

**Evaluación de eco-eficiencia de tecnologías de
tratamiento de aguas residuales domésticas en Chile**
**Eco-efficiency assessment of domestic wastewater
treatment technologies used in Chile**

Valentina Abello-Passteni¹

Edmundo Muñoz Alvear², ORCID: 0000-0002-7258-6069

Sebastián Lira³, ORCID: 0000-0002-6308-0007

Elizabeth Garrido-Ramírez⁴, ORCID: 0000-0002-1685-7979

¹Escuela de Ciencias Ambientales y Sustentabilidad, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Andres Bello, Santiago, Chile,
v.abellopassteni@gmail.com

²Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Andres Bello, Santiago, Chile,
edmundo.munoz@unab.cl

³Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Andres Bello, Santiago, Chile,
sebastian.lira@unab.cl

⁴Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Andres Bello, Santiago, Chile,
elizabeth.garrido@unab.cl

Autor para correspondencia: Elizabeth Garrido-Ramírez,
elizabeth.garrido@unab.cl

Resumen

Las plantas de tratamiento de aguas residuales han sido el medio más utilizado para mitigar los impactos ambientales de las aguas residuales domésticas. En la actualidad, Chile cuenta con la mayor cobertura de saneamiento de aguas residuales (99.85%) en Latinoamérica, mediante la utilización de tecnologías convencionales, sobre todo lodos activos y lagunas aireadas, y no convencionales como biofiltro, vermi-biofiltro, entre otros. Si bien todas las tecnologías permiten cumplir con las normas de descarga, existen diferencias en los flujos de materia y energía asociados con el tipo de tecnología utilizada, lo que implica la generación de distintos impactos ambientales. El objetivo de esta investigación fue evaluar la eco-eficiencia de diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas utilizadas en Chile, con base en los requisitos de la norma ISO 14045 (2012). Para ello se utilizó como unidad funcional 1 kg de DBO₅ removida y una función de valor asociada con el volumen de agua tratada (m³). Se analizaron 15 plantas de tratamiento de aguas residuales en Chile, utilizando la metodología de análisis de ciclo de vida para cuantificar los impactos ambientales. Se determinó que el consumo eléctrico es el principal aspecto ambiental del tratamiento de aguas residuales domésticas para la mayoría de las categorías de impacto estudiadas. En términos de cambio climático y eutrofización de agua dulce, la tecnología más eco-eficiente fue el

vermi-biofiltro, lo cual refleja que las tecnologías emergentes no convencionales son más eco-eficientes que las convencionales.

Palabras clave: eco-eficiencia, planta de tratamiento, aguas residuales domésticas, análisis de ciclo de vida.

Abstract

Wastewater treatment plants have been the widest technologies used to mitigate the environmental impacts of domestic wastewater. Currently, Chile has the largest coverage of wastewater sanitation (99.85%) of Latin American, through the use of conventional technologies, mainly active sludge and aerated lagoons and also unconventional technologies such as biofilter, vermi-biofilter, among others. Although all technologies allow fulfilling with discharge standards, there are differences in the flows of matter and energy associated with the kind of technology used, which implies the generation of different environmental impacts. The objective of this research was to evaluate the eco-efficiency of different domestic wastewater treatment technologies used in Chile, based on the requirements of ISO 14045 (2012). For this purpose, 1 kg of removed BOD₅ was used as a functional unit and a value function associated with the volume of treated water (m³). Fifteen plants of wastewater treatment in Chile were analyzed, using the life cycle assessment methodology to quantify environmental impacts. The main environmental aspect of domestic wastewater treatment for most of the impact categories studied was electricity consumption. The vermi-biofilter was the most eco-efficient technology for climate change and freshwater eutrophication categories. This result reflecting that

unconventional emerging technologies are more eco-efficient than conventional ones.

Keywords: Eco-efficiency, plant of treatment, wastewater domestic, life cycle assessment.

Recibido: 14/09/2017

Aceptado: 06/08/2019

Introducción

El recurso hídrico no sólo es un bien esencial para el desarrollo de la vida y la conservación del medio ambiente, sino también un recurso natural único y estratégico para el crecimiento de diferentes sectores productivos. Por este motivo, los países han incluido dentro de sus políticas, estrategias que permitan asegurar el acceso a este vital elemento en un medio ambiente libre de contaminación, potenciando el desarrollo económico y la sustentabilidad de las actividades que demandan el recurso.

En Chile, dentro de los diferentes sectores productivos, las empresas sanitarias ocupan el cuarto lugar (6%) de los derechos consuntivos de agua del país, los cuales son utilizados para la producción de agua potable, la que posterior a su uso es recolectada y

tratada (Ministerio de Obras Públicas, 2013). Junto con ello, se considera que un 80% del agua potable se convierte en aguas residuales domésticas (DS N°90/00); el tratamiento de este tipo de aguas es de vital importancia a la hora de cumplir con las regulaciones impuestas por los gobiernos para prevenir la contaminación de los cuerpos de agua.

La cobertura del tratamiento de aguas residuales en Chile cubre 99.97% de las aguas residuales domésticas en zonas urbanas con alcantarillado, siendo así el país de Latinoamérica con mayor cobertura de saneamiento. El sistema de lodos activos es la tecnología de tratamiento de agua residual más utilizada, con un 60% de cobertura, seguido por lagunas aireadas con 19%, y tecnologías no convencionales como biofiltros y vermi-biofiltros con un 4.3% (SISS, 2017). A pesar de que la tecnología de lodos activos ha sido la más adoptada en el mundo para el tratamiento de las aguas residuales domésticas (Marti & Batista, 2014), ésta presenta una alta demanda energética. Se estima que entre 45 y 75% de los costos totales de operación de un sistema de lodos activos se debe a la etapa de aireación para la degradación de la materia orgánica, variando el consumo de energía eléctrica entre 0.3 y 0.6 kWh/m³ de agua tratada (Roohian & Mehranbod, 2017). Por lo tanto, los costos energéticos pueden ser una limitación para la implementación de sistemas de lodos activos, especialmente en países en vías de desarrollo (Muga & Mihelcic, 2008) o pequeñas comunidades (población equivalente < 2000 personas) (Corominas *et al.*, 2013). Por esto último, se han propuesto tecnologías no convencionales para el tratamiento de aguas residuales, con menores requerimientos energéticos de insumos, como humedales (*wetlands*), filtros biológicos y vermi-biofiltración, entre otros (Corominas *et al.*, 2013; Li, Xing, & Lu,

2013; Tomar & Suthar, 2011; Jiang *et al.*, 2016; Lourenço & Nunes, 2017; Samal, Dash, & Bhunia, 2017).

La eficiencia en la remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales varía según el tipo de tratamiento empleado (Jiang *et al.*, 2016), tanto las tecnologías convencionales como no convencionales están diseñadas para cumplir con las normativas de emisión para el vertimiento en cuerpos de agua receptores. Los insumos y energía eléctrica de las plantas de tratamientos varían de modo significativo en función del tipo de tratamiento utilizado, así como los aspectos ambientales asociados con su operación (Lorenzo-Toja *et al.*, 2016a) ocasionando diferentes impactos ambientales (Corominas *et al.*, 2013).

La metodología de análisis de ciclo de vida (ACV), estandarizada internacionalmente por las normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006), ha sido utilizada ampliamente para cuantificar los impactos ambientales de diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas (Emmerson, Morse, Lester, & Edge, 1995; Hospido, Moreira, Fernández-Couto, & Feijoo, 2004; Pasqualino, Meneses, Abella, & Castells, 2009; Rodriguez-Garcia *et al.*, 2011). Un ejemplo de esto es lo evidenciado por Kalbar, Karmakar y Asolekar (2012), quienes realizaron una evaluación de ciclo de vida de diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales, obteniendo indicadores de huella de carbono de 31.97 kg CO₂ eq hab⁻¹ año⁻¹ en el uso de reactores secuenciales batch (SBR) y 18.20 kg CO₂ eq hab⁻¹ año⁻¹ para lodos activos, reportando además indicadores negativos en el tratamiento de las aguas residuales domésticas utilizando humedales, estimando captaciones de 3.86 kg CO₂ eq hab⁻¹ año⁻¹; mientras que para esta misma tecnología se reportaron variaciones entre 1.38 y 5.85 kg PO₄⁻³ eq hab⁻¹ año⁻¹ en la categoría de

eutrofización de agua dulce. En Chile, el ACV ha tenido un creciente desarrollo en evaluación de impactos en residuos (Muñoz, Vargas, & Navia, 2015), agricultura (Herrera, Muñoz, & Montalba, 2012) y construcción (Cárdenas, Muñoz, Riquelme, & Hidalgo, 2015). Sin embargo, a la fecha no se han reportado trabajos en el sector sanitario.

Actualmente, la selección de tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales domésticas ha considerado sólo aspectos relacionados con los costos de inversión y operación (p. ej., características del agua residual, caudal a tratar, etc.) no tomando en cuenta los impactos ambientales derivados de sus operaciones. La eco-eficiencia se reconoce como un instrumento que busca promover cambios fundamentales en la forma en que se producen y consumen recursos, siendo una herramienta que permite medir el progreso hacia la sostenibilidad (ESCAP, 2010).

El concepto de eco-eficiencia fue definido por primera vez por el Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible, con el objetivo de producir bienes y servicios utilizando menos recursos naturales, generar niveles más bajos de contaminación (Schmidheiny & Business Council for Sustainable Development, 1992) y ofrecer competitividad ambiental desde una perspectiva económica. El concepto se estandarizó por la norma ISO 14045 (2012), la cual lo definió como una herramienta cuantitativa de gestión, permitiendo estudiar los impactos ambientales de un producto o servicio a lo largo de su ciclo de vida, y de un valor en paralelo. Por lo tanto, la eco-eficiencia tiene tres objetivos: a) aumentar el valor del bien o servicio; b) optimizar el uso de los recursos, y c) reducir el impacto ambiental (Robaina-Alves, Moutinho, & Macedo, 2015).

La norma ISO 14045 (2012) deja una amplia gama de supuestos metodológicos para la selección del valor (Lorenzo-Toja, Vázquez-Rowe & José, 2016b) ya que puede variar de acuerdo con las partes interesadas, pudiendo expresarse, por ejemplo, como valor funcional, en términos de calidad, monetarios u otros menos tangibles (Ribarova & Stanchev, 2016), donde los diferentes criterios adoptados pueden llevar a resultados diferentes a partir de la unidad de valor utilizada. Dentro del marco de este concepto, Lorenzo-Toja *et al.* (2014) realizaron un análisis de eco-eficiencia de 133 plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas en España, con diferentes tamaños en relación con la cantidad de agua tratada, demostrando que plantas de mayor tamaño tienden a ser más eco-eficientes. Además, Lorenzo-Toja *et al.* (2016b), compararon la eco-eficiencia de 22 plantas de tratamiento bajo la norma ISO 14045 (2012), utilizando una función de valor de los costos monetarios para tratar 1 m³ de agua mediante análisis de costos del ciclo de vida (ACCV) de la etapa de operación del tratamiento, con el objetivo de crear un esquema de clasificación como propuesta de eco-etiqueta de eco-eficiencia para cada planta, dependiendo de su desempeño, las cuales dependieron de diversos factores, como configuración de las plantas, tamaño o incluso regulaciones normativas.

Desde un punto de vista de valor, la funcionalidad de un producto o proceso, por lo común tiende a medirse en términos de su valor monetario, lo que automáticamente induce a los profesionales a combinar ACV con ACCV. Sin embargo, existen servicios que se encuentran regulados mediante tarifas, como es el caso de las empresas sanitarias en Chile, generando un desincentivo para ser más eco-eficiente en términos monetarios, teniendo que recurrir a otro tipo de valor, como tratar un volumen de agua residual. En este contexto, el

presente trabajo busca evidenciar que las tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas no convencionales son más eco-eficientes, en comparación con las tecnologías convencionales utilizadas en Chile; se pretende fomentar tratamientos de aguas residuales domésticas con menor intensidad en el uso de recursos naturales, las cuales, además de cumplir con el tratamiento del agua residual doméstica, deben encontrarse dentro de la normativa vigente, trayendo como consecuencia una disminución en los impactos ambientales para estos sistemas.

Materiales y métodos

Definición de objetivo y alcance del estudio

El objetivo del estudio fue evaluar la eco-eficiencia de diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas utilizadas en Chile, mediante la utilización de la norma internacional ISO 14045 (2012). Para ello, se estudiaron cuatro tecnologías agrupadas en tratamiento convencionales (sistemas de lodos activos y lagunas aireadas) y no convencionales (biofiltros y vermi-biofiltros).

La cuantificación de los impactos ambientales para las diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales se realizó mediante la metodología de análisis de ciclo de vida, establecida en las normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006). Se consideró que la principal función de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas es la disminución de la materia orgánica, expresada como demanda biológica de oxígeno (DBO₅), siendo seleccionada una unidad funcional de 1 kg de DBO₅ removida.

Se estudiaron 15 plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas (PTADs) con diferentes tamaños de instalación en relación con el caudal tratado o población atendida, y diferentes tecnologías utilizadas en la estabilización de los lodos (Tabla 1). Del total de PTADs, ocho corresponden a lodos activos con aireación prolongada; de éstas, cuatro realizan la estabilización de lodos a través de digestión anaerobia con generación de biogás (utilizado para calentar lodos), dos PTADs mediante cal y dos PTADs sólo con disposición de lodos en relleno sanitario.

Tabla 1. Plantas de tratamiento de aguas domésticas en estudio.

| Región | Tecnología | Núm. | Caudal tratado (m ³ /mes) | Población estimada (hab.)* |
|------------------------|------------------|--------|--------------------------------------|----------------------------|
| Región de la Araucanía | Lagunas aireadas | PTAD 1 | 37 337.0 | 10 989 |
| Región del Bío | | PTAD 2 | 21 453.1 | 6 314 |
| Región de | | PTAD 3 | 383 197.6 | 112 784 |

| | | | | | |
|------------------------|---------------|-----------------|--------------|-------------|---------|
| Coquimbo | | | | | |
| Región de Valparaíso | | PTAD 4 | 9 214.4 | 2 712 | |
| Región de la Araucanía | | PTAD 5 | 256 029.8 | 75 356 | |
| Región de Coquimbo | Lodos activos | PTAD 6 | 3 696.8 | 1 088 | |
| Región de Aysén | | PTAD 7 | 2 116.1 | 622 | |
| Región Metropolitana | | PTAD 8 | 7 467.8 | 2 198 | |
| Región de los Ríos | | PTAD 9 | 10 682.3 | 3 144 | |
| Región de Valparaíso | | PTAD 10 | 331 208.8 | 97 483 | |
| Región de los Lagos | | PTAD 11 | 861714,5 | 253 624 | |
| Región Metropolitana | | PTAD 12 | 23 745 708.8 | 6 988 965 | |
| Región Metropolitana | | PTAD 13 | 16 462 744.0 | 4 845 403 | |
| Región Metropolitana | | Biofiltro | PTAD 14 | 1 113 972.2 | 327 870 |
| Región de Coquimbo | | Vermi-biofiltro | PTAD 15 | 2 251.9 | 662 |

*Población estimada con base en una dotación de 137 l/hab/d con recuperación de 80% (SISS, 2017).

Para el caso de la tecnología de lagunas aireadas, existen cinco PTADs bajo estudio. De éstas, sólo una realiza la estabilización de sus lodos mediante el proceso de digestión anaeróbica con recolección de biogás.

Para el tratamiento de las aguas residuales domésticas a través de sistemas no convencionales se evaluó una planta de biofiltro y una planta de vermi-biofiltro. La tecnología de biofiltro consistió principalmente en un lecho fijo con material de policloruro de vinilo, sobre el cual los microorganismos se adhieren formando una película. En este caso, la estabilización de lodos se realiza mediante digestión anaerobia con generación de biogás y producción de calor en caldera. Finalmente, la planta de vermi-biofiltro efectúa la degradación de la materia orgánica mediante el empleo de lombrices rojas californianas (*Eisenia foetida*), generando humus, el cual es dispuesto en áreas verdes de la instalación sanitaria.

Los límites del sistema de cada tecnología en estudio se presentan en la Figura 1, donde el alcance considerado fue desde la recepción de las aguas residuales en una PTAD hasta el vertimiento a un cuerpo de agua receptor.

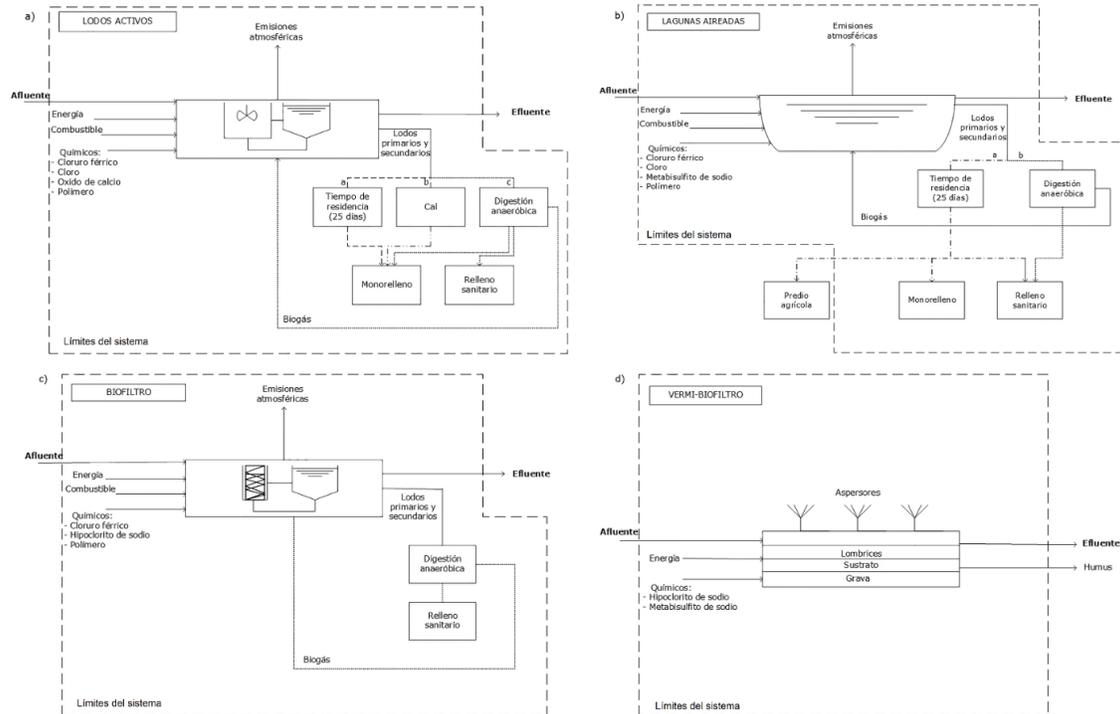


Figura 1. Diagrama de procesos de tratamiento de agua para cada tipo de tecnología en estudio: a) lodos activos; b) lagunas aireadas; c) biofiltro, y d) vermi-biofiltro.

Inventario de ciclo de vida

Para la construcción del inventario de ciclo de vida se utilizaron los datos proporcionados por la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), organismo público encargado del control y fiscalización de las PTAD. Los datos proporcionados por la SISS fueron los siguientes: parámetros

operacionales (caudales, químicos, energía eléctrica y producción de lodos) y parámetros de autocontrol (DBO_5 , fósforo, nitrógeno total Kjeldahl, sólidos suspendidos totales y cloro residual). Los datos utilizados correspondieron al año 2015.

Para la energía eléctrica se modelaron 14 plantas, considerando la matriz eléctrica del Sistema Interconectado Central (SIC) del año 2016, constituida por 32% de carbón; 20.6% de hidroeléctrica de pasada; 14.9% de embalse; 19.4% de gas natural; 5% de biomasa; 3.6% de energía eólica; 1.5% de petróleo, y 3% de energía solar. Para el caso de la planta de tratamiento de Aysén (PTAD 7), se consideró la energía eléctrica proveniente de la matriz de Aysén del año 2016, compuesta por 37.9% de hidroeléctrica de pasada; 57.6% de diésel, y 4.5% de energía eólica. La construcción de las matrices eléctricas fue modelada en el *software SimaPro* mediante el empleo de bases de datos internacionales (*Ecoinvent*).

Para el relleno sanitario se modificó la base de datos de *Ecoinvent*, con el fin de acercar el tipo de disposición de residuos sólidos a la realidad de Chile. Se consideró que los efluentes y lodos generados por la planta de tratamiento de lixiviados perteneciente al relleno sanitario son recirculados en un 100% al mismo relleno. La generación de biogás del relleno se calculó mediante los valores del estudio de Suh y Rousseaux (2002), usando una eficiencia de recolección del gas de un 30%. Por último, el metano generado por la quema en antorcha se cuantificó mediante el modelo del IPCC (2006).

Evaluación de impactos

Para la cuantificación de los impactos ambientales se utilizó el *software SimaPro*, versión 8.0.4.30. El método de evaluación utilizado fue ReCiPe MidPoint (H), y las categorías de impacto seleccionadas fueron cambio climático (kg CO₂ eq), toxicidad humana (kg 1.4-DB eq), ecotoxicidad de agua dulce (kg 1.4-DB eq) y eutrofización de agua dulce (kg P eq).

Definición de eco-eficiencia

La función de valor seleccionada fue el volumen de agua tratado (m³) para cada tecnología de tratamiento de aguas residual estudiada, representando así otra función importante de una planta de aguas residuales. Como ya se comentó, no se consideró un valor monetario como unidad de valor debido a la regulación tarifaria para las concesionarias encargadas del tratamiento de aguas residuales en Chile, las cuales se encuentran bajo el DFL N° 70/88, que regula el cálculo de las tarifas, estableciendo un ingreso marginal, más una regalía de 3 a 3.5% por riesgo, evidenciando el desincentivo en las inversiones del sector sanitario, en pro de obtener menores impactos ambientales.

El indicador de eco-eficiencia se obtuvo mediante la relación establecida en la norma ISO 14045 (2012), como se observa en la Ecuación (1). Para el indicador de eco-eficiencia se seleccionaron las categorías correspondientes a cambio climático (kg CO₂ eq) y eutrofización de agua dulce (kg P_{eq}) debido a que estas categorías han sido de gran interés en estudios de ACV y eco-eficiencia (Lorenzo-Toja *et al.*, 2016b; Lorenzo-Toja *et al.*, 2014; Lundin & Morrison, 2002).

$$\text{Indicador de Eco – eficiencia} = \frac{\text{función de valor}}{\text{impacto ambiental}} \quad (1)$$

Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad para una PTADs con tecnología de vermi-biofiltro como planta ejemplo, a fin de evaluar la variación de los impactos ambientales y de su eco-eficiencia, cambiando la composición de la matriz energética. Lo anterior, considerando que la energía eléctrica es un punto crítico dentro de los impactos ambientales asociados con el cambio climático. La proyección consistió en un aumento de un 60% de energías renovables no convencionales (ERNC) para el año 2035, y un 70% para el año 2050, con base en el compromiso internacional para reducir las emisiones de gases efecto invernadero, con el propósito de disminuir el porcentaje de fuentes de

generación de energía eléctrica basadas en carbón como principal contribuidor del cambio climático.

Las fuentes de energía eléctrica que proyectaron el aumento en ERNC fueron energía eólica y solar (debido sobre todo al acrecentamiento de proyectos de esta índole en Chile, en porcentaje equitativo, mientras se disminuye la fuente de generación de energía a partir de carbón (Ministerio de Obras Públicas, 2013)

Resultados y discusiones

Inventario de ciclo de vida

Los resultados del inventario de ciclo de vida para la remoción de 1 kg de DBO₅ para las diferentes tecnologías se muestran en la Tabla 2, evidenciando que las plantas de tratamiento que utilizaron lagunas aireadas tienen los mayores consumo de energía eléctrica, con un rango de 1.1 a 5 kWh/kg DBO₅, seguido de los lodos activos. Estos resultados concuerdan con el estudio de Muga y Mihelcic (2008), el cual señala que la aireación en los estanques de estabilización puede llegar a superar los consumos eléctricos de los lodos activos para ciertos tamaños. A la vez,

la tecnología de lagunas aireadas presentó los mayores consumos de hipoclorito de sodio para la etapa de desinfección, además de insumos de cloruro férrico y petróleo.

Tabla 2. Inventario de ciclo de vida para remover 1 kg de DBO₅.

| Tecnología | Núm. | Energía eléctrica (kWh) | Petróleo (kg) | Hipoclorito de sodio (kg) | Cloro (kg) | Cloruro férrico (kg) | Polímero (kg) |
|------------------|--------|-------------------------|---------------|---------------------------|------------|----------------------|---------------|
| Lagunas aireadas | PTAD 1 | 2.3 | 0.01 | 0.3 | 0.1 | - | - |
| | PTAD 2 | 2.7 | 0.004 | - | 0.04 | 1.1 | 0.01 |
| | PTAD 3 | 2.1 | 0.003 | - | 0.1 | - | - |
| | PTAD 4 | 5 | 0.002 | 0.9 | - | - | - |
| | PTAD 5 | 1.1 | 0.0001 | 0.8 | - | - | - |
| | μ | 2.6 | 0.004 | 0.7 | 0.08 | 1.1 | 0.01 |
| | PTAD 6 | 2.1 | 0.02 | 0.01 | - | - | - |
| | PTAD 7 | 1.3 | - | 0.08 | - | - | - |
| | PTAD 8 | 5.5 | 0.01 | 0.7 | - | - | 0.02 |

| | | | | | | | |
|------------------------|------------------|---------|--------|------|-------|------|-------|
| | PTAD 9 | 3.5 | 0.03 | 0.05 | - | - | 0.002 |
| Lodos activos | PTAD 10 | 3 | 0.04 | - | 0.04 | 0.04 | 0.01 |
| | PTAD 11 | 1.4 | 0.004 | - | - | - | 0.01 |
| | PTAD 12 | 1.1 | 0.0001 | - | 0.02 | 0.1 | 0.01 |
| | PTAD 13 | 1.5 | 0.001 | - | 0.03 | 0.02 | 0.01 |
| | μ | 2.3 | 0.02 | 0.2 | 0.03 | 0.1 | 0.01 |
| | Biofiltro | PTAD 14 | 1.2 | 0 | 0.001 | 0.03 | 0.03 |
| Vermi-biofiltro | PTAD 15 | 1.7 | - | 0.1 | - | - | - |

Para la etapa de desinfección, el hipoclorito de sodio fue el producto químico más utilizado en términos de masa para el tratamiento en las diferentes tecnologías estudiadas, mientras que el consumo de polímero fue similar para lagunas aireadas y lodos activos.

Evaluación de ciclo de vida

Los resultados de la evaluación de ciclo de vida revelaron que las lagunas aireadas tienen las mayores repercusiones ambientales para todas las categorías de impacto estudiadas en la remoción de 1 kg DBO₅, como se observa en la Figura 2, coincidiendo a la vez con los mayores consumos de energía (2.6 kWh/kg DBO₅, en promedio), insumos de productos químicos en la etapa de desinfección y cloruro férrico (Tabla 2). Además, en la misma Figura 2 se observa que la tecnología de biofiltro presenta los menores impactos ambientales en todas las categorías de impacto evaluadas.

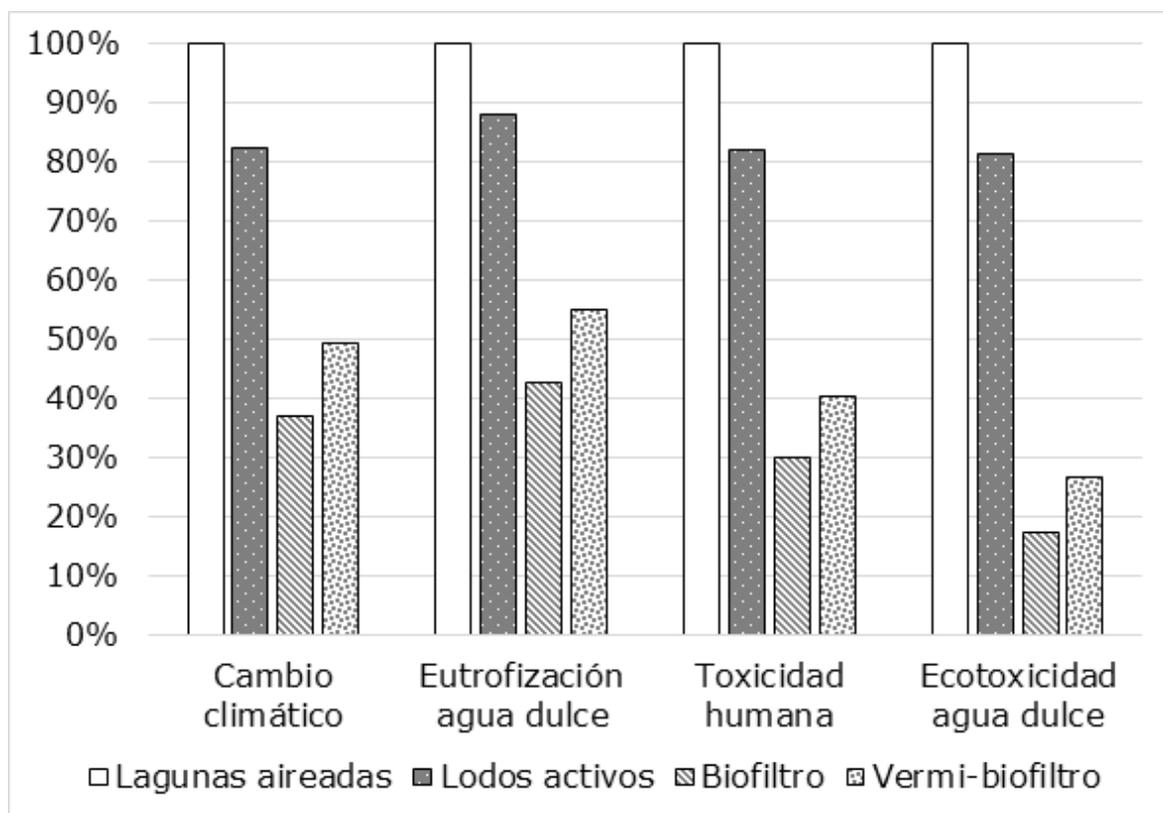


Figura 2. Comparación de impactos ambientales promedio por tipo de tecnología utilizada para la remoción de 1 kg DBO₅.

Cambio climático

La categoría de cambio climático es una de las más conocidas y comúnmente utilizada como indicador de impacto ambiental, incluso cuando el vertimiento del efluente en el medio ambiente no causa un efecto importante para esta categoría. Sin embargo, la intensidad energética del proceso de tratamiento hace importante incluirla para su evaluación (Lorenzo-Toja *et al.*, 2016b). Dentro de este contexto, la energía eléctrica resultó ser el principal contribuidor en todas las tecnologías, como se muestra en la Figura 3.

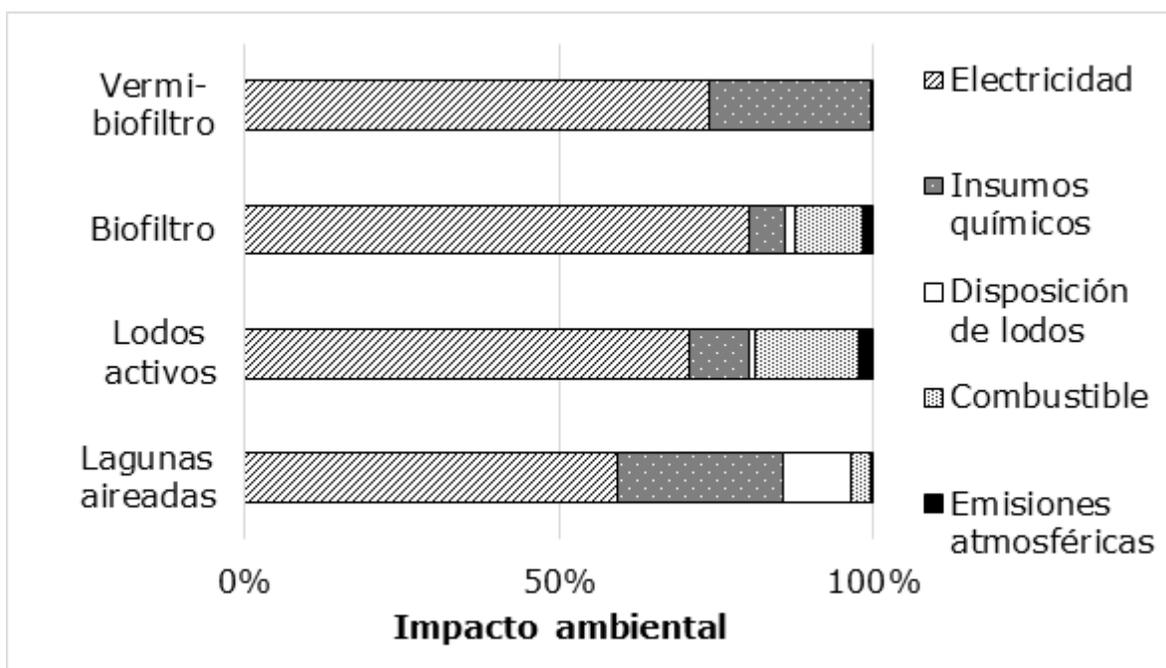


Figura 3. Contribución por tipo de tecnología para la categoría de cambio climático en la remoción de 1 kg DBO₅.

Para las plantas de lagunas aireadas se obtuvieron rangos entre 1.24 y 3.49 kg CO₂ eq/kg DBO₅, con un promedio de 2.38 kg CO₂ eq/kg DBO₅, donde el consumo de energía eléctrica contribuyó con 59% del impacto. El uso de químicos aportó un 27%, donde la etapa de desinfección fue la que más aportó con un 15.4%, debido al uso de hipoclorito de sodio (15%) y cloro gas (0.4%), seguido de los productos químicos: cloruro férrico (9.8%), metabisulfito de sodio (1.1%) y polímero (0.7%). Finalmente, la disposición de lodos aportó 11% de impactos, principalmente por las emisiones de metano en la disposición en relleno sanitario y monorelleno.

Se encontró que las PTAD 2 y 4 obtuvieron los peores desempeños en términos energéticos (2.7 y 5 kWh/ kg de DBO₅, respectivamente), teniendo en común la carencia del uso de insumos y energía eléctrica para la estabilización de los lodos, por lo cual la demanda energética se atribuye en exclusiva al tratamiento de la línea de aguas, mostrando ineficiencias energética en su proceso, en comparación con las otras plantas de lagunas aireadas, como PTAD 5, que tiene un consumo de 1.1 kWh/kg de DBO₅ sin purga de lodos.

Para la tecnología de lodos activos se obtuvieron rangos de 0.67 a 3.98 kg CO₂eq/kg DBO₅, con un promedio de 1.96 kg CO₂ eq/kg DBO₅, siendo la energía eléctrica de nuevo el principal contribuyente a la categoría de cambio climático con 71% de impacto. Se obtuvieron consumos de energía eléctrica entre 0.8 y 5.5 kWh/kg DBO₅, seguido del combustible diésel utilizado en la generación de energía eléctrica,

con aporte de 16%, y el uso de productos químicos con un valor cercano a 10%. En el empleo de productos químicos, la etapa de desinfección contribuyó en un 6%, siendo el hipoclorito de sodio el responsable de 99% de estos impactos, con un consumo promedio de 0.2 kg/kg DBO₅. Las emisiones atmosféricas relacionadas con la quema de combustible diésel y biogás generado en plantas con digestión anaeróbicas, aportaron apenas un 2.3%, resultando ser despreciable, en comparación con las otras contribuciones.

Las plantas con los mayores impactos ambientales para la categoría de cambio climático en la remoción de 1 kg DBO₅ fueron las PTAD 8, 9 y 10, coincidiendo con los mayores consumos energéticos y de combustible para su proceso, teniendo en común que no utilizan digestión anaeróbica con recuperación de biogás, requiriendo de esta forma otras fuentes de energía eléctrica para sus demandas de energía.

Para las tecnologías de biofiltro y vermi-biofiltro la energía eléctrica también resultó ser el principal responsable de los impactos con un 80 y 74% de contribución, respectivamente. Seguidos del uso de combustible para el caso del biofiltro (11%) y el uso de productos químicos para vermi-biofiltro (25%), del cual el hipoclorito de sodio contribuyó con cerca de 20% de tales impactos.

Eutrofización de agua dulce

Para la categoría de eutrofización de agua dulce, las lagunas aireadas obtuvieron los mayores impactos, variando de 8.14×10^{-4} a 2.15×10^{-3} kg P_{eq}/kg DBO₅, con un promedio de 1.30×10^{-3} kg P_{eq}/kg DBO₅. Para lodos activos se obtuvo un rango entre 8.20×10^{-5} y 2.36×10^{-3} kg P_{eq}/kg DBO₅, con un promedio de 1.15×10^{-3} kg P_{eq}/kg DBO₅. En las tecnologías de biofiltro y vermi-biofiltro se obtuvieron impactos de 5.56×10^{-4} kg P_{eq}/kg DBO₅ y 7.18×10^{-4} kg P_{eq}/kg DBO₅, respectivamente, sugiriendo que la tecnología de biofiltro tiene el mejor desempeño ambiental. El consumo de energía eléctrica resultó ser el proceso con mayor aporte a esta categoría, entre 70 y 80% (Figura 4), con excepción de PTAD 7 debido principalmente al cambio de la matriz energética utilizada en la planta (matriz Aysén), donde para esta PTAD el hipoclorito de sodio resultó ser el principal contribuyente.

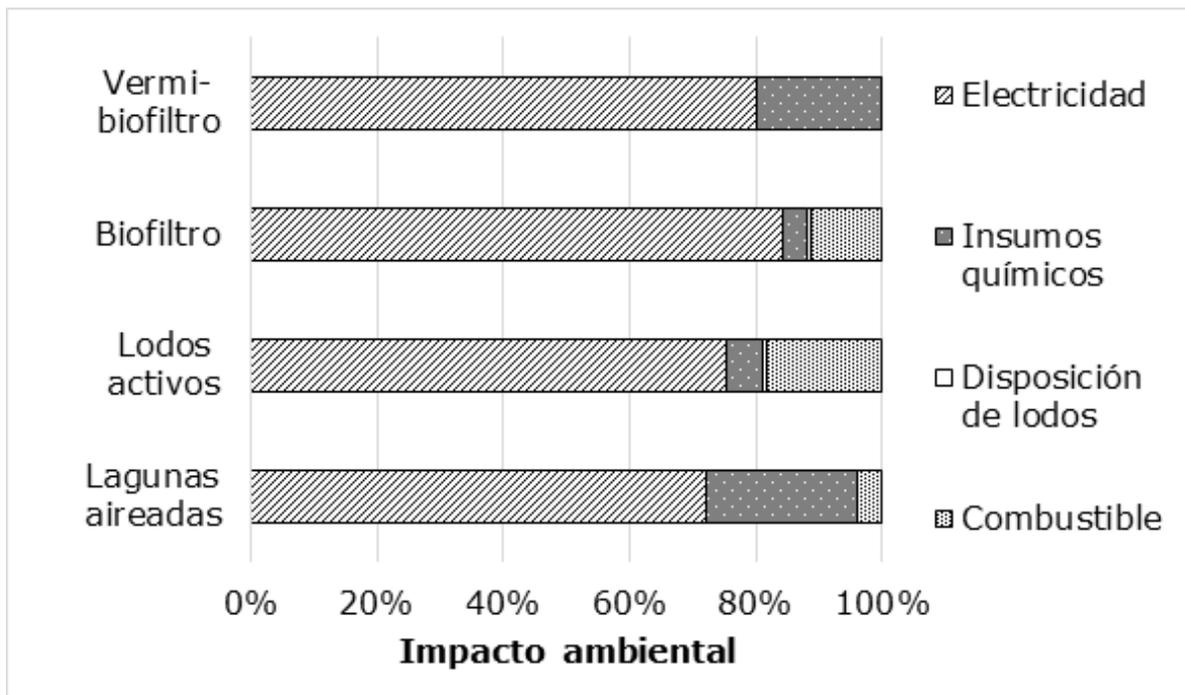


Figura 4. Contribución por tipo de tecnología para la categoría eutrofización de agua dulce en la remoción de 1 kg DBO₅.

Para las tecnologías de lagunas aireadas y vermi-biofiltro, el segundo contribuyente fue el uso de insumos químicos, con un aporte de 24 y 20%, respectivamente, siendo el hipoclorito de sodio el que más aport a estos impactos, con un 13% para lagunas aireadas y 16% para vermi-biofiltro, seguido del cloruro férrico (10%) y metabisulfito de sodio (4%), respectivamente, para cada tecnología. Por otro lado, para lodos activos y biofiltro, el segundo contribuyente fue el combustible diésel.

Ecotoxicidad de agua dulce

Para lagunas aireadas, los impactos variaron de 0.03 a 0.12 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, con un promedio de 0.07 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, siendo la tecnología de mayor impacto. Para lodos activos se obtuvo un rango de 0-01 a 0.12 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, con un promedio de 0.06 kg 1.4-DB_{eq}/kg DBO₅. En las tecnologías de biofiltro y vermi-biofiltro se encontraron impactos de 0.01 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅ y 0.02 kg 11.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, respectivamente, resultando así la tecnología de biofiltro con el mejor desempeño ambiental. Para las tecnologías de vermi-biofiltro y biofiltro, la principal contribución fue por el uso de electricidad, con un 62.4 y 77.6%, respectivamente (Figura 5), debido a

la emisión de cobre como principal aspecto dentro de esta categoría (30-36%). Para el caso de las tecnologías de lagunas aireadas y lodos activos, las emisiones al agua (descarga) provenientes del vertimiento de las aguas tratadas contribuyeron en un 48.8 y 59.2%, respectivamente, siendo así el cloro residual el principal contribuyente, con un aporte de 48 a 55%.

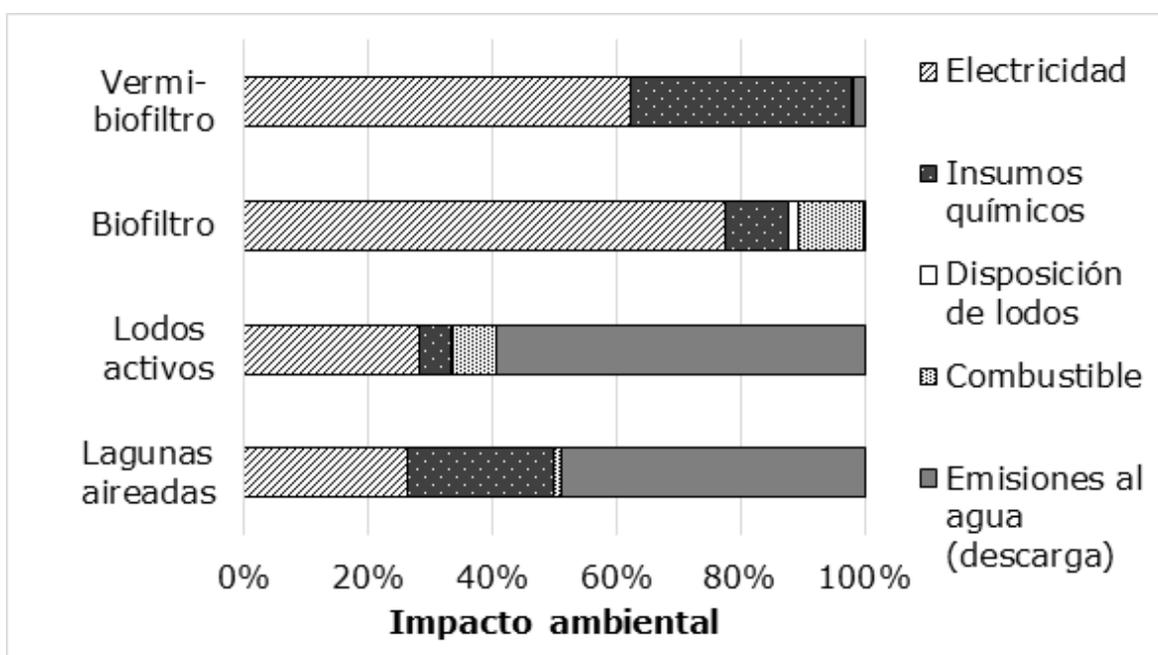


Figura 5. Contribución por tipo de tecnología para la categoría ecotoxicidad de agua dulce en la remoción de 1 kg DBO₅.

Para la tecnología de vermi-biofiltro, el segundo lugar en términos de contribución correspondió al uso de insumos químicos, con un aporte de 32%; mientras que para lagunas aireadas, la contribución de químicos fue de 30%. Para la tecnología de biofiltro, los insumos químicos representaron 10.2%, sobre todo por el uso de cloruro férrico

(8.2%); el empleo de combustible contribuyó con 10.6%. Por otro lado, el uso de energía eléctrica aportó un 26.4 y 28.1% para las tecnologías de lagunas aireadas y lodos activos, respectivamente.

La PTAD 11 tiene los menores valores para esta categoría, con 0.01 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, atribuido al uso de ozono para la etapa de desinfección, donde a la vez no generó emisiones de cloro residual. Finalmente, las tecnologías que presentaron los mayores consumos de energía eléctrica (lagunas y lodos con 2.6 y 2.3 kWh/kg de DBO₅, respectivamente) no evidenciaron un impacto significativo en la categoría de ecotoxicidad de agua dulce, debido sobre todo por la mayor contribución de las emisiones al agua, en específico por el cloro residual, debido a que esta sustancia tiene un alto factor de caracterización, equivalente a 19 kg 1.4-DCB_{eq}/kg Cl.

Toxicidad humana

Para lagunas aireadas, los impactos tuvieron un promedio de 1.40 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅; mientras que para lodos activos se obtuvo 1.15 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅. En el caso de las tecnologías de biofiltro y vermibiofiltro, los resultados muestran un impacto de 0.42 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅ y 0.57 kg 1.4-DCB_{eq}/kg DBO₅, respectivamente, siendo la tecnología de biofiltro la que evidenció el mejor desempeño ambiental. De nuevo, la energía eléctrica resultó ser el proceso con la mayor contribución para esta categoría (Figura 6), con un aporte de un 44%

para lagunas aireadas y 74% para biofiltro, principalmente por el manganeso, el cual proviene de la generación de energía eléctrica a partir del carbón dentro de la composición de la matriz energética. Luego sigue el uso de insumos químicos (cercanos a 30%), en especial por el uso de hipoclorito de sodio, aportando 15.5% de la contribución para lagunas aireadas y 27% para biofiltro en la etapa de desinfección, seguido del cloruro férrico con un 13% en lagunas aireadas y 10% en el uso de combustible en biofiltro. Para los lodos activos, las emisiones al agua (descarga) tuvieron un aporte de 29%, principalmente por el cloro emitido por el efluente, donde este último tiene un factor de caracterización equivalente a 170 kg 1.4-DCB_{eq}/kg Cl para esta categoría.

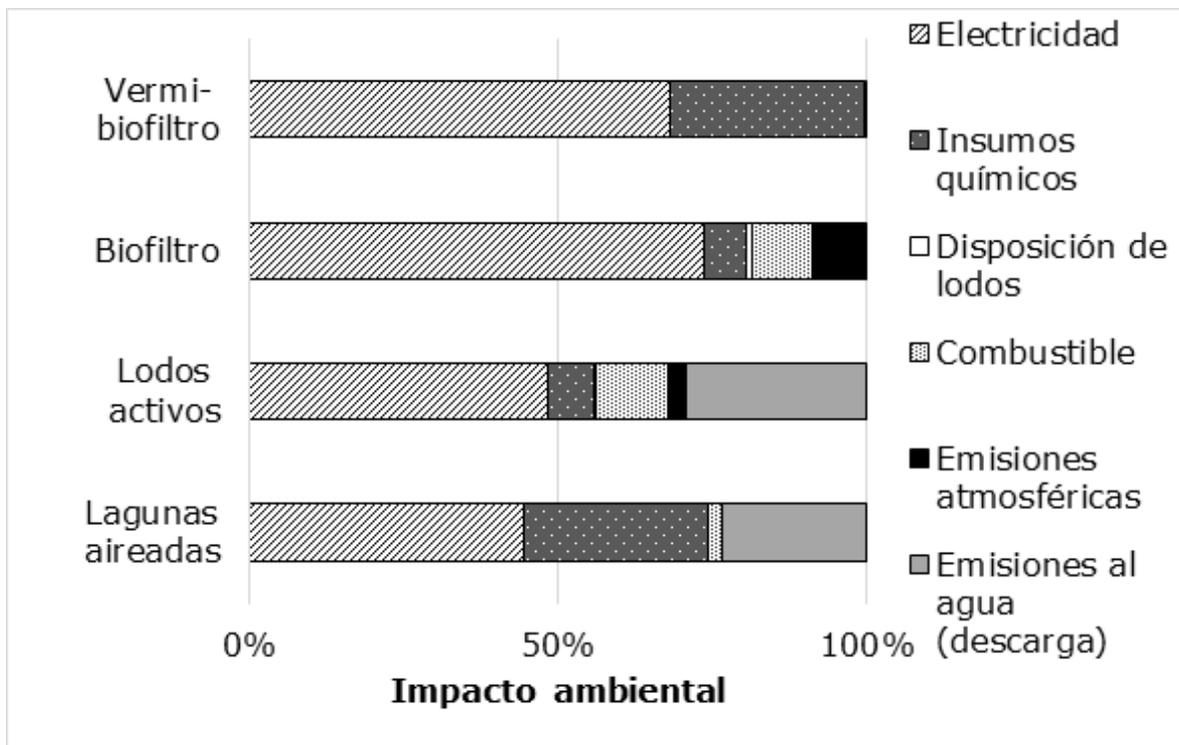


Figura 6. Contribución por tipo de tecnología para la categoría toxicidad humana en la remoción de 1 kg DBO₅.

Evaluación de ecoeficiencia

Vermi-biofiltro resultó ser la tecnología más eco-eficiente, con un mayor indicador correspondiente a 6.7 m³/kg CO₂ eq para la categoría de cambio climático, seguido de biofiltro con 5.1 m³/kg CO₂ eq. Por otro lado, para eutrofización de agua dulce, la tecnología de vermi-biofiltro fue nuevamente la tecnología de tratamiento más eco-eficiente, con indicadores de 10 984.1 m³/kg P_{eq}, seguido de los lodos activos con 10 518.5 m³/kg P_{eq}, como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Indicadores de eco-eficiencia y factor X promedios por tipo de tecnología.

| | Indicador eco-eficiencia 1 | Factor X | Indicador eco-eficiencia 2 | Factor X |
|------------------|---|-----------------|--|-----------------|
| | m³/kg CO₂ eq | | m³/kg P_{eq} | |
| Lagunas aireadas | 3.4 | 2.0 | 5 876.0 | 1.9 |
| Lodos activos | 3.8 | 1.7 | 10 518.5 | 1.0 |
| Biofiltro | 5.1 | 1.3 | 8 076.6 | 1.4 |

| | | | | |
|-----------------|-----|---|----------|---|
| Vermi-biofiltro | 6.7 | - | 10 984.1 | - |
|-----------------|-----|---|----------|---|

Al momento de analizar la eco-eficiencia por plantas para la categoría de cambio climático en las tecnologías de lagunas y lodos activos, las PTAD 3, 5, 7, 11, 12 y 13 tienen los mejores indicadores para esta tecnología, coincidiendo directamente con el tamaño de las plantas, como lo indican Lorenzo-Toja *et al.* (2014), con excepción de PTAD 7, que corresponde a una planta pequeña (662.8 habitantes). Sin embargo, el cambio en la matriz eléctrica es un punto importante para la determinación de sus impactos y, por ende, su eco-eficiencia. Igual pasa con la categoría de eutrofización de agua dulce, donde la PTAD 7 obtiene el mejor indicador para esta categoría, atribuible al tipo matriz energética ya mencionado.

Con respecto al factor X (Tabla 3), se puede mencionar que el vermi-biofiltro resultó ser casi el doble de eco-eficiente que las plantas que utilizan las tecnologías de lagunas aireadas y lodos activos para la categoría de cambio climático. Por último, para la categoría de eutrofización de agua dulce, el vermi-biofiltro resultó ser de nuevo el doble de eco-eficiente que las lagunas aireadas, seguido del biofiltro, y en menor medida comparado con la tecnología de los lodos activos.

Análisis de sensibilidad

Los resultados del impacto ambiental en el análisis de sensibilidad (Figura 7) muestran una disminución en los impactos ambientales al aumentar la energía eléctrica renovable no convencional en la matriz energética, obteniendo así una disminución cercana a 20 y 35% para vermi-biofiltro, con 60%-ERNC y vermi-biofiltro con 70%-ERNC, respectivamente, en las categorías de cambio climático y toxicidad humana. Por otro lado, para la categoría de ecotoxicidad de agua dulce sucede lo contrario; no obstante, las diferencias del impacto ambiental no superaron el 9%, principalmente atribuido al aumento de un 11% de generación de energía de tipo fotovoltaica y eólica, las que contribuyeron con 43.2% del impacto para 60%-ERNC y 60.5% para 70%-ERNC.

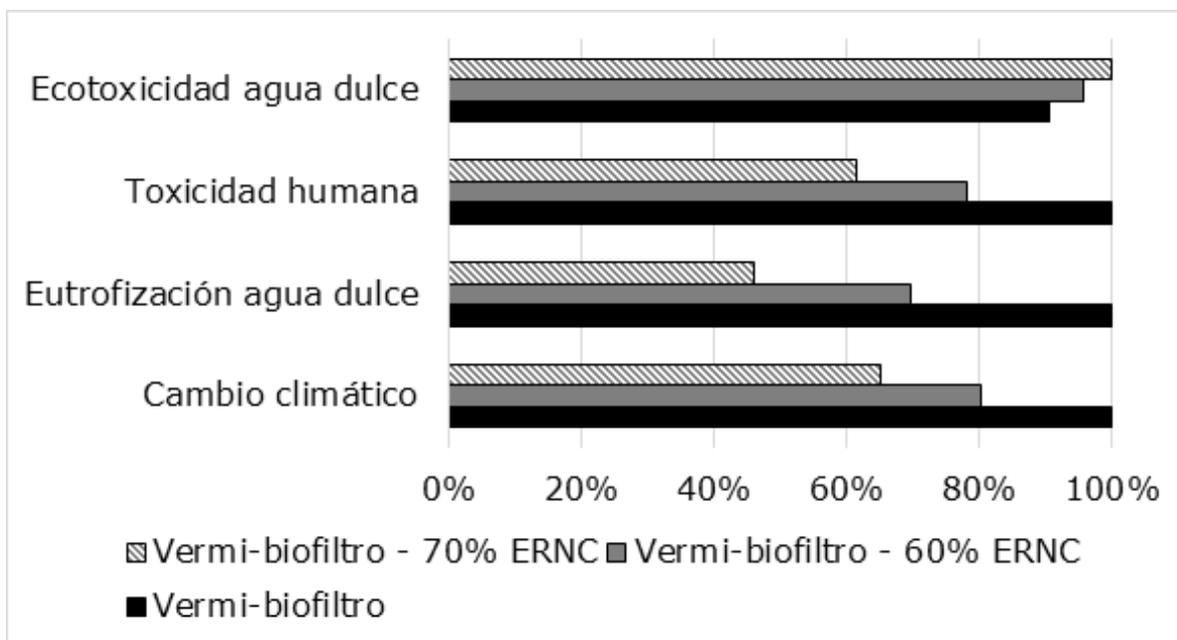


Figura 7. Impactos ambientales para vermi-biofiltro para diferentes composiciones en la matriz energética (SIC).

Finalmente para el indicador de eco-eficiencia, resultó ser más eco-eficiente la planta de vermi-biofiltro con mayor porcentaje de ERNC (70%-ERNC) para ambas categorías estudiadas. En la categoría de cambio climático, la planta con matriz convencional disminuyó en un 35% su eco-eficiencia y 19% para el caso de la matriz con 60%-ERNC. Para la categoría de eutrofización de agua dulce, la disminución en ecoeficiencia para la planta con matriz convencional fue de 54% y para la planta con 60%-ERNC fue de 34% con respecto a la planta con mayor ERNC (Figura 8).

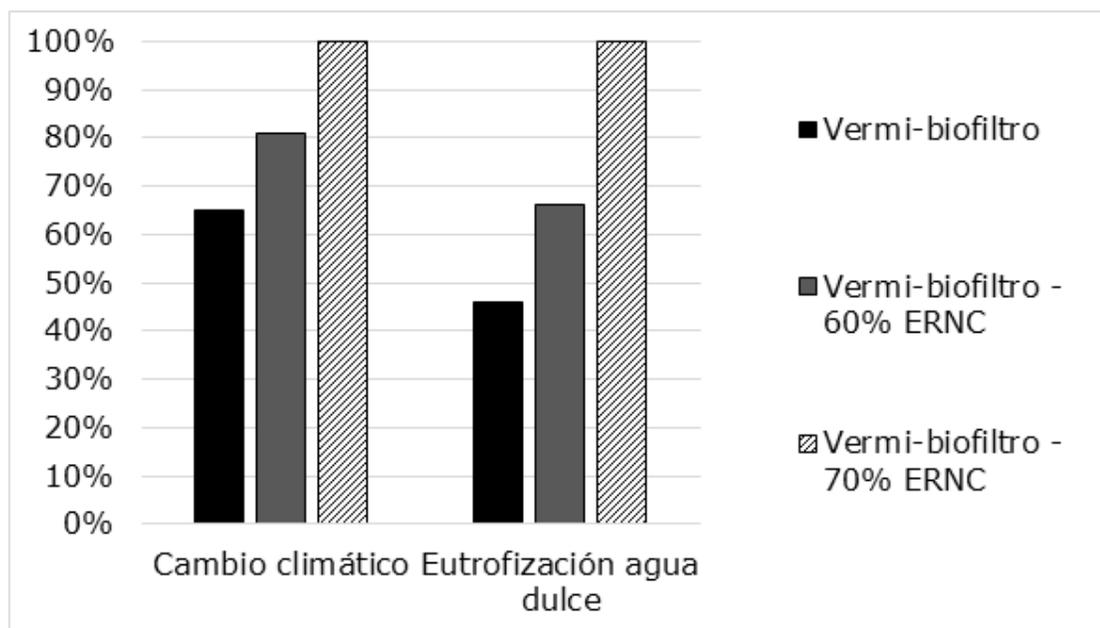


Figura 8. Indicadores de eco-eficiencia con proyección de matriz energética.

Con este análisis se puede demostrar que la eco-eficiencia puede variar sin modificar los flujos (insumos requeridos) en términos de eficiencia, sino que el indicador puede verse alterado con tan sólo cambiar la composición de la matriz eléctrica; es decir, sin un cambio en el diseño de ésta, debido a que la electricidad corresponde a un *hotspot* para los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Conclusiones

Se determinó que la tecnología de tratamiento más eco-eficiente corresponde a vermi-biofiltro, para el indicador en términos de cambio climático y eutrofización de agua dulce, en comparación con tecnologías como lagunas aireadas y lodos activos. Ello demuestra que en Chile las tecnologías emergentes y no convencionales son más eco-eficientes que las convencionales.

La energía eléctrica es un punto crítico dentro de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas; por tanto, es determinante la composición de la matriz energética del país con respecto al impacto ambiental y su eco-eficiencia.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por CONICYT FONDECYT 11170992.

Referencias

- Cárdenas, J. P., Muñoz, E., Riquelme, C., & Hidalgo, F. (2015). Simplified life cycle assessment applied to structural insulated panels homes. Análisis de ciclo de vida simplificado aplicado a viviendas de paneles SIP (structural insulated panels). *Revista Ingeniería de Construcción*, 30(1), 33-38. Recuperado de <https://www.ricuc.cl/index.php/ric/article/view/555/html>
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S., & Shaw, A. (2013). Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, 47(15), 5480-5492, DOI: 10.1016/j.watres.2013.06.049
- Emmerson, R. H. C., Morse, G. K., Lester, J. N., & Edge, D. R. (1995). The life-cycle analysis of small-scale sewage-treatment processes. *Water and Environment*, 9, 317-325. Recuperado de <http://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1995.tb00945.x>
- ESCAP, United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific. (2010). *Economic and social survey of Asia and the Pacific: Sustaining recovery and dynamism for inclusive development. United Nations Publication.* Recuperado de <https://www.unescap.org/sites/default/files/survey2010.pdf>
- Herrera, J. H., Muñoz, E., & Montalba, R. (2012). Evaluation of two production methods of Chilean wheat by life cycle assessment (LCA) - Evaluación de dos estilos productivos de trigo chileno mediante metodología de análisis de ciclo de vida (ACV). *IDESIA*, 30(2), 101-110. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292012000200013>

- Hospido, A., Moreira, M. T., Fernández-Couto, M., & Feijoo, G. (2004). Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant. *Journal of Life Cycle Assessment*, 9(4), 261-271. Recuperado de <http://doi.org/10.1007/BF02978602>
- IPCC, Panel Intergubernamental del Cambio Climático. (2006). Chapter 3: Solid waste disposal, Volume 5: Waste. In: Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., & Tanabe K. (eds.). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme* (pp. 3.6-3.40). Recuperado de https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/0_Overview/V0_0_Cover.pdf
- ISO 14040. (2006). ISO 14040:2006 *Environmental management - life cycle assessment- principles and framework*. International organization for standarization. Recuperado de <https://www.iso.org/standard/37456.html>
- ISO 14044. (2006). ISO 14044:2006 *Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines*. International organization for standarization. Recuperado de <https://www.iso.org/standard/38498.html>
- ISO 14045. (2012). ISO 14045:2012 *Environmental management. Eco-efficiency assessment of product systems. Principles, requirements and guidelines*. International organization for standarization. Recuperado de <https://www.iso.org/standard/43262.html>
- Jiang, L., Liu, Y., Hu, X., Zeng, G., Wang, H., Zhou, L., Tan, X., Huang, B., Liu, S., & Liu, S. (2016). The use of microbial-earthworm ecofilters for wastewater treatment with special attention to influencing factors in performance: A review. *Bioresource*

- Technology*, 200, 999-1007. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.011>
- Kalbar, P. P., Karmakar, S., & Asolekar, S. R. (2012). Assessment of wastewater treatment technologies: Life cycle approach. *Water Environment*, 27, 1-8. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/wej.12006>
- Li, X., Xing, M., & Lu, J. (2013). Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization. *Chemical Engineering Journal*, 223, 932-943. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.cej.2013.01.092>
- Lorenzo-Toja, Y., Alfonsín, C., José, M., Aldea, X., Marin, D., Teresa, M., & Feijoo, G. (2016a). Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 553, 71-82. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.073>
- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., & José, M. (2016b). Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. *Science of the Total Environment*, 566-567, 468-479. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.110>
- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Chenel, S., Marín-Navarro, D., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2014). Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA + DEA method. *Water Research*, 68, 651-666. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.040>
- Lourenço, N., & Nunes, L. M. (2017). Optimization of a vermifiltration process for treating urban wastewater. *Ecological Engineering*,

- 100, 138-146. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.074>
- Lundin, M., & Morrison, G. (2002). A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban Waters systems. *Urban Water*, 4(2), 145-152. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00015-8](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00015-8).
- Marti, E. J., & Batista, J. R. (2014). Impact of secondary treatment types and sludge handling processes on estrogen concentration in wastewater sludge. *Science of the Total Environment*, 470-471, 1056-1067. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.070>
- Ministerio de Obras Públicas. (2013). *Estrategia nacional de recursos hídricos 2012-2025*. Recuperado de http://www.mop.cl/documents/enrh_2013_ok.pdf
- Muga, H. E., & Mihelcic, J. R. (2008). Sustainability of wastewater treatment technologies. *Environmental Management*, 88(3), 437-447. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.008>
- Muñoz, E., Vargas, S., & Navia, R. (2015). Environmental and economic analysis of residual woody biomass transport for energetic use in Chile. International. *Journal of Life Cycle Assessment*, 20(7), 1033-1043. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0891-x>
- Pasqualino, J. C., Meneses, M., Abella, M., & Castells, F. (2009). LCA as a decision support tool for the environmental improvement of the operation of a municipal wastewater treatment plant.

Environmental Science & Technology, 43(9), 3300-3307.

Recuperado de <https://doi.org/10.1021/es802056r>

Ribarova, P., & Stanchev, I. (2016). Complexity, assumptions and solutions for eco-efficiency assessment of urban water systems.

Journal of Cleaner Production, 138, 229-236. Recuperado de

<http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.113>

Robaina-Alves, M., Moutinho, V., & Macedo, P. (2015). A new frontier approach to model the eco-efficiency in European countries.

Journal of Cleaner Production, 103, 562-573. Recuperado de

<http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.038>

Rodriguez-Garcia, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hernández-Sancho, F., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2011). Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants.

Water Research, 45, 5997-6010. Recuperado de

<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.053>

Roohian, H., & Mehranbod, N. (2017). Investigation of bio-augmentation of overloaded activated sludge plant operation by computer simulation. *Computers and Chemical Engineering*, 104, 11-24.

Recuperado

de

[https://www.semanticscholar.org/paper/Investigation-of-bio-augmentation-of-overloaded-by-Roohian-](https://www.semanticscholar.org/paper/Investigation-of-bio-augmentation-of-overloaded-by-Roohian-Mehranbod/9f32b7511cc609d2983d58f313b29b6900a4d070)

[Mehranbod/9f32b7511cc609d2983d58f313b29b6900a4d070](https://www.semanticscholar.org/paper/Investigation-of-bio-augmentation-of-overloaded-by-Roohian-Mehranbod/9f32b7511cc609d2983d58f313b29b6900a4d070)

Samal, K., Dash, R., & Bhunia, P. (2017). Treatment of wastewater by vermifiltration integrated with macrophyte filter: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2274-2289.

Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.026>

- Schmidheiny, S. & Business Council for Sustainable Development. 1992. The business of sustainable development. In: Schmidheiny, S., & Business Council for Sustainable Development). *Changing Course, A global business perspective in development and the environment* (pp. 1-12). Cambridge, USA: Massachusetts Institute of Technology.
- SISS, Superintendencia de Servicios Sanitarios. (2017). *Informe de gestión del sector sanitario, SISS*. Recuperado de https://www.siss.gob.cl/586/articles-17283_recurso_1.pdf
- Suh, Y., & Rousseaux, P. (2002). An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources, Conservation and Recycling*, 35, 191-200. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00120-3](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00120-3)
- Tomar, P., & Suthar, S. (2011). Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. *Desalination*, 282, 95-103. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.007>