



# TEMA 17

## CICLO DE VIDA

# AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA COMO ESTRATÉGIA AMBIENTAL DE INOVAÇÃO

## *LIFE CYCLE ASSESSMENT AS A STRATEGY FOR ENVIRONMENTAL INNOVATION*

Ângela Maria Ferreira Lima<sup>1\*</sup>  
Ednildo Andrade Torres<sup>2</sup>  
Asher Kiperstok<sup>3</sup>  
Armando Hirohumi Tanimoto<sup>4</sup>

### **Abstract**

*This work aimed to show the Life Cycle Assessment (LCA) as a tool for environmental innovation through case studies disclosed by companies and patent searching, and analyze the Brazilian scenario of LCA in this context. It is a tool that studies the potential impacts of a product or production process, from the withdrawal of raw materials to the final disposal of waste. The methodology used was based on secondary data from scientific and technological databases, articles, dissertations, environmental reports from companies and institutional sites. A study of patents was also conducted, through Espacenet database, with the search term life cycle assessment in the title or abstract. At first, invention, innovation and LCA were conceptualized, defining its stages, and green economy was contextualized. Subsequently, a patent analysis was made, finding 87 with the scope of the search, of which 51 were directly related to the research topic. Then, cases of application of LCA were showed focusing on innovation, making an analysis of the companies that use LCA in Brazil. It is concluded that LCA is a tool with a wide potential for innovation, enabling the identification of critical steps of a production cycle. In the analysis of patents in LCA, it was observed that the deposits are related to the use of the tool, especially in relation to the processing and storage of data.*

**Key Words:** Life Cycle Assessment, LCA, Innovation.

---

<sup>1 e 4</sup> Departamento de Ciências Sociais Aplicadas, Instituto Federal da Bahia (IFBA), Campus Salvador.

<sup>2 e 3</sup> Departamentos de Engenharia Química e Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia (UFBA).

\* Departamento de Ciências Sociais Aplicadas, Instituto Federal da Bahia (IFBA), Rua Emídio dos Santos S/N. Barbalho. Salvador/Bahia. CEP: 40301-015. Brasil. Tel; +55 71 9285 2445. Email: angelalima@ifba.edu.br

## **Resumo**

Este trabalho teve como objetivo mostrar a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como um instrumento de inovação ambiental, através de estudos de casos divulgados pelas empresas e da busca de patentes, além de analisar o panorama brasileiro da ACV neste contexto. É uma ferramenta que estuda os potenciais impactos de um processo produtivo ou produto, considerando desde a retirada das matérias-primas, até a disposição final dos resíduos. A metodologia utilizada baseou-se em dados secundários obtidos em bases de dados científicas e tecnológicas, em artigos, dissertações, relatórios ambientais de empresas e sites institucionais. Fez-se também um estudo de patentes, através da base de dados Espacenet, com o termo de busca life cycle assessment no título ou resumo. Primeiramente, conceituou-se invenção, inovação e ACV, definindo-se as suas etapas e contextualizou-se a economia verde. Posteriormente, fez-se uma análise das patentes, sendo encontradas 87 com o escopo da busca, das quais 51 estavam diretamente relacionadas ao tema da pesquisa. Em seguida, mostraram-se casos de aplicação de ACV com enfoque na inovação, fazendo-se uma análise das empresas que usam ACV no Brasil. Conclui-se que a ACV é uma ferramenta com amplo potencial de inovação, possibilitando a identificação das etapas críticas de um ciclo produtivo. Na análise das patentes em ACV, observou-se que os depósitos estão relacionados ao uso da ferramenta, principalmente em relação ao tratamento e armazenamento dos dados.

**Palavras-chave:** Avaliação do Ciclo de Vida, ACV, Inovação.

## **Introdução**

O termo invenção refere-se à criação de um processo, técnica ou produto inédito, onde sua divulgação se faz através de artigos, registrada em patentes e até simulada em bancadas e protótipos sem, contudo, ser efetivamente comercializada. Já a inovação é quando ocorre a prática de uma invenção (TIGRE, 2006). Szmrecsányi (2006) faz a relação entre invenção, inovação e sua difusão nas atividades econômicas, e mostra a importância do economista Schumpeter em descrever e diferenciar esses processos.

Segundo Bergh (2013), as inovações ambientais geralmente diferem em vários aspectos de outros tipos de inovações. São normalmente oriundas do fator "economia" (no ramo da energia), do que na "melhoria da qualidade". Isso significa que não há diferença na funcionalidade da tecnologia alternativa (de produção) para os consumidores. Banerjee (2013) destaca que na concepção da sustentabilidade, todo o ciclo de vida do produto deve ser analisado, considerando a partir da inovação até o renascimento, em um ciclo infinito. Esta abordagem destaca todos os impactos de um produto do ponto de vista da sustentabilidade.

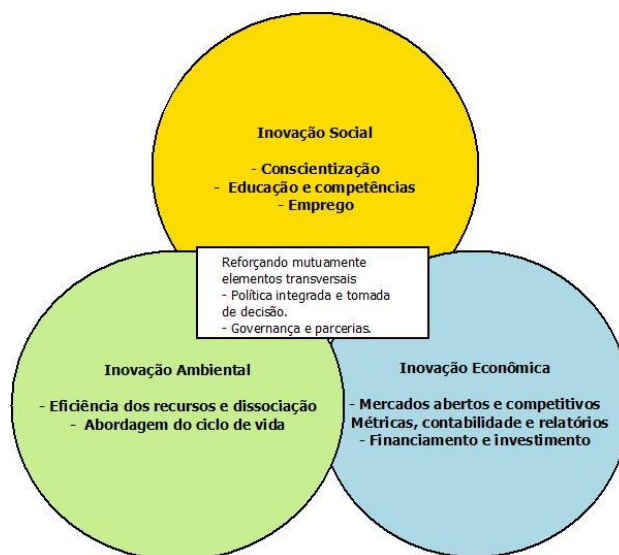
A Avaliação do Ciclo de Vida é uma ferramenta de caráter holístico e sistêmico, para compilar e avaliar os dados dos potenciais impactos ambientais de um produto, possibilitando uma tomada de decisão ambientalmente mais correta. Analisa os fluxos elementares em todos os estágios produtivos, que vão desde a retirada das matérias-primas elementares da natureza que entram no sistema produtivo (berço), à disposição do produto final após uso (túmulo). É padronizada pela ABNT ISO 14.040 e 14.044. A ACV é dividida em quatro fases: objetivo e escopo, análise do inventário do ciclo de vida (ICV), avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) e interpretação do ciclo de vida.

Na fase de objetivo e escopo, define-se o sistema, a fronteira, a unidade funcional, além de outras atribuições do estudo. A análise do inventário do ciclo de vida (ICV) envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas relevantes do sistema. A avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) estuda a significância dos impactos ambientais. Finalmente, a fase de interpretação compreende e possibilita uma avaliação do estudo, considerando verificações de sensibilidade e consistência, além de conclusões e recomendações de acordo com a definição do objetivo e escopo do estudo (ABNT, 2009).

O termo economia verde, segundo o PNUMA (2011), refere-se a “economia que resulta em melhoria do bem-estar da humanidade e igualdade social, ao mesmo tempo em que reduz significativamente riscos ambientais e escassez ecológica”. Nela a emissão de carbono é baixa, com investimentos tanto do setor público como do privado, com o aumento da eficiência energética e do uso dos recursos, bem como a inclusão social.

Já Dutz (2012), relata que o crescimento verde é inconcebível sem inovação. As inovações verdes permitem a fabricação de produtos ecologicamente mais corretos, com menos ou diferentes insumos. Ajudam a dissociar o crescimento do esgotamento do capital natural e poluição ambiental.

Segundo dados da UNEP/SETAC (2012), a Câmara de Comércio Internacional (ICC), organizadora do *Business Action for Sustainable Development (BASD)* na Rio +20, desenvolveu e publicou a perspectiva de negócios e da indústria sobre a transição para uma economia verde (Figura 1). O documento cita a abordagem de ciclo de vida como um dos dez blocos de construção para uma economia verde, para minimizar o impacto ambiental de toda atividade econômica por meio da aplicação da ciência, reconhecendo o conhecimento emergente, envolvendo todos os estágios produtivos ciclo de vida de um produto, incluindo os seus custos, benefícios, responsabilidade ambiental e impacto social.



**Figura 1.** Abordagem do ciclo de vida com inovação ambiental, social e econômica para uma economia verde.  
Fonte: UNEP/SETAC, 2012.

Este trabalho tem como objetivo contextualizar a ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida como um instrumento de inovação ambiental, através de estudos de casos divulgados pelas empresas e da busca de patentes, além de abordar a ACV no meio empresarial brasileiro.

## Metodologia

A metodologia utilizada nesta pesquisa baseou-se em dados secundários obtidos em bases científicas e tecnológicas, como artigos, dissertações, relatórios ambientais de empresas e sites institucionais.

Fez-se também um estudo de patentes, através da base de dados *Espacenet*, com acesso gratuito. Utilizou-se o termo de busca *life cycle assessment* no título ou resumo. Foram encontrados 87 patentes, das quais 51 estavam diretamente relacionadas ao tema da pesquisa. O mapeamento foi realizado em janeiro de 2014.

## Resultados e Discussão

### ACV nas empresas e a inovação

Banerjee (2013) amplia a discussão além da questão ambiental. Propõe um modelo para melhorar as entradas e saídas de um processo com a visão do capital humano sustentável, para que as empresas de tecnologia possam

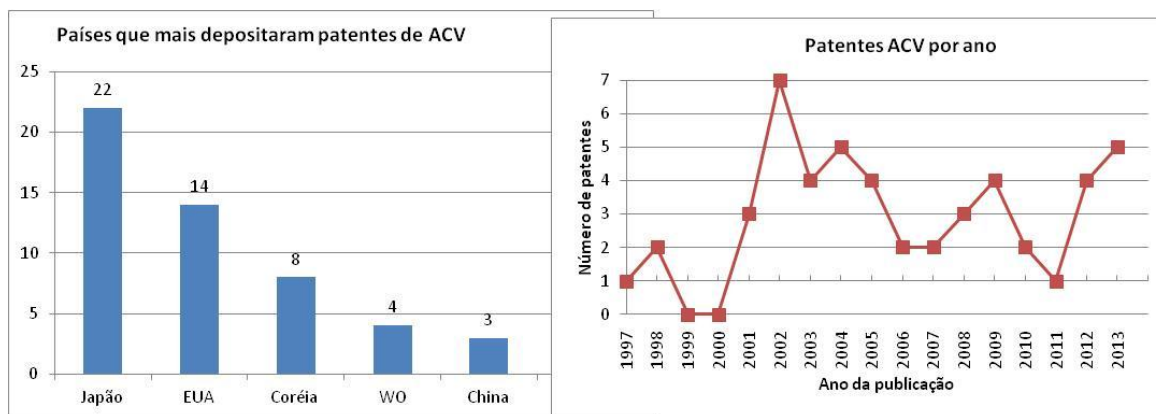
melhorar os aspectos relacionados à inovação tecnológica, aliado ao bem-estar social, e tendo como resultado produtos e serviços sustentáveis.

O trabalho de Luz (2011) propõe um modelo para analisar os indicadores resultantes de uma das etapas da ACV, o inventário do ciclo de vida (ICV), sobre a geração de inovação na indústria, fazendo uma correlação entre ICV e inovação. Já Piekarski (2013) mostra a ACV como uma ferramenta empresarial para a gestão moderna de negócios e inovação verde.

#### ACV e patentes

Com o intuito de saber se os resultados de ACV estavam protegidos através de patentes, como forma de apropriação dos resultados, fez-se uma busca na base de dados *Espacenet*, com o termo *life cycle assessment* no resumo ou título.

Foram encontradas 87 patentes no total, sendo que 51 estavam diretamente relacionadas com a ferramenta ACV da área ambiental, e que foram consideradas como escopo desta pesquisa. As empresas que mais depositaram patentes foram a Microsoft Corp e a Toshiba, com quatro documentos, e a Fuji Electric com três. Essas patentes estão relacionadas ao tratamento, armazenamento e validação dos dados da ACV. A Figura 2 ilustra os países que mais depositaram patentes, bem como a evolução de publicação ao longo dos anos (1997 a 2013).



**Figura 2.** Países que mais depositaram patentes e evolução ao longo dos anos.

Fonte. Elaboração própria, 2014.

De acordo com a pesquisa, os países que mais depositaram patentes foram o Japão (22), EUA (14) e Coréia (8). O Brasil não apareceu nesta busca, indicando que dentro deste escopo do estudo, não existem depósitos de patentes. Analisando as publicações do período de 1997 até 2013, o ano que teve o maior número de publicações de patentes foi em 2002, com sete documentos; em 2004 e 2013 com cinco; e 2003, 2005, 2009 e 2012 com quatro.

#### ACV no Brasil e o panorama nas empresas

No Brasil, Lima (2007) estudou o uso da ACV pelas empresas fazendo uma análise dos relatórios de sustentabilidade, sites institucionais e as que integravam o Índice de Sustentabilidade Empresarial da Bolsa de Valores de São Paulo (ISE/Bovespa). Foram selecionadas e analisadas 33 empresas e como resultado, apenas sete citaram o uso da ACV (Amanco, Basf, Daimler-Chrysler, Natura, Tetra Pak, Suzano e Unilever), representando 21% do universo pesquisado.

Foi lançada em 2013 a Rede Empresarial Brasileira de Avaliação do Ciclo de Vida - REBACV, com o objetivo de discutir e trocar informações sobre a ferramenta. Fazem parte desta rede as empresas como: Boticário, Braskem, Danone, Embraer, GE, Natura, Odebrecht, Oxitenio e Tetra Pak. Conta também com a parceria do Instituto Akatu e a Associação Brasileira de Ciclo de Vida - ABCV (RMAI, 2013). Comparando as empresas que compõem a Rede Empresarial de ACV, com o estudo de Lima (2007), observa-se que apenas duas delas fazem parte dos dois grupos, Natura e Tetra Pak (Quadro 1).

**Quadro 1.** Análise das empresas que externam o uso da ACV no Brasil

|                 | Empresas identificadas por Lima (2007) | Empresas participantes da Rede Empresarial de ACV (2013) |
|-----------------|----------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Amanco          | X                                      |                                                          |
| Basf            | X                                      |                                                          |
| Boticário       |                                        | X                                                        |
| Braskem         |                                        | X                                                        |
| DaimlerChrysler | X                                      |                                                          |
| Danone          |                                        | X                                                        |
| Embraer         |                                        | X                                                        |
| GE              |                                        | X                                                        |
| Natura          | X                                      | X                                                        |
| Odebrecht       |                                        | X                                                        |
| Oxiteno         |                                        | X                                                        |
| Suzano          | X                                      |                                                          |
| Tetra Pak       | X                                      | X                                                        |
| Unilever        | X                                      |                                                          |

Fonte. Lima, 2007; RMAI, 2013.

A empresa Natura é do segmento de cosméticos, produtos de higiene e de perfumaria. De acordo com Lima (2007), o Relatório de Sustentabilidade Empresarial do CEBDS 2004 mostra que essa empresa utiliza a ACV e cita como um exemplo desse fato, a substituição das sacolas plásticas usadas para enviar os produtos às consultoras. Foi um dos itens de maior impacto no meio ambiente e foram substituídas por outras de papel reciclado.

Já no Relatório Natura (NATURA, 2012), a inovação é descrita como abrangente a todos os elementos da empresa, aplicada no desenvolvimento de produtos e conceitos, modelo comercial e busca por novos negócios. O termo “ciclo de vida” é encontrado no relatório e está relacionado à gestão de resíduos e água, com estudos da visão completa do ciclo de um produto.

A Tetra Pak no relatório de sustentabilidade destaca a sua atuação na inovação de máquinas e embalagens, divulgando um elemento contendo plástico verde, uma tampa feita de polietileno a partir do etanol da cana-de-açúcar (fabricada pela Braskem). O ciclo de vida da embalagem é ilustrado no relatório (TETRA PAK, 2011).

Em 2003, a Suzano Papel e Celulose iniciou a aplicação da ACV em seus produtos, com uma análise do tipo “do berço ao túmulo”, para dois tipos de papéis de sua fabricação (LIMA, 2007). Dados publicados pela CEBDS (2010) mostram que a empresa usa os dados de ACV para calcular gases de efeito estufa ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, ou seja, desde a produção de matérias-primas para sua produção até sua disposição final.

Embora não conste nos estudos de Lima (2007), vale destacar que a Braskem no relatório anual de 2012 relaciona a ferramenta ACV para avaliar questões de sustentabilidade na cadeia de valor, através de estudos aplicados e no desenvolvimento de políticas relacionadas à sustentabilidade. Foi realizado estudos de ACV no produto Polietileno Verde lançado como inovação pela empresa, além do *liner* verde (*Green Liner* – projeto com etiquetas autoadesivas), sacaria de rafia e polipropileno verde (BRASKEM, 2012). Consta também em seu site institucional o uso da ACV e disponibiliza um vídeo com uma animação sobre o tema.

## Conclusão

Pode-se concluir que a ACV é uma ferramenta com amplo potencial de inovação, pois analisa todo o ciclo produtivo de um produto ou processo, considerando desde a retirada de matéria-prima da natureza, possibilitando a identificação das etapas críticas, como, por exemplo, as que geram mais emissões. Com isso, é possível trabalhar no desenvolvimento de novas tecnologias, que sejam menos impactantes ambientalmente, gerando inovações verdes e novos empregos.

Na análise das patentes em ACV, observou-se que os depósitos estão relacionados ao uso da ferramenta, principalmente em relação ao tratamento e armazenamento dos dados. O Japão lidera como o país com maior número de depósitos de patentes, seguido dos EUA. O Brasil não entrou nesse ranking.

Observou-se que o número de empresas que usa e divulga a ACV no Brasil ainda é pequeno, destas poucas são as relacionadas ou utilizadas como inovação de produtos. Espera-se que a Rede Empresarial de ACV articule e agregue esforços para novos estudos e atraia outras empresas. Além disso, podem reduzir as emissões, usar recursos naturais de forma mais eficientemente e estimular a inovação.

## Referências Bibliográficas

- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (2009). *NBR ISO 14040: Gestão ambiental. Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura*. Norma Brasileira.
- Banerjee, Preeta M. (2013). Sustainable human capital: product innovation and employee partnerships in technology firms. *Cross Cultural Management*, **20** (2), 216-234.
- Bergh, Jeroen C.J.M. (2013). Environmental and climate innovation: Limitations, policies and prices. *Technological Forecasting & Social Change*, **80**, 11–23.
- Braskem (2012). *Relatório anual 2012*. Disponível em <<http://www.braskem-ri.com.br/list.aspx?idCanal=S45WuvMIGO+QRFI7O4KSAg==>>. Acesso em: 21 de jan. 2014.
- Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável - CEBDS (2010). *Relatório de Sustentabilidade 2008/2010*. Disponível em <[http://www.cebds.org.br/media/uploads/pdf/cebds\\_relatorio\\_completo.pdf](http://www.cebds.org.br/media/uploads/pdf/cebds_relatorio_completo.pdf)>. Acesso em 16 de jan. 2014.
- Dutz, Mark A.; Sharma, Siddharth. (2012). Green Growth, Technology and Innovation. *Policy Research working paper* ; no. WPS 5932. Washington, DC: World Bank. Disponível em: <<http://documents.worldbank.org/curated/en/2012/01/15798132/green-growth-technology-innovation>>. Acesso em: 11 de fev. de 2014.
- Lima, Ângela M. Ferreira (2007). *Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil- Inserção e Perspectivas*. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo). Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 116 p.
- LUZ, Leila Mendes da. (2011). *Proposta de modelo para avaliar a contribuição dos indicadores obtidos na análise do ciclo de vida sobre a geração de inovação na indústria*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Ponta Grossa. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Ponta Grossa.
- Natura (2012). *Relatório Natura 2012*. Disponível em: <[http://relatorio.natura.com.br/relatorio/sites/default/files/Natura\\_RA2012\\_bx.pdf](http://relatorio.natura.com.br/relatorio/sites/default/files/Natura_RA2012_bx.pdf)>. Acesso em 20 de jan. de 2014.
- Nidumolu, Ram; Prahalad, C.K.; Rangaswami, M.R. (2009). Why Sustainability Is Now the Key Driver of Innovation. *Harvard Business Review*. 11 p.
- PIEKARSKI, Cassiano Moro; LUZ, Leila Mendes da; ZOCCHÉ, Lidiana; FRANCISCO, Antonio Carlos de (2013). Life Cycle Assessment as Entrepreneurial Tool for Business Management and Green Innovations. *J. Technol. Manag. Innov.*, **8**. (1).
- Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA (2011). *Caminhos para o Desenvolvimento Sustentável e a Erradicação da Pobreza – Síntese para Tomadores de Decisão*. Disponível em: <[www.unep.org/greeneconomy](http://www.unep.org/greeneconomy)>. Acesso em: 11 de fev. de 2014.
- Revista Meio Ambiente Industrial – RMAI (2013). Site institucional. Disponível em <<http://rmai.com.br/v4/Read/1693/rede-empresarial-brasileira-de-acv-e-oficialmente-ancada.aspx>>. Acesso em: 16 de jan. 2014.
- Szmrecsányi, T (2006). A Herança Schumpeteriana. Cap. 5. In: Pelaez, V; Szmrecsányi, T. (organizadores). *Economia da Inovação Tecnológica*. São Paulo, Ed. Hucitec.112-134.
- Tetra Pak (2011). *Relatório de Sustentabilidade 2010-2011*. Disponível em: <[http://www.tetrapak.com/br/DocumentBank/Sustentabilidade/Tetra%20Pak\\_Relat%C3%B3rio%20de%20Sustentabilidade%202010%202011.pdf](http://www.tetrapak.com/br/DocumentBank/Sustentabilidade/Tetra%20Pak_Relat%C3%B3rio%20de%20Sustentabilidade%202010%202011.pdf)>. Acesso em: 21 de jan. de 2014.
- Tigre, Paulo B. (2006). *Gestão da Inovação – A Economia da Tecnologia no Brasil*. Elsevier. Rio de Janeiro.
- Unep /Setac (2012) *Greening the Economy Through Life Cycle Thinking - Ten Years of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative*. Disponível em <[http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2013/03/2012\\_LCI\\_10\\_years\\_28.3.13.pdf](http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2013/03/2012_LCI_10_years_28.3.13.pdf)> . Acesso em 05 de fev. de 2014.

# RECICLAJE DEL POLIESTIRENO A PARTIR DE UN SOLVENTE DE BAJO COSTO.

## *POLYSTYRENE RECYCLING SOLVENT FROM A LOW COST*

José Aurelio Sosa Olivier <sup>1</sup>  
José Ramón Laines Canepa <sup>1</sup>  
Liliana Martínez Bautista <sup>1</sup>  
Lorena Sánchez Pedrero <sup>1</sup>  
Mayge May Hernández <sup>1</sup>  
Luis Enrique Segovia Velázquez <sup>1</sup>

### **Abstract**

*This study aimed to determine a recycling process of PS, from dilutions commercial solvents, looking for its utility as a thermal insulator. The results of the SEM and FTIR analysis, determined homogeneous morphology, with low porosity and a specific resistance of degradation of  $416 \pm 3.31$  ° C. To verify the functionality of the prototype insulator, was conducted a randomized experimental design led, with 6 treatment with 3 replicates, each yielding a value of  $p > 0.05$ . The importance of finding alternatives to the use of recycling waste materials of great economic, technical and environmental value.*

**Key Words (en negritas):** PS, FTIR, Polymer, Solvent, Thinner.

---

<sup>1</sup> Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. División Académica de Ciencias Biológicas.



## Resumen

El presente estudio tuvo como objetivo el determinar un proceso de reciclaje del PS, a partir de diluciones con solventes comerciales, buscando su utilidad como aislante térmico. Los resultados de los análisis SEM y FTIR, determinaron morfologías homogéneas, con pocos poros y una resistencia límite de degradación de  $416 \pm 3.31^\circ\text{C}$ . Para comprobar la funcionalidad del aislante prototipo, se llevó a cabo un diseño experimental aleatorio, dirigido, con 6 tratamientos con 3 réplicas, cada uno obteniéndose un valor de  $p > 0.05$ . La importancia de buscar alternativas de reciclaje para el aprovechamiento de materiales residuales de gran valor económico, técnico y ambiental.

**Palabras clave:** PS, FTIR, Polímeros, Solvente, Thiner.

## Introducción

La generación de residuos y su manejo inadecuado es uno de los problemas de mayor impacto ambiental en muchos países. El plástico se ha convertido en una necesidad de la sociedad, aunado al crecimiento de la población y el desarrollo tecnológico, ha dado como resultado un incremento en la producción de plásticos a nivel mundial, en los últimos 30 años ha aumentado en un 500%, para el 2050 se espera una producción de 850 millones de toneladas (Kreiger *et al.*, 2014; Lebreton *et al.*, 2012; Lotfi, 2009; Shen *et al.*, 2009). En 2011, se tuvo una producción de 280 millones de toneladas de plásticos, donde el poliestireno representa el 7.5% de la producción mundial; México consume el 2% de la producción mundial de plásticos, de 5.3 Mton/año (PEMRG, 2012). Kreiger *et al.* (2014) reportan que en la actualidad existen siete tipos de plásticos comúnmente reciclados como: polietileno tereftalato (PET), polietileno de alta densidad (PEAD), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno de baja densidad (PEBD), polipropileno (PP), poliestireno (PS) y "otros", que es básicamente de policarbonato (PC) y acrilonitrilo butadieno estireno (ABS). Actualmente existen plásticos que son de mayor demanda o uso como el poliestireno (PS), utilizado en utensilios de cocina (platos y vasos) y el PSE, usado en el embalaje de protección de productos y transportes. Schmidt *et al.* (2011) mencionan que a nivel mundial se producen 3 millones de toneladas de PS anualmente. El PS es un polímero vinílico que estructuralmente es una cadena hidrocarbonada,  $-\text{[C}_8\text{H}_{10}\text{]}_n-$ , con un grupo fenilo ( $\text{C}_6\text{H}_6$ ) unido cada dos átomos de carbono. Es un material plástico transparente, inodoro, insípido y relativamente frágil, a no ser que se modifique. El PS fue sintetizado por primera vez a nivel industrial en el año 1930. El PSE contiene solo el 2% de PS y el 98% de aire (Schmidt *et al.* 2011). En general, los PS's tienen buena estabilidad dimensional, pequeña contracción al moldearlos y son fácilmente procesables a bajo costo. Vilaplana *et al.* (2007) mencionan que la temperatura de degradación del PS es de  $430^\circ\text{C}$ , realizado en mezclas utilizadas de PS con solventes orgánicos. Los PS's tienen buenas propiedades como aislantes eléctricos y adecuadas propiedades mecánicas dentro de los límites de temperatura de uso. Los productos de PS son caracterizados por su ciclo de vida relativamente corto, a diferencia de otros usos del PS, donde el producto presenta un empleo más prolongado. El consumo de PS en México es de 400 mil toneladas. El PS, es actualmente el cuarto plástico más consumido por detrás del polietileno, el polipropileno y el PCV, además es un residuo contaminante muy resistente a la acción del medio ambiente y del agua del mar (Sheirs *et al.*, 2003). Es por ello que se realizan grandes esfuerzos en la recuperación de los materiales utilizados, evitando la incineración y el vertido, ya que tienen un severo impacto ambiental. En México el porcentaje de reciclaje de plásticos es de un 30 a un 40%, de lo consumido (Conde, 2012). Existen actualmente dos métodos conocidos en el reciclado de polímeros, el reciclado mecánico, que consta de moler el plástico y reprocesarlo combinándolo con nueva materia prima para producir un nuevo producto, y el reciclado químico, el cual regresa a sus componentes hidrocarbonados como poliolefina de monómeros, poliésteres y poliamidas, que son utilizadas como materia prima en la producción de un nuevo polímero (Hamad *et al.*, 2013). En la actualidad numerosas investigaciones han permitido reafirmar el potencial de aprovechamiento del PS, cuando esta pasa a formar parte de los residuos sólidos. García *et al.* (2009) reporta que un método de reciclado del PS, consiste en adicionar progresivamente una cantidad determinada de un solvente, manteniendo la mezcla en constante agitación, hasta encontrar la cantidad optima que se requiere de solvente para diluir una cantidad determinada de PS. Muchas de estas investigaciones han sido basadas con el objetivo de aprovechar la capacidad como aislante térmico de este material. Perdomo *et al.* (2012) evaluó el uso del PS reciclado como impermeabilizante alternativo en electrodos de soldadura subacuática, obteniendo resultados favorables el uso del PS reciclado a una profundidad de 50 m. De igual manera, el

aprovechamiento del PS por sus características térmicas. Galindo *et al.* (2008) desarrollaron un prototipo aislante e impermeabilizante a partir del reciclaje del PS, probando su efecto en techos de viviendas de zonas desérticas, obteniendo diferencias en los techos con el aislante de 6.4°C y 7.2°C sin el aislante, concluyendo con su uso en techos con 80 m<sup>2</sup>. El objetivo de este estudio es desarrollar un aislante térmico a partir del PS que es generado en la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBIOL) de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

## **Método**

### Proceso de acopio y pre tratamiento del PS

En el pasillo principal de la DACBIOL, se cuenta con un contenedor de 2 x 1.65 x 1.30 m, 4.29 m<sup>3</sup>. En él se acopió PS de dos tipos, expandido (de impacto) y compactado (vasos y platos), generados en la DACBIOL. Se realizó la recolección y monitoreo durante 4 semanas, en el periodo del 24 de Febrero al 21 de Marzo del 2014. Cada 7 días se extraía el material del contenedor, para su limpieza, desfragmentación y molienda, en moladoras rusticas de diseño propio, en la Planta Piloto 3 de Tratamiento atmosférico y residuos sólidos.

### Proceso de dilución

Teniendo el PS molido, se utilizó la técnica de García *et al.* (2009), utilizando contenedores plásticos de 4 L, donde se colocaron 60 g de PS molido. El solvente utilizado fue Thiner tipo Americano marca COMEX®. En probetas de 100 ml se midió la cantidad óptima del solvente, añadiendo al recipiente que contenía el PS. Con ayuda de palas de madera, se mezcló de forma manual, para obtener una homogenización completa del PSE con el solvente. El resultado de esta dilución, se obtuvo una solución viscosa.

### Caracterización del prototipo

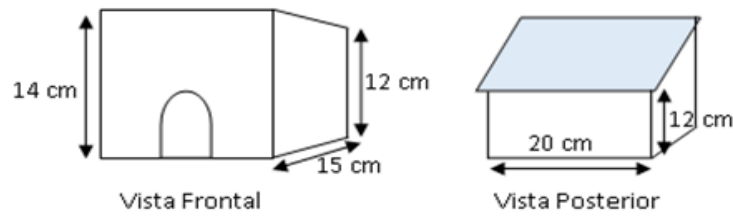
Para conocer las propiedades físicas y morfológicas del prototipo se realizaron las siguientes pruebas.

*Microscopía electrónica de barrido (MEB):* Las muestras se analizaron en un microscopio electrónico de barrido marca JEOL, modelo JSM-6010 LA, con detector de energía dispersiva de rayos X (EDS). La preparación de las muestras consistió en fragmentar las muestras en nitrógeno líquido para obtener muestras con dimensiones aproximadas a 1cm<sup>2</sup>, posteriormente se colocaron sobre cinta conductora de carbón de doble cara en un porta muestra de acero y se observaron a bajo vacío.

*Calorimetría diferencial de barrido (CDB):* Las propiedades térmicas de las muestras se evaluaron por calorimetría diferencial de barrido. Los análisis se realizaron en un calorímetro diferencial de barrido marca METTLER TOLEDO modelo DSC1. Se pesaron 3.4 mg de las muestras y se depositaron en un crisol de aluminio de 40 µl, que se selló y perforó para permitir la entrada del flujo de gas. Las mediciones se realizaron bajo una atmósfera de nitrógeno utilizando un flujo de gas de 50 cm<sup>3</sup>min<sup>-1</sup>, las muestras se enfriaron desde 25°C hasta -50°C a una velocidad de enfriamiento de -10°C min<sup>-1</sup> y después se calentaron desde -50°C hasta 500°C a una velocidad de enfriamiento de 10°Cmin<sup>-1</sup>.

### Unidades experimentales

Para determinar la funcionalidad del aislante prototipo se elaboraron 18 unidades experimentales (UE), las cuales constan de viviendas de prototipo de madera, con techo de lámina de Zinc, como se muestra en la Figura 1.



**Figura 1.** Medidas de las unidades experimentales.

Para determinar el efecto del aislante prototipo, las UE fueron recubiertas, manejando dos espesores, 1.5 y 2 mm, respectivamente. Para comparar los grupos de estudios, se utilizó un impermeabilizante marca Fester® y un blanco, que constaba de un grupo sin ninguna cubierta en la lámina de zinc. Finalmente se obtuvieron 4 grupos de estudio con 3 réplicas, como se muestra en la Figura 2.

| Poliestireno Compactado |      | Poliestireno Expandido |      | Impermeabilizante | Blanco |
|-------------------------|------|------------------------|------|-------------------|--------|
| 1.5 mm                  | 2 mm | 1.5 mm                 | 2 mm |                   |        |
|                         |      |                        |      |                   |        |
|                         |      |                        |      |                   |        |
|                         |      |                        |      |                   |        |

**Figura 2.** Diseño experimental.

El experimento de exposición se llevó a cabo en el techo de la cafetería principal de la DACBIOL. El monitoreo se llevó a cabo en un periodo comprendido entre el 7 de abril y el 2 de mayo. Se utilizaron termómetros de mercurio escala  $-25^{\circ}\text{C}$  a  $100^{\circ}\text{C}$ . El efecto de la variación de temperatura horaria se determinó mediante la metodología de horas-grado durante el periodo experimental, en horarios de 7 AM - 7 PM.

#### Análisis estadístico

El estadístico empleado en este estudio, para determinar las diferencias de temperatura, fue un ANOVA con un intervalo de confianza del 95%.

## **Resultados**

#### Proceso de acopio

En la Tabla 1 se muestran las cantidades de PS residual acopiado para el presente estudio.

**Tabla 1.** Resumen de generación de PS

|                   | <b>Acopio de PS</b> |                |            |
|-------------------|---------------------|----------------|------------|
|                   | Compactado (Kg)     | Expandido (Kg) | Total (Kg) |
| <b>Semana 1</b>   | 0.24                | 0              | 0.24       |
| <b>Semana 2</b>   | 0.52                | 0.62           | 1.14       |
| <b>Semana 3</b>   | 0.36                | 0.06           | 0.42       |
| <b>Semana 4</b>   | 0.2                 | 0.24           | 0.44       |
| <b>Promedio</b>   | 0.33                | 0.23           | 0.56       |
| <b>Desv. Est.</b> | 0.12                | 0.24           | 0.34       |

**Determinación de la dilución**

Las proporciones obtenidas se muestran en la Tabla 2, donde se puede observar una proporción ligeramente mayor, con el uso de PS expandido, con 0.39 gr PS / ml de Solvente.

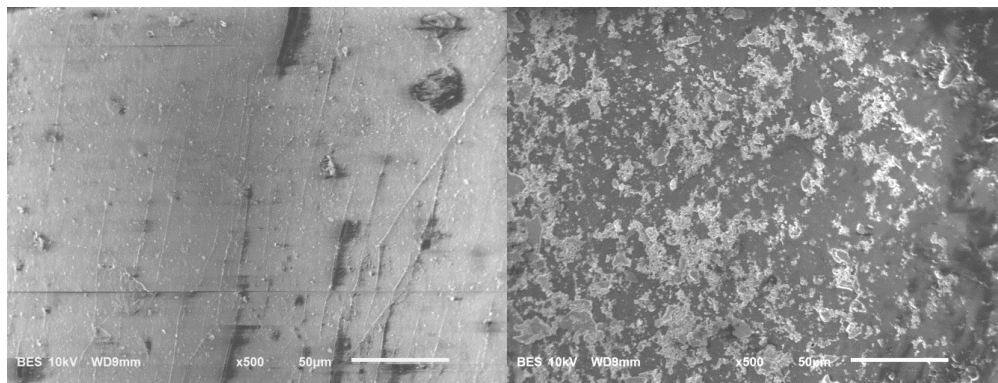
**Tabla 2.** Resumen de proporciones.

|                   | <b>Solubilidad (gr/ml)</b> |           |
|-------------------|----------------------------|-----------|
|                   | Compactado                 | Expandido |
| <b>Prueba 1</b>   | 0.33                       | 0.39      |
| <b>Prueba 2</b>   | 0.35                       | 0.37      |
| <b>Prueba 3</b>   | 0.32                       | 0.4       |
| <b>Promedio</b>   | 0.33                       | 0.39      |
| <b>Desv. Est.</b> | 0.015                      | 0.015     |

**Caracterización del prototipo**

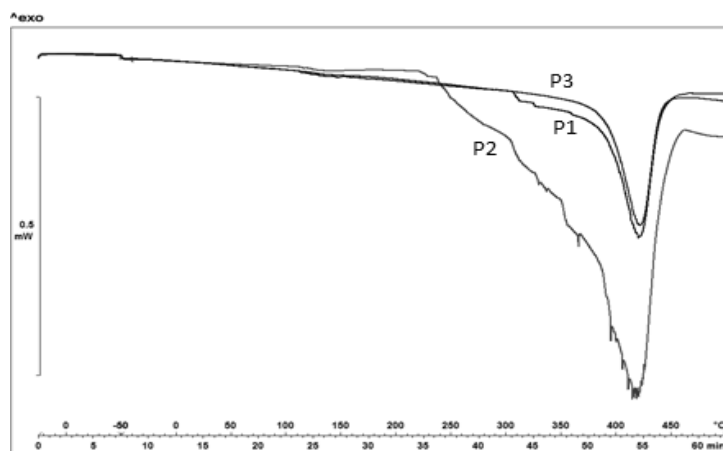
Se muestra a continuación los resultados obtenidos en la caracterización del prototipo, cabe señalar que la realización de estos análisis, fueron unicamente para el grupo de PS expandido, ya que presentaba una mejor dilución que el PS compactado..

*Microscopía electrónica de barrido (MEB):* La Figura 3 se muestra la micrografía de la M1, que exhibe una morfología homogénea casi perfectamente distribuida a lo largo del área de la muestra, con algunas arrugas en la matriz del material, que pudieron ser causadas por el secado del material y reacomodo estructural. En la M2 se puede observar una morfología plana con textura uniforme y áspera. El análisis morfológico demuestra que existe poca porosidad y fisuras, algo muy similar a lo reportado por Schmidt *et al.* (2011), por lo que se considera un material potencialmente impermeable para su uso como recubrimiento en techumbres



**Figura 3.** Imagen SEM de una muestra del prototipo

*Calorimetría diferencial de barrido (CDB):* En la Figura 4 se observa un termograma de las muestras, donde se reflejan las transiciones térmicas de cada una, al realizar el borrado de la memoria térmica. Se observa un cambio considerable de fase hasta cerca de los 400°C, en donde se observa una absorción de calor lo cual genera un estado endotérmico en las temperaturas, esta transición térmica del material corresponde a su degradación. Schmidt et al. (2011), reportan una degradación térmica del PS de 387.48 °C muy distinto a los 416±3.31°C encontrados en promedio de las mezclas utilizadas, pero similares a lo reportado por Vilaplana *et al.* (2007) con una temperatura máxima de la tasa de descomposición de 430°C.



**Figura 4.** Termograma de CDB de transiciones térmicas de las muestras de pasta.

### Resultados experimentales

Los valores obtenidos en la medición de temperaturas de las UE's (Figura 5), durante el periodo experimental en el horario de 7 am a 7 pm, como se muestra en la Figura 6.



Figura 5. Unidades experimentales durante el experimento

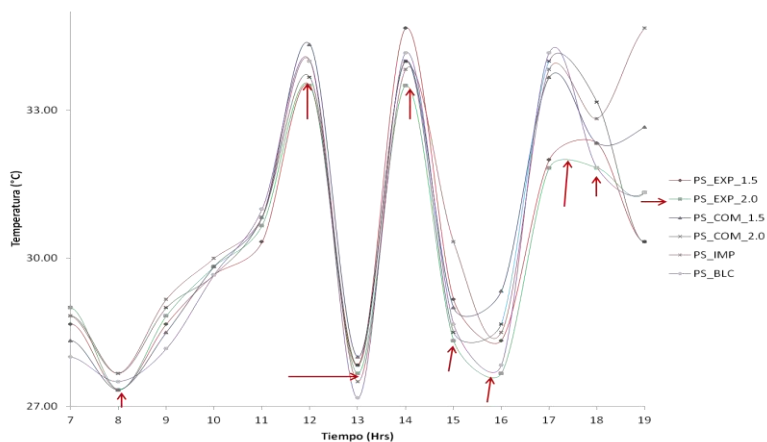


Figura 5. Datos de temperatura registrados durante el experimento.

En la Figura 5 se observan flechas rojas, señalando los valores mas bajos de temperatura regitrados, lo que corresponde para el Tratamiento PS expandido a 2 mm de espesor. Para los horarios de 11 am, 2 pm y 5 pm, son los horarios de mayor temperatura.

#### Análisis estadístico

Verificando los valores estadísticos se procedio a realizar un analisis de varianza (ANOVA), puesto que el p-valor de la prueba es superior o igual a 0.05, no existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias de las 6 variables analizadas, como se muestra en la Figura 6.

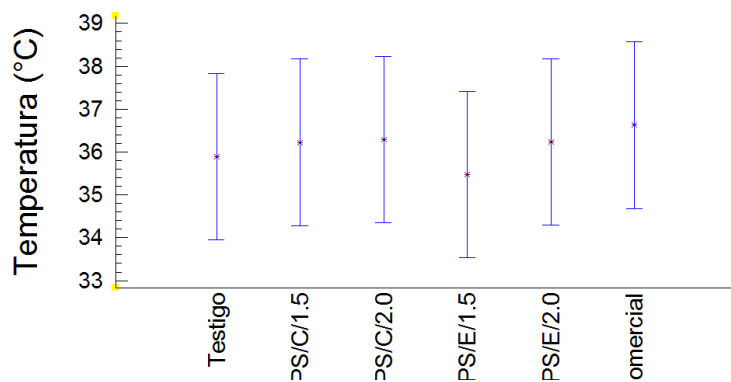


Figura 6. Análisis de Varianza de los tratamientos.

## Discusión y Conclusión

Los resultados del análisis FTIR arroja una temperatura de degradación de  $416 \pm 3.31^\circ\text{C}$ , ligeramente similar a la reportada Vilaplana *et al.* (2007). El método empleada en la dilución y determinación de la proporción del solvente, es funcional, como lo mencionan García *et al.* (2009). Los resultados de temperatura registrados, arrojan una disminución del  $0.40^\circ\text{C}$  entre el grupo de PSE a 1.5 mm de espesor, con el testigo. Sin embargo, los resultados del análisis estadístico, concluye que no existen diferencias significativas entre los grupos de interés. Esta investigación da inicio a diversas áreas, como el aumento en el espesor del material, el uso de otros solventes, la calidad del material a utilizar, otras funcionalidades del material, entre otros, buscando siempre, dar alternativas a problemas que aquejen a la sociedad.

## Referencias

- Conde M. (2012). Presente Futuro de la Industria del Plástico en México. Revista Ambiente Plastico. Recuperado: <http://www.ptq.pemex.gob.mx/productosyservicios/eventosdescargas/Documents/Foro%20PEMEX%20Petroqu%C3%ADmica/2012/03%20Mercado%20pl%C3%A1sticos%202012.pdf>
- Galindo M., Pérez T., Benites C., Santos J., Leyva M. (2008). Sistema de protección del aislamiento e impermeabilización de techos evaluación de viviendas del desierto. Revista Energética, (40), Pp. 5-12.
- García M., Gracia I., Duque G., De Lucas A., Rodríguez J. (2009). Study of the solubility and stability of polystyrene wastes in a dissolution recycling process. Waste Management (29). Pp. 1814–1818.
- Hamad K., Kaseem M. y Deri F. Recycling of waste from polymer materials: An overview of the recent works. Polymer Degradation and Stability. 98. Pp. 2801- 2812.
- Kreiger M., Mulder M., Glover A., Pearce J. (2014). Life cycle analysis of distributed recycling of post-consumer high density polyethylene for 3-D printing filament. Journal of Cleaner Production 70. Pp. 90 – 96.
- Lebreton, L.C.-M., Greer, S.D., Borrero, J.C., 2012. Numerical modeling of floating debris in the world's oceans. Mar. Pollut. Bull. 64 (3), 653e661.
- Lotfi, A., 2009. Plastic/Polymer Recycling [cited 2012 Sept 1] Available from: <http://www.lotfi.net/recycle/plastic.html>.
- Perdomo L., Queiroz B., Quintana P., Caires P., Rodríguez E., Duffus M. (2012). Perspectiva de uso del poliestireno expandido, como alternativa de impermeabilizante, para electrodos empleados en la soldadura subacuática mojada. Revista Energética, núm. 40, Diciembre 2008, Pp. 5-12.
- Plastics Europe Market Research Group (2012). Plastics – the Facts 2012, an analysis of European plastics production, demand and waste data for 2011. Association of plastics manufacturers. UE. Recuperado de: [http://www.plasticseurope.org/documents/document/20121120170458-final\\_plasticsthefacts\\_nov2012\\_en\\_web\\_resolution.pdf](http://www.plasticseurope.org/documents/document/20121120170458-final_plasticsthefacts_nov2012_en_web_resolution.pdf)
- Santos E., Yenque J., Rojas O. Rosales V. (2001). Ensayos de Dureza – Nota científica. Industrial Data. 4:2. Pp.73-80.
- Schmidt S., Cioffia H., Voorwalda C., Silveira J. (2011). Flexural Test On Recycled Polystyrene. Procedia Engineering 10. Pp. 930 – 935.
- Sheirs J., Alexander L. y Vainshtein B. (2003). Modern styren polymers. Ed. John Wiley and Sons. New York, USA. 309 p.
- Shen, L., Haufe, J., Patel, M.K., 2009. Product Overview and Market Projection of Emerging Bio-based Plastics. Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation-Utrecht University.
- Vilaplana F., Ribes-Greus A., Karlsson S. (2007). Analytical strategies for the quality assessment of recycled high-impact polystyrene: A combination of thermal analysis, vibrational spectroscopy, and chromatography. Analytica Chimica Acta (604). Pp. 18–28.

# **ANÁLISE DO CICLO DE VIDA NA CONSTRUÇÃO CIVIL: INVESTIGAÇÕES NA FABRICAÇÃO DE CIMENTO, BLOCOS CERÂMICOS E DE CONCRETO**

## ***LIFE CYCLE ASSESSMENT IN CIVIL CONSTRUCTION: INVESTIGATIONS INTO THE MANUFACTURE OF CEMENT, CONCRETE AND CERAMIC BLOCKS***

**Claudia Ruberg<sup>1\*</sup>**

**Camilla Araújo Coelho Oliveira <sup>1</sup>**

**Luciano Silva Vasconcelos <sup>1</sup>**

**Luís Antônio da Cunha Viana Neto <sup>1</sup>**

**Stanley Acioly de Lima<sup>1</sup>**

### **Abstract**

*This article aims to investigate, under the optical of the Life Cycle Assessment, the emissions of CO<sub>2</sub> in the atmosphere from the productive process of the Portland cement, with or without additions and co processing, as well as to compare the processes of production of ceramic and concrete blocks. With this purpose, bibliographic research about the theme was conducted, including articles and dissertations with investigative research, based on primary and secondary data, about the emissions and energetic consumption of the products, among other aspects. It was verified that the production of cement with 50% of co processing and 44% of additions reduces the emission of CO<sub>2</sub>/t in 43% in relation to the cement produced with 0% of co processing and 6% of additions (Loques, 2013). Results of reduction of emissions for CO<sub>2</sub> and for NO<sub>x</sub> and SO<sub>x</sub> were also obtained by Carvalho (2002), who used residues added to the cement. About the comparison between the energy consumption in the production of concrete and ceramic blocks, Rosa (2010) and Mastella (2002) conclude that the concrete block consumes less energy in the productive process and, therefore, is the most compatible with the environment.*

**KeyWords:** Civil construction, Life cycle assessment, Environment.

---

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe.

*\*Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Civil – DEC, Universidade Federal de Sergipe – UFS. Rua Urbano Neto, 291, 501B – Coroa do Meio, Aracaju, Sergipe. 49035-190. Brasil. Email: claudiaruberg@gmail.com



## Resumo

O presente artigo objetiva investigar, sob a ótica da Análise do Ciclo de Vida, as emissões de CO<sub>2</sub> na atmosfera provenientes do processo produtivo do cimento Portland, com e sem adições e coprocessamento, bem como comparar os processos de produção de blocos cerâmicos e de concreto. Para tanto, foi realizado levantamento bibliográfico sobre o tema, incluindo artigos e dissertações com pesquisas investigativas, baseadas em dados primários e secundários, acerca das emissões e consumo energético dos produtos, entre outros aspectos. Verificou-se que produzir cimento com 50% de coprocessamento e 44% de adição reduz a emissão de CO<sub>2</sub>/t em 43% em relação ao cimento produzido com 0% de coprocessamento e 6% de adição (Loques, 2013). Resultados de redução de emissões também foram obtidos por Carvalho (2002), ao usar resíduos na adição do cimento, tanto para CO<sub>2</sub>, quanto de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub>. Quanto à comparação entre o consumo energético para produção de bloco de concreto e bloco cerâmico, Rosa (2010) e Mastella (2002) concluem que o bloco de concreto consome menos energia no processo produtivo e, portanto, é o mais compatível com o meio ambiente.

**Palavras-Chave:** Construção civil, Análise do Ciclo de Vida, Meio ambiente.

## Introdução

A Indústria da Construção Civil (ICC) responde por grande parte dos impactos negativos gerados pelas atividades humanas sobre o meio ambiente, visto que consome bastante matéria-prima e energia do planeta, durante o momento da construção, da operação e também na demolição dos edifícios. Portanto, se torna cada vez mais evidente que a adoção de padrões de processos de produção pode reduzir significativamente esses impactos ambientais.

Para obtenção de bons resultados na ICC, o conceito de desenvolvimento sustentável deve ser aplicado nas diversas fases de um empreendimento, contemplando desde a fase dos projetos, passando pela operação do edifício, até o término de sua vida útil, pois só assim será possível reduzir o consumo de matéria-prima e energia, por exemplo, e obter um produto considerado sustentável.

Quando se trata do termo sustentabilidade é necessário analisá-lo de forma ampla, ou seja, considerando os aspectos ambientais, econômicos e sociais, pois apenas dessa forma seria possível garantir o desenvolvimento sustentável que, conforme afirma Agopyan *et al.* (2011), é o crescimento econômico, atendendo às expectativas da sociedade e preservando o meio ambiente para as próximas gerações.

Diante disto, observa-se que há necessidade do conhecimento das características e funções dos mais diversos tipos de materiais necessários na edificação de modo que a indicação destes ocorra de forma consciente, no momento da elaboração do projeto. Para isso, foi elaborado um método conhecido como Análise do Ciclo de Vida (ACV), ou avaliação do ciclo de vida, em que são analisados os impactos ao meio ambiente durante todo o ciclo de vida de um produto ou serviço.

Para Tibor e Feldman (1996 *apud* CORTEZ-BARBOSA; INO, 2001) muitas empresas realizam a ACV com o objetivo de melhorar suas atividades e reduzir a emissão de gases poluidores. Segundo Richter (1998 *apud* CORTEZ-BARBOSA; INO, 2001), com a ACV, no campo da construção civil, é possível comparar os materiais de construção analisando seus benefícios em relação a outros no momento do uso.

A ACV também pode ser utilizada como uma ferramenta suporte para tomada de decisão dando informações sobre o uso dos materiais e seus efeitos provocados ao meio ambiente. Ao realizar uma ACV serão considerados, não só os impactos gerados durante a produção, mas também os que ocorrem ao longo da vida útil do produto. Utilização, deposição, gestão de resíduos e reciclagem devem ser incluídos neste tipo de avaliação (CARVALHO, 2002).

O presente artigo objetiva investigar, sob a ótica da ACV, as emissões de CO<sub>2</sub> na atmosfera provenientes do processo produtivo do cimento *Portland*, com e sem adições e coprocessamento, bem como comparar os processos de produção de blocos cerâmicos e de concreto. Para tanto, foi realizado levantamento bibliográfico sobre o tema, incluindo artigos e dissertações com pesquisas investigativas, baseadas em dados primários e secundários, acerca das emissões e consumo energético dos produtos, entre outros aspectos.

Na análise sobre o cimento *Portland*, foram utilizadas as pesquisas de Loques (2013) e Carvalho (2002); para análise do processo produtivo dos blocos para construção civil, baseou-se em Mastella (2002), Rosa (2010) e Soares *et al.* (2006). Os objetos de investigação, métodos empregados nas pesquisas e principais resultados aqui se encontram compilados.

### **Conceituando a Análise do Ciclo de Vida (ACV)**

A ACV consiste numa metodologia padronizada para determinar o impacto ambiental de produtos e serviços. De acordo com Santos *et al.* (2011):

A ACV consiste, basicamente, na análise e interpretação dos dados obtidos, por meio do inventário quantitativo e qualitativo, de todos os insumos consumidos e dos resíduos e demais poluentes liberados no ambiente, durante todo o ciclo de vida de um produto, (desde sua fabricação, uso e descarte) e posterior avaliação dos impactos ambientais gerados (SANTOS *et al.*, 2011, p. 64).

Portanto, a ACV pode ser tratada como um pensamento sistêmico que, gera informações, avalia impactos e compara os desempenhos ambientais de produtos.

A ACV está internacionalmente padronizada pela *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) e pela *International Organization of Standardization* (ISO). No Brasil, utiliza-se a seguinte normatização elaborada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT):

- **ISO 14040: 2009 Gestão Ambiental** – Análise do Ciclo de Vida – Princípios e estrutura;
- **ISO 14044: 2009 Gestão Ambiental** – Análise do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações.

Conforme a ISO 14040:2009, para realizar uma ACV o estudo é dividido em quatro fases:

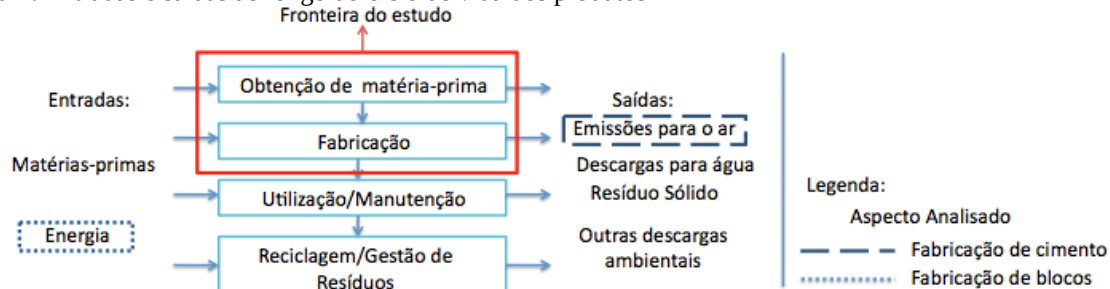
- **Definição do objetivo e escopo** – o propósito do estudo e sua amplitude são definidos, envolvendo decisões importantes sobre as fronteiras e a unidade funcional;
- **Análise de inventário** – elaboração de um fluxograma do sistema em estudo, de modo que as atividades e/ou processos que serão avaliados sejam bem definidos, bem como as fronteiras técnicas do mesmo;
- **Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida** – os dados são interpretados em termos de seus impactos ambientais;
- **Interpretação** – consiste em um resumo dos resultados da análise de inventário e da avaliação de impacto obtidos no estudo.

Para um bom entendimento do conceito de ACV, Coltro (2007) cita quatro elementos que são fundamentais à análise: **a) unidade funcional** – desempenho quantificado de um sistema para uso como uma unidade de referência num estudo de avaliação do ciclo de vida; **b) fronteiras do sistema** – estabelecem limites para o estudo, ou seja, definem todos os processos elementares que serão estudados; **c) alocação** – situações que requerem critérios de alocação ocorrem em estudo de ACV quando o ciclo de vida de produtos diferentes é interligado; **d) qualidade dos dados e coleta de dados** – um estudo de ACV normalmente é um resumo de uma grande quantidade de dados de qualidade variável, portanto a transparência dos dados é crucial.

O estudo da ACV, diante da procura por produtos e processos sustentáveis, tem a possibilidade de indicar alternativas que aprimorem os processos voltados à diminuição dos impactos ambientais gerados, redução de matéria-prima, dos recursos naturais e da energia, assim é possível ter produtos com rotulagem ambiental, e fazer a

comparação de desempenho ambiental de produtos. Com a finalidade de facilitar a visualização, a Figura 1 demonstra claramente as entradas e saídas ao longo do ciclo de vida dos produtos e a delimitação da fronteira de estudo utilizada neste trabalho.

**Figura 1.** Entradas e saídas ao longo do ciclo de vida dos produtos



Fonte: adaptado de Loques, 2013.

A ACV deve contribuir de forma positiva para o meio ambiente, assim como na tomada de decisões de empresas com os processos de produtos, gerando vantagem competitiva com outras empresas ao apresentar produtos com certificados sustentáveis.

### Análise comparativa de processos e produtos para construção civil

#### Emissões na fabricação de cimento Portland

Devido ao extenso ciclo de vida do cimento, assim como acontece em outros materiais, por vezes, existe uma série de fatores que impedem ou dificultam uma análise mais ampla do ciclo de vida deste material. Assim, alguns estudos de ACV do cimento são feitos em delimitadas etapas do ciclo de vida, sendo investigados específicos impactos gerados. Os estudos de Carvalho (2002) e Loques (2013) buscaram medir os impactos ambientais da produção do cimento *Portland*, no que diz respeito às emissões para a atmosfera, como mostra a Figura 1, considerando como unidade funcional a fabricação de 1 tonelada de cimento, e apontaram diretrizes para redução dos impactos negativos.

Na investigação de Loques (2013), foram analisadas as taxas de liberação de CO<sub>2</sub> geradas durante as etapas de extração de matéria e produção do cimento *Portland*. Também se verificou a influência das adições e do coprocessamento sobre a emissão do gás carbônico (CO<sub>2</sub>) durante a fase de descarbonatação e calcinação. Assim, foram utilizados, em diferentes proporções, resíduos inflamáveis (*blend* e pneus triturados) para coprocessamento e adições minerais (escória de alto forno e *filler*) na constituição do cimento.

Os dados foram coletados em uma fábrica de cimento localizada no município do Cantagalo, estado do Rio de Janeiro e para o cálculo das emissões de CO<sub>2</sub>, utilizada como ferramenta uma planilha que faz parte do *The Cement CO<sub>2</sub> and Energy Protocol* (CSI, 2013 *apud* LOQUES, 2013).

Primeiramente, Loques (2013) analisou as diversas etapas do processo produtivo do cimento e observou que quase 98% das emissões eram provenientes do uso de combustíveis pelo forno e da calcinação das matérias-primas, conforme apresentado na Tabela 1. Desta forma, foram sugeridas como forma de redução das taxas de emissões, a introdução do coprocessamento e as adições minerais ao processo produtivo, já que estas medidas diminuem as emissões da utilização dos combustíveis dos fornos, e da calcinação.

Na sequência, foram calculadas as emissões de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) do sistema produtivo para variadas porcentagens de resíduos coprocessados e de adições minerais, em separado. Por fim, com base nos valores encontrados, foram estimadas as emissões do mesmo sistema para variadas faixas de utilização de coprocessamento em conjunto com as adições (LOQUES, 2013).

**Tabela 1.** Porcentagem das emissões geradas por fonte presente no processo de fabricação de cimento

| Fonte de emissão                     | Porcentagem |
|--------------------------------------|-------------|
| Indireta (apenas consumo de energia) | 1.9%        |
| Combustível não utilizado pelo forno | 0.4%        |
| Combustível utilizado pelo forno     | 33.5%       |
| Calcinação/Descarbonatação           | 64.2%       |

Fonte: Loques, 2013.

**Tabela 2.** Emissões brutas em Kg CO<sub>2</sub>/t de cimento CPII-E produzido devido à variação das porcentagens de material carbonático e coprocessamento

|           |                              | Emissões brutas de CO <sub>2</sub> (Kg/t) |                         |         |       |
|-----------|------------------------------|-------------------------------------------|-------------------------|---------|-------|
| % adições | % resíduo no coprocessamento | Calcinação                                | Combustível tradicional | Resíduo | Total |
| 6%        | 0%                           | 522                                       | 295                     | 0       | 817   |
| 44%       | 50%                          | 315                                       | 89                      | 66      | 470   |

Fonte: adaptado de Loques, 2013.

Ao serem testados vários teores de utilização de resíduos no coprocessamento e na adição, conforme é mostrado na Tabela 2 que destaca os resultados mais significativos obtidos por Loques (2013), foi verificado que a produção do cimento com 50% de coprocessamento e 44% de adição trouxe como consequência a redução da emissão de 347 kg CO<sub>2</sub>/t em relação ao cimento produzido com 0% de coprocessamento e 6% de adição (43% de redução).

Na pesquisa de Carvalho (2002), além das emissões de gás carbônico, também foram investigadas as emissões óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e material particulado, provindas do consumo de energia elétrica e térmica na fase de produção do cimento *Portland*. Foram comparadas as diversas emissões para quatro tipos de cimento *Portland*: cimento CPI (cimento sem adição de resíduos), cimento CPII E (34% de adição de escória de alto forno), cimento CPIII (70% de adição de escória de alto forno) e cimento CPIV (50% de adição de cinza volante).

Assim, a fim de gerar os dados necessários para o estudo, Carvalho (2002) simulou uma fábrica hipotética, com características definidas pelo próprio autor, mas baseadas em catálogos de empresa fornecedora de equipamentos para indústria cimenteira, em sua experiência profissional e em dados de equipamento padrão de fábricas nacionais de cimento. A partir desta simulação, foram obtidos valores de emissões de CO<sub>2</sub>, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> e material particulado, conforme apresentado na Tabela 3 (CARVALHO, 2002).

**Tabela 3.** Emissões de NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub> e particulados para a produção do cimento *Portland*

| Tipos de cimento <i>Portland</i> | Emissões de CO <sub>2</sub> (kg/hora) | Emissões de NO <sub>x</sub> (kg/t) | Emissões de SO <sub>x</sub> (kg/t) | Emissões de Material Particulado (kg/t) |
|----------------------------------|---------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|-----------------------------------------|
| Sem adição                       | 855                                   | 1.85                               | 0.30                               | 0.19                                    |
| 34% de escória de alto forno     | 565                                   | 1.22                               | 0.19                               | 0.13                                    |
| 70% de escória de alto forno     | 256                                   | 0.55                               | 0.09                               | 0.06                                    |
| 50% de cinza volante             | 428                                   | 0.925                              | 0.15                               | 0.10                                    |

Fonte: adaptado de Carvalho, 2002.

De modo similar aos resultados de Loques (2013), na investigação de Carvalho (2002),houve uma redução das emissões de CO<sub>2</sub> à medida que se aumentou o uso de resíduos para adição. Verifica-se que fato semelhante ocorreu para as outras emissões.

De acordo com a Tabela 3, o uso respectivo de 34%, 50% e 70% de resíduos no processo produtivo, em relação a não uso de adição, gerou reduções de algo em torno de 34%, 50% e 70% para cada tipo de emissão (NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub>

e particulados). Assim, para Carvalho (2002), os cimentos com uso de resíduos possuem a capacidade de reduzir os impactos provenientes das emissões geradas, o aquecimento global, a acidificação e a eutroficação (aumento de nutrientes na água e no solo).

#### Consumo energético na fabricação de blocos cerâmicos e de concreto

Para a comparação entre os processos de produção de blocos cerâmicos e de concreto, se utilizou as pesquisas de Rosa (2010) e Mastella (2002), onde os conceitos da ACV foram aplicados com base na NBR ISO 14.040. Esses estudos buscaram resultados para subsidiar a escolha mais adequada desses materiais na indústria da construção civil, com base no consumo energético e de menor impacto ao meio ambiente, como mostra a Figura 1, e tendo como unidade funcional 1 unidade de bloco. Convém destacar que nenhuma pesquisa analisou a emissão de gases.

A pesquisa de Rosa (2010), desenvolvida no estado do Rio Grande do Sul, coletou dados junto empresas exploradoras de areia, de brita, fabricantes de cimento e de bloco de concreto, objetivando quantificar o consumo energético na extração e transporte dos insumos, na produção do bloco e no transporte interno do produto. O bloco de concreto estudado possui dimensões de 14x19x39 cm; pertence à classe B, cuja resistência deve ser superior a 4 MPa e peso característico de 13kg.

Segundo as três empresas exploradoras de jazidas de areia, o consumo energético (óleo diesel) é de 0.0054 kWh/kg para realizar as etapas de extração, classificação, transporte e descarga do material. Na produção do agregado graúdo foram considerados os processos de britagem e transporte dentro da usina, totalizando um consumo energético (óleo diesel e energia elétrica) de 0.0068 kWh/kg, de acordo com as duas empresas fabricantes. Quanto à fabricação do cimento *Portland*, segundo dados bibliográficos, foram considerados os valores de 101.47 kWh/ton para energia elétrica e 848.84 kWh/ton para energia térmica, totalizando 950.31 kWh/ton de consumo energético (ROSA, 2010).

Dessa forma, considerando 1.14 kg de cimento e, com o traço de 1:8:2.4 (cimento:areia:brita), se quantificou o consumo dos demais insumos necessários para a produção do bloco de concreto, e na sequência se calculou o valor total do consumo energético dos insumos de 0.9625 kWh/kg ou 1.1512 kWh/bloco (ROSA, 2010), como apresentado na Tabela 6.

Na Tabela 6 também pode ser observado o valor do consumo energético relativo ao transporte dos insumos até a fábrica, calculado considerando as seguintes variáveis: distância percorrida por cada insumo até a fábrica, consumo de óleo diesel do caminhão, capacidade de carga do caminhão e o fator de 3.846 kWh/kg, que corresponde ao poder energético do óleo diesel (ROSA, 2010).

De acordo com a empresa fabricante dos blocos, o consumo de energia elétrica para a produção de 12925 blocos é de aproximadamente 1787.5 kWh/mês, ou seja, são consumidos 0.1383 kWh/bloco ou 0.0106 kWh/kg. Já o consumo energético do transporte interno do bloco, durante o seu processo de produção, foi calculado a partir do consumo de GLP das empilhadeiras, que corresponde a 433.1173 kWh/mês. A partir dos dados da produção mensal de blocos, foi possível obter os seguintes valores: 0.0335 kWh/bloco ou 0.0026 kWh/kg. Os dados encontram-se na Tabela 4.

**Tabela 4.** Consumo energético total para produção de blocos de concreto

| Item                     |         | Consumo<br>(kg) | Consumo energético<br>(kWh/kg) | Consumo energético<br>(kWh/bloco) |
|--------------------------|---------|-----------------|--------------------------------|-----------------------------------|
| Insumos                  | Cimento | 1.14            | 0.9503                         | 1.0833                            |
|                          | Areia   | 9.12            | 0.0054                         | 0.0494                            |
|                          | Brita   | 2.74            | 0.0068                         | 0.0185                            |
| Transporte               | Cimento | 1.14            | 0.0427                         | 0.0487                            |
|                          | Areia   | 9.12            | 0.0002                         | 0.0015                            |
|                          | Brita   | 2.74            | 0.0006                         | 0.0017                            |
| Produção do bloco        |         | 13.00           | 0.0106                         | 0.1383                            |
| Transporte do bloco      |         | 13.00           | 0.0026                         | 0.0335                            |
| Consumo energético total |         |                 |                                | 1.3749                            |

Fonte: Rosa, 2010 (p.52).

Verifica-se na Tabela 4 que o cimento é o item que possui maior consumo energético na produção do bloco de concreto, revelando assim a necessidade de aprimoramento do processo produtivo do cimento com a finalidade de se reduzir o consumo energético.

Para comparar os diferentes tipos de blocos, Rosa (2010) buscou dados secundários junto à pesquisa de Manfredini (2003), que investigou nove indústrias de cerâmica vermelha, também localizadas no Rio Grande do Sul, que produzem blocos cerâmicos de 14x19x29 cm de dimensões e peso característico de 6,5 kg. Nos resultados foram obtidos os seguintes valores extremos de consumo energético por bloco: 1.7593 kWh (mínimo) e 9.7854 kWh (máximo). Na Tabela 5 é feita a comparação entre o consumo energético do bloco de concreto e do bloco cerâmico.

**Tabela 5.** Comparação de consumo energético por equivalência de área construída

| Tipo de bloco |                          | Blocos/m <sup>2</sup> | Consumo energético (kWh/m <sup>2</sup> ) |
|---------------|--------------------------|-----------------------|------------------------------------------|
| Concreto      |                          | 12.5                  | 17.1867                                  |
| Cerâmico      | Maior consume energético | 16.7                  | 163.4162                                 |
|               | Menor consumo energético | 16.7                  | 29.3810                                  |

*Fonte: adaptado de Rosa, 2010*

Constata-se, portanto, que a produção do bloco de concreto apresenta um menor consumo energético em comparação ao bloco cerâmico após a análise dos dados da Tabela 5, de 42 a 89%. Assim, sendo este o critério de seleção ou especificação de material para alvenaria, o bloco de concreto seria o mais indicado. É válido ressaltar que o bloco de concreto analisado é de classe B, e que os blocos de classe D consomem menos insumos, ou seja, para este tipo de bloco o valor final de energia incorporada deve ser ainda menor, aumentando assim a vantagem de seu emprego em comparação com o bloco cerâmico.

A pesquisa de Mastella (2002), foi realizada no estado de Santa Catarina e coletou dados em três indústrias, sendo uma produtora de blocos cerâmicos e duas de blocos de concreto. Estas informações foram complementadas com bibliografia sobre o tema e dados obtidos junto a órgãos públicos de meio ambiente no estado. Seu objetivo é avaliar o processo de produção de blocos de alvenaria estrutural, sob a ótica da ACV, quantificando as entradas (matéria-prima, água e energia elétrica) e as saídas (emissões atmosféricas, efluentes líquidos e resíduos sólidos).

Todos os blocos analisados apresentavam dimensões de 14x19x29 cm, resistência 6 MPa com peso de 9.35 kg e 6.80 kg, respectivamente. Para permitir a comparação, Mastella (2002) traz o conceito de unidade funcional, que permite comparar diferentes produtos que desempenhem a mesma função, integrando a unidade do produto com a unidade de sua função. Para confecção de um m<sup>2</sup> de alvenaria (unidade funcional) são necessários 16.67 blocos, o que equivale a 155.86 kg de bloco de concreto e 113.36 kg de bloco cerâmico.

Na Tabela 6 é apresentado o balanço global dos materiais, dentro do ciclo de vida do processo produtivo dos blocos. Considera-se a matéria-prima para o bloco de concreto areia, cimento e brita, e para o bloco cerâmico a argila.

**Tabela 6.** Balanço global de matéria do ciclo de vida dos blocos

|                        | Unidade / Unidade Funcional |                |
|------------------------|-----------------------------|----------------|
|                        | Bloco de Concreto           | Bloco Cerâmico |
| Matéria-prima (kg)     | 156.7                       | 100.00         |
| Consumo de água (kg)   | 3.3                         | 25.0           |
| Energia elétrica (kwh) | 2.9544                      | 3.0648         |
| Efluentes gasosos (kg) | 0.033                       | 7.5            |
| Rejeitos sólidos (kg)  | 4.6758                      | 3.4056         |

*Fonte: Mastella, 2002.*

Conforme pode ser observado na Tabela 6, o bloco de concreto consome mais matéria-prima e gera mais resíduos no processo de fabricação, se comparado ao bloco cerâmico. Em contraposição, o bloco cerâmico consome mais água, energia elétrica e gera mais efluentes gasosos. Por fim, para estabelecer o balanço ecológico, Mastella (2002) utiliza matrizes de avaliação utilizando os critérios (consumo, emissões e rejeitos) e conclui que o bloco de concreto é o mais sustentável na fase de produção, dentro do seu escopo de investigação.

## Conclusões

Com base nos resultados obtidos, verificou-se que o cimento produzido com adição de resíduo, como, por exemplo, escória de alto forno, ou com resíduos no coprocessamento, tem o menor impacto quanto às emissões atmosféricas. Isto significa que os resíduos podem ser um grande aliado na minimização dos impactos ambientais negativos da fabricação do cimento.

No caso da alvenaria, conclui-se que a produção dos blocos de concreto é o que apresenta menor consumo energético, de acordo com a metodologia da ACV. Tudo se parece como se nas pesquisas não foram utilizados cimentos com alto teor de escória e se assim fizessem, poderia ainda haver uma maior diminuição do impacto tanto de emissões, quanto de consumo energético. Outro aspecto que poderia ser verificado em futuras pesquisas é a aplicação das mesmas metodologias, porém em outras regiões brasileiras como: nordeste e norte. Desta forma, seria possível a comparação dos dados e verificação se a temperatura, umidade e insumos exercem influência nos resultados, quando aplicada a ACV.

**Agradecimentos** – Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Sergipe (PROEC/UFS).

## Referências bibliográficas

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura*. Rio de Janeiro, 2009.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações*. Rio de Janeiro, 2009.
- Agopyan, V; John, V. M. O desafio na construção civil. São Paulo: Blucher, 2011. Série sustentabilidade. Volume 5
- Carvalho, J. Análise de ciclo de vida ambiental aplicada à construção civil – estudo de caso: comparação entre cimentos Portland com adição de resíduos. São Paulo, 2002. Dissertação (mestrado). Universidade de São Paulo.
- CSI – Cement Sustainability Initiative. *Planilha The cement CO2 and energy protocol*, 2013. Disponível em: <<http://www.cement-co2-protocol.org>, 2013>. Acesso em: 21 de maio de 2014.
- Coltro, L. *Avaliação de Ciclo de Vida como instrumento de gestão*. 2007. Disponível em: <<http://pt.scribd.com/dpc/42837176/ACV-Como-to-de-Gestao-CETEA>>. Acesso em: 21 de maio de 2014.
- Cortez-Barbosa, J; Ino, A. Madeira, material de baixo impacto ambiental na construção – análise do ciclo de vida. In: II ENCONTRO NACIONAL E I ENCONTRO LATINO AMERICANO SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS, 2011, Canela. *Anais...* Canela, 2001. 8p.
- Loques, R. *Avaliação do ciclo de vida simplificada do cimento*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro; Escola Politécnica, 2013.
- Mastella, D.V. *Comparação entre os processos de produção de blocos cerâmicos e de concreto para alvenaria estrutural, através da análise do ciclo de vida*. Florianópolis, 2002. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina.
- Rosa, R P. da. *Consumo energético para produção de blocos de concreto: estudo comparativo com blocos cerâmicos através da avaliação do ciclo de vida*. Porto Alegre, 2010. Trabalho conclusão de curso. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Santos, M., et al. Importância da avaliação do ciclo de vida na análise de produtos: possíveis aplicações na construção civil. *Revista Gepros: Gestão da Produção, Operações e Sistemas*, v.6, n. 2, 2001. Disponível em: <<http://revista.feb.unesp.br/index.php/gepros/article/view/882>>. Acesso em: 21 de maio de 2014.
- Soares, S. R., Souza, D. M., Pereira, S. W. *A avaliação do ciclo de vida no contexto da construção civil*. Porto Alegre: ANTAC, 2006. Coletânea Habitare, vol. 7, Construção e Meio Ambiente.

# **CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DO SEDIMENTO ASSOCIADO ÀS RAÍZES DE *EICHHORNIA CRASSIPES* UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES EM LAGOA ARTIFICIAL NO SUDESTE DO BRASIL**

## **QUALITY CHARACTERIZATION OF SEDIMENTS ASSOCIATED TO ROOTS OF *EICHHORNIA CRASSIPES* USING BENTHIC MACROINVERTEBRATES AS BIOINDICATORS IN AN ARTIFICIAL POND IN SOUTHEASTERN BRAZIL**

**Wederson Nunes de Oliveira\***

**Thiago Cotta Ribeiro<sup>1</sup>**

**Larissa Lopes Lima<sup>1</sup>**

**Amanda Oliveira Lima<sup>1</sup>**

**Andréa Rodrigues Marques<sup>1</sup>**

### **Abstract.**

*Really representative in the history of Belo Horizonte – MG, Pampulha's Lagoon is currently facing high levels of degradation and contamination. The use of bioindicators in water quality research constitutes an important tool for environmental characterization. This principle has been used aiming the evaluation of environmental stress and impacts with anthropic origins. The study of habitats diversity offers the opportunity of evaluating the levels of anthropic impacts in portions of water basins. In this context, this study aimed to characterize, by using macro invertebrates as bioindicators, the environmental quality of the sediment associated with the roots of *Eichhornia crassipes* – a common macrophyte found in Pampulha's Lagoon, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. Some macrophytes were collected from 4 different spots around the Lagoon and the associated sediment was sorted in order to identify the families of micro invertebrates used as bioindicators. The results revealed that the sediments samples had dubious environmental quality, likely as a consequence of the urban growth throughout the years, which has led to a raising pressure of the anthropic activities on the natural resources, thus compromising the maintenance and conservation of Pampulha's Lagoon.*

**KeyWords:** BMWP; Indicator of Water Quality; Macroinvertebrates.

---

<sup>1</sup> Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais. Rua Domingos Cesário Valadares, 90, Casa – Centro, Capim Branco, Minas Gerais. 35 730 – 000. Brasil. Email: wedersonnunes@ymail.com



## Resumo

A Lagoa da Pampulha, importante na história de Belo Horizonte-MG, encontra-se atualmente em alto nível de degradação e contaminação. O uso de bioindicadores em estudos de qualidade de água constitui importante ferramenta para a caracterização dos ambientes. Este princípio tem sido utilizado visando também à avaliação de impactos e estresses ambientais de origem antrópica. O estudo da diversidade de habitats oferece oportunidade para avaliar os níveis de impactos antrópicos em trechos de bacias hidrográficas. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo caracterizar, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores, a qualidade ambiental do sedimento associado às raízes de *Eichhornia crassipes* – macrófita comum na Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. Macrófitas foram coletadas em 4 pontos da orla da Lagoa da Pampulha e do sedimento associado às suas Raízes foram triados e identificados famílias de macroinvertebrados utilizados como bioindicadores. Os resultados mostraram que as amostras de sedimento encontraram-se com qualidade ambiental duvidosa, provavelmente por consequência do crescimento urbano ao longo dos anos, ocorrendo o aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais, comprometendo estado de conservação da Lagoa da Pampulha.

**Palavras chave:** BMWP; Indicadores de Qualidade de Água; Macroinvertebrados.

## Introdução

As macrófitas aquáticas constituem uma das principais comunidades de ecossistemas límnicos por contribuírem para a diversidade biológica e por apresentarem elevada biomassa e alta produtividade, desempenhando importante papel no ciclo de nutrientes e fluxo de energia (Esteves, 1998; Wetzel, 1993). São importantes também por serem capazes de estabelecer uma forte ligação entre o sistema aquático e o ambiente terrestre que o circunda (Jorgensen & Löffler, 1990). As espécies de macrófitas aquáticas, por possuírem uma complexidade estrutural de folhas e raízes espécie-específica, abrigam diferentes diversidades de invertebrados aquáticos (Cronin *et al.* 2006). A macrófita aquática *Eichhornia crassipes* se destaca por sua densa massa de raízes, que formam habitats para peixes, alevinos, insetos e outros organismos aquáticos (Junk e Howard-Williams 1984).

A alta diversidade biológica dos macroinvertebrados aquáticos propicia uma maior variabilidade de respostas frente a diferentes tipos de impactos ambientais (Resh *et al.* 1996). Esses organismos têm uma ampla distribuição nos ambientes aquáticos onde colonizam a própria coluna de água, ou habitam os sedimentos, as raízes e as partes submersas de macrófitas aquáticas (Merritt e Cummins 1996).

Os principais organismos comumente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e comunidade perifítica. Dentre estes grupos, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido frequentemente utilizadas na avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico (Callisto, 1995).

O monitoramento biológico é realizado principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat. Os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros (Barbour *et al.*, 1999).

O presente trabalho tem como objetivo principal caracterizar, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores, a qualidade ambiental do sedimento associado às raízes de *Eichhornia crassipes* – macrófita comum na Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

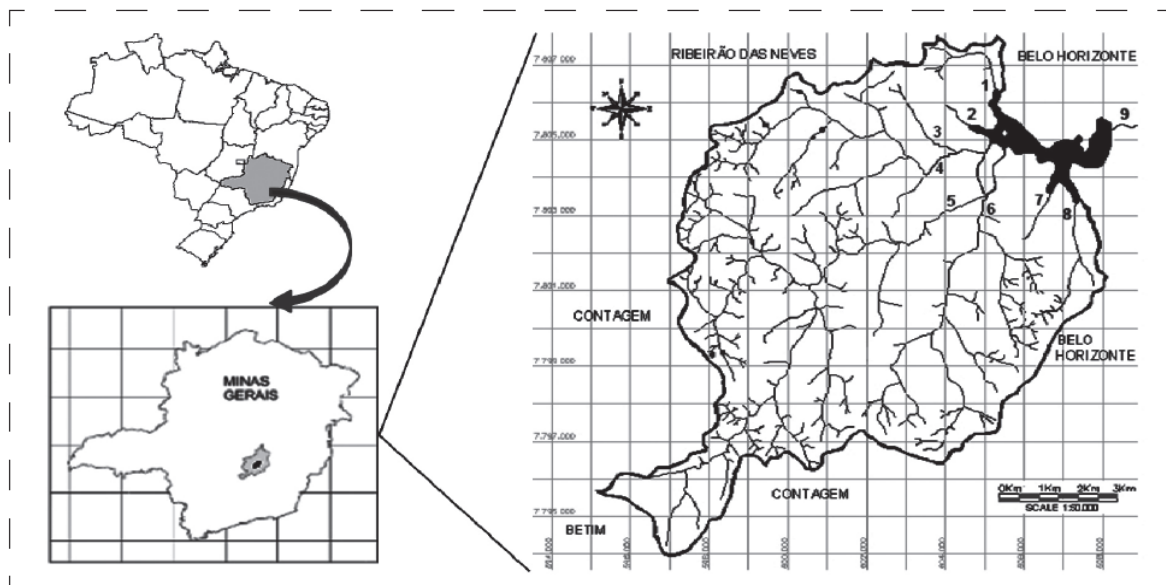
## Área de estudo

A lagoa da Pampulha é um lago artificial que integra o Complexo Arquitetônico da Pampulha, em Belo Horizonte – MG. Foi inaugurada em 1938 e reinaugurada em 1958, após obras de recuperação demandadas por uma ruptura de sua barragem. A Lagoa da Pampulha tinha como finalidade principal o abastecimento de água para a população belo-horizontina. No entanto, a urbanização desordenada, com todas as suas implicações, verificada na região da bacia hidrográfica tem feito com que a Lagoa da Pampulha se encontre cada vez mais degradada. Desde a década de 70, é observado um forte processo de eutrofização e assoreamento, com presença de florações de cyanobacteria e crescimento exagerado de macrófitas aquáticas (Coelho, 1998, p. 160; Gianl *et al.*, 1988, p. 77; Sperling, 1994a, p. 142; Torres; Resck; Coelho, 2007, p. 87).

Sua bacia hidrográfica compõe a bacia hidrográfica do Rio das Velhas, que por sua vez é parte da bacia hidrográfica do Rio São Francisco (Bandeira & Salim, 2006). A bacia de drenagem da lagoa possui área de 97,91 Km<sup>2</sup>, dividida entre os municípios de Belo Horizonte (44,9%) e Contagem (55,1%) (CPRM, 2001). Sua fluviografia inclui 40 córregos, dos quais 19 estão em Belo Horizonte e 21 no município de Contagem. O ribeirão Pampulha, onde está construído a lagoa, possui oito tributários diretos, com destaque para os afluentes Ressaca e Sarandi, que, juntos, respondem por mais de 70% do aporte de água à lagoa da Pampulha (Torres, 1999).

A lagoa encontra-se em uma região caracterizada por verões quentes e chuvosos, intercalados a invernos frios e secos, sendo enquadrada na classificação *Cwa* de Köppen (Tropical de altitude com inverno seco e verão chuvoso). As precipitações mensais médias, registradas em uma série histórica entre 1961 e 1990, indicam duas estações bem definidas para a região, sendo uma bastante chuvosa, entre os meses de outubro e março, onde as médias são sempre superiores a 100 mm.mês<sup>-1</sup>, e outra onde a precipitação é baixa, entre os meses de abril e setembro, em especial nos meses de junho, julho e agosto, para os quais as precipitações costumam ser muito baixas, podendo mesmo inexistir em anos mais secos (DNMET, 1992). A Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM (2001) mostra mesmo padrão, com baixos valores médios de precipitação, sendo a média anual equivalente a 1.129,6 mm (1997-2000), ante aos 1.491 mm registrados no período entre 1961 e 1990.

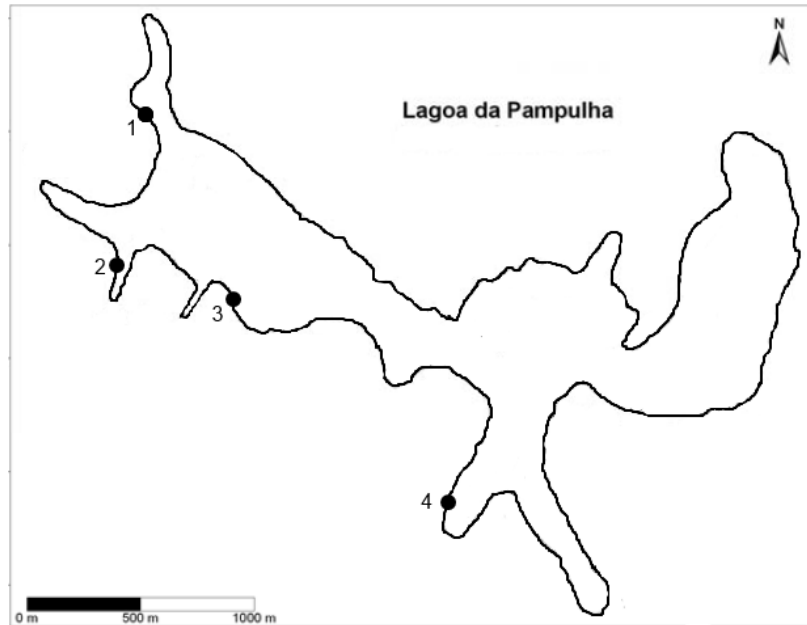
Os principais tributários da lagoa são: Córrego Olhos d'Água (1), Córrego AABB (2), Córrego Braúnas (3), Córrego Água Funda (4), Córrego Sarandi (5), Córrego Ressaca (6), Córrego Tijuco (7), Córrego Mergulhão (8) (Figura 1).



**Figura 1.** Lagoa da Pampulha. Fonte: Torres; Resck; Coelho (2007 adaptado)

## Metodologia

O estudo foi realizado na lagoa da Pampulha (coordenadas 19°50'56.75'' S e 43°58'0.36'' O). As coletas foram realizadas na orla da lagoa, em quatro pontos amostrais P1, P2, P3, P4 (Figura 2).



**Figura 2.** Mapa da lagoa da Pampulha e localização dos pontos de coleta. Fonte: SILVEIRA, (2003). As coordenadas dos pontos de coleta são: Ponto (1) 19°50'37.83'' S / 43°59'37.50'' O; Ponto (2) 19°51'02.55'' S / 44°0'3.06'' O; Ponto (3) 19°50'58.91'' S / 43°53'28.92'' O; Ponto (4) 19°51'35.80'' S / 43°58'53.81'' O.

A coleta foi realizada no mesmo dia. A escolha da macrófita *Eichhornia crassipes* como amostra, foi devido à sua grande abundância na região e densa massa de raízes, capazes de abrigar grande quantidade de organismos aquáticos. As macrófitas foram retiradas manualmente pelo caule e levadas para o laboratório de Ecologia do CEFET-MG. O sedimento associado às raízes foi lavado em peneira (malha 0,5 mm). Os organismos triados foram identificados utilizando lupa e armazenados em álcool 70% e posteriormente fixados em formol 4%.

Após a identificação dos macroinvertebrados aplicou-se o índice biológico BMWP, adaptado por Brigante *et al* (2003). Para se calcular o valor do índice foram utilizados os valores de pontuação publicados em Brigante *et al* (2003). A somatória desses pontos é comparada à qualidade ambiental correspondente apresentada na Tabela 2. Menores valores correspondem a organismos tolerantes a ambientes impactados, por outro lado, quanto maior o valor da pontuação, menor tolerância a impactos ambientais negativos.

**Tabela 1.** Pontuação das famílias de macroinvertebrados bentônicos para a obtenção do índice BMWP, adaptado de Brigante *et al.* (2003)

| Família                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | Pontuação |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae (Efemerópteros); Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Chloroperlidae (Plecópteros); Aphelochcheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentrydae, Sericostomatidae (Tricópteros); Athericidae, Blepharideridae (Dípteros).                                     | 10        |
| Astacidae (Crustáceos); Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libelulidae (Odonatas); Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae (Tricópteros).                                                                                                                                                                                                     | 8         |
| Ephemerellidae (Efemerópteros); Nemouridae (Plecópteros); Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae (Tricópteros).                                                                                                                                                                                                                                                                        | 7         |
| Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae (Moluscos); Hydroptilidae (Tricópteros); Platycnemididae, Coenagrionidae (Odonatas).                                                                                                                                                                                                                                      | 6         |
| Oligoneuridae (Efemerópteros); Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae (Coleópteros); Hydropsichydae (Tricópteros); Tipulidae, Simuliidae (Dípteros); Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae (Tubelárias).                                                                                                                                                        | 5         |
| Baetidae, Caenidae (Efemerópteros); Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae (Coleópteros); Tabanidae, Stratiomyiidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Psychodidae, Anthomyidae, Limoniidae (Dípteros); Sialidae (Megalópteros); Piscicolidae (Hirudíneas); Hidracarina (Ácaros).                                                                                           | 4         |
| Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Neucoridae, Pleidae, Notonectidae, Corixidae (Hemípteros); Helodidae, Hydrophilidae, Higrubiidae, Dystiscidae, Gyrinidae (Coleópteros); Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bithynellidae, Sphaeridae (Moluscos); Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae (Hirudíneas); Asellidae, Ostracoda (Crustáceos). | 3         |
| Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephidridae (Dípteros).                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | 2         |
| Subclasse Oligochaeta (Todas as famílias).                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 1         |

**Tabela 2.** Classes de qualidade, significado dos valores do índice BMWP, adaptado de Brigante *et al.* (2003).

| Qualidade     | Valor   | Significado                                           |
|---------------|---------|-------------------------------------------------------|
| Boa           | >150;   | Águas muito limpas.                                   |
|               | 101-120 | Águas limpas, sem alteração ou contaminação evidente. |
| Aceitável     | 61-100  | Águas com algum tipo de contaminação.                 |
| Duvidosa      | 36-60   | Águas contaminadas.                                   |
| Crítica       | 16-35   | Águas muito contaminadas.                             |
| Muito Crítica | <15     | Águas altamente contaminadas.                         |

## Resultados e Discussão

Foi identificado 9 ordens e 12 famílias de macroinvertebrados. As famílias Planorbidae, Ampullaridae, Lymnaeidae, Pleuroceridae, Hydrobiidae e Gyrinidae estiveram presentes na maior parte dos pontos de coleta. Duas famílias foram encontradas em apenas um ponto, Chironomidae (P<sub>2</sub>) e Hemiptera (P<sub>4</sub>). As outras famílias encontradas, Gyrinidae, Glossiphoniidae, Corydalidae, Pleuroceridae, Hydrobiidae, Libellulidae, Planorbidae, Ampullaridae e Lymnaeidae foram encontradas nos pontos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>. A relação das famílias identificadas está listada na Tabela 3.

**Tabela 3.** Famílias de macroinvertebrados bentônicos coletadas.

| Ordem           | Família                                      |
|-----------------|----------------------------------------------|
| Díptera         | <i>Chironomidae</i>                          |
| Coleóptera      | <i>Gyrinidae</i>                             |
| Hemiptera       | <i>Belostomatidae</i>                        |
| Rhynchobdellida | <i>Glossiphoniidae</i>                       |
| Megaloptera     | <i>Corydalidae</i>                           |
| Seriata         | <i>Planariidae</i>                           |
| Mesogastropoda  | <i>Pleuroceridae; Hydrobiidae</i>            |
| Odonata         | <i>Libellulidae</i>                          |
| Basommatophora  | <i>Planorbidae; Ampullaridae; Lymnaeidae</i> |

Os macroinvertebrados bentônicos, mais representativos pertenceram a três famílias distintas, Planorbidae, Ampullaridae, Lymnaeidae. O filo menos representativo foi o Platyhelminthes, com apenas uma família, Planariidae.

De acordo com classificação de Brigante *et al.* (2003), a presença da família Libellulidae representa uma boa qualidade da água por causa de sua pontuação 8. As outras famílias possuem pontuações que variam de 2 - 5. Assim, pode-se observar que, em cada ponto, a qualidade da água varia em níveis de degradação. O somatório das pontuações das famílias em cada ponto nos forneceu o índice BMWP, de acordo com a Tabela 4.

**Tabela 4.** Valores dos índices BMWP e composição das famílias de macroinvertebrados bentônicos encontradas na Represa da Pampulha.

| Pontos | Ordem                                                                                                              | BMWP |
|--------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 1      | Odonata (8); Coleóptera (3); Basommatophora (9).                                                                   | 20   |
| 2      | Díptera (2); Mesogastropoda (6); Basommatophora (9).                                                               | 8    |
| 3      | Rhynchobdellida (3); Coleóptera (3); Mesogastropoda (6); Basommatophora (9).                                       | 3    |
| 4      | Odonata (8); Seriata (5); Rhynchobdellida (3); Coleóptera (3); Mesogastropoda (6); Megaloptera (4); Hemiptera (3). | 12   |
| TOTAL  | 9                                                                                                                  | 43   |

Comparando os valores encontrados do índice BMWP (Tabela 2) com os da Tabela 4, pode-se observar que todos os pontos são classificados como águas contaminadas, já que seus valores estão entre 36 - 60 e sua classe de qualidade é duvidosa (III).

Comparando o resultado obtido com um estudo realizado em 4 lagoas do sistema de lagos Vale Médio do Rio Doce, Minas Gerais - Brasil (Águas Claras, Alméciga, Verde e Carioca), mostrou que os resultados do índice BMWP, calculado a partir da adaptação regional do método, indicou que a qualidade da água variou ao longo das lagoas estudadas. Nas lagoas Águas, Claras Alméciga e Verde os scores obtidos, com o BMWP, foram 39, 59 e 44, respectivamente, permitindo classificar a qualidade da água como duvidosa. A lagoa Carioca apresentou um score de

64 e suas águas foram classificadas como de qualidade aceitável. A Lagoa Verde apresentou um índice próximo ao encontrado na Lagoa da Pampulha (43), reforçando que os impactos podem ser sentidos por esses organismos em virtude de ações antrópicas.

## Conclusão

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é de grande auxílio no monitoramento da qualidade da água. O índice BWMP, corroborando com BRIGANTE *et al.* (2003), pode ser uma ferramenta útil, simples e relativamente pouco onerosa para avaliação de qualidade de água. Porém, sua utilização requer cuidado, uma vez que o índice leva em consideração apenas a presença ou a ausência dos organismos para a atribuição da pontuação.

A partir das famílias dos macroinvertebrados bentônicos encontrados nos sedimentos em quatro pontos da Lagoa da Pampulha e do índice BWMP, foi possível inferir que a qualidade da água do local encontra-se em um estado crítico. Embora a amostra de indivíduos tenha sido relativamente pequena, as características atribuídas com o BWMP foram condizentes com as características observadas nos pontos de coleta. As atividades antrópicas no entorno da região, o crescimento acelerado da população e a ausência de políticas públicas ambientais efetivas são alguns dos fatores que contribuem para a degradação da água da Lagoa da Pampulha.

**Agradecimentos.** Ao CEFET/MG (Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais), que abriu espaço para a realização desta pesquisa e pela oportunidade de crescimento acadêmico e científico. À FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais), que promove atividades de fomento, apoio e incentivo a pesquisas científicas e tecnológicas em Minas Gerais, possibilitando a realização do estudo por meio do fornecimento de auxílio financeiro.

## Referencias bibliográficas

- Ali, M.M.; Mageed, A.A.; Heikal, M. (2007). Importance of aquatic macrophyte for invertebrate diversity in large subtropical reservoir. *Limnologia*, 37: 155–169.
- Bandeira, J. V.; Salim, L. H. (2006). Sedimentos, o desafio da multidisciplinaridade: o caso do assoreamento e dragagem da Represa da Pampulha, Belo Horizonte, MG. In: *Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos*, 7., 2006, Porto Alegre (RS). *Anais...* Porto Alegre: ABRH. 1-20.
- Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D & Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and fish*. 2 ed. Washington: U.S. Environmental Protection Agency – Office of Water, EPA 841-B-99-002.
- Brigante, J.; Dornfeld, C. B.; Novelli, A.; Morraye, M. A. (2003). Comunidade de macroinvertebrados bentônicos no rio Mogi-Guaçu. In: Brigante, J.; Espíndola, E. L. G. (Ed.). *Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: RIMA. 182-187.
- Callisto, M. Esteves F. A. (1995). *Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita. Lago Batata (Para, Brasil)*. *Oecologia Brasiliensis*, 1, 335-348.
- Cheruvilil, K.S.; Soranno, P.A.; Serbin, R.D. (2000). Macroinvertebrates associated with submerged macrophytes: sample size and power to detect effects. *Hydrobiologia*, 441: 133-139.
- Coelho, R. M. P. (1998). Eutrophication effects on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a four years study in Pampulha Lake, Brazil. *Freshwater Biology*, London, 40, 159-174.
- CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. (2001) Estudo hidrogeológico da Bacia da Pampulha. In: CPRM. *Projeto Pampulha*. Belo Horizonte: CPRM. 1.
- Cronin, G.; Lewis Jr., W.M.; Schiehsner, M.A. 2006. Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. *Aquatic Botany*, 85: 37–43.
- DNMET – DEPARTAMENTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. (1992). *Normais Climatológicas; 1961-1990*. Brasília. 84 pp.

- Esteves, F.A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. 2ª ed. Interciência/FINEP. Rio de Janeiro. 602pp.
- Giani, A. (1988). Ciclo sazonal de parâmetros físicoquímicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no Reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, MG, Brasil. *Ciência e Cultura*, Campinas, **40**, 69-77.
- IGAM – INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. (2014). *Monitoramento da qualidade das águas superficiais da bacia da Pampulha*. Relatório Trimestral: Belo Horizonte.
- Jorgensen, S.E. & Löffler, H. (1990). *Guidelines of Lake Managment*. International lake Evironment Comittee. Unted Nations Envorounment Programme. (3): 174pp.
- Junk, W.J.; Howard-Williams, C. (1984). Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. 269-293. In: Sioli, H. (Ed). *The Amazon, Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Monographiar Biologicae. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht.
- Junk, W.J. (1973). Investigations on the ecology and production-biology of the “floating meadows” (Paspalo-Echinochloetum) on the middle Amazon. Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. *Amazoniana*, **4**(1): 9-102.
- Merritt, R.W.; Cummins, K.W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa. USA. 862 pp.
- Mcallister, D.E.; Hamilton, A.L.; Harvey, B. (1997). *Global freshwater biodiversity: striving for the integrity of freshwater ecosystems*. Sea Wind, **11** (3).1-142.
- R. C. Ramos, J. V. Lucca, F. L. Silva & O. Rocha. *Avaliação Da Qualidade Da Água em Lagos Naturais do Vale do Médio Rio Doce (MG), Através de Macroinvertebrados Bentônicos*. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu - MG. Universidade de São Paulo: Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade Federal de São Carlos.
- Resh, V.H.; Myers, M. e Hannaford, M.J. (1996). Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality. 647-667. In: Hauer, F.R.; Lamberti, G.A. (Eds.). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, San Diego.
- Rosenberg, D. M.; Resh, V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. 488 pp.
- Sperling, E. (1994). Corrective measures for the restoration of Pampulha reservoir. In: Coelho, R. M. P.; Giani, A.; Sperling, E. (Ed.). *Ecology and human impacts on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies*. Belo Horizonte: SEGRAG. 141-149.
- Torres, I. C. (1999). *Determinação da influência dos tributários na qualidade de água da Lagoa da Pampulha*. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Torres, I. C.; Resck, R. P.; Coelho, R. M. P. (2007). Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, **19**(1), 79-91.
- Wetzel, R.G. (1993). *Limnologia*. 2. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekia. 1129pp.

# ANALISIS DEL CICLO DE VIDA UN EJEMPLO CON TERMÓMETROS USADOS

## *LIFE CYCLE ANALYSIS AN EXAMPLE WITH USED THERMOMETERS*

Irma C. Gavilán García <sup>1\*</sup>  
Georgina Fernández Villagómez<sup>2</sup>  
Arturo Gavilán García<sup>3</sup>  
Víctor Alcántara Concepción<sup>3</sup>

### **Abstract**

*In this paper, a Life Cycle Assessment (LCA) (ISO 14040 Series, NMX-SAA-14040-IMNC 2008; NMX-SAA-14044-IMNC-2008) was done to evaluate several scenarios for mercury thermometers at the end of their life. The material flow analysis and the environmental impact calculations were performed using the Umberto software, the integration of Life Cycle Inventory (LCI) was done using the ecoinvent database, as well as the NREL database and the national mercury releases inventory of mercury. For the purposes of this study, only medical thermometers were considered given the information available to estimate the flows; the units are expressed in grams of mercury per thermometer. The 4 scenarios modeled were: thermometers disposed in actual conditions, increase of the recycling of mercury thermometers to 15%, increase of the recycling of mercury thermometers to 60% and elimination of mercury disposal in open dumps. The main findings showed that the recycling processes are beneficial to reduce the impacts compared to raw material procurement, in all cases there is a positive balance in recycling activities over the processing of Hg from natural resources. It is also noted that the most significant environmental impact, among the proposed scenarios, comes from improper disposal in open dumps. The impact categories assessed were acidification, global warming, eutrophication, human toxicity, ecotoxicity and resource depletion.*

**Key Words:** Life Cycle Assessment, mercury, thermometers, environmental impact.

---

<sup>1</sup> Unidad de Gestión Ambiental de la Facultad de Química de la UNAM. Dirección: Ed. A, 2do. Piso Laboratorio 2D, Facultad de Química UNAM. Tel: 52(55)56223745. Email: irmac@unam.mx

<sup>2</sup> Facultad de Ingeniería, UNAM, Av. Universidad 3000, Col. Copilco, Distrito Federal, 04510. México. Email: georginafernandez@cancun.fi-a.unam.mx

<sup>3</sup> Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Periférico Sur 5000. Col. Insurgentes Cuicuilco, Distrito Federal, 04530. México. Email: arturo.gavilan@yahoo.com.mx

\* Autor correspondiente: Unidad de Gestión Ambiental de la Facultad de Química de la UNAM. Dirección: Ed. A, 2do. Piso Laboratorio 2D, Facultad de Química UNAM. Tel: 52(55)56223745. Email: irmac@unam.mx



## Resumen

En el presente trabajo se presenta la aplicación de la herramienta de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (ISO Serie 14040, NMX-SAA-14040-IMNC- 2008; NMX-SAA-14044-IMNC-2008) para modelar diversos escenarios de disposición final de los termómetros de mercurio al final de su vida útil. La modelación del flujo de materiales y los cálculos de impactos ambientales se realizaron mediante el software Umberto; para la integración de los Inventarios de Ciclo de Vida (ICV) se emplearon bases de datos de Ecoinvent, NREL, y datos del inventario nacional de liberación de mercurio en México. Para los fines de este trabajo, y dada la información disponible para estimar los flujos de entrada se consideraron únicamente los termómetros médicos; las unidades están expresadas en gramos de Hg por termómetro. Los 4 escenarios modelados fueron: termómetros desechados en las condiciones actuales, incremento en el reciclaje de mercurio de termómetros al 15%, incremento de reciclaje al 60% y eliminación de la disposición en vertedero a cielo abierto. Los principales hallazgos demostraron que los procesos de reciclaje son benéficos para disminuir los impactos derivados de la obtención de materias primas, para todos los casos hay un balance positivo en las actividades de reciclaje por encima de la extracción del Hg proveniente del recurso natural. También se observa que el impacto ambiental más importante, entre los escenarios propuestos, proviene de la disposición inadecuada en vertederos a cielo abierto. Las categorías de impacto evaluadas fueron acidificación, calentamiento global, eutrofización, toxicidad humana, ecotoxicidad y agotamiento de recursos.

**Palabras clave:** Ciclo de Vida, Mercurio, Termómetros, Impactos Ambientales.

## Introducción

Uno de los sectores que recientemente ha despertado el interés por parte de la opinión pública y las autoridades es la generación de residuos de termómetros de mercurio, dado el incremento de la regulación internacional que busca su eliminación. El mercurio es utilizado en diferentes tipos de termómetros (sector salud, laboratorios, industria, etc.), con un contenido aproximado de 1 g de mercurio por cada uno. Existen en el país un total de 160,017 camas en las diferentes instituciones hospitalarias en la República. Se considera que hay un termómetro por cada cama y que se rompe 1 de cada 4 por semana, da un total de 2,240,000 termómetros utilizados en un año, siendo el contenido de mercurio de 2,240 kg/año (INE, 2008).

En México no se han desarrollado trabajos para la evaluación del ciclo de vida de los residuos de termómetros de mercurio. Los termómetros digitales son costosos y no se han cuantificado las implicaciones ambientales o a la salud de estas liberaciones, de forma que se justifiquen las inversiones necesarias para la sustitución y se carece de políticas gubernamentales para la gestión de este tipo de residuos.

Este estudio tiene como objeto desarrollar la evaluación del estado actual de la liberación de mercurio por el uso de termómetros en México y compararla con un escenario de sustitución por otras tecnologías mediante la modelación con el software Umberto 5.5 donde se relacionan los impactos durante el ciclo de vida con el fin de obtener un eco-indicador. El alcance de la modelación se realizará mediante el uso del software Umberto 5.5. y se tomará como base del proyecto los datos disponibles en el Diagnóstico Nacional de Mercurio en México elaborado por la SEMARNAT.

## Justificación

Las liberaciones de mercurio son posibles en todas las etapas del ciclo de vida de un producto o proceso que lo contenga. Ya que el mercurio es un elemento que no se degrada durante su propio ciclo de vida (aunque su forma química puede cambiar), las entradas totales de mercurio serán iguales a las salidas totales; es decir, las liberaciones de mercurio debidas a determinada actividad humana pueden comprenderse como la distribución consecutiva de la entrada original de mercurio a diversos medios o vías de liberación durante diversas etapas del ciclo de vida del producto o proceso en cuestión.

## **Metodología**

Estructura general de la metodología de ACV

El estudio de ACV se realizó siguiendo la metodología estandarizada por la Organización Internacional de Estándares (ISO Serie 14040) y sus correspondientes normas mexicanas NMX-SAA-14040-IMNC-2008 Gestión ambiental-Análisis de Ciclo de Vida-Principios y marco de referencia y NMX-SAA-14044-IMNC-2008 Gestión ambiental -Análisis de Ciclo de Vida- Requisitos y directrices. La modelización del flujo de materiales y los cálculos de impactos ambientales se realizaron mediante el software Umberto®. En la integración de los Inventarios de Ciclo de Vida (ICV) se emplearon bases de datos de Ecoinvent (U55\_ECOINVENT\_LIB).

### *Paso 1. Definición de objetivos, alcances y unidad funcional.*

Se recabó toda la información disponible en fuentes oficiales de México sobre la cantidad de termómetros de mercurio usados en el sector salud así como sobre su tiempo de vida, considerando los trabajos realizados por el INE desde el año 2000 hasta el año 2008 y que concentran la información de la problemática de la liberación del Hg.

Para realizar el análisis de ciclo de vida, se definió como unidad funcional la cantidad de mercurio en kg Hg/año, valor obtenido del Diagnóstico Nacional de Mercurio en México.

Posteriormente, se definieron las categorías de impacto a evaluar en este estudio de la siguiente forma: acidificación, eutrofización, calentamiento global, toxicidad humana, ecotoxicidad y agotamiento abiótico.

Se definieron los Factores de Distribución de las emisiones de mercurio a partir del diagnóstico nacional para la determinación del inventario de ciclo de vida. La distribución establecida para los flujos en el estudio se realizó de la siguiente forma: 10% al Aire, 30% al Agua, 30% a Residuos y 30% en función al Tratamiento o Disposición, lo cual fue considerado como una liberación también a los Residuos (de manera que en total se le asignó un 60%)

### *Paso 2. Análisis de inventario.*

El Análisis de Inventario consistió en la búsqueda de los datos necesarios para calcular los impactos ambientales, cálculo de las cargas ambientales normalizándolas a la unidad funcional de referencia elegida y elaboración de un inventario de emisiones documentado con base en el diagnóstico nacional.

Con respecto al consumo de termómetros de mercurio en México, se identificó la importación neta promedio para el periodo 2002-2007, a cual fue de 3,834,869 unidades (Castro, 2011). Con base en un contenido de Hg de 0.61 gramos por unidad (Castro, 2011), el consumo de mercurio se estimó en aproximadamente 2.3 toneladas más la cantidad de Hg contenido en termómetros producidos en México ( $64,937 \times 0.61$  gramos = 40 kg), con lo cual se calculó un total aproximado de 2.1 toneladas.

En 2007, México inició un programa piloto para la sustitución de termómetros digitales en dos hospitales, con la intención de extenderlo a diez hospitales más en 2008. Este programa fue coordinado por la Dirección General del Hospital General de México en apego a la iniciativa global de la Organización Mundial de la Salud, Secretaría de Salud y la Comisión Coordinadora de Institutos Nacionales de Salud y Hospitales de Alta Especialidad (CCINSHAE). Actualmente, existen 32 compañías listadas como vendedoras de “termómetros”, incluida Fisher Scientific de México, SA, y su subsidiaria Casa Rosas (Castro, 2011). Además se identificaron dos fabricantes mexicanos de termómetros: BDF de México, SA de CV, y LeRoy.

En los últimos años, ya es posible encontrar en el mercado mexicano termómetros digitales, sin contenido de mercurio. Su costo es entre cinco y seis veces más elevado que el de los termómetros de mercurio; sin embargo, tienen una mayor duración y representan una alternativa costo-efectiva si se consideran la ruptura de las unidades de mercurio y los costos de disposición y manejo de los residuos.

### *Paso 3. Definición de escenarios.*

Los escenarios representan la combinación de opciones para las distintas etapas de un sistema de gestión de termómetros de mercurio.

Se establecieron los escenarios que representan la combinación de opciones para las distintas etapas del sistema de gestión de los termómetros de Hg al final de su vida útil. Se realizó el análisis de flujo de materiales proponiéndose los escenarios siguientes:

- a) Escenario actual:
  - 10% emisión al aire
  - 15% reciclaje
  - 15% confinamiento controlado
  - 60% disposición en relleno (57%) o tiradero (33%)
- b) Reducción a 0% de envío a vertedero a cielo abierto
- c) Incremento a 60% de reciclaje

Posteriormente, para cada escenario se elaboró un diagrama de flujos con las estimaciones para la cantidad de mercurio emitida en cada etapa.

#### Paso 4. Evaluación de impactos.

Se realizó la modelación del flujo de materiales y energía con el programa Umberto 5.5, utilizando la base de datos Ecoinvent (U55\_ECOINVENT\_LIB) para determinar los impactos ambientales de la disposición de termómetros de mercurio a final de su vida útil para cada uno de los escenarios planteados.

Ecoinvent cuenta con una serie de documentos técnicos que describen los procesos contenidos en sus bases de datos, algunos parámetros de las operaciones unitarias se ajustaron para tener un modelo más cercano a la realidad mexicana.

La selección de las categorías de impacto se realizó considerando la problemática ambiental relacionada a los termómetros de Hg. En este caso el impacto de la acidificación se cuantifica en toneladas de SO<sub>2</sub> equivalente [ton SO<sub>2</sub>-eqv], el de la eutrofización en toneladas de O<sub>2</sub> equivalente [ton O<sub>2</sub>-eqv], el del cambio climático en toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente [ton CO<sub>2</sub>-eqv], y el de la toxicidad humana en toneladas de 1,4-diclorobenceno equivalente [ton 1-4-DCB-eqv].

Adicionalmente, se elaboró un modelo para estimar las liberaciones al ambiente relacionadas con la producción de 1 kg de Hg a partir de materias primas vírgenes para hacer un comparativo de beneficios con los modelos previamente establecidos.

## **Resultados y discusión**

### Unidad funcional

Para el análisis de ciclo de vida de mercurio residual por termómetros al final de su vida útil en México se consideró 1 kilogramo de mercurio liberado a partir de termómetros. El residuo de vidrio no fue considerado bajo los escenarios evaluados.

### Límites del sistema

El sistema modelado considera, un escenario nacional del mercurio liberado a partir de termómetros al final de su vida útil, la liberación al aire de una fracción del mismo, el manejo del residuo recolectado y su disposición en confinamiento controlado, relleno sanitario o vertedero a cielo abierto y el reciclaje de una fracción para ser reutilizado en productos nuevos. Asimismo, se consideraron los beneficios del mercurio reciclado y se comparó con el mercurio obtenido de procesos de extracción primaria de minas.

### Consideraciones del sistema

Para la modelación del escenario nacional, se consideró una distancia promedio al relleno sanitario de: 200 km y una distancia al tiradero a cielo abierto de 200 km. El confinamiento de residuos peligrosos se hace en uno de los 3 confinamientos autorizados a una distancia promedio de 500 km. El reciclaje de mercurio se considera que está ubicado a una distancia promedio de 400 km. Con respecto al manejo en el vertedero a cielo abierto, se consideró la quema de residuos una vez al mes. Todos los procesos considerados fueron modelados usando la base de datos de Ecoinvent.

#### Selección de impactos ambientales

Las categorías de impacto aplicadas en este estudio, son las categorías propuestas por Den Boer et al. (2007). Estos investigadores seleccionaron estas categorías en base a que el impacto de residuos fuera significativo entre escenarios, considerando un modelo de ACV completo. Las categorías de impacto seleccionadas son: calentamiento global, acidificación, eutrofización, toxicidad humana y ecotoxicidad marina (Guinée et al., 2002), las unidades de medida se encuentran en la tabla 1. Estas mismas categorías han sido evaluadas por Banar et al. (2009) en su estudio de aplicación de ACV para la gestión de residuos. La selección de las categorías de indicadores se realizó considerando la problemática ambiental relacionada a los termómetros de Hg al final de su vida útil y el impacto de su liberación tras la ruptura de termómetros.

**Tabla 1.** Impactos seleccionados para el ACV de termómetros al término de su vida útil.

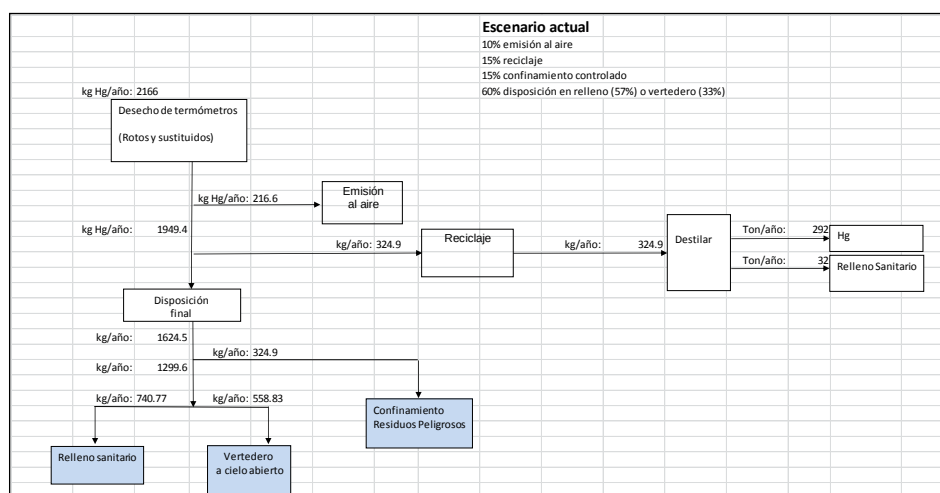
| Categoría de impacto                                   | Unidad de medida                                                                                                              |
|--------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Potencial de Calentamiento Global a 100 años (GWP 100) | Emisiones de gases de efecto invernadero al aire, CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, y CFCs.<br>(kg CO <sub>2</sub> eq)      |
| Potencial de Acidificación (AP)                        | Emisión de sustancias acidificantes al aire, NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> y SO <sub>2</sub> .<br>(kg SO <sub>2</sub> eq) |
| Potencial de Eutrofización (EP)                        | Emisión de nitrógeno en ambientes continentales y fósforo en marinos<br>(Kg (PO <sub>4</sub> ) <sup>3-</sup> )                |
| Toxicidad Humana (HTP)                                 | Emisión de compuestos tipo Dioxinas o PBDEs.<br>(kg 1, 4-DCB-eq)                                                              |
| Ecotoxicidad marina (MAETP)                            | Emisión de compuestos tipo Hg, Cd, Pb, etc.,<br>(kg 1, 4-DCB-eq)                                                              |

#### Inventario de ciclo de vida para cada escenario

##### *a) Escenario A. Situación actual*

Para establecer el flujo de materiales se tomó como base el Diagnóstico Nacional de Mercurio en México (INE, 2008), en el cual se estimó la liberación para 5 distintos vectores (Aire, Agua, Suelo, Residuo y/o Producto). Se determinó la cantidad de mercurio en kg Hg/año y la distribución establecida el sistema del escenario actual, en donde solamente el 15% del mercurio llegan a un sistema de reciclaje a través del de acopio en un sitio de entrega de residuos, un 10% se emite al aire y el resto es enviado a disposición final (sea rellenos sanitario, confinamiento controlado y vertedero a cielo abierto).

En la figura 2 se muestra el diagrama de flujo de materiales (entradas y salidas) del sistema de manejo a fin de vida de termómetros de mercurio bajo el escenario actual. Los impactos ambientales de este sistema serán la línea base para comparar diferentes acciones en el manejo a fin de vida de termómetros de mercurio en México, con la finalidad de identificar las acciones de manejo que representen los mayores beneficios al medio ambiente.



**Figura 2.** Diagrama de flujo de materiales al final de la vida útil de termómetros de mercurio.

A partir de este diagrama, se cuantificaron los flujos para cada una de las corrientes del residuo de mercurio que son generadas cuando los termómetros se rompen y son manejados bajo las condiciones actuales (tabla 2).

**Tabla 2.** Flujo de materiales de los termómetros al final de su vida de acuerdo a las condiciones del escenario actual.

| Corriente | Datos base                                       | Valor (kg/año) | Referencia                            |
|-----------|--------------------------------------------------|----------------|---------------------------------------|
| A         | Hg de termómetros rotos y sustituidos            | 2,166          | INE, 2008                             |
| B         | Emisión directa al aire (10% de A)               | 216.6          | INE, 2008<br>UNEP, 2005               |
| C         | Envío a reciclaje (15% de A)                     | 324.9          | INE, 2008<br>UNEP, 2005               |
| D         | Disposición final de residuos (75% de A)         | 1,624.5        | INE, 2008<br>UNEP, 2005               |
| E         | Confinamiento como residuo peligroso (20% D)     | 324.9          | INE, 2008<br>SGPA, 2011<br>UNEP, 2005 |
| F         | Disposición como sólido-urbano (80% de D)        | 1,299.6        | INE, 2008<br>SGPA, 2011<br>UNEP, 2005 |
| G         | Disposición en relleno sanitario (57% de F)      | 740.77         | SEDESOL, 2006.                        |
| H         | Disposición en sitio no controlado (43% de F)    | 558.83         | SEDESOL, 2006.                        |
| I         | Eficiencia del sistema de destilación (90% de C) | 292.0          | Estimación propia.                    |
| J         | Residuo de destilación (10% de C)                | 32.0           | Estimación propia.                    |

*b) Escenario B: Reducción en 50% de la liberación al aire*

Este sistema considera reducir a 108.3 kg/año la liberación en aire de mercurio (corriente B del escenario actual), incrementando de forma proporcional el resto de las corrientes del escenario base.

*c) Escenario C: Incremento de la tasa de reciclaje a 60%*

Este sistema considera un incremento en la tasa del reciclaje del 15 al 60% de la generación total reduciendo en la misma proporción la cantidad que es enviada a disposición final (649.8 kg/año) ya sea en relleno sanitario o en vertedero a cielo abierto y en confinamiento de residuos peligrosos.

*d) Escenario D. Eliminación de la disposición en vertedero a cielo abierto*

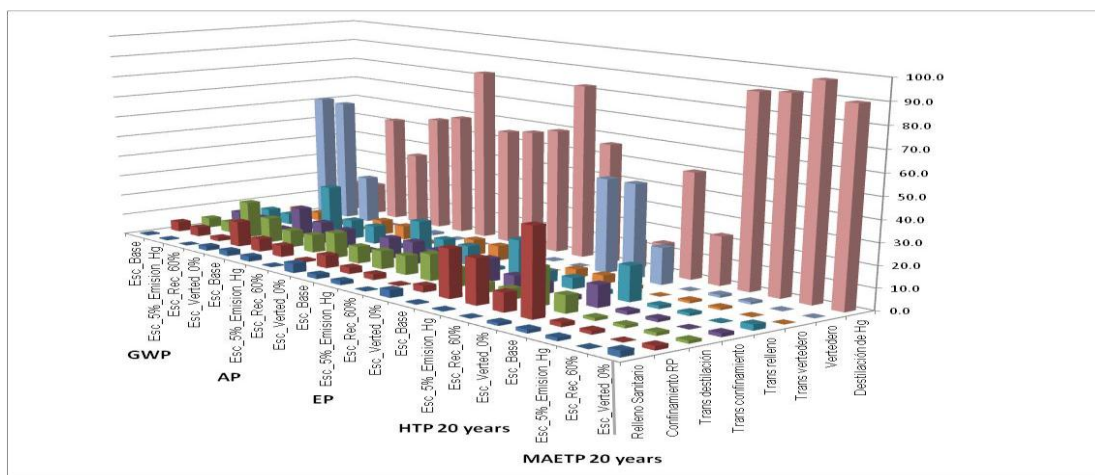
Este sistema considera una eliminación total de la disposición en vertedero a cielo abierto, enviando la corriente H del escenario base (558.83 kg/año) conjuntamente a disposición con la corriente G en un relleno sanitario dando un total de 1,299.6 kg/año para disposición en relleno sanitario.

### Impactos encontrados para cada escenario

Posteriormente, se modelaron las categorías de impacto, generando los resultados de la figura 3.

De acuerdo con la figura 3, se puede observar que la destilación de mercurio es el proceso que genera mayores impactos en el sistema evaluado, seguido por la disposición en vertedero a cielo abierto, representando en todos los casos más del 50% de los impactos para todos los escenarios.

Para el caso de la categoría de cambio climático, la etapa del sistema con mayor relevancia es la disposición en vertedero a cielo abierto, muy por arriba del transporte de los materiales. Esto es claro dado que en el modelo se incluyó la quema mensual de residuos en este tipo de sitios, lo cual contamina de forma importante el ambiente.



**Figura 3.** Impactos encontrados para los cuatro escenarios de liberación de mercurio por termómetros para las categorías calentamiento global (GWP), acidificación (AP), eutrofización acuática (EP), toxicidad humana (HTP) y ecotoxicidad marina (MAETP).

Para los casos de las categorías de acidificación y eutrofización, la etapa del proceso con mayor relevancia es la destilación de mercurio en el proceso de reciclaje. Esto puede estar relacionado con la eficiencia del proceso de destilación de la base de datos de ecoinvent.

Para el caso de la categoría de toxicidad humana, la tercer etapa del proceso de manejo con mayores impactos es la disposición en confinamiento de residuos peligrosos, la cual representa entre el 5-30% de los impactos para esta categoría.

La etapa del proceso que representa el cuarto lugar con respecto a los impactos existentes es la suma de los transportes hacia los sitios de disposición tanto de residuos peligrosos como de no peligrosos. Cabe señalar que cuando se establecieron las distancias promedio de transporte se sobre estimaron dado que el ejercicio se realizó a nivel país, y a pesar de este factor, los impactos no fueron tan importantes. Por otro lado, se analizó el potencial de contaminación con respecto a materias primas vírgenes para realizar una evaluación del impacto desde el punto de vista de la eficiencia de los materiales. Los resultados se indican en la tabla 3.

**Tabla 3.** Comparación de los impactos encontrados utilizando el mercurio reciclado en el sistema bajo estudio y esa misma cantidad de mercurio virgen.

|                     | GWP (kg CO2eq) |           |        | AP (kg SO2eq) |           |       | EP (kg PO4eq) |           |       | HTP 20 y (kg 1,4-DCB eq) |           |       | MAETP 20 y (kg 1,4-DCB eq) |           |        |
|---------------------|----------------|-----------|--------|---------------|-----------|-------|---------------|-----------|-------|--------------------------|-----------|-------|----------------------------|-----------|--------|
|                     | Impact         | Nat. Res. | TOTAL  | Impact        | Nat. Res. | TOTAL | Impact        | Nat. Res. | TOTAL | Impact                   | Nat. Res. | TOTAL | Impact                     | Nat. Res. | TOTAL  |
| Esc. Base           | 1443           | -4050     | -2607  | 3             | -29       | -26   | 5             | -8        | -3    | 0,19                     | -0,23     | -0.04 | 860                        | -12735    | -11875 |
| Esc. 5% Emission Hg | 1536           | -4725     | -3189  | 4             | -34       | -30   | 6             | -9        | -3    | 0,20                     | -0,27     | -0.07 | 992                        | -14857    | -13865 |
| Esc. Rec. 60%       | 1538           | -16201    | -14663 | 9             | -115      | -106  | 15            | -30       | -15   | 0,20                     | -0,93     | -0.73 | 3161                       | -50939    | -47778 |
| Esc. Verde 0%       | 568            | -4050     | -3482  | 3             | -29       | -26   | 5             | -8        | -3    | 0,11                     | -0,23     | -0.12 | 860                        | -12735    | -11875 |

A partir de esta tabla anterior, se puede observar que el escenario que brinda mayores beneficios totales al ambiente es el de incremento en el reciclaje a 60% en el cual se reducen los impactos relacionados con el uso de mercurio virgen para todas las categorías de impacto evaluadas hasta por un orden de magnitud. Cabe señalar que los impactos del proceso de minería de mercurio son altamente contaminantes. Finalmente, con los resultados del análisis de ciclo de vida fue posible identificar que el fomento de una política donde se favorezca el incremento del reciclaje de los materiales tendrá beneficios importantes en cuanto a la protección de la salud y el medio ambiente.

## Conclusiones

Se pudo aplicar la metodología de Análisis de Ciclo de Vida para la etapa de fin de vida de los residuos de termómetros usados en México, a través de la modelación del flujo de materiales y energía con el programa Umberto 5.5, utilizando la base de datos Ecoinvent (U55\_ECOINVENT\_LIB) para determinar los impactos ambientales de la disposición de termómetros de mercurio a final de su vida útil. Así mismo se identificó la generación de residuos de mercurio liberado al ambiente por el manejo inadecuado de termómetros, basado en los datos del Diagnóstico Nacional de Mercurio en México y lo descrito en la literatura, lo cual fue la base para la modelación del escenario de gestión actual de los termómetros al final de su vida útil. Los escenarios estudiados demuestran que a mayor reciclaje existen mayores beneficios, lo que implica una disminución importante de impactos por el uso de materias primas vírgenes, y además un esfuerzo en el aumento de la capacidad instalada para con ello disminuir las distancias de traslado de termómetros a final de vida.

Existe una importante cantidad de mercurio proveniente termómetros, que tienen como destino final los rellenos sanitarios (60%) y tiraderos a cielo abierto (40%), impactando en el cambio climático, la ecotoxicidad y el agotamiento de recursos entre otros efectos adversos relevantes al ambiente y la salud humana. En el caso del mercurio de los termómetros a final de vida, la mejor alternativa se considera es la tendiente a desarrollar la industria del reciclaje en México con la supresión de la disposición en vertederos a cielo abierto.

Los termómetros de mercurio, tienen sus días contados, dadas las políticas ambientales actuales, lo que provocara una mayor generación de residuos en los próximos años. Por esto se requieren mayores estudios en alternativas de disposición y reciclaje reales que encuentren eco en los tomadores de decisiones y se lleven a la práctica, de lo contrario es posible que el problema se agudice.

## Referencias Bibliográficas

Castro Díaz José, 2011. Informe sobre el mercado del mercurio en México. Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA).  
Den Boer J., Den Boer E. y Jager J. (2007) LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. Waste Management 27, 1032-1045.

- Guinée, J.B. (Ed.), M. Gorée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H.A. Udo de Haes, J.A. de Bruijn, R. van Duin and M.A.J. Huijbregts. (2002) Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Series: Eco-efficiency in industry and science. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht (Hardbound, ISBN 1-4020-0228-9; Paperback, ISBN 1-4020-0557-1).
- INE. (2008) Informe Final – Inventario Nacional de Liberaciones de Mercurio de México 2004. SEMARNAT.
- IMNC. (2007) Instituto Mexicano de Normalización y Certificación. Norma mexicana: NMXSAA-14040-IMNC-2008. Gestión ambiental- Análisis de ciclo de vida- Principios y marco de referencia. México.
- IMNC. (2007) Instituto Mexicano de Normalización y Certificación. Norma mexicana: NMX-SAA-14044-IMNC-2008, Gestión ambiental-Análisis de ciclo de vida-Requisitos y directrices. México.
- SGPA. 2011. Integración y actualización del Inventario Nacional de Generación de Residuos Peligrosos (INGRP) en México. SEMARNAT.
- SEDESOL. (2006) Número de instalaciones y capacidad de disposición de residuos sólidos urbanos: 1999 a 2006, DGOT. Subdirección de Asistencia Técnica a Organismos Operadores Urbanos Regionales, México.
- UNEP. (2005) Toolkit for the Identification and Quantification of Mercury Releases. Geneva, Switzerland.



# **ANÁLISIS AMBIENTAL DE CICLO DE VIDA DE CUATRO PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES: IZTAPALAPA, NAUCALPAN, LOS ANGELES Y PHOENIX.**

*LIFE CYCLE ASSESSMENT OF WASTEWATER TREATMENT FACILITIES. CASE STUDY: IZTAPALAPA, NAUCALPAN, LOS ANGELES AND PHOENIX.*

**Alejandro de Jesús Padilla Rivera<sup>1</sup> \***  
**Juan Manuel Morgan Sagastume<sup>1</sup>**  
**Adalberto Noyola Robles<sup>1</sup>**  
**Leonor Patricia Güereca Hernández<sup>1</sup>**

## **Abstract**

*Life Cycle Assessment was used to evaluate the environmental impacts associated with the treatment of wastewater in a wastewater treatment plant (WWTP) in Mexico and USA. CML IO (2013) method was used for life cycle impact assessment using Sima Pro 8.0.2 software. The goal of this Life Cycle Assessment study was to assess the environmental benefits and drawbacks of four WWTP of different cities, operation phase, sludge landfilling, and the transportation of chemicals to the WWTP were all taken into consideration. The LCA results of California WWTP show that producing energy from biosolids as the main energy source (80%) can avoid GWG emissions and can increase the environmental performance of a WWTP, since energy production represent the most environmental impact. Environmental impacts in terms subsystems were also represented. The study revealed very different impacts for the four plants, drawing attention to the importance of the recovery energy in the sludge management.*

**KeyWords:** wastewater, life cycle assessment, sustainability

---

<sup>1</sup> Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Escolar s/n, Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán, México D.F., C.P. 04510, Teléfono +52(55)5623-3600

\* *Autor correspondiente:* Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Escolar s/n, Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán, México D.F., C.P. 04510, Teléfono +52(55)5623-3600. Email: [apadillar@iingen.unam.mx](mailto:apadillar@iingen.unam.mx)

## Resumen

Se utilizó el Análisis de Ciclo de Vida para evaluar los impactos ambientales asociados con el tratamiento de aguas residuales en una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) en México y EE.UU.. Se usó el método CML IO (2013) para la evaluación del impacto del ciclo de vida utilizando software Sima Pro 8.0.2. El objetivo de este estudio Análisis del Ciclo de Vida fue evaluar los beneficios ambientales y los inconvenientes de PTARs de diferentes ciudades, incluyen la fase de operación, el vertido de lodos, y el transporte de productos químicos para la instalaciones. Los resultados del ACV de la PTAR de California muestran que es posible a partir de la producción de energía por el tratamiento de lodos producir energía y de esta forma (80%) evitar las emisiones de GEI y aumentar el desempeño ambiental de una PTAR, ya que la producción de energía representa el impacto ambiental más alto. También se presentan los impactos ambientales en términos subsistemas. Como era de esperarse y debido al tipo de tecnología en cuestión, la aireación es la etapa que presenta los impactos ambientales más altos en términos generales, debido al alto gas energético y al mix eléctrico usado para la producción de electricidad. El estudio reveló un impacto muy diferente para las cuatro plantas, llamando la atención el subsistema de tratamiento de lodos debido a su importancia en la recuperación de energía y el aprovechamiento de fertilizante a partir del lodo seco. Finalmente, se recomienda que los sistemas evaluados en particular los de México puedan incorporar un sistema de tratamiento de lodos para reducir sus impactos ambientales.

## Introduction

Existing wastewater systems were initially designed for human health, safety and sanitation reasons; however, given the need to achieve long-term sustainability, the objectives of urban water systems need to go beyond the protection of public health and receiving bodies. A sustainable system for wastewater management must be environmentally effective, economically affordable and socially acceptable (McDougall *et al.*, 2007). It is necessary to reduce the impacts to natural resources, to optimize the use of energy and water, reduce waste generation and allow nutrients recycling in plants (Lundin *et al.*, 2000). In addition, the wastewater system must be safe for workers and safeguard public health by preventing the spread of disease and must operate in a manner that is acceptable for the majority of the people in the community.

Assessing the environmental impacts of water sanitation systems may be done using the LCA approach (Life Cycle Assessment). Indeed, this “cradle to grave” approach includes all potential impacts from raw material extraction, manufacture, construction, use (including discharge), dismantling and disposal with all transportation steps induced by the operation of the sanitation system. The LCA approach aims at preventing a shifting of environmental consequences on several levels: (1) shifting between different impact categories (e.g. lessening an impact in Aquatic Eutrophication may increase relative impacts in Greenhouse Gas emissions and Resource Consumption); (2) shifting between different locations (e.g. from the pig house location to the land where the pig manure is spread) and, (3) shifting between several life cycle stages (e.g. improving the water treatment step may be done at the expense of the sludge end-of-life).

The purpose of this paper is the environmental evaluation of four wastewater management systems for urban wastewater system. In particular, our interest is focused on the description of the environmental performance by identifying the main contributors to the global environmental impact of the facilities (water and sludge line of treatment) for a particular region. This study took place in two different countries, Mexico and USA, and three cities, Mexico City (Iztapalapa and Naucalpan), Los Angeles, and Phoenix. These areas were chosen considering the population problems of big cities, among other differences well known in these cities. The scope of this study covers all the process within a wastewater system management. It evaluates the technology by itself in the environmental LCA and the management of the technology in the socio-governance assessment. Hence, the building and dismantling phases are not including due according to Doka (2003) and Lassaix *et al.* (2006), accounts for a non-negligible environmental load.

## Materials and methods

This study was conducted in compliance with ISO 14040 (ISO, 2006) and the functional unit selected was 1m<sup>3</sup> of treated water suggested by Tillman *et al.* 1998. The impact categories analyzed were: Abiotic Depletion, AD (Fossil Fuels MJ); Acidification, AI (g SO<sub>2</sub> eq); Eutrophication, EI (g PO<sub>4</sub> eq); Global Warming, GW (g CO<sub>2</sub> eq); Ozone Layer Depletion, ODI (g CFC-11 eq); Human Toxicity, HTI (g 1,4-DB eq) and Photochemical Oxidation, POI (g C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>). CML IO Baseline V3.01 (CML, 2013) was the method utilized. The environmental assessment was performed with the support of the software SimaPro 8.02 (Product Ecology Consultants, 2014) and Ecoinvent v3 database.

### Description of the product process

The system boundaries should include raw material extraction, production of materials and components, operation of the treatment plants as well as disposal and recycling of waste products. However as Lundie et al. (2004) and Lassaux et al. (2007) have reported, the impact of the operation phase is larger than that of the construction stage. In addition, Tillman et al. (1998) found that the investment impacts were similar for their different alternatives in contrast to those related to the operation of the treatment systems. Bearing all these in mind, the analysis presented here was limited to the operation stage of the WWTP and no considerations were given to the building and dismantling phases.

A typical WWTP has three different lines: water, sludge and biogas (optional). Although the process may vary among facilities, a general system comprising five subsystems was determined for the four WWTP. The description and configuration of each subsystem considered in this study is described in the Table 1 and the Figure 1, respectively. The five subsystems also include the impact of the reuse activities of the produced water, the disposal of wastes, the different solid fractions, sludge generated as well as the production of electricity, the manufacture of chemicals and their transportation by road.

**Table 1** Descriptions and names of unit process considered in the life cycle impact assessment under study.

| Name                          | Description                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
|-------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>1. Input of raw water</b>  | It includes screening to trap solid objects and sedimentation by gravity to remove suspended solids.                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| <b>2. Secondary treatment</b> | In this process activated sludge followed by additional settling tanks ("secondary sedimentation") is included in the subsystem                                                                                                                                                                                                                                                             |
| <b>3. Tertiary treatment</b>  | Chlorine is dosed into the treated wastewater stream for disinfection; it is also include a filter. Transportation of Chlorine was not considered.                                                                                                                                                                                                                                          |
| <b>4. Biosolids handling</b>  | It includes stabilization, conditioning and dewatering of the sludge. The facilities from USA include anaerobic digestion as main sludge process, in the case of California the facility has an electricity recovery system, while Arizona only burns and flares the biogas produced in the anaerobic digestion. The disposal and use of Biosolids as fertilizer take part in this process. |
| <b>5. Water disposal</b>      | Dispose of the cleansed wastewater. Pumping most effluent into rivers or lakes, some is used for irrigation purposes.                                                                                                                                                                                                                                                                       |

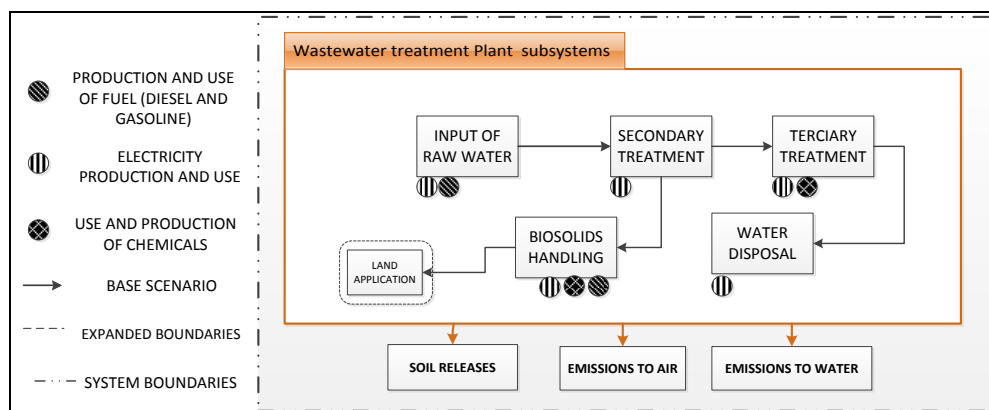
The four WWTP include the subsystems described above. The survey assumed the same screen/grit removal and primary sedimentation in the input of raw water of each of the four utilities. Naucalpan (Na) is a small WWTP (20 l/s) with extended activated sludge as a main biological process, followed by a clarifier and dosage of chlorine (liquid), in this facility the filter is absent. Regarding to the sludge line, the WWTP as most of the facilities in Mexico returns the sludge to the sewage.

- Los Angeles (Ca) is a large wastewater utility (3m<sup>3</sup>/s) in California. The treatment consists of two process streams, liquid and sludge treatment. Activated sludge, secondary clarification, disinfection and filter are the processes in the liquid, while, anaerobic digestion and dewatering for sludge handling, it was also considered land application (22%, including avoided fertilizer production) and landfill (78%) for the final disposal of the sludge. The utility captures methane from its treatment process and uses it to produce electricity energy onsite.
- Phoenix (Az) is a wastewater facility located in the state of Arizona. The plant treats an average of 1.4m<sup>3</sup>/s using an activated sludge process. The secondary treatment is complemented with a clarifier. The next steps are filtration and disinfection, respectively. The sludge line is represented by anaerobic digestion as well as implementation of different types of units for sludge dewatering. Biogas is produced and flared with absence of electricity recovery. It is assumed land application (100%, including avoided fertilizer production) as final disposal of the sludge.
- Cerro de la Estrella (Mx) is a wastewater utility located in the east of Mexico City. This WWTP has 1.5m<sup>3</sup>/s as average treated flow. After primary treatment, anoxic bio selector followed by aeration and sedimentation

are considered as secondary treatment. The tertiary treatment consists of sand filtration and disinfection. In the case of disinfection chlorine is added to achieve quality water for reuse. The handling, treatment and disposal of the residual sludge are absence, which means that Biosolids are returned directly to sewer system without treatment.

### Life cycle inventory analysis

In the inventory analysis data concerning energy use, resource use, as well as emissions to air and water, were collected for each of the flows that were considered to be relevant. Data was mainly collected from suppliers of treatment facilities, scientific articles, evaluation reports and information from national statistics. Data influencing the results are listed in Table 2. The inventory analysis was simplified by considering only primary inputs of energy and materials, as previous studies have demonstrated that secondary effects.



**Figure 1** A detailed, schematic diagram of the facilities analyzed.

A representative electricity mix for Mexico region, California and Arizona were obtained from World Bank (2010) and Stokes (2010) respectively. In addition, some complementary data were obtained from Sima Pro databases.

**Table 2** Case study inventory details

| Parameter<br>(per 1m <sup>3</sup> of treated water) | WWTP1<br>Na | WWTP2<br>Ca | WWTP3<br>Az | WWTP4<br>Mx |
|-----------------------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>Inputs</b>                                       |             |             |             |             |
| <b>Total Electricity (kwh)</b>                      | 2.13        | 0.4454      | 0.811       | 0.615       |
| <b>Chlorine (kg)</b>                                | 0.1263      | 2.15E-02    | .0060       | 0.0869      |
| <b>Polymer (kg)</b>                                 | ---         | 0.02204     | 0.3590      | ---         |
| <b>Truck use (tkm)</b>                              | 0.00068     | 0.0245      | 1.057       | .0035       |
| <b>Outputs</b>                                      |             |             |             |             |
| <b>Energy recovery (kwh)</b>                        | ---         | 0.42        | ---         | ---         |
| <b>Avoided products</b>                             |             |             |             |             |
| <b>P as Fertilizer avoided (kg)</b>                 | ---         | 0.06459     | 0.0305      | ---         |
| <b>Emissions to water (kg)</b>                      |             |             |             |             |
| <b>Biochemical Oxygen Demand</b>                    | 0.048       | 0.0153      | 0.002       | 0.00465     |
| <b>Chemical Oxygen Demand</b>                       | 0.025       | 0.02        | 0.02        | 0.04034     |
| <b>Total Suspend Solids</b>                         | 0.014       | 0.018       | 0.003       | 0.00811     |
| <b>Total Nitrogen</b>                               | 0.028       | 0.01        | 0.00235     | 0.00546     |
| <b>Total Phosphorus</b>                             | 0.0067      | .001        | .0026       | 0.004955    |
| <b>Mn</b>                                           | 0.00019     | 0.00035     | 0.00035     | 0.0000427   |
| <b>Cu</b>                                           | 0.000488    | 0.000043    | 0.000043    | 0.00026     |
| <b>Fe</b>                                           | 0.00076     | 0.00013     | 0.00013     | 0.0001455   |
| <b>Pb</b>                                           | 0.00082     | 0.00073     | 0.00073     | 0.0000689   |
| <b>Zn</b>                                           | 0.0000557   | 0.000081    | 0.000081    | 0.0000325   |
| <b>Emission to Soil (kg)</b>                        |             |             |             |             |

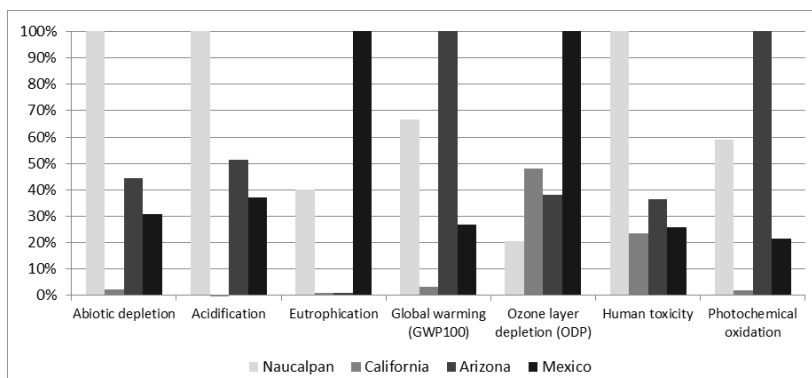
|                                        |           |           |          |          |
|----------------------------------------|-----------|-----------|----------|----------|
| <b>Sludge (dry matter)</b>             | 0.068     | 0.1293    | 5.28     | 0.0043   |
| <b>Cd</b>                              | 5.80E-06  | .000085   | 0.000085 |          |
| <b>As</b>                              | 5.12E-06  | 0.000075  | 0.000075 | 3.27E-07 |
| <b>Cu</b>                              | 0.000293  | 0.00043   | 0.00043  | 3.71E-07 |
| <b>Hg</b>                              | 3.89E-06  | 0.000057  | 0.000057 | 2.94E-07 |
| <b>Ni</b>                              | 2.86E-05  | 0.00042   | 0.00042  | 1.83E-06 |
| <b>Pb</b>                              | 5.73E-05  | 0.00084   | 0.00084  | 3.67E-06 |
| <b>Zn</b>                              | 0.0005123 | 0.0075    | 0.0075   | 3.27E-05 |
| <b>Emissions to air</b>                |           |           |          |          |
| <b>Biogas produced (m<sup>3</sup>)</b> | ---       | 2.054E-06 | 0.1251   | ---      |

## Results

The potential environmental impact evaluated for each of the systems analyzed were indexed using the most contributor facility in each impact category as baseline according to data in Figure 2, where can be noted that Naucalpan utility presents higher impacts for AD, AI and HTI, Arizona presents more contributions to GW and POI, Mexico in EU and ODP, while California doesn't present any high impact. The most environmental impacts of the four facilities are generated by the consumption electricity and quality water disposal. Total energy for the systems (pumping, aeration, etc.)

### Acidification

Emissions link to acidification are mainly caused at electricity production and, therefore, this parameters constrains AC (subsystems 1, to 5 in Table 1). From smaller to higher impact (Kg SO<sub>2</sub> eq): -0.000579 in Ca, 0.00407 in Mx, 0.004868 in Az and 0.0109 in Na. This differences are due to the higher use of electricity in the facility of Naucalpan (2.1 kwh/m<sup>3</sup>), five more times than the slowest .44 kwh/ m<sup>3</sup> in CA. Likely due to a functional unit factor scale these values cannot be compared with those available in literature. However, according to some authors as Vlasopolus *et al.*, (20006) highlights the emissions triggering from energy consumption and shows results from .20 kwh/m<sup>3</sup> to 3 kwh/m<sup>3</sup> in AC. In addition this results agree with Hospido *et al.*, (2008) where emphasize that the higher amount of water treatment in the facilities has the lower consumption of electricity per functional unit.



**Figure 2** Characterized environmental impacts of the four systems analyzed

### Abiotic Depletion (Fossil Fuels)

Depletion of abiotic resources was evaluated using the baseline method described by CML (2013), which is based on ultimate reserves and extraction rates. Results are expressed as fossil fuels consumed given in MJ equivalents per 1m<sup>3</sup>, as shown in Fig 2 and Figure 3.

Naucalpan facility generates the highest impact (16.36 MJ) than Mexico (5.03 MJ) and Arizona (7.25 MJ), while California produces 0.366 MJ. These values are due to the production and used of electricity and the avoided by manufacture of fertilizers balance effects of the WWTP of this impact category. If this process is disregarded for example in California facility, the comparison is dominated by the avoided burdens associated with the use of sludge as fertilizer in the Biosolids handling system. In the case of case of Na, Az and Mx the results show that depletion of fossil resources dominates this impact category in the rest of the facilities.

### Global Warming potential

The results from global warming potential, using the baseline method outlined in Guinée (2002) with a time horizon of 100 years, agree somewhat from the pattern observed in the other impact categories. The global warming is higher for Az (2.21 kg CO<sub>2</sub> eq). Although this impact can be associated to the high use of electricity in this case the high impact for GW is presented in the Biosolids handling due to biogas produced in the anaerobic digestion and no electricity recovery.

The natural gas used in the primary source of energy in the facilities 55%, 35% and 48% in WWTPCa, WWTP Az and WWTP Na and Mx respectively, is a factor that determines the behavior of the global warming potential, so, greenhouse emissions can directly be related to the energy mix used in this assessment.

A detailed analysis was carried out to identify the subsystems that contribute most to the global warming impact (Fig. 3) and it was found that the three of them show different behavior in the generation of gases that aggravate the global warming. In WWTP Na the secondary treatment and sludge handling account for more than 50% of the total value of the impact category. The greenhouse gases emissions are directly related to the energy consumption. The activated sludge system, as expected, presented the highest environmental burden in the global warming category, when compared to the other subsystems, due to the high energy input for aeration.

From California case study (0.074 kg CO<sub>2</sub> eq), the secondary treatment (activated sludge and secondary clarifier) and tertiary treatment are the most significant contributors to the global warming (52%). However, the sludge handling attains the lowest share (-57%) in this impact category for all four wastewater treatment alternatives. The utility captures methane from anaerobic digestion and uses it to generate electricity onsite which offsets purchased electricity from alternate sources, thereby reducing operational impacts relative to other subsystems. The case study utility's gas recovery program captures essentially all their methane and prevents these emissions from being a more significant contributor. If methane emissions were not captured, the GHG results for this activity would increase almost 25 times (Stokes et al, 2010).

The WWTP Az shows a particular behavior in global warming category, in this case, the sludge handling represents by itself more than 70%, the rest of the subsystems contribute little to the case study results. The amount of greenhouse gases produced from this subsystem are related with the sludge digestion and the production of methane from the anaerobic decomposition of sludge. In addition, the inexistence of an electricity recovery program, and therefore, the gas produced then flared and vented increase exponentially the environmental effects in global warming category.

The CO<sub>2</sub> emissions are directly related to the energy consumption. Again, in the case of Mx (0.596 kg CO<sub>2</sub> eq) the activated sludge system presented the highest environmental burden in the global warming category (53%), when compared to the other systems, due to the high energy input for aeration.

### Eutrophication

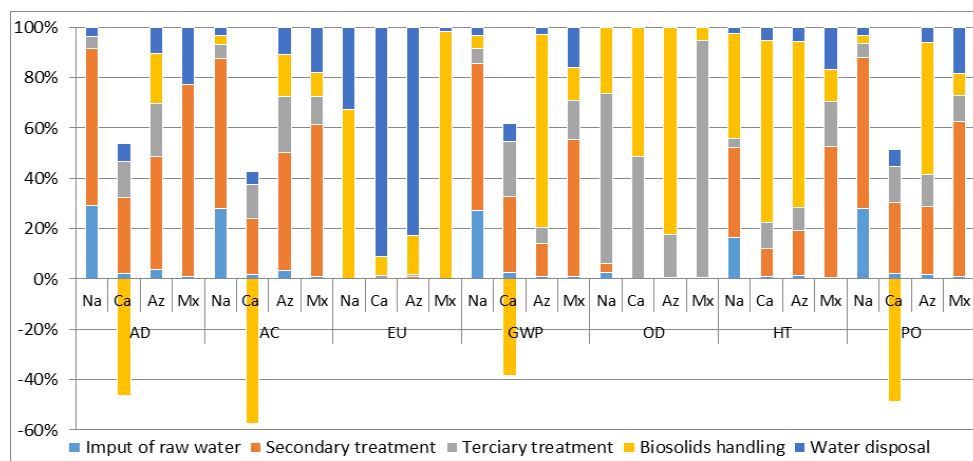
Eutrophication was evaluated using the baseline method described in Guinée (2002), which is based on generic eutrophication potential (EP) factors. Results are given in kg PO<sub>4</sub> 3- equivalent per FU (1 m<sup>3</sup>), where WWTP Mx has an EP factor of 1.069, the biggest of the facilities compared to the .43 in Na and .0084 in Az and CA respectively. These values (Na and Mx) are not surprisingly, the high discharges to the water bodies (water disposal subsystem) totally regulates the impact on eutrophication. In the case of Mx and Na, the sludge disposal into water bodies contributes considerably among the others WWTP. Despite the fact that the WWTP Mx and Na were not designed for phosphorus removal, eutrophication arising from emissions of nitrogen to water was included in the initial assessment. Ca and Az showed the most favorable results for eutrophication potential due to the strict laws for water disposal into water bodies, having a care in the removal of nutrients.

A further analysis was performed to identify the specific substances behind eutrophication impact category. As a result, two substances were found to account for more than 90% of the total value of the impact category: ammonium and phosphorus. This agrees with Hospido 2008, where she reported that ammonia and phosphorus are the two main substances that impact eutrophication category.

### Human toxicity

The impact category of human toxicity is higher for Na (0.738774 kg 1,4-DB eq) than for Ca (0.449079 kg 1,4-DB eq), Az (0.412274 kg 1,4-DB eq) and Mx (0.212998 kg 1,4-DB eq). This is because the heavy metals in the sludge (Na

and Mx) and the diesel used in the transportation of the sludge in the case of Ca and Az, which agree with Hospido (2008). In this sense the amount of sludge at the WWTPs is dependent on two opposite aspects: the implementation of secondary treatment and anaerobic digestion. If this occurs, a higher production takes place. And if it happens, a great reduction of sludge is achieved. Mx and Na combines both aspects in a negative direction (presence of secondary treatment and absence of anaerobic digestion) so a huge amount of sludge is produced (see Table 1) and an extremely high impact is brought about (see Fig. 1). On the contrary, Ca and Az merges both effects in a positive sense (absence of secondary treatment and presence of anaerobic digestion), which explains the minor value attained for this impact category (see Fig. 1).



**Figure 3** Analysis of contribution per subsystem for the global warming

### Ozone Layer Depletion

The ozone layer depletion potential is superior for Mx (0.0000001581g CFC-11 eq) than for Na (0.0000000322 g CFC-11 eq), Ca (0.0000001131 g CFC-11 eq) and Az (0.0000000901 g CFC-11 eq), due the consume of electricity for pumping and aeration in the facilities and the diesel used in the transportation of the sludge and wastes for final disposal.

### Photochemical oxidation

The Photochemical oxidation category was chosen according to Lundie et al. (2004) that listed PO as one of the categories of relevance to the water industry. In addition Hospido et al., (2008), present that 12 g of ethane equivalents are emitted per person equivalent when using a conventional system for wastewater treatment. The values presented here are far higher, being the higher Az with 0.000839 g per fu, Na (0.000284 g) Mx (0.000117 g) and Ca with 0.000018 g , as a result of a more significant energy use (direct and indirect) and diesel for transportation, elements that dominates the emissions associated with this impact category.

### **Conclusions**

In the present survey, the WWTP Ca attained the most favorable results from an environmental perspective in most of the categories assessed.

Within eutrophication impact category, the discharge to the environment of untreated ammonium and phosphorous, was identified as the main contributor and, in this sense, there should considerate improvement actions in the nitrogen and/or phosphate removal in the design of WWTPs.

The WWTPCa alternative allow the opportunity for heat and energy recovery which can offset fossil fuel consumption and prevent GHG emissions, reducing environmental effects. For the utility, the plant produces approximately 90% of its electricity need using captured methane. If the facility is compared by itself the GHG emissions are negative, compared to other facilities. The utility present the best environmental performance weather is compared among the other plants in the study. It should be noted that the case study utility augments its negative impacts if energy recovery should not be conducted in site. In particular, the aeration subsystem would contribute the increase of global warming factor.

Sludge disposal choices also allow utility to control some of their life-cycle environmental effects. Disposal choices reduce environmental burden because offsets of fuel or electricity consumption or other materials (e.g., fertilizers) can reduce the utility's overall environmental footprint.

Related to the facility in Arizona, the electricity consumption has the higher impact in those impact categories dominates for this element, its existence is recommended install an electricity recovery plan which it means savings of 2000 MWh per annum and a carbon footprint reduction of 1,400 metric tons. In addition, if biogas is produced the recovery of the energy content could be possible to minimize all the impacts where the electricity consumption is the contributor of the impacts. So attention to this should be paid in addition to the energy consumption associated.

The results suggest that the installation of one big WWTP is better, in environmental terms than small WWTP for most of the impact categories analyzed. However, in order to extrapolate the results obtained to other locations, special attention should be taken to wastewater transport, electricity mix and sludge management.

The digestion of the sludge also entails several benefits as the sludge is partially stabilized and the volume significantly reduced.

Additional research in this area should be encouraged, including analyzing additional wastewater treatment processes. However, it is necessary to identify potential improvements that support sustainability of the treatment systems.

## References

- Doka G (2003): Life cycle inventories of waste treatment services: Part IV – Wastewater treatment. Ecoinvent \* report No. 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland
- Guinée J. Handbook on life cycle assessment. In: Operational guide to the ISO standards. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers; 2002.
- Hospido, A., Moreira, MT., Fernández-Couto, M., Feijoo, G., 2008, A comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain)
- ISO 14040-44. Environmental management – life cycle assessment – principles and framework. International organization for standardization; 2007.
- Lassaux S, Renzoni R, Germanin A (2007): Life cycle assessment of water: From the pumping station to the wastewater treatment plant. *Int J LCA* 12 (2) 118–126
- Lundie S, Peters GM, Beavis PC (2004): Life Cycle Assessment for sustainable metropolitan water systems planning. *Environ Sci Technol* 38, 3465–3473
- Lundin, Margareta, Bengtsson, Magnus und Molander, Sverker. Life cycle assessment of wastewater systems: influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads. *Environ. Sci. Technol.*, 2006, S. 180-186.
- Mcdougall, F., White, P., Franke, M., Hindle, P., 2007, Integrated solid Waste Management: a Life Cycle Inventory. 2nd ed, Blackwell Publishing, United Kingdom, 513pp
- Stokes J and Horvath A 2010. Supply-chain environmental effects of wastewater utilities systems *Environ. Res. Lett.* 5 014015
- Tillman A-M, Svingby M, Lundström H (1998): Life Cycle Assessment of municipal waste water systems. *Int J LCA* 3 (3) 145–157.
- Vlasopoulos, N et al. (2006), Life cycle assessment of wastewater treatment technologies treating petroleum process waters, *The Science of the Total Environment*, 367(1), 58-70
- World Bank, 2010. World Development indicators 2010, [www.worldbank.org](http://www.worldbank.org) (Consulted October, 2013).