olap/Proyectos/bd/continuas/mortalidad/MortalidadGeneral.asp?s=est&c=11144&proy=mortgral_mg

INEGI. (2018). Morbilidad hospitalaria: Ciertas enfermedades infecciosas y parasitarias. Consultado el 5 de mayo de 2018.

http://www.inegi.org.mx/Sistemas/Olap/Proyectos/bd/continuas/salud/MobHospital.asp?s=est&c=33422&proy=esep_mobhospit

Moeller, Ch. Gabriela, R.A., Guillén, L.G.Treviño, C. Lizama. (2016). “Reúso de aguas residuales tratadas como fuente directa e indirecta de agua potable”. En Uso Seguro del Agua para el Reúso. P. Tello, P. Mijaylova / R. Chamy Eds. AIDIS, UNESCO-PHI.

OCDE. (2016). Better Life Index. Recuperado 5 de mayo de 2018. <http://www.oecdbetterlifeindex.org/es/countries/mexico-es/>

OPS/OMS. (1995). Clasificación Estadística Internacional de Enfermedades y Problemas Relacionadas con la Salud, Décima Revisión. Organización Panamericana de la Salud/ Organización Mundial de la Salud. 1995. <http://www.dgis.salud.gob.mx/descargas/pdf/CIE10InformacionMedico.pdf>

OMS. (2017). Enfermedades diarreicas. Notas descriptiva. Organización Mundial de la Salud. Mayo

de 2017.

<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs330/es/>

Peña Miranda, Josué. (2015). Relación Calidad del Agua Potable y Enfermedades Diarreicas Agudas (EDA) en el contexto del índice de Desarrollo Humano (IDH). Reporte Técnico para obtener el título de Ingeniero en Tecnología Ambiental. Universidad Politécnica del Estado de Morelos.

PNUD. (2015). Índice de Desarrollo Humano para las entidades federativas, México. 2015. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. <http://www.mx.undp.org/>

PNUD. (2016). Informe de Desarrollo Humano en México 2016: Desigualdad y Movilidad. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, 2016.

Renos Vakis, Jamele Rigolini y Leonardo Lucchetti. (2015). Los Olvidados, Pobreza crónica en América Latina y el Caribe. Washington, DC: Banco Mundial. Licencia: Creative Commons de Reconocimiento CC BY 3.0

<https://sociologiaenlaunfsc.wordpress.com/2017/06/05/pobreza-cronica-en-america-latina-y-el-caribe-vakis-rigolini-y-luchetti/>

SINAIS. (2015). Sistemas de Información en Salud. SSA, 2015. Mortalidad por enfermedades diarreicas en menores de 5 años por entidad federativa. Secretaría de Salud. 2015. Indicadores de Resultado: Condiciones de Salud por Entidad Federativa.

<http://www.gob.mx/salud/documentos/indicadores-de-resultado-de-los-sistemas-de-salud?state=published>.

Recuperado 12 de mayo 2018

SSA. (2015). SUIVE/DGE/Secretaría de Salud/Estados Unidos Mexicanos 2015. FUENTE: SUIVE/DGE/Secretaría de Salud/Estados Unidos Mexicanos 2015

http://www.epidemiologia.salud.gob.mx/anuario/2015/morbilidad/nacional/veinte_principales_causas_enfermedad_nacional_grupo_edad.pdf

UNICEF. (2015). Agua, saneamiento e higiene. Fondo Internacional de Emergencia de las Naciones Unidas para la Infancia. [En línea] 2015. [Citado el: 8 de Junio de 2016.] <http://goo.gl/jn>



XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

“En vía al desarrollo sostenible”