



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

**ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA COMO HERRAMIENTA DE
DECISIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL EN
AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE

DOCTOR EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL

P R E S E N T A

Flor Hernández Padilla

TUTOR PRINCIPAL

Dr. Adalberto Noyola Robles. Instituto de Ingeniería UNAM

COMITÉ TUTOR

Dra. Leonor P. Güereca Hernández. Instituto de Ingeniería UNAM

Dr. Luis Gerardo Ruiz Suárez. Centro de Ciencias de la Atmósfera UNAM

MEXICO D.F., ENERO 2016

JURADO ASIGNADO:

Presidente:	DR. ENRIQUE CESAR VALDEZ
Secretario:	DR. LUIS GERARDO RUIZ SUÁREZ
1 ^{er.} Vocal:	DR. EDGAR SANTOYO CASTELAZO
2 ^{do.} Vocal:	DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES
3 ^{er.} Vocal:	DRA. LEONOR P. GÜERECÁ HERNANDEZ

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM.

Esta tesis doctoral es producto de una larga travesía y no habría sido posible sin el apoyo de las siguientes instituciones:

La beca de estudios fue otorgada por la Coordinación de Estudios de Posgrado (CEPUNAM) y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT México). Esta tesis forma parte del proyecto “Water and sanitation: Latin American and Caribbean cities adapting to climate change by making better use of their available bioenergy resources” financiado por el International Development Research Centre (IDRC) de Canadá, desarrollado por el grupo de trabajo del Instituto de Ingeniería UNAM.

Los datos del tratamiento de agua residual municipal en América Latina y el Caribe fueron proporcionados por:
*Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ACODAL).
Unidad de Asistencia Técnica (UAT) de la Escuela de Ingeniería Bioquímica de la Pontificia (EIB) Universidad Católica de Valparaíso, Chile (PUC) y al Núcleo de Biotecnología Curauma (NBC).
Universidad Federal de Rio de Janeiro (UFRJ)
Neri Martin de Guatemala y Leonardo Perez de República Dominicana.
Sistema de Aguas de la Ciudad de México.
Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey.*

La estancia de investigación fue desarrollada con en el excepcional equipo de investigación del Centre Universitaire de Recherche sur le Cycle de Vie des Produits, Procédés et Services (CIRAIG) de la École Polytechnique de Montreal.

La autora reconoce y agradece a las personas que hicieron posible el desarrollo y conclusión de este trabajo:

Al Dr Adalberto Noyola y Dra. Patricia Güereca por su orientación, acompañamiento y excelente trabajo del que aprendí muchas cosas.

I would also like to express my gratitude to Dr. Cecile Bulle and Dr. Manuele Margni for their kindness, time, the excellent knowledge sharing and invaluable help to conduct the article.

Al Dr. Enrique Cesar, Dr. Luis Gerardo Ruiz por su tiempo dedicado y sus valiosos comentarios. Al Dr. Rolando Chamy y Dr. Edgar Santoyo por posibilitar el avance del trabajo.

Al grupo de trabajo Margarita C, Liliana R, Elena V y Juan M por su apoyo en la logística del proyecto y a Adba M por su excelente investigación previa.

Gracias a la Ing. Cristina Araoz por su magnífico trabajo de administración en el comité académico.

Dedicatoria

A la vida

Agradecimientos

A mi padre por enseñarme a hacer posible lo imposible.

A mi madre por enseñarme a ser libre.

A mi hermano por ser amigo, confidente y compañero de vida.

*A la fragilidad, por enseñarme a ser más yo misma,
por volverme más consciente de mis límites y más capaz de amar a los demás.*

Al doctor Marco A. López Zepeda por la excelencia que entrega en su profesión porque hizo posible tener mi calidad de vida devuelta y al doctor Víctor García Gallegos por su excelente trabajo en equipo.

A mis amigos Alisson Pinheiro, Juan Carlos Viggiano, Marco A Pérez, Alejandra Medina, José Alberto Nava y Alejandra Vázquez por ayudarme a ver la verdadera belleza de la vida: confiar en la vida.

A Andrés Aguilar por su instrucción y orientación para continuar justo cuando iba a abandonar.

A Pia A Wiche, por tu amistad, energía, orientación, guía y cariño como mi cotutora ¡contigo es buenísimo ser nerdies!.

*A la Familia Pacheco Delgado por la invaluable acogida y amistad.
A Alma y David gracias por su amistad y ayuda en uno de los momentos más difíciles en mi vida.*

A Lulú C. y Rachel M. por su valioso tiempo entregado, sus ánimos, su amistad y su carisma.

A Guillermo Juárez y familia por darme su cariño y apoyo como si fueran mi familia.

A Azael y Yuri por estar al pendiente de mí desde que llegué a CL.

A la Fundación Juntos Mejorando Ale y Enrique, por su incansable labor.

A los amigos que acompañaron mi camino en la aventura por recuperarme, no existen palabras para agradecer tanto cariño:

CANADA

Margot, Rodolfo, Lina, Adriana, Mary, Claudia, Teresa, Myriam, Julio Gabriela, Diego, Guillermo y Carmen, Elodie, Shannon y Alessandro.

EUA

José y Familia Torres

COLOMBIA

Gildardo Bermeo y Familia Bermeo Montealegre

MEXICO

A Oliverio González y familia, Juan Pineda, Familia Pineda, Paty y Mario, Hugo y Nuria, a la Comunidad San Francisco de Asis de Chihuahua, a la familia Nava Aguirre, por ayudarme cuando más lo necesité.

Victor Vorrath, Arturo Ortega y Maggy A., Alejandrina Saenz, Karla Saenz y su equipo, gracias también por su profesionalismo.

A Oscar y Jenny, Sergio, Zusy y Germán, Josi y Jonathán, Edith, Cynthia Palma, Juan Fco Nava, Beatriz y Ernesto, Jose Luis Roa, Fredy Morales, Itzel Tapia, Nelly Cabera, Leo S, Aracely Rivera, Artemia Itzelt, Vero Aguilar, Angelica Velazquez, Gustavo Cadena, Irene Lluís, Enrique Niembro, Itzel, Victor H, A. Cesar Govantes, Víctor M, Javi Reyes, Oscar Gutierrez y Natella Imamova ¡por todas sus porras, y ánimos!

A Isis, Yaz, Ada, Ely, Magda, Norma, Nora, Caro Elizabeth y Claudia por comprender como nadie los momentos más difíciles de la fragilidad humana.

A los amigos de mis amigos que sin conocerme me ayudaron cuando más lo necesité: Adrianela, Alberto, Alex, Angel, Arturo, Bárbara, Beatriz, Cecilia, César H, Daniel, Elsi, Eva, Gloria L, Jair, Janabí, Jesús Alberto, Jose Antonio, Jose Luis, Josie, Juana, Karina, Karla, Leslie, Lety, Lidia, Luciano, Lupita, MA de Guadalupe, Mario, Martha, Maru, Marusia, Memo, Pablo, Ramón, Sara Edith, Sebastián, Sergio, Susi, Teresa, Ulises, Veronica, Vicky, Violeta, Virgilio y Yoali.

BRASIL

Alisson Pinheiro e a sua familia (que é como minha familia) e ao seu monte de amigos. Dalva de Lourdes Rodrigues Pinheiro, José Afonso Martins Pinheiro, Cyarla Pinheiro, Admilson Rodrigues Lopes, Minha Familia do Brasil Luiz Fernando, Nina, Evandro, Rodrigo e Jo Andrei Alesandra Evanir e Marcia.

Gabriela Knippelberg, Safira Yang, Jorge Souza, Mauro Sergio Testoni, Cristian Porto, Tatiane Barros, Sílvia Simões, Emerson tobar, Leila Santos, Patricia Antar Salomao, Luiz Fernando Da Silva Silva, Felipe Silva, Gustavo Maranhão, Mariana Pedroso, Daiane Piva, Lucimara Negreiros, Pedro Guilherme O. Bombonato PG, Christiane Vieira, Jussara Aline Dos Santos, Martha Fernanda Salgado Neto, Gabriel Azambuja, Julio Cesar Xavier de Almeida, Sil Menegatti, Flávia Monzano Veiga, Walquiria, Crisca Marques, Abraão Cruz, Regiane Sil, Laís Midori Minehira, Thais Oliveira, Bruno Lima, Patrícia Gomes da Silva. Roberto Borenstein y Nidia Faria Pereira, Robson Dos Santos.

Rosana Nunes Ciancio, Mariana Mestieri, Karinne M Kay, Raquel Abreu y Laís Ciancio por doar o seu carinho

A GLORIA

Salvador Díaz Mirón

(extracto)

*Semejante al nocturno peregrino
mi esperanza inmortal no mira el suelo,
no viendo más que sombra en el camino
sólo contempla el esplendor del cielo.*

*Inútil es que con tenaz murmullo
exageres el lance en que me enredo:
yo soy altivo, y el que alienta orgullo
lleva un broquel impenetrable al miedo.*

*Fiado en el instinto que me empuja
desprecio los peligros que señalas:
“el ave canta aunque la rama cruja
como que sabe lo que son sus alas”.*

*Erguido bajo el golpe en la porfía
me siento superior a la victoria.
Tengo fe en mí: la adversidad podría
quitarme el triunfo pero no la gloria.*

*¡Deja que me persigan los abyectos!
¡Quiero atraer la envidia aunque me abrumen!
La flor en que se posan los insectos
es rica de matiz y de perfume.*

*El mal es el teatro en cuyo foro
la virtud, esa trágica, descuella:
es la sibila de palabra de oro,
la sombra que hace resaltar la estrella.*

*Alumbrar es arder. Estro encendido
será el fuego voraz que me consuma.
La perla brota del molusco herido
y Venus nace de la amarga espuma.*

*Los claros timbres de que estoy ufano
han de salir de la calumnia ilesos.
Hay plumajes que cruzan el pantano
y no se manchan... ¡Mi plumaje es de esos!*

*¡Fuerza es que sufra mi pasión! La palma
crece en la orilla que el oleaje azota.
El mérito es el naufrago del alma:
¡vivo, se hunde; pero muerto, flota!*

CONTENIDO

RESUMEN	ii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE	4
3. JUSTIFICACIÓN, OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	25
4. METODOLOGÍA	28
5. INVENTARIO Y EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS AEROBIOS E1, E4, E7	55
6. INVENTARIO Y EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS LAGUNARES E2, E5, E8.....	65
7. INVENTARIO Y EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS ANAEROBIOS E3, E6, E9.....	72
8. ANÁLISIS DE ESCENARIOS.....	81
9. REGIONALIZACIÓN.....	86
10. ALTERNATIVAS DE MEJORA	108
11. CONCLUSIONES.....	125
REFERENCIAS	164
ANEXOS.....	129

RESUMEN

América Latina y el Caribe (ALC) es la región con mayor disponibilidad de agua (UNECLAC/UNW-DPAC, 2012). Sin embargo, la cobertura de saneamiento se limita al 82%, resultando en 106 millones de habitantes que no tienen acceso a estos servicios (WHO & UNICEF, 2013). De acuerdo a los reportes del Banco de Desarrollo de América Latina se requieren grandes inversiones en infraestructura para sistemas de tratamiento de aguas residuales para ALC. En este contexto, es necesario identificar las tecnologías ambientalmente más sostenibles para la Región, teniendo en cuenta las necesidades a largo plazo de la sostenibilidad ecológica como la protección de la salud humana y aguas superficiales, eficiencia del uso de la energía y agua, la reducción de la generación de residuos, la minimización de la pérdida de recursos y el reciclaje de nutrientes desde un enfoque holístico (Lundin et al., 2000). En este trabajo, el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) fue la herramienta usada para este fin, ya que estudia los aspectos ambientales y los impactos potenciales a lo largo de la vida de un producto (ISO 14044, 2006; ISO 14040, 2006).

Se realizó el ACV de 9 escenarios (E1 a E9) que representan las tecnologías de tratamiento de agua residual más usadas en la región de ALC. Los escenarios se agrupan en tres tipos de tecnologías que a su vez incluyen tres tamaños de caudal: chico (13 l/s), mediano (70 l/s) y grande (250 l/s). Los escenarios E1, E4 y E7 corresponden a sistemas aerobios, mientras que E2, E5 y E8, involucran sistemas lagunares; finalmente, los escenarios E3, E6 y E9 corresponden a los sistemas anaerobios acoplados a tres tipos de postratamientos.

Los resultados del ACV en punto medio, calculados con el método ReCiPe v1.09, muestran que en la categoría de Cambio Climático, los tres escenarios de sistemas lagunares generan un mayor impacto debido al CH₄ liberado superando a los escenarios de procesos aerobios, y el menor impacto lo presentan los sistemas de reactores anaerobios con postratamiento. En las categorías Disminución de combustibles fósiles, Acidificación terrestre, Disminución de ozono y Formación de oxidantes fotoquímicos, los escenarios de sistemas aerobios involucra los impactos ambientales más altos debido a su alto consumo eléctrico. El caso contrario lo presentan los sistemas lagunares y los valores intermedios lo tienen los sistemas anaerobios. Respecto a la categoría Eutrofización de agua dulce, los sistemas aerobios son los de mayor impacto seguidos por los sistemas lagunares y sistemas anaerobios.

Fue desarrollado el proceso de regionalización para 22 países de ALC, como estrategia para el apoyo a la toma de decisiones en dos niveles: inventario (datos regionales) y análisis de impacto (factores de caracterización de eutrofización en cada país). Este proceso utiliza el método de Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV) de punto final para identificar la categoría y proceso de mayor contribución ambiental en los que se enfocan los esfuerzos de regionalización. La regionalización se llevó a cabo utilizando el método Impact World + (IW+), siendo el único que

incluye factores de caracterización espacialmente diferenciados en cada región del mundo incluida ALC.

En este sentido, fue realizado el análisis comparativo de los Factores de Caracterización (FC) genéricos de las metodologías IW+ y ReCiPe en la categoría de Eutrofización de agua dulce, con respecto a los regionalizados, el cual demostró que los FC genéricos están sobredimensionados para la región de ALC.

La EICV regionalizada denotó un cambio en las tendencias de los resultados en 9 países en el área de protección de Salud Humana (SH). Así mismo, el comportamiento de los 22 países cambió en el área de protección Calidad del Ecosistema (CE). Mientras que en la EICV genérica los escenarios de sistemas lagunares son los de peor desempeño debido a la gran cantidad de CH₄ liberado el caso contrario se presenta en la EICV con factores regionalizados, la cual concluye que para los países con un mix eléctrico basado en combustibles fósiles, los escenarios de mejor perfil ambiental son los de sistemas lagunares porque involucran el más bajo consumo eléctrico.

Brasil tuvo un comportamiento particular porque denotó mayor sensibilidad a las emisiones de nutrientes en el efluente, y como consecuencia, la Eutrofización de agua dulce es una categoría de mayor contribución en ese país.

En este sentido fueron identificados los países en los que la prioridad es reducir el impacto en cambio climático por consumo eléctrico mediante la producción más limpia o reducción en su consumo y los países en que la prioridad es reducir las emisiones de sustancias eutrofizantes de las PTAR. Así, fueron diseñadas y evaluadas 6 alternativas de mejora. En los sistemas lagunares, las alternativas de mejora evaluadas fueron: i) introducir la cogeneración de energía a partir del biogás producido y ii) cambiar la tecnología de la laguna anaerobia a laguna aireada, la última opción fue la mejor en términos de impacto ambiental. Con respecto a los escenarios de sistemas anaerobios y postratamientos, la alternativa de mejora evaluada fue la cogeneración de energía, resultando siempre con menor impacto que los escenarios base. Por último, en los sistemas aerobios fueron evaluadas dos alternativas de tratamiento secundario para los sistemas de aeración extendida: i) lecho móvil y ii) membranas de ultrafiltración, resultando la mejor opción el lecho móvil. En cuanto a los lodos activados convencionales, la adición de unidad de cogeneración en el digestor anaerobio de lodos resultó en un mejor desempeño del sistema pues el 36% de la energía requerida fue generada a partir del biogás.

ABSTRACT

Latin America and the Caribbean (LAC) is the region with the greatest availability of water (UNECLAC / UNW-DPAC, 2012). However, sanitation coverage is limited to 82%, resulting in 106 million people without access to these services (WHO & UNICEF, 2013). According to reports from the Development Bank of Latin America, large investments are required in systems infrastructure for sewage treatment in LAC. In this context it is necessary to identify the most environmentally sustainable technologies for the region, taking into account the long-term needs of ecological sustainability as the protection of human health and surface water use; efficiency of energy and water, reduction generation of waste, minimizing the loss of resources and the recycling of nutrients from a holistic approach (Lundin et al., 2000). In this paper, the life-cycle assessment (LCA) was the tool used for this purpose, because it evaluates the environmental aspects and potential impacts throughout the lifespan of a product (ISO 14044, 2006, ISO 14040, 2006).

The ACV of 9 scenarios (E1 to E9) was conducted, they represent the most used technologies of wastewater treatment in LAC. The scenarios are grouped into three types of technologies which also include; three sizes of flow: small (13 l / s), medium (70 l / s) and large (250 l / s). E1, E4 and E7 scenarios correspond to aerobic systems, while E2, E5 and E8, involving pond systems; finally, E3, E6 and E9 scenarios correspond to anaerobic systems coupled to three types of post-treatments.

LCA results at midpoint were calculated with the ReCiPe v1.09 method, they showed that in the Climate Change category, the three scenarios pond systems have a greater impact due to CH₄ released, surpassing scenarios aerobic processes. While, anaerobic reactors systems with post-treatment had the least impact. The aerobic system scenarios involve the highest environmental impacts in fossil fuel depletion, terrestrial acidification, ozone depletion and photochemical oxidant formation categories, due to its high electricity consumption. The pond systems presented the opposite case and anaerobic systems have intermediate values. Regarding the freshwater eutrophication category, aerobic systems have the greatest impact followed by pond systems, and finally anaerobic systems.

It was developed a regionalization process for 22 LAC countries as a strategy to support decision-making at two levels: inventory (regional data) and impact analysis (eutrophication characterization factors in each country). This process uses the method Life Cycle Impact Assessment (LCIA) at endpoint to identify the greater environmental contributors (category and process) where regionalization efforts are focused. The regionalization was conducted using the Impact World + (IW +) method, because is the unique that includes characterization factors spatially differentiated in every region of the world, covering ALC.

In this sense, it was made a comparative analysis of generic characterization factors (CF) of the IW+ and ReCiPe methodologies (of freshwater eutrophication category) with respect to CF regionalized, which showed that the FC generics are oversized for the LAC region.

The LCIA regionalized, denoted a change regard to LCIA generic, in the tendencies of results to 9 countries in the area of protection of human health (HH). While, the behavior of the 22 countries changed in the area of protection Ecosystem Quality (EQ). The generic LCIA, showed that scenarios of pond systems are the worst performers because of the large amount of CH₄ released. The opposite case occurs in LCIA with regionalized factors, which concluded that for countries with an electric mix based on fossil fuels, the pond systems scenarios have the best environmental profile because they involve the lowest power consumption.

Brazil had a particular behavior because showed a greater sensitivity of nutrients emissions contained in the effluent, and as a result, freshwater eutrophication is the major contribution category in that country.

In this regard, countries in which the priority is to reduce the climate change impact on electricity consumption through the cleaner production or reduction in consumption, were identified. As well as countries where the priority is to reduce emissions of eutrophying substances WWTP. Thus, they were designed and evaluated six improvement alternatives. About the pond systems, two improvement alternatives were evaluated: i) introducing cogeneration energy from biogas produced and ii) changing the technology from anaerobic lagoon to aerated lagoon, the last option was the best in terms of environmental impact. Regarding: scenarios of anaerobic systems and post treatments, the alternative evaluated was cogeneration of energy, which showed a lower impact.

Finally, about aerobic systems two alternative secondary treatment were evaluated, for extended aeration: i) moving bed and ii) ultrafiltration membranes, the moving bed was the best option. As regards conventional activated sludge, was evaluated the addition of cogeneration unit in the anaerobic digester sludge this demonstrated a better environmental performance because 36% of the required energy was generated from biogas.

1. INTRODUCCIÓN

Con el 31% de los recursos hídricos renovables del mundo, América Latina y el Caribe (LAC) es el continente con mayor disponibilidad de agua (UNECLAC/UNW-DPAC, 2012) y con sus 24,400 m³ de agua por habitante por año (WB, 2014a), duplica el promedio mundial per cápita. Aunque la región ha experimentado un aumento en la cobertura de agua potable de 90% en 2000 al 94% en 2011, alrededor de 35 millones de personas aún carecen de acceso al agua. La cobertura de saneamiento se limita al 82%, resultando en 106 millones de habitantes que no tienen acceso a estos servicios (WHO & UNICEF, 2013).

En este sentido, una preocupación creciente se relaciona con la ausencia de una gestión integrada del recurso. Un elemento importante de este enfoque es la necesidad de fomentar las inversiones apropiadas en infraestructura para los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Según el Banco de Desarrollo de América Latina, se deben invertir 12 mdd dólares anuales para agua y saneamiento en la región de América Latina y el Caribe (ALC). El objetivo es mejorar la calidad de vida y las condiciones ambientales y de salud a través del suministro de servicios sostenibles y apoyar las gestiones destinadas a ampliar el acceso de los pobres a servicios de agua potable y alcantarillado a través de asociaciones con el gobierno, el sector privado y las organizaciones de la comunidad (CAF, 2014).

Estas inversiones, en teoría, contribuirían a aumentar la calidad de vida de la población dentro del marco de la sostenibilidad, pero existe una pregunta pertinente ¿Se puede identificar si los sistemas de tratamiento de aguas residuales no generan impactos ambientales colaterales que limiten sus beneficios?

En este contexto, es necesario identificar las tecnologías de tratamiento ambientalmente más sostenibles para la región. Las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) se han concebido para minimizar el impacto ambiental de la descarga de agua no tratada en los cuerpos de agua naturales, reutilizarla y para proteger la salud pública. Teniendo en cuenta las necesidades a largo plazo de la sostenibilidad ecológica, es pertinente trasladar los objetivos de los sistemas de tratamiento de agua residual desde la sola protección de la salud humana y aguas superficiales hacia la eficiencia del uso de la energía y agua, la reducción de la generación de residuos, la minimización de la pérdida de recursos y el reciclaje de nutrientes desde un enfoque holístico (Lundin et al., 2000). Las diferentes tecnologías de tratamiento tienen diferentes escalas de mecanización, rendimiento, calidad

de agua tratada y diferentes impactos directos e indirectos sobre el medio ambiente. Por esto, se deben identificar las fuentes de impactos ambientales de las tecnologías de tratamiento de agua residual antes que cualquier estrategia de disminución de éstos pueda ser diseñada e implementada.

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) estudia los aspectos ambientales y los impactos potenciales a lo largo de la vida de un producto o servicio, desde la extracción de materias primas, la producción, el uso y la disposición final. Esto implica el desarrollo de un *inventario* de las entradas y salidas relevantes del sistema, realizar el *análisis de impactos* potenciales e *interpretar* los resultados en relación con los objetivos de acuerdo a ISO 14044 (2006) e ISO 14040 (2006).

Esta tesis doctoral presenta el análisis de los diferentes escenarios de tratamiento de agua residual más utilizados en América Latina y el Caribe bajo un enfoque de ciclo de vida. También desarrolla el proceso de regionalización para 22 países de ALC, como estrategia para el apoyo a la toma de decisiones en dos niveles: inventario y análisis de impacto.

Finalmente, fueron diseñadas y evaluadas alternativas de mejora para reducir el impacto y determinar las mejores opciones de tratamiento de acuerdo a la realidad de la región latinoamericana.

RESUMEN CAPITULAR

En el capítulo 2 *Marco Teórico y Estado del Arte* se describen los elementos necesarios para comprender el desarrollo del estudio, comenzando con el de tratamiento de agua residual, seguido de la descripción, alcances y etapas del Análisis de Ciclo de Vida, concluyendo con el estado del arte del ACV aplicado a sistemas de tratamiento de agua residual.

En el capítulo 3 *Justificación, Objetivos e Hipótesis* se presentan los elementos que dan sustento a este trabajo de investigación.

En el capítulo 4 *Metodología* se presentan los métodos y los procedimientos seguidos, así como el trabajo estadístico para definir los escenarios representativos de tratamiento de agua residual en América Latina y el Caribe y establece las bases sobre las que es desarrollado el ACV.

Los siguientes tres capítulos (5 al 7) abordan el *Inventario y Evaluación de Impacto de Análisis de Ciclo de Vida* para cada uno de los tres grupos de escenarios estudiados. En ellos se desarrolla la aplicación de la herramienta de ACV para calcular los impactos ambientales de los diferentes escenarios de los sistemas de tratamiento de agua residual, agrupados por tipo de tecnología: sistemas aerobios, sistemas lagunares y sistemas anaerobios.

El capítulo 8 *Integración de Escenarios* presenta una discusión general de los nueve escenarios con el fin de recomendar, desde la Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV) de punto medio, la mejor tecnología para ALC.

El capítulo 9 *Regionalización* desarrolla el análisis regionalizado de 22 países de ALC como estrategia para el apoyo a la toma de decisiones. Este Capítulo nace del trabajo conjunto con el *Centre Universitaire de Recherche sur le Cycle de Vie des Produits, Procédés et Services* (CIRAIG) de la *École Polytechnique* de Montreal.

En el capítulo 10 *Alternativas de Mejora* se describen y evalúan las variantes tecnológicas que introducen mejoras a los escenarios de sistemas de tratamiento de agua residual, buscando generar menores impactos ambientales.

Por último, se presentan las conclusiones del estudio en el capítulo 11.

2. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

Con el propósito de contar con una visión de perspectiva, se presenta primero una breve descripción de los sistemas de tratamiento de agua residual y sus impactos ambientales, después una reseña del ACV y por último los estudios recientes de ACV en sistemas de tratamiento de agua residual alrededor del mundo.

2.1 TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

Las aguas residuales contienen microorganismos patógenos que causan enfermedades, incluyendo virus, protozoos y bacterias. Los patógenos pueden originarse en individuos infectados o en animales domésticos o salvajes, los cuales pueden o no presentar señales de enfermedad. Una de las enfermedades gastrointestinales asociadas con el agua más comunes es la diarrea, que causa la muerte de alrededor de 1.6 millones de niños por año, principalmente debido al consumo de agua contaminada y a un saneamiento deficiente (OMS, 2014).

Los efectos negativos del vertido de un agua residual sin tratar en un cauce natural son entre otros (Crites & Tchobanoglous, 2000):

- Depósito de residuos sólidos gruesos en el área
- Acumulación de sedimentación de sólidos suspendidos
- Entrada de una microbiota alóctona (patógenos)
- Contaminación por compuestos tóxicos
- Aumento de la eutrofización
- Consumo del oxígeno disuelto
- Malos olores

Debido a lo anterior, es deseable que el agua residual reciba un tratamiento antes del vertido en cuerpos de agua, con el fin de reducir el contenido de contaminantes, además de contar con una máxima recuperación y reutilización del recurso.

A continuación se describen los niveles de tratamiento de agua residual, adaptado de Metcalf & Eddy (2004) y Crites & Tchobanoglous (2000).

Los métodos de tratamiento en los cuales predomina la aplicación de fuerzas físicas se conocen como operaciones físicas unitarias (floculación, sedimentación, adsorción, flotación, tamizado, mezcla y transferencia de gases). Los métodos de tratamiento en los cuales la remoción o transformación de contaminantes se produce por adición de insumos

químicos o por reacciones químicas se conocen como procesos químicos unitarios (precipitación, oxidación y desinfección). Los métodos de tratamiento en donde la remoción de contaminantes se lleva a cabo gracias a la actividad biológica se denominan procesos biológicos unitarios; su principal aplicación es la remoción de constituyentes orgánicos biodegradables de las aguas residuales, sustancias que se transforman en gases que escapan a la atmosfera, y en tejido celular biológico que puede ser removido por sedimentación.

En la Tabla 2.1 se describen los niveles de tratamiento del agua residual para el diseño de un sistema de tratamiento.

Tabla 2.1 Niveles de tratamiento de agua residual. Adaptado de Metcalf & Eddy (2004) y Crites & Tchobanoglous (2000).

Nivel	Descripción
Preliminar	Remoción física de objetos grandes, sólidos densos en suspensión. Es una operación unitaria donde se utiliza: el cribado con rejillas y tamices, desarenadores, separadores de grasas y aceites.
Primario	Remoción de parte de los sólidos suspendidos, incluye la sedimentación por gravedad de las partículas sólidas, materia orgánica y contaminantes adheridos.
Primario avanzado	Remoción intensiva de sólidos suspendidos y materia orgánica presentes en el agua residual mediante la adición de coagulantes, siendo un proceso físico-químico.
Secundario	Remoción de compuestos orgánicos biodegradables y sólidos suspendidos, normalmente mediante procesos biológicos. La desinfección también se incluye dentro del concepto de tratamiento secundario convencional
Terciario	Consiste en un tratamiento físicoquímico o biológico. Se emplea para eliminar sustancias que no fueron removidos en el tratamiento secundario. Por lo general se trata de nutrientes (N, P) e involucran sistemas como desinfección con ozono o luz ultravioleta, óxido reducción biológica y/o precipitación química.
Avanzado	Remoción de materiales disueltos que no fueron retirados en el tratamiento terciario. Este nivel se aplica en casos donde se requiere reutilizar el agua en usos muy controlados, tales como potabilizar el agua tratada o inyección de acuíferos en explotación.

La Figura 2.1 presenta una clasificación de los procesos de tratamiento biológico utilizados en el tratamiento de agua residual, la cual no intenta ser un compendio exhaustivo de sus variantes, sin embargo se eligió porque incluye las tecnologías usadas en América Latina y el Caribe que se presentarán en el Capítulo 4.



Figura 2.1 Clasificación de procesos de tratamiento biológico de agua residual. Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

2.1.1 Tratamiento de lodos

Las tecnologías de tratamiento de lodos tienen como objetivo estabilizar este residuo del tratamiento del agua residual y eventualmente obtener biosólidos con fines de reutilización en la agricultura. Los biosólidos son los lodos que han sido sometidos a procesos de estabilización por lo que pueden ser susceptibles de aprovechamiento por su contenido de materia orgánica, nutrientes y características adquiridas (Metcalf & Eddy, 2004).

El tratamiento de los lodos requiere de varias etapas (Figura 2.2) que comprenden: pretratamiento, espesamiento, estabilización, acondicionamiento, desinfección, deshidratación, secado y/o reducción térmica los cuales son descritos en la Tabla 2.2.

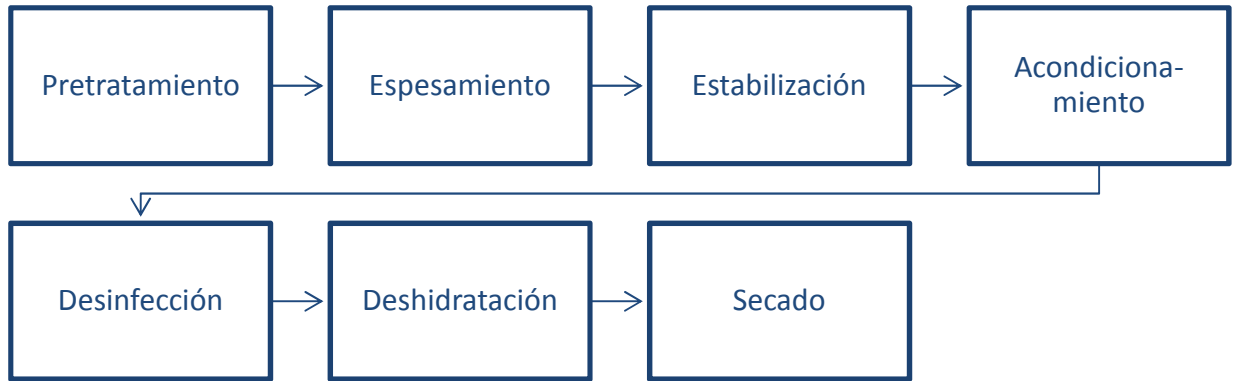


Figura 2.2 Etapas del tratamiento de lodos. Adaptado de Metcalf & Eddy, (2004).

Tabla 2.2 Etapas de tratamiento de lodos. Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

Nivel	Descripción
Pretratamiento	Tiene por objeto regular el flujo de los lodos hacia el siguiente proceso y al mismo tiempo homogeniza en caso de tener diferentes influentes de lodos a tratar. Algunas tecnologías incluyen: <ol style="list-style-type: none"> 1. Dilaceración. Sólidos cortados en partículas pequeñas. 2. Mezclado. Homogenización, alimentación uniforme. 3. Almacenamiento. Evita variaciones de flujo y permite acumulación de lodos 4. Desarenado. Desarenadores de ciclón
Espesamiento	Aumenta el contenido de sólidos por eliminación de agua. Puede realizarse mediante: <ol style="list-style-type: none"> 1. Tambor rotativo. 2. Por gravedad. El lodo es colocado en tanques para realizar separación solido líquido. 3. Por flotación. Por medio de aire disuelto o un proceso al vacío se obtiene lodo flotante. 4. Por centrifugación. Utiliza la fuerza centrífuga para eliminar exceso de agua, por medio de una centrifuga de cesta o una centrifuga de camisa maciza 5. Por gravedad en una banda transportadora
Estabilización	Busca reducir la presencia de patógenos, eliminar olores desagradables e inhibir, reducir, o eliminar su potencial de putrefacción por medio de alguna de estas opciones: <ol style="list-style-type: none"> 1. Oxidación por cloro 2. Estabilización con cal. Pretratamiento y postratamiento 3. Tratamiento térmico. Se calienta el lodo a 260 °C a presiones de 2,760 kN/m² 4. Digestión anaerobia. Es el proceso más utilizado 5. Digestión aerobia. Sirve para plantas pequeñas. 6. Compostaje. Degradación biológica de la materia orgánica hasta conseguir un producto final estable.

Acondicionamiento	Mejora las características de la deshidratación de los lodos. Existen 3 procesos para lograrlo: <ol style="list-style-type: none"> 1. Acondicionamiento químico. Con adición de químicos se reduce la humedad. 2. Elutriación. Mezcla íntimamente el fango con otro líquido para transferir ciertos componentes desde aquellos a este último. 3. Tratamiento térmico. Rompe la estructura del gel y destruye la afinidad del agua, logra esterilizar el lodo.
Desinfección	Elimina patógenos presentes en el lodo líquido y deshidratado por medio de: <ol style="list-style-type: none"> 1. Pasteurización A 70°C por 30 min se inactivan los cistos y huevos de parásitos. 2. Almacenamiento a largo plazo. Almacena fango digerido en lagunas excavadas para: almacenamiento y desinfección. Tiempo de desinfección: 60 días a 20°C 120 días a 4°C.
Deshidratación	El objetivo de la deshidratación es reducir el contenido de humedad del lodo, existen varias tecnologías para obtener una adecuada deshidratación: <ol style="list-style-type: none"> 1. Filtro de vacío. 2. Filtro prensa. Existen los de placas de volumen fijo y placas de volumen variable. 2. Filtro banda horizontal 3. Centrífuga. De camisa maciza y de cesta 4. Lecho de secado. Existen convencionales de arena, pavimentadas, de medio artificial, por vacío. 5. Lagunas. Reemplazan los lechos de secado
Secado	Con aporte de calor auxiliar, elimina la humedad del lodo, por medio de: <ol style="list-style-type: none"> 1. Evaporador de efecto múltiple 2. Secado instantáneo 3. Secado por pulverización 4. Secado en horno rotativo 5. Secado en horno de pisos múltiples
Reducción térmica	Realiza la conversión total o parcial de sólidos orgánicos a productos finales oxidados como CO ₂ y H ₂ O, además de oxidar y volatilizar parcialmente los sólidos orgánicos por pirólisis o combustión completa. Las tecnologías incluyen: <ol style="list-style-type: none"> 1. Incineración en hornos de pisos múltiples 2. Incineración en hornos de lechos fluidificados 3. Combustión instantánea 4. Coincineración con residuos sólidos 5. Reactor vertical de pozo profundo 6. Oxidación por vía húmeda
Disposición final	<ol style="list-style-type: none"> 1. Vertederos o rellenos sanitarios. Son zonas específicas que cumplen con la normalización 2. Aplicación al suelo. Uso agrícola, forestal, terrenos marginales, acondicionamientos de suelos, entre otros. 3. Lagunaje. Aplica cuando se encuentra en zonas remotas.

2.1.2 TRATAMIENTO DE BIOGÁS

El biogás está constituido por una mezcla de gases originados en la descomposición anaerobia de la materia orgánica. Su composición variable oscila entre 60-70% de CH₄ y

30-40% de CO₂, incluyendo una serie de componentes minoritarios (H₂S, N₂, CO) (Metcalf & Eddy, 2004) .

El biogás puede ser utilizado como cualquier otro combustible. Por cada m³ de metano, se obtiene una energía de 37 801 kJ y expresado en kWh resulta 10.501 kWh/Nm³ CH₄ (EPA, 2013). En este sentido, el biogás pasa por un proceso de recuperación para su quemado y posible aprovechamiento (Figura 2.3).

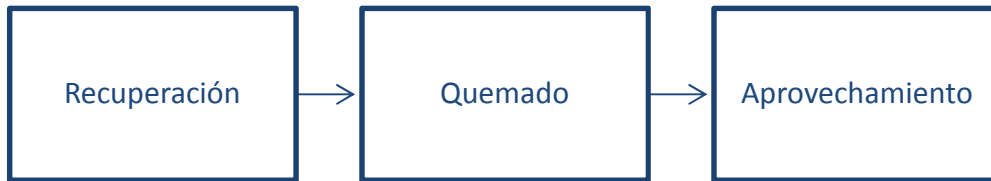


Figura 2.3 Tratamiento de biogás. Adaptado de Crites & Tchobanoglous, (2000)

Existen sistemas para la recuperación y aprovechamiento del biogás proveniente de sistemas anaerobios como el reactores anaerobio de flujo ascendente (UASB por sus siglas en inglés - Upflow anaerobic sludge blanket) o los digestores de lodos:

UASB. Estos reactores son ideales para trabajar con aguas residuales cargadas y no complejas (materia orgánica soluble y lodo anaerobio con buenas propiedades de sedimentación). Basicamente los agregados de lodo (granos) quedan retenidos en el reactor por sedimentación, separando el biogás en un colector de gas situado en la parte superior del mismo, arreglo conocido como separador gas – sólido - líquido (Metcalf & Eddy, 2004).

Digestores anaerobios de lodos con aprovechamiento del biogás. Consisten basicamente en un digestor mezclado con control de temperatura, con conexiones de entrada y salida para la materia a digerir y una tubería en la parte superior para la salida y recolección del gas (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Como puede observarse, un sistema de tratamiento de agua residual considera un tren de agua además de un manejo de lodos así como de gases, los cuales presentan impactos en formas distintas como consecuencia de tratar el agua.

2.2 IMPACTOS AMBIENTALES DEL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

Una planta de tratamiento de aguas residuales, es considerada a priori como un sistema “ecológico”, sin embargo puede dar lugar a impactos ambientales debido al consumo de energía, el uso de compuestos químicos, las emisiones a la atmósfera y la producción y disposición de lodos.

Los criterios para evaluar el impacto de un sistema integrado de tratamiento y uso de aguas residuales son múltiples y complejos. Sobre algunos procesos del sistema se puede medir o estimar el beneficio o el costo esperados pero hay muchos componentes, quizá los más importantes o trascendentes, para los cuales es difícil cuantificar en unidades monetarias su impacto ya sea positivo o negativo.

León (1995), identificó los impactos ambientales negativos más relevantes:

- Contaminación del agua subterránea a causa de elementos contaminantes no removidos por el sistema de tratamiento, en caso de que el acuífero sea vulnerable.
- Presencia de elementos potencialmente fitotóxicos que pueden acumularse en los cultivos y transmitirse a lo largo de la cadena alimenticia, si las aguas se usan para riego agrícola.
- Presencia de vectores transmisores de enfermedades, si no hay control adecuado, además de la generación de malos olores por diseño, operación y mantenimiento inadecuados.
- Deterioro del suelo por incremento de la tasa de salinización y saturación del agua, si no se presta la debida atención a las necesidades de filtración y drenaje.

Estos impactos pueden ser analizados con la herramienta de análisis de ciclo de vida que incluye un enfoque holístico de evaluación, la cual se describe a continuación.

2.3 ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

Por principio de cuentas, el ciclo de vida de un producto comienza con la extracción de materias primas a partir de los recursos naturales además de la generación de energía. Los materiales y la energía son entonces parte de la producción, envasado, distribución, uso, mantenimiento y, finalmente, el reciclaje, la reutilización, valorización o eliminación final (LCI, 2015). En este sentido, el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta que evalúa el desempeño ambiental durante todo el ciclo de vida de un producto o de la realización de un servicio, realiza la cuantificación de las emisiones al aire, agua y suelo así como la extracción y el consumo de recursos (incluida la energía), en todas las etapas del

ciclo de vida (Curran, 2012). El ACV es cada vez más usado de manera global en el desarrollo, implementación y monitoreo de políticas industriales y ambientales dentro de los sectores públicos y privados. El ACV ayuda a evitar la transferencia de impacto (*shifting of burdens* en inglés)¹ (EC-JRC, 2011).

2.3.1 Surgimiento del Análisis de Ciclo de Vida

Se considera que el surgimiento del ACV se dio en la década de los años 70's y fue motivado por las preocupaciones relacionadas con la posible falta de recursos naturales y energía en el futuro, incentivando así la elaboración de métodos para cuantificar el uso de recursos en proyectos, visualizando la reducción del uso de insumos para la producción y el impacto al medio ambiente de los residuos resultantes (Curran, 2012).

El desarrollo del primer método de cálculo de impacto ambiental con base en una metodología tipo ACV fue realizado en 1969 por investigadores de la *Midwest Research Institute* (MRI) al servicio de la Coca Cola, cuando evaluaron diferentes tipos de envases de refresco para determinar cuál de ellos presentaba menores índices de emisión al ambiente y menor consumo de recursos (Curran, 2012). Este estudio conocido como *Resource and Environmental Profile Analysis* (REPA), cuantificaba el uso de materias primas y combustibles, relacionándolo con los impactos ambientales de cada una de las alternativas.

En este sentido, el debate internacional sobre la estandarización de la metodología del ACV comenzó en EUA a fines de los 80, luego se dio en el oeste de Europa en la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC, por sus siglas en inglés). El CML conquistó rápidamente una posición superior en el debate europeo sobre el desarrollo de una metodología estándar del ACV (Gabathuler, 1997).

Finalmente, en 1996 se logró estandarizar el ACV mediante la emisión de la Norma ISO 14040 publicada por la Organización Internacional de Estandarización para mantener la calidad de los estudios de ACV independientemente del país donde éstos se desarrollen. En 2006 se generó una actualización para dicha norma con la publicación de la Norma ISO 14044 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

¹ *Transferencia de impacto* se produce cuando tratando de resolver un problema ambiental se crea 'otro' problema ambiental (EC-JRC, 2011)

Por su parte, el Centro de Ciencias Ambientales de la Universidad de Leiden, Países Bajos (CML, por sus siglas en Holandés) ha desarrollado el método CML para desarrollo del ACV y su software está adaptado a ISO 14040, 14044 (Gabathuler, 1997).

Algunas de las desventajas del ACV son (adaptado de Guinée et al. (2001)):

- La fortaleza como la limitación del ACV es su naturaleza holística, el gran objetivo de analizar el ciclo de vida completo de un producto puede sólo ser logrado al costo de simplificar otros aspectos.
- Un ACV es típicamente un estado estacionario, más que una propuesta dinámica.
- Los impactos ambientales son a menudo llamados “impactos potenciales” porque no son especificados en el tiempo y en el espacio y son relativos a una unidad funcional arbitrariamente definida.
- No se incluyen efectos sobre el mercado ni se consideran los costos del proceso.
- Sin importar cuán técnico sea el estudio, se debe incurrir en múltiples simplificaciones y elecciones de valor, que varían según el analista.
- Las fuentes de datos confiables son escasas, aunque se está trabajando en este aspecto a través de la construcción de bases de datos locales y de caracterización de procesos conocidos. En Europa las bases de datos se están trabajando y se cuenta con información fidedigna y en buena cantidad. En América Latina la información es insuficiente y no está asociada a bases de datos compartidas.
- Finalmente, el ACV da información para la toma de decisión, el ACV no puede reemplazar el proceso de la toma de decisión en sí mismo.

Por lo anterior y para el desarrollo de esta herramienta se han generado grupos de trabajo que fomentan la investigación como Life Cycle Initiative que tiene diversos grupos involucrados de instituciones como la US Environmental Protection Agency (USEPA), el Departamento del Ambiente, Transporte, Energía y Comunicaciones de la Confederación Suiza, el Ministerio Federal Alemán para el Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear; el Ministerio de Recursos Naturales de Canadá, la Sociedad de Toxicología Ambiental y Química (SETAC), entre otros.

Por su parte SETAC es una organización sin fines de lucro, formada por más de 6,000 miembros individuales e instituciones del mundo académico, empresarial y gubernamental. Desde 1979, la Sociedad ha proporcionado un foro donde los científicos, gerentes y otros profesionales intercambian información e ideas sobre el estudio, el análisis y solución de

los problemas ambientales, la gestión y regulación de los recursos naturales, la investigación, el desarrollo y educación ambiental.

En este sentido, el International Journal of Life Cycle Assessment (Int. J. LCA) publica los avances en el desarrollo metodológico y aplicaciones, así como las redes locales, nacionales y regionales que buscan el intercambio de información y la buena práctica del ACV.

El EcoDesing Centre, una organización del Reino Unido que desarrolla y ofrece proyectos multisectoriales de colaboración basadas en los conceptos de ecodiseño y el pensamiento del ciclo de vida.

Además de los institutos de investigación dedicados al tema con su base en universidades como el Centre Universitaire de Recherche sur le Cycle de Vie des Produits, Procédés et Services (CIRAIG) el cual es un centro de conocimientos especializado en ciclo de vida, reconocido internacionalmente por su trabajo de investigación científica y sus diez años de experiencia aplicada. El CIRAIG apoya a la industria, los gobiernos, las organizaciones y los consumidores hacia un verdadero desarrollo sostenible apoyado por el concepto de ciclo de vida, se encuentra en la Universidad de Montreal con más de 100 colaboradores a nivel mundial. Por otro lado, la Universidad Tecnológica de Dinamarca (DTU por sus siglas en inglés) está dedicada a la investigación del ACV, ha publicado 25 por ciento más artículos en las mejores revistas internacionales que el segundo lugar en la lista: la Universidad de California, Berkeley, aproximadamente el doble que la media de las diez universidades de más alto rango (Chen et al., 2014). Por su parte, el Sustainable Industrial Systems de la Universidad de Manchester tiene como objetivo ayudar a identificar soluciones sostenibles para los sistemas industriales sobre una base del ciclo de vida, teniendo en cuenta los aspectos económicos, ambientales y sociales. Otro ejemplo de esto es el Instituto de Ciencias Ambientales (CML), un instituto de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Leiden, cuya principal área de trabajo es la investigación y la educación en el campo multidisciplinario de las ciencias ambientales, quienes han desarrollado y potenciado el ACV desde sus inicios con su metodología, software y base de datos del mismo nombre.

2.3.2 Etapas de un ACV

La guía aceptada de mayor aplicación y alcance actualmente es la desarrollada por el Joint Research Centre (JRC) de la Comisión Europea: la International Reference Life Cycle Data System (ILCD) la cual complementa el marco general que proporciona la ISO 14040 y 14044 para ACV. Los reportes técnicos están disponibles en EC-JRC (2010a; 2010b; 2011).

El ACV es un proceso en el que se reconocen las siguientes etapas, todas ellas interrelacionadas: definición del objetivo y alcance, evaluación del impacto, análisis del inventario e interpretación, de acuerdo a la Figura 2.4 (ISO 14044, 2006).

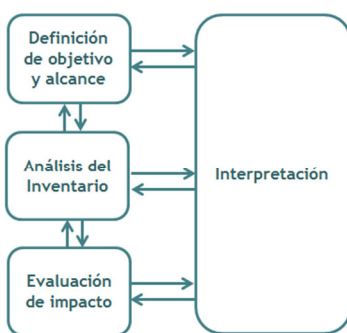


Figura 2.4 Etapas de un ACV (ISO 14040, 2006)

La Figura 2.5, muestra la naturaleza iterativa del ACV y las etapas que el ILCD recomienda. Los ACV son desarrollados iterativamente debido a la revisión constante de la definición de objetivo y alcance, recolección y modelado del ICV, EICV y las exhaustivas evaluaciones de consistencia y sensibilidad hasta que se alcance la precisión requerida.

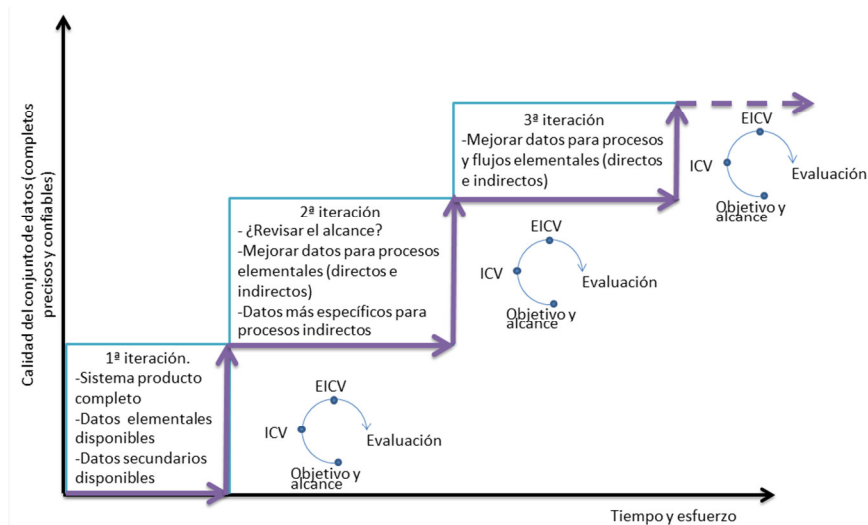


Figura 2.5 Esquema de la naturaleza iterativa del ACV (EC-JRC 2011).

En este sentido, se presentan a continuación los pasos para el desarrollo del ACV tomando como base el documento de la guía general que el ILCD recomienda (EC-JRC, 2011).

1. Organizar la documentación desde el comienzo del estudio, proyectando el informe final. Así mismo, identificar el tipo de revisión y revisores que se requieren.
2. Realizar la primera definición de objetivo y alcance mediante:
 - *Función, Unidad Funcional y Flujo de Referencia.*
 - Inferir la calidad y precisión de datos necesaria

Los datos de calidad son los datos recolectados y medidos en campo además de los datos que sean calculados a partir de ellos. Existen bases de datos disponibles que han sido desarrolladas en diferentes países para ser consideradas en caso de no existir los datos de la región de estudio. Sin embargo también hay esfuerzos por crear bases de datos nacionales, en el Anexo A se puede consultar un listado de las bases de datos nacionales identificadas a la fecha.

3. Inventario de ciclo de vida (ICV): Es la sección donde se cuantifican las entradas y salidas del sistema, y requiere la realización de los correspondientes balances de masa y energía de los procesos unitarios considerados en el ciclo de vida del producto. El ICV es generalmente la parte de mayor inversión de tiempo y recursos.

4. Realizar una Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida preliminar:

De acuerdo a la norma ISO 14040, la Evaluación de impacto de Ciclo de Vida (EICV) es la fase en la cual el grupo de datos resultado del análisis de inventario es matemáticamente procesado en términos de impactos ambientales. Básicamente en la EICV se traducen los datos del ICV a indicadores de categorías de impacto para reflejar los impactos ambientales relacionados con el producto bajo estudio; los modelos de caracterización de las metodologías respaldan los resultados utilizando los factores de caracterización. Los elementos obligatorios de una EICV son:

Selección. En este paso se seleccionan las categorías de impacto y los métodos de caracterización que se van a considerar en el estudio.

Clasificación. Es la asignación de los datos del inventario a las diferentes categorías de impacto, tales como calentamiento global, disminución de la capa de ozono, etc.

Caracterización. Se refiere al cálculo del indicador de impacto para cada una de las categorías de impacto seleccionadas usando factores de caracterización (FC), los cuales son obtenidos con base en modelos de caracterización contenidos en las diferentes metodologías de EICV. A través de los modelos, la información que ha sido recopilada en el análisis de inventario es asociada con un valor de impacto, considerando las condiciones en las que ocurre.

La Tabla 2.3, muestra las principales metodologías disponibles, sus desarrolladores, su validez regional, y la clasificación de punto medio o punto final de acuerdo a la guía EC-JRC (2010b). Todos los métodos asumen que las categorías de Cambio Climático, Disminución de Ozono y Disminución de Recursos son de impacto global. Para conocer más sobre estos métodos se puede consultar el Anexo B.

Tabla 2.3 Metodologías de EICV mejor sustentadas, adaptado de EC-JRC (2010b)

Metodología/ año	Desarrollador	Validez Regional	Punto medio/ Punto final
CML 2002	Universidad de Leiden	Europa	Punto medio
Eco-indicador 95, 99/ 2000	Pré consultants y del Instituto Nacional de Salud Pública y ambiente de los Países Bajos (RIVM por sus siglas en neerlandés)	Calculado bajo la premisa que todas las emisiones tienen lugar en Europa	Punto final; el punto medio no se puede observar de manera separada
Ecological scarcity/ 2006	OEBU- alianza de empresas suizas para la investigación ambiental	Desarrollado para Suiza. Incorpora en la última versión a Japón y Bélgica.	Punto final
EDIP 2003	Universidad Tecnológica de Dinamarca (DTU)	44 regiones de Europa	Punto Medio
EDP 2008	Instituto Federal Suizo de Tecnología (ETH)	Suiza	Punto Final
EPS 2000	Universidad Chalmers Suecia	Suecia	Punto final
ReCiPe/ 2009	Pré consultants, RIVM, CML	Europa	Punto medio y punto final
LIME/ 2006	JEMAI	Japón	Punto medio y punto final
LUCAS / 2007	CIRAIG	Canadá	Punto medio
TRACI / 2002	USEPA	EUA	Punto medio
MEEuP/ 2005	DE Enterprise	Europa	Solo energía
USEtox/ 2010	UNEP-SETAC	Continente genérico de 300 000 habitantes	Punto medio con unidades que pueden ser transformadas a DALY
Impact World + / 2014	CIRAIG	Regionalizada para todos los países en las categorías: toxicidad, radiación ionizante, uso del agua, acidificación, eutrofización y uso del suelo	Punto medio y punto final
Impact 2002+ / 2007	Pré consultants, CIRAIG	CML, Europa	Punto medio y punto final

5. Realizar la segunda iteración: Una segunda iteración aumenta la calidad del modelo; se revisan el alcance, inventario, análisis de impacto y evaluación de la interpretación y la calidad de los datos hasta que la exactitud y precisión del estudio sean suficientes para cumplir con los requisitos planteados. Esto también puede conducir a una reconsideración de los objetivos. Es posible que se requiera una tercera o cuarta iteración, incluso más, dependiendo de la calidad del estudio deseada y de la disponibilidad de recursos.

6. Regionalización

Una iteración usada para mejorar la calidad del estudio es la regionalización. En el trabajo de Blanc et al. (2010) la regionalización es reconocida como un paso importante en la mejora de la exactitud y precisión de los resultados del ACV, aumentando su poder discriminatorio para las evaluaciones comparativas.

La regionalización es definida como la Evaluación de impacto de ciclo de vida utilizando datos específicos del lugar de estudio (regionales) (Bulle et al., 2012). La regionalización se realiza en dos niveles: 1) inventarios (recopilados o calculados por el practicante de ACV) y 2) evaluación de impacto, este nivel involucra el desarrollo de modelos de caracterización regionales. En este sentido, el trabajo de Bulle et al. (2012) señala: “...*de hecho, aunque el inventario sea el mismo, los impactos pueden ser diferentes depende del lugar de la emisión del contaminante, para las categorías de impacto consideradas no globales...*”.

7. Interpretación de resultados. Esta etapa desarrolla las conclusiones y recomendaciones del estudio. Debe ser desarrollada en total acuerdo con el público objetivo y los objetivos del estudio.

8. Informes: Antes de una potencial revisión crítica se realiza el informe del estudio. El cual tiene como base todas las observaciones que fueron revisadas o ajustadas a lo largo de las iteraciones del trabajo del ACV.

9. Revisión crítica. En esta etapa se van a realizar las correcciones/mejoras basadas en el resultado de la revisión crítica.

10. Entregar el informe final revisado del ACV. El informe se pone a disposición del público objetivo en un lenguaje y presentación adecuados al mismo.

A continuación se presenta el estado del arte del ACV aplicado al tratamiento de agua residual.

2.4 ESTADO DEL ARTE DEL ACV APLICADO A LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

En los últimos años, se han publicado diferentes *reviews* sobre ACV aplicado a sistemas de tratamiento de agua residual (STAR). Friedrich et al. (2007) revisaron 20 estudios enfocados a STAR industriales donde demostraron que sus impactos ambientales dependen del uso de electricidad; sin embargo, no profundizaron en las metodologías usadas en los estudios.

Más tarde, la metodología de ACV fue incluida dentro del *review* de análisis de sustentabilidad de esquemas de recuperación de agua donde comparan el ACV con el Análisis de Riesgo Ambiental (ARA) y concluyen que integrar las herramientas (junto con las evaluaciones de aspecto económico y social) proporciona un marco más sistemático e integral para la toma de decisiones (Zhuo et al., 2012). Sin embargo, los diferentes tipos de impacto y consideraciones impiden el desarrollo de modelos combinados. El último *review* a la fecha es el de Corominas et al. (2013a) donde se presenta un compendio de 45 artículos el cual incluye estudios que únicamente desarrollan inventarios sin EICV. En el trabajo se hace referencia a la evolución de la aplicación de la herramienta a través del tiempo así como los logros obtenidos, y culmina con la identificación de retos para responder a las exigencias actuales del ACV aplicado a los STAR. Esto incluye: el cambio de paradigma de ‘la remoción de contaminantes’ a ‘la recuperación de recursos’, la adaptación de las metodologías a nuevos compuestos objetivo, el desarrollo de factores regionales, la mejora de la calidad de los datos y la reducción de la incertidumbre. Por último, destacan la necesidad de una mejor integración y comunicación con los tomadores de decisión.

La Tabla 2.4 muestra un listado de 50 estudios hasta el 2014 sobre ACV aplicado a los sistemas de tratamiento de agua residual, indicando la metodología usada y el área geográfica donde fue analizado (el listado es adaptado de Corominas et al. (2013a), fueron descartados los estudios que no incluyen la fase de EICV y además se anexaron las publicaciones de 2014).

Tabla 2.4 Publicaciones de ACV aplicado a sistemas de tratamiento de aguas residuales. Adaptado de Corominas et al. (2013a)

Publicación	Metodología ACV	Área Geográfica
Emmerson et al. (1995)	Sólo inventario	Reino Unido
Roeleveld et al. (1997)	No definido	Países Bajos
Tillman et al. (1998)	No definido	Suecia
Brix (1999)	No definido	Dinamarca
Lundin et al. (2000)	No definido	Suecia
Kärrman & Jönsson (2001)	No definido	Suecia
Lundin & Morrison (2002)	No definido	Suecia
Vidal et al. (2002)	No definido	España
Beavis & Lundie (2003)	No definido	Australia
Dixon et al. (2003)	No definido	Reino Unido
Rebitzer et al. (2003)	No definido	Suiza
Clauson-Kaas et al. (2004)	EDIP	Dinamarca
Hospido et al. (2004)	CML 2000	España
Lundie et al. (2004)	No definido	Australia
Muñoz et al. (2005)	No definido	España
Tangsubkul et al. (2005)	No definido	Australia
Tangsubkul et al. (2006)	No definido	Australia
Vlasopoulos et al. (2006)	CML 2000	Reino Unido
Lassaux et al. (2007)	Eco-Indicator 99	Belgica
Machado et al. (2007)	CML 2000	Portugal
Ortiz et al. (2007)	CML, Eco-Points 97 y Eco-Indicator 99	España
Gallego et al. (2008)	CML 2000	España
Højbye et al. (2008)	EDIP	Dinamarca
Hospido et al. (2008)	CML 2000	España
Muñoz et al. (2008)	EDIP 97, USES-LCA	España
Remy & Jekel (2008)	CML	Alemania
Renou et al. (2008)	CML 2000, E-I 99, Eco-points 97, EDIP 96	Francia
Wenzel et al. (2008)	EDIP 2003	Dinamarca
Benetto et al. (2009)	Impact 2002+	Luxemburgo
Nogueira et al. (2009)	CML 2000	España y Portugal
Pasqualino et al. (2009)	CML 2000	España
Flores-Alsina et al. (2010)	CML 2000	Europe
Foley et al. (2010)	Impact 2002+	Australia
Stokes & Horvarth (2010)	No definido	EUA
Pasqualino et al. (2011)	CML 2000	España
Bravo & Ferrer (2011)	CML 2000	España
Rodríguez-García et al. (2011)	CML	España
Venkatesh & Brattebo (2011)	CML 2001	Noruega
Hospido et al. (2012)	CML 2000, ReCiPe e Impact 2002+	España
Kalbar et al. (2012)	CML 2000	India
Remy & Jekel (2012)	No definido	Alemania
Yildirim & Topkaya (2012)	CML 2000	Turquía
Tomasini (2012)	CML 2001	México
Corominas et al. (2013b)	Edip 97	España
Li et al. (2013)	CML 2001	China
Cornejo et al. (2013)	Eco-Indicator 95	Bolivia

Garrido-Barseba et al. (2014)	CML 2001	España
Niero et al. (2014)	ReCiPe vs. USEtox ReCiPe vs. CML	Dinamarca
Lehtoranta et al. (2014)	No definido	Finlandia
Yoshida et al. (2014)	Accumulated exceedance, ReCiPe, USEtox	Dinamarca

El primer estudio de ACV aplicado a STAR publicado en una revista científica internacional arbitrada es el de Emmerson et al. (1995) el cual evalúa diferentes tecnologías de tratamiento de agua de escala pequeña.

Con respecto a los alcances en la evaluación de los sistemas de tratamiento, se observó que 40 estudios se enfocaron sólo en el análisis de la planta de tratamiento de agua residual (PTAR), mientras que siete estudios (Kärman & Jonsson, 2001; Lundin et al., 2000a; Tillman et al., 1998; Lassaux et al., 2007; Lundin & Morrison, 2002; Remy & Jekel, 2012, 2008) incluyeron el sistema integral de STAR, analizando la extracción de agua dulce, potabilización, distribución de agua potable, generación de agua residual, alcantarillado, tratamiento y disposición final. Estos estudios coinciden en la conclusión: el drenaje diferenciado (agua gris, agua de orina y agua de heces) representan ventajas sobre los sistemas convencionales tales como la mayor eficiencia en el reciclaje de nutrientes.

Además del análisis de agua residual, los estudios de Hospido et al. (2005), Houillon & Jolliet (2005), Pasqualino et al. (2009), Yoshida et al. (2013) y Garrido-Baserba et al. (2014) consideraron los efectos tóxicos de metales pesados en los biosólidos cuando son usados en agricultura. Los autores concluyen que se requiere mayor investigación para definir los factores de caracterización de las sustancias tóxicas consideradas por las metodologías de ACV, ya que los valores actuales para metales pesados efectivamente absorbidos por las plantas están sobreestimados. Por su parte, Niero et al. (2014) y Pasqualino et al. (2009) desarrollaron el ACV de diferentes alternativas para la recuperación y uso del biogás, concluyendo que es posible suplir más del 30% de la energía requerida en el tanque de aireación de lodos activados con la energía generada a partir del biogás de un digestor anaerobio.

Por otro lado, únicamente tres estudios: Machado et al. (2007), Nogueira et al. (2009) y Kalbar et al. (2012) han comparado las configuraciones tecnológicas entre sistemas de alto consumo eléctrico contra sistemas de nulo consumo eléctrico en el tratamiento (caso de lodos activados y humedales o *wetland*). Estos estudios confirman la fuerte influencia del consumo de energía en los impactos ambientales.

También se han analizado tecnologías no convencionales poco mecanizadas como wetlands, filtros biológicos o sistemas de filtración con arena: Brix (1999), Dixon et al. (2003), Kalbar et al. (2012); Machado et al. (2007); Nogueira et al. (2009); Vlasopoulos et al. (2006); Yildirim & Topkaya (2012) y Lehtoranta et al. (2014). Estos estudios concluyeron que tecnologías no convencionales muestran bajos impactos ambientales y son factibles en pequeñas comunidades (población menor a 5000) que no estén conectadas a un sistema de alcantarillado central.

2.4.1 Regionalización de ACV aplicado a los sistemas de tratamiento de agua residual

Con respecto a los esfuerzos por incursionar en el tema de la regionalización; de los estudios revisados a la fecha, se observan dos niveles: i) el desarrollo de inventarios integrados y/o calculados a partir de datos obtenidos de los lugares de estudio y ii) el desarrollo de metodologías que respondan a la región de interés.

En el primer nivel existen estudios desarrollados para sistemas de tratamiento de agua de regiones específicas, incluyendo levantamiento de datos en campo para integrar inventarios propios. Por ejemplo, el estudio de Roeleveld et al. (1997) evaluó la sustentabilidad del tratamiento del agua residual municipal en Holanda. Benetto et al. (2009) presentaron un estudio de ACV aplicado al balance hídrico de un edificio de oficinas (40 personas) en Londres. Además, en Suecia trabajos como los de Tillman et al. (1998) y Lundin et al. (2000) han evaluado y comparado escenarios para el tratamiento de agua residual en localidades de ese país, mientras que Venkatesh y Brattebø (2011) estudiaron dos PTAR de Noruega.

Solamente un estudio desarrollado en Bolivia ha sido publicado en la región de ALC (Cornejo et al., 2013). En este estudio comparan un UASB + 2 lagunas de maduración vs. una laguna facultativa + 2 lagunas de maduración; al mismo tiempo que evalúan dos mejoras: i) colección de biogás para su aprovechamiento y reúso de agua en agricultura. Los autores concluyen que la reducción de las emisiones directas de CH₄ mediante la colección de biogás reduce 57% los impactos a la categoría de calentamiento global. Por su parte, Tomasini (2012) elaboró una tesis de doctorado donde elabora un ACV de la contaminación difusa del agua en el río Magdalena en la ciudad de México evaluando tres de prácticas de tratamiento de agua: unidades de bioretención, zanjas de infiltración y pavimento poroso, ella concluyó que la bioretención es la opción más sostenible considerando aspectos de costos, ambientales y sociales.

En este sentido, es importante mencionar que al cotejar la Tabla 2.3 de metodologías disponibles y su validez regional con la Tabla 2.4 de estudios de ACV, se observó que 27 estudios europeos utilizan métodos de ACV que corresponden a su área geográfica. Sin embargo, 2 estudios fuera de Europa: Foley et al. (2010) en Australia y Cornejo et al. (2013) en Bolivia, usaron métodos sin parametrización geográfica adecuada para la región en la que se aplicaron, ya que no estaba disponible.

Únicamente algunos países han desarrollado metodologías que consideran características regionales como Japón (LIME), Canadá (LUCAS) y EUA (TRACI). Se suman a estos esfuerzos algunos estudios que incorporan factores de caracterización espacialmente diferenciados para evaluar la eutrofización en Francia (Basset-Mens et al., 2006), España (Gallego et al., 2009) y EUA (Norris, 2002).

De acuerdo con esta revisión, desde 1995, han sido publicados 50 estudios de ACV aplicado a STAR. Los estudios analizan desde tecnologías no mecanizadas como *wetland* o lagunas de estabilización, tecnologías con mecanización media como UASB, hasta tecnologías muy mecanizadas como lodos activados, pero no se han comparado entre todas ellas. También se han considerado en diferentes trabajos las alternativas de recuperación biosólidos y el uso del biogás. Al mismo tiempo, existen esfuerzos de regionalización de inventarios y de desarrollo de factores de caracterización. Sin embargo, para toda la región de ALC no existen publicaciones sobre la aplicación de ACV a los sistemas de tratamientos de agua residual más utilizados, aplicando una metodología que incluya modelos adecuados para la región.

Esta tesis doctoral reúne aspectos de análisis que en los estudios revisados se presentan de manera separada. Realiza el ACV de 9 escenarios considerando tecnologías no mecanizadas (lagunas de estabilización) y tecnologías mecanizadas (lodos activados), pasando por tecnologías con una mecanización media (UASB y filtros percoladores). Así mismo, tanto los efectos tóxicos de metales pesados en los biosólidos y las alternativas de recuperación y uso del biogás son considerados. Además, para toda la región de ALC no existen publicaciones sobre la aplicación de la herramienta de ACV a los sistemas de tratamientos de agua residual más utilizados, lo cual es abordado en esta tesis doctoral. Por último se aborda el segundo reto mencionado de Corominas et al. (2013) con una propuesta para hacer operativa la regionalización utilizando el modelo de ACV de punto final Impact World + donde se muestra la variabilidad de los resultados del ACV aplicando la

regionalización en dos niveles: inventario (usando mix eléctrico específicos) y análisis de impacto (usando los factores de caracterización de eutrofización en cada país).

3. JUSTIFICACIÓN, OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Justificación

Ante el rezago en infraestructura en sistemas de tratamiento de agua residual en ALC y la necesaria inversión para su construcción, es altamente pertinente el identificar las tecnologías más sustentables, con objeto de adoptarlas en los sistemas por instalar, y con ello reducir los impactos ambientales asociados.

En este sentido el informe regional del CEPIS-OPS sobre la evaluación 2000 en la Región de las Américas concluye: *“El fracaso más notable, el bajo saneamiento y la baja cobertura, en el tratamiento de las aguas residuales (...) se debió en parte a la aplicación de tecnologías de disposición y tratamiento de aguas residuales desarrolladas para otras realidades socioeconómicas, culturales y tecnológicas. El tratar de aplicar tecnologías propias de países desarrollados en forma indiscriminada y sin estudiar la adaptación necesaria a una nueva realidad creó muchos problemas a la región de América Latina”* (OPS, 2001).

Dentro de esta problemática, ¿cómo identificar si los sistemas de tratamiento de aguas residuales no generan impactos ambientales colaterales que limiten sus beneficios? y ¿cómo saber si realmente se está contribuyendo al bienestar social?

Por lo anterior, el Instituto de Ingeniería de la UNAM, apoyado por el Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo del Canadá (IDRC, por sus siglas en inglés), llevó a cabo el proyecto de investigación titulado “Reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero en el tratamiento de aguas residuales en América Latina y el Caribe, al adoptar procesos y tecnologías más sustentables” cuyo objetivo es identificar y recomendar - desde la perspectiva técnica, ambiental y económica, con elementos de tipo social - las tecnologías más apropiadas para el tratamiento de aguas residuales en América Latina y el Caribe.

Dentro del marco de ese proyecto se desarrolló este trabajo de investigación doctoral, el cual realiza el Análisis de Ciclo de Vida de 9 escenarios de los sistemas de tratamiento de agua residual más utilizados en la región; considerando las alternativas de recuperación para uso del biogás y biosólidos, así como los efectos tóxicos de metales pesados contenidos en ellos.

Por otro lado, se aborda el reto de la incorporación de los factores espacialmente diferenciados a escala regional ya mencionado en Renou et al. (2008) y en el *review* de Corominas et al. (2013a) quienes hacen la siguiente reflexión: *“En el mundo real de la autorización/sanción ambiental, es absolutamente necesario entender qué impacto tendrá el efluente de una PTAR en el medio receptor. Los factores regionales específicos son críticos, especialmente para la categoría de impacto de eutrofización...”*

En este sentido el presente trabajo desarrolló una propuesta para hacer operativa la regionalización utilizando el método de ACV de punto final Impact World + (IW+) el único que incluye factores de caracterización espacialmente diferenciados en cada región del mundo, incluida ALC. De esta manera se pudo observar la variabilidad de los resultados del ACV con datos y factores genéricos al aplicar la regionalización en dos niveles: inventario y análisis de impacto.

Finalmente se desarrollaron alternativas de mejora a los procesos de mayor contribución de las categorías de impacto, llevando a cabo un nuevo ACV para demostrar si se producía una mejora en su desempeño ambiental.

De lo anterior se desprende el objetivo general y los objetivos específicos citados a continuación.

Objetivo General

Aplicar el análisis de ciclo de vida como herramienta de decisión en la selección de sistemas de tratamiento de agua residual en América Latina y el Caribe, así como proponer mejoras que deriven en procesos ambientalmente más eficientes.

Objetivos específicos

- Desarrollar un inventario de ciclo de vida para el sector de tratamiento de aguas en América Latina y el Caribe a partir de un análisis conceptual y balances de masa y energía en los sistemas de tratamiento integrados con las tecnologías más usadas en ALC.
- Determinar los impactos ambientales de las tecnologías de tratamiento de agua más representativas de la región mediante ACV.
- Incorporar la regionalización como estrategia para el apoyo a la toma de decisiones.

- Proponer adecuaciones y mejoras que mitiguen los impactos ambientales de las tecnologías de tratamiento más usadas en ALC, a partir de los resultados del ACV.

Preguntas de investigación

- a) ¿Cuáles son las causas de los impactos ambientales que limitan los beneficios de los sistemas de tratamiento de aguas residuales?
- b) ¿Se pueden determinar impactos ambientales confiables y medibles a los diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales de América Latina el Caribe?
- c) ¿Cómo identificar si los sistemas de tratamiento de aguas residuales no generan impactos ambientales colaterales que limiten sus beneficios?

Hipótesis

HiA. Sobre una base de idéntica calidad de efluente, el consumo eléctrico de las tecnologías de tratamiento de agua es la causa de los mayores impactos ambientales.

HiB. Es posible medir la variabilidad de cargas ambientales en diferentes escenarios de tratamiento de agua residual sobre una base de modelación matemática aplicando la herramienta análisis de ciclo de vida.

HiC. El uso de la herramienta de análisis de ciclo de vida permite medir los impactos ambientales colaterales del tratamiento del agua residual.

4. METODOLOGÍA

La metodología para el proyecto de investigación sigue cuatro grandes pasos (Figura 4.1). Se determina primero el estado actual de los sistemas de tratamiento de agua residual con respecto a las tecnologías y caudales más representativos, después se desarrolla el ACV, la regionalización del mismo y por último se elaboran y evalúan las alternativas de mejora.

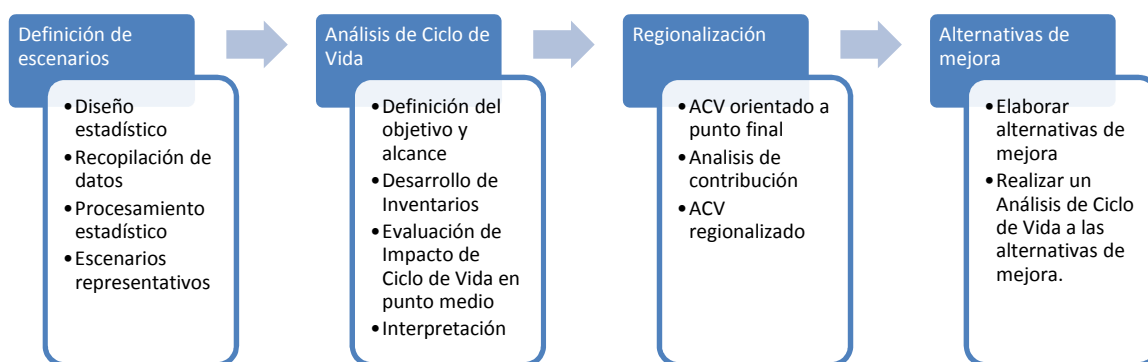


Figura 4.1 Metodología

4.1 DEFINICIÓN DE ESCENARIOS

4.1.1 Diseño estadístico

La selección de los países representativos de la región se basó principalmente en un análisis comparativo de acuerdo con la cobertura de saneamiento, la población, la sub-región y el producto interno bruto. Una muestra de seis países fue seleccionada para representar un estado general de tratamiento de aguas residuales en ALC. Por lo tanto, Brasil y México son representativos por sí mismos de la región, ya que cuentan con la mitad de la población de ALC y son consideradas economías emergentes. Para los países andinos (Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela), Colombia fue seleccionada para representar esta área, debido a su importante cobertura de saneamiento (83%) y la fortaleza de sus instituciones de agua y los servicios públicos. Para la región del Cono Sur (Paraguay, Chile, Argentina y Uruguay), Chile fue seleccionado debido a su liderazgo en servicios de agua, con la más alta cobertura de tratamiento de aguas residuales en la zona y en la región de

ALC (93%). Por último, para América Central y la subregión del Caribe, fueron elegidos Guatemala y República Dominicana, éste último en representación de los países insulares. Ambos países tienen cobertura de saneamiento de media a alta en comparación con otros países de esa misma zona. Además, Guatemala fue seleccionada por su alta vulnerabilidad ante el cambio climático (Maplecroft, 2015).

Recopilación de datos

Para la recopilación de la información se elaboraron formularios², desarrollados por el grupo de trabajo del Instituto de Ingeniería, los cuales fueron completados por un consultor en cada país con base en la información proporcionada por las instituciones de cada país y por información propia. Estos formularios indagan sobre la operación y diseño de las plantas de tratamiento existentes en cada país. La información de las PTAR obtenida en los seis países incluye: nombre, ubicación (ciudad y región o estado, de acuerdo a la división política del país), población servida, capacidad de tratamiento de diseño, flujo real del influente, procesos de tratamiento, manejo de lodos, olor y control de emisiones, y la disposición final de las aguas tratadas.

La Tabla 4.1 presenta la distribución de la información colectada de 2734 plantas en los seis países muestra.

Tabla 4.1 Cantidad de información solicitada y recibida

País	Número de Plantas	
	Universo	Muestra
Brasil	2,985	702 (24%)
Chile	263	177 (67%)
Colombia	583	139 (24%)
Guatemala	87	32 (37%)
República Dominicana	56	31 (55%)
México	1,833*	1,653 (90%)
	Total 5807	2,734 (47%)

El total de PTAR en el inventario de CONAGUA del año 2010 es de 2186. La diferencia con respecto al universo reportado se debe a imprecisiones en cuanto a la tecnología usada y a la exclusión de los taques sépticos

² Propiedad de Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo del Canadá (IDRC, por sus siglas en inglés) como parte del proyecto "Reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero en el tratamiento de aguas residuales en América Latina y el Caribe, al adoptar procesos y tecnologías más sustentables" Desarrollado por el IIUNAM 2010-2013.

4.1.2 Procesamiento estadístico

A continuación se presentan los métodos estadísticos usados para determinar la representatividad en las tecnologías de PTAR y sus caudales de la Región de ALC.

Tecnologías más usadas.

En la Figura 4.2 se nota visiblemente que las tecnologías que predominan por número de PTAR instaladas son: lagunas de estabilización (1106, 38%), lodos activados (760, 26%) y UASB (493, 17%). Para la definición de la cuarta tecnología fue necesario tener en cuenta las siguientes consideraciones: la laguna aireada es descartada ya que es una tecnología representativa solo para Chile y República Dominicana; del mismo modo, el *wetland* sólo fue reportado en México y Brasil. Por tanto, la cuarta tecnología definida como representativa es el filtro percolador.

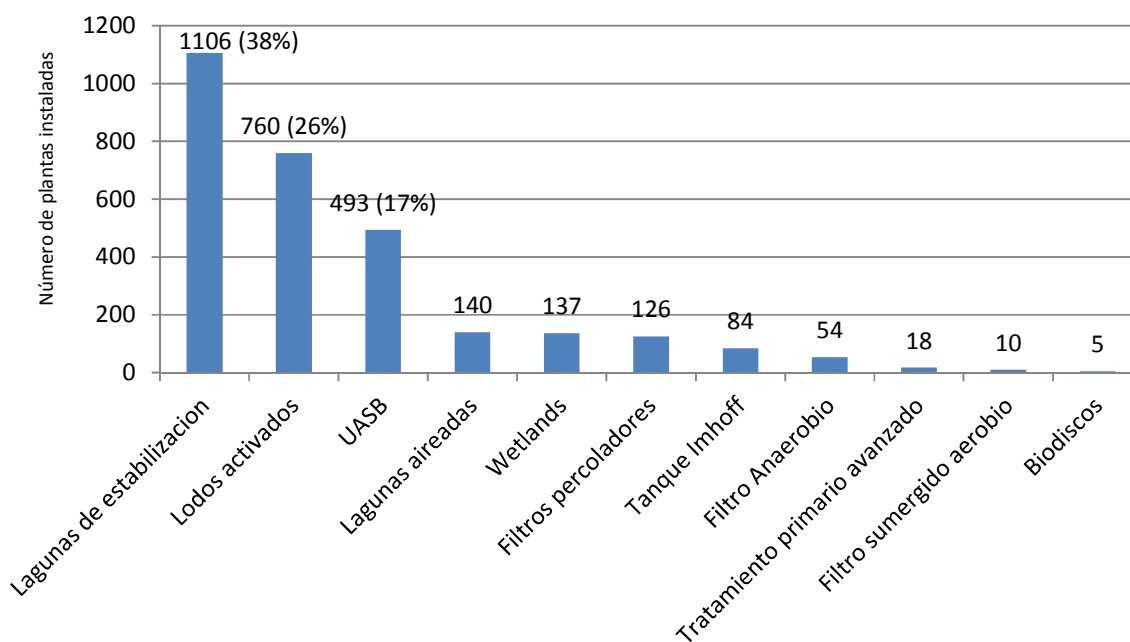


Figura 4.2 Distribución de las tecnologías de tratamiento en ALC, de acuerdo a su tipo (Noyola et al., 2012).

En términos de flujo tratado, la Figura 4.3 muestra que las tecnologías más representativas son lodos activados ($104.1 \text{ m}^3/\text{s}$, 58%) y lagunas de estabilización ($27.1 \text{ m}^3/\text{s}$, 15%), seguido por tratamiento primario avanzado ($16.1 \text{ m}^3/\text{s}$, 9%, con solo 18 instalaciones) y UASB ($14.2 \text{ m}^3/\text{s}$, 8%).

Una decisión importante para la integración de la muestra fue que los 204 tanques sépticos reportados no fueron tomados en cuenta, ya que se consideran como tratamiento preliminar y están diseñados por lo general para flujos muy pequeños (142 de esas instalaciones están en México, 64 en Brasil y 3 en República Dominicana). En este sentido de acuerdo a la Figura 4.2, el tratamiento primario avanzado no es una tecnología representativa por número de PTAR instaladas.

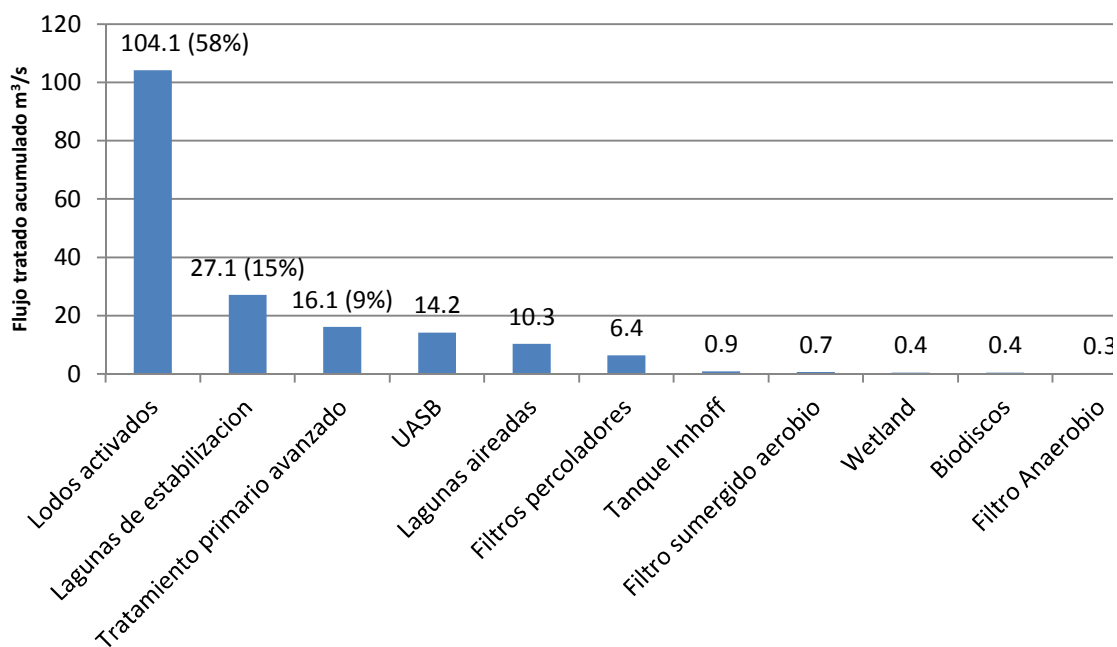


Figura 4.3 Distribución de tecnologías en ALC de acuerdo al flujo tratado acumulado (Noyola et al., 2012).

A partir de estos resultados, se definieron las tecnologías representativas para ALC: lagunas de estabilización, lodos activados y UASB. Finalmente, la cuarta tecnología: filtros percoladores.

El siguiente paso fue determinar los caudales más usados para las plantas de tratamiento de agua residual en ALC.

Caudales representativos de ALC

Para definir los caudales representativos se analizó la información de los gastos de influente de la muestra sobre la base de tres rangos de caudal de acuerdo con el tamaño de la población servida: Chico (0.1-25 L / s), mediano (25.1-250 L / s) y grande (250.1-2,500 L / s), según lo reportado por el CEPIS (OPS/HEP/CEPIS, 2000) .

Para definir un caudal fijo en cada rango de caudal con el fin de dimensionar los trenes de tratamiento representativos, se analizaron estadísticamente los datos proporcionados por los consultores de los países muestra. A continuación se presentan las pruebas aplicadas a los datos los cuales son descritos en el Anexo J.

Prueba de normalidad. Esta prueba determina si los datos de una muestra dada provienen de una población normal, para así poder aplicar técnicas que se basan en el supuesto de que la población presenta una distribución normal aproximada.

Prueba de homocedasticidad. Usada para contrastar si varias muestras son homocedásticas (tiene la misma varianza). La hipótesis nula es que las varianzas son iguales, las pruebas trabajadas fueron: Bartlett y Levene (Anexo J).

Prueba para la comparación de medias. Comprueba si existen diferencias entre las medias de las muestras; la hipótesis nula es que todas las muestras provienen de la misma población. Para esta prueba se requiere trabajar con tamaños de muestra idénticos.

Para conseguir tamaños de muestra idénticos primero se determinó el número de datos a seleccionar con base en el tamaño mínimo de muestra que fue el de República Dominicana con 31 datos de acuerdo a la Tabla 4.3; después se realizó la selección de datos de manera aleatoria.

Para la comparación de medias se utilizaron las herramientas: ANOVA, prueba de Kruskall-Wallis y prueba de Friedman (Anexo J).

Calidad del agua residual en la región

Para determinar la calidad representativa del agua residual municipal en ALC se empleó la técnica de medida de tendencia central en combinación de la media recortada a partir de los datos recogidos dentro de una muestra de 195 PTAR en la región de ALC.

Medida de tendencia central. Determina la medida más representativa para el conjunto de los datos (Bloch, 1966).

Media recortada. Se utilizó debido a que la distribución de los datos tiene un sesgo a la derecha (sesgo positivo) y en estos casos la media recortada es más resistente (Bloch, 1966).

4.1.3 Definición de los caudales y la calidad del agua residual municipal representativos basados en el análisis estadístico

Para el caudal chico, cuatro de los seis países presentan un comportamiento aproximadamente normal (Chile, Guatemala, República Dominicana y Colombia). Sin embargo, México presenta una curva con sesgo positivo tendiente a un comportamiento similar al de una exponencial. Por su parte, República Dominicana tiene un comportamiento diferente, el cual no se parece a ninguna curva conocida, muy probablemente debido a la cantidad tan pequeña de datos reportados, por lo que ambos países serán descartados de la muestra para el caudal chico. Para los caudales mediano y grande el total de las muestras fueron consideradas. Las conclusiones se presentan a continuación:

- La prueba de homocedasticidad indica que al umbral de significación $\text{Alfa}=0.010$, no se puede rechazar la hipótesis nula de igualdad de las varianzas. Dicho de otro modo, la desigualdad de las varianzas no es significativa.
- Las pruebas de comparación de medias permiten aseverar que al umbral de significación $\text{Alfa}=0.010$, no se puede rechazar la hipótesis nula de ausencia de diferencia entre las muestras. Dicho de otro modo, la diferencia entre medias no es significativa.
- Al umbral de significación $\text{Alfa}=0.010$ no se puede rechazar la hipótesis nula de ausencia de diferencia entre las 5 muestras. Dicho de otro modo, la diferencia entre las muestras no es significativa.

Con base en lo anterior, se calcularon los caudales representativos utilizando la media recortada:

Caudal 1: 13.3 l/s

Caudal 2: 70.6 l/s

Caudal 3: 618.6 l/s

Por otro lado, la calidad del agua residual definida se muestra en la Tabla 4.2 de acuerdo con el análisis estadístico de los datos recogidos dentro de una muestra de 195 PTAR en la región de ALC.

Tabla 4.2 Caracterización representativa del agua residual municipal para ALC (mg/L)

Parámetro	μ	σ	N
pH (adimensional) ¹	7.5	0.60	195
Alcalinidad como CaCO ₃ ¹	345	23.1	195
DBO	240	17.5	195
DQO	520	39.2	195
SST	220	24.8	195
SSV	165	11.3	195
Nitrógeno amoniacal ¹ (N-NH ₄ ⁺)	35	4.1	20
Nitritos ¹ (N-NO ₂ ⁻)	0.11	0.23	20
Nitratos ¹ (N-NO ₃ ⁻)	0.47	0.14	20
Fosforo total (P)	8	0.9	195
Grasa	50	16.6	195
Fe ¹	0.890	0.09	20
Mn ¹	0.058	0.003	20
Pb ¹	0.073	0.006	20
Cd ¹	0.047	0.003	20
Hg ¹	0.001	0.0002	20
As ¹	0.003	0.0005	20
Cr ¹	0.032	0.006	20
Zn ¹	0.181	0.04	20
Cu ¹	0.052	0.002	20

Fuente: Elaboración propia

¹ Resultados analíticos mensuales de la calidad del agua en el influente y efluente de las PTAR del Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACM 2010-2011)

4.1.4 Escenarios representativos

A partir de estos resultados es posible definir los escenarios a analizar considerando:

- 1) los caudales representativos calculados
- 2) las tecnologías más usadas en términos de flujo tratado y de cantidad de PTAR instaladas y
- 3) las tecnologías seleccionadas deben cumplir con la calidad del efluente de 30 mg/l de DBO y 30 mg/l de SST de acuerdo al análisis de la normatividad de descargas de la región la (Noyola et al., 2012).

De acuerdo con lo anterior, las lagunas de estabilización y lodos activados son las tecnologías más representativas para ALC con base en el flujo tratado y la cantidad de PTAR instaladas. Así, las lagunas de estabilización serán analizadas en los 3 caudales

representativos. Con respecto a los escenarios de la tecnología de lodos activados, la variante de aireación extendida se analizó en caudales chicos y medianos debido a su amplia aceptación en esos intervalos de caudales. Esto se debe a que el alto tiempo de residencia celular y la baja carga orgánica con que se diseñan estos sistemas, resulta en una menor producción de lodos desecho ya digeridos (Metcalf & Eddy, 2004) y por ende, se evita la necesidad de contar con digestores de lodos. Por su parte, la variante de lodos activados convencional se analizó con el caudal grande (Tabla 4.3), por su eficiencia con carga orgánica alta. En este sistema, se contempló la presencia de digestores anaerobios mezclados y con control de temperatura, el estándar mundialmente aceptado para este proceso de tratamiento.

De acuerdo al flujo acumulado, la tercer tecnología representativa es tratamiento primario avanzado; sin embargo, fue descartada debido a que fue reportada en grandes PTAR pero sólo con 18 instalaciones. De esta manera, UASB fue definida como la tercera tecnología representativa de acuerdo con ambos criterios. Sin embargo, precisa de un proceso de postratamiento, ya que la calidad de agua tratada no es adecuada para cumplir con los requerimientos fijados para este trabajo.

La definición del proceso secundario del UASB, fue basada en la información de 46 PTAR reportando tecnologías combinadas: UASB+filtros percoladores (30 plantas, flujo chico), UASB+ lagunas de estabilización (5 plantas, flujo mediano), UASB+lodos activados (9 plantas, de flujo mediano y grande), UASB + *wetland* (3 plantas, flujo chico y mediano). De acuerdo a esto, fueron seleccionadas las primeras tres de acuerdo a la cantidad y flujo de PTAR reportadas. Finalmente, en la Tabla 4.3 se resumen los 9 escenarios representativos que serán la base del estudio del Análisis de Ciclo de Vida.

Tabla 4.3 Escenarios representativos de tratamiento de agua residual en ALC

Flujo chico. 13 l/s	Flujo mediano. 70 l/s	Flujo grande. 620 l/s
E1. Aireación extendida	E4. Aireación extendida	E7. Lodos activados convencional
E2. Lagunas de estabilización	E5. Lagunas de estabilización	E8. Lagunas de estabilización
E3. UASB + Filtros percoladores	E6. UASB + Lagunas de estabilizacion	E9. UASB + Lodos activados

En este sentido, los escenarios están definidos por el tipo de tecnología en el tratamiento secundario, el manejo acoplado de los lodos resultantes y el caudal tratado.

Escenario E1 – AE. Aireación extendida y lechos de secado, flujo chico.

Escenario E2 – LE. Lagunas de estabilización y secado de lodos en la misma laguna, flujo chico.

Escenario E3 – UASB + F. UASB acoplado con filtro percolador y lechos de secado, flujo chico.

Escenario E4 – AE. Aireación extendida y lechos de secado, flujo mediano.

Escenario E5 – LE. Lagunas de estabilización y secado de lodos en la misma laguna, flujo mediano.

Escenario E6 – UASB + LE. UASB acoplado con laguna de estabilización y secado de lodos en la misma laguna, flujo mediano.

Escenario E7 – LA. Proceso convencional de lodos activados con espesado de lodos por gravedad, digestión anaerobia y centrifugado, flujo grande.

Escenario E8 – LE. Lagunas de estabilización y secado de lodos en la misma laguna, flujo grande.

Escenario E9 – UASB + LA. UASB acoplado con lodos activados, con centrifuga para lodos, flujo grande.

4.1 DEFINICIÓN DE OBJETIVO Y ALCANCE DEL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

El objetivo y alcance del Análisis de Ciclo de Vida son la base del desarrollo de los inventarios para la evaluación del impacto, los cuales son establecidos a continuación.

4.2.1 Objetivo del ACV

Realizar el análisis ambiental de los procesos de tratamiento de agua residual municipal representativos de América Latina y el Caribe para coadyuvar en la selección de las tecnologías con menores impactos ambientales, así como proponer mejoras en la integración de los procesos que reduzcan tales impactos.

4.2.2 Función del sistema

La función del sistema es remover la materia orgánica de un caudal determinado de agua residual municipal.

4.2.3 Unidad funcional

Diferentes autores han considerado distintas definiciones de unidad funcional en estudios de ACV para tratamiento de agua residual. Algunos como Benetto et al. (2009) y Yildirim & Topkaya (2012), la consideran en función de la población servida. Otros como Foley et al. (2010), Garrido-Baserba et al. (2014) y Hospido et al. (2005) se basan en el caudal por día. Este estudio, debido a que busca evaluar diferentes escenarios de tratamiento de un volumen de agua residual con base en la operación de dichos sistemas, ha adoptado la unidad funcional basado en el volumen de agua en un mismo horizonte de tiempo, como lo establecieron Cornejo et al. (2013), Lassaux et al. (2007), Pasqualino et al. (2009) y Vlasopoulos et al. (2006). Por lo tanto, la unidad funcional se definió como sigue:

Tratamiento de 1 m³ de agua residual municipal en un periodo de 20 años para una calidad de efluente y una calidad de lodo definido.

Es de notar que el estudio se realiza considerando tres flujos diferentes de tratamiento de agua con base en el análisis estadístico ya presentado (13 l/s, 70 l/s, 620 l/s), con una población equivalente servida de 7,000; 38,000; y 335,000 habitantes respectivamente. La caracterización del agua residual municipal fue definida en la Tabla 4.2 de acuerdo a análisis estadístico de datos de calidad de agua recabados en la región.

La calidad del efluente es definida como 30 mg/l de DBO y 30 mg/l de SST, de acuerdo al análisis de la normatividad de descargas de la región (Noyola et al., 2012). Mientras que la calidad del lodo resultante es definida de acuerdo con los requerimientos para la aplicación en tierras de agricultura (Clase B) de las regulaciones de la EPA (USEPA, 1999, 1992).

4.2.4 Límites del sistema

De acuerdo con el objetivo y alcances del estudio, se muestran en la Figura 4.10 los siguientes límites del sistema en cuanto al espacio, tipo de tecnologías y procesos unitarios considerados.

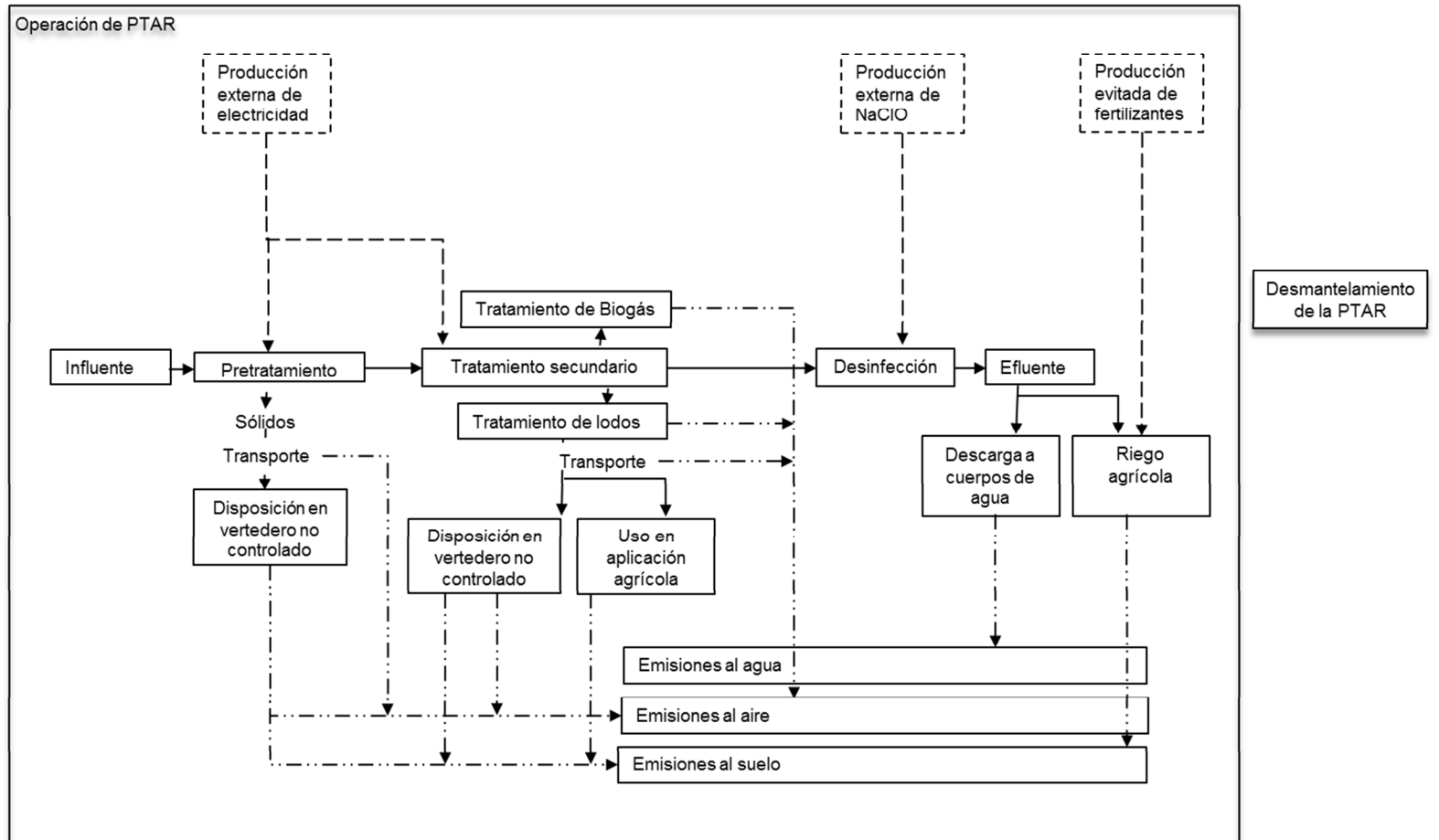


Figura 4.4 Límites del sistema. Adaptado de Metcalf & Eddy (2004)

a) Límite espacial

El estudio comprende la región de América Latina y el Caribe, tomando como países muestra a México, Guatemala, República Dominicana, Brasil, Chile y Colombia.

b) Límite por tipo de tecnologías

Serán estudiadas únicamente las tecnologías más usadas en América Latina y el Caribe resultantes del procesamiento de la información de los datos colectados, analizadas en 9 escenarios de acuerdo a lo establecido en la sección 4.1.4 “escenarios representativos”.

c) Límite dentro del sistema de tratamiento de agua

El ICV fue desarrollado calculando materiales y requerimientos de energía para el bombeo, tratamiento primario y secundario, la producción de emisiones atmosféricas directas y biosólidos. Los procesos asociados con la construcción y la fase de desmantelamiento fueron ignorados, ya que por lo general son insignificantes, frente a un horizonte de operación de 20 años, como es el caso en este estudio.

Esta simplificación se basa en los estudios de Emmerson et al. (1995); Li et al. (2013); Zhang et al., (2010) y Musharrafie (2011) donde señalan que la operación presenta la mayor influencia en el impacto global en todas las categorías analizadas por encima de la fabricación de equipo y transporte, construcción y disposición final.

d) Límites para los procesos unitarios considerados

Una distinción importante entre los estudios de ACV es si los lodos de la PTAR se consideran como un recurso o como un residuo (Corominas et al., 2013a). En este estudio, la producción de lodo para su uso como fertilizante fue incluido dentro de los límites del sistema. También se realizó el escenario alternativo de la disposición en un monorrelleno.

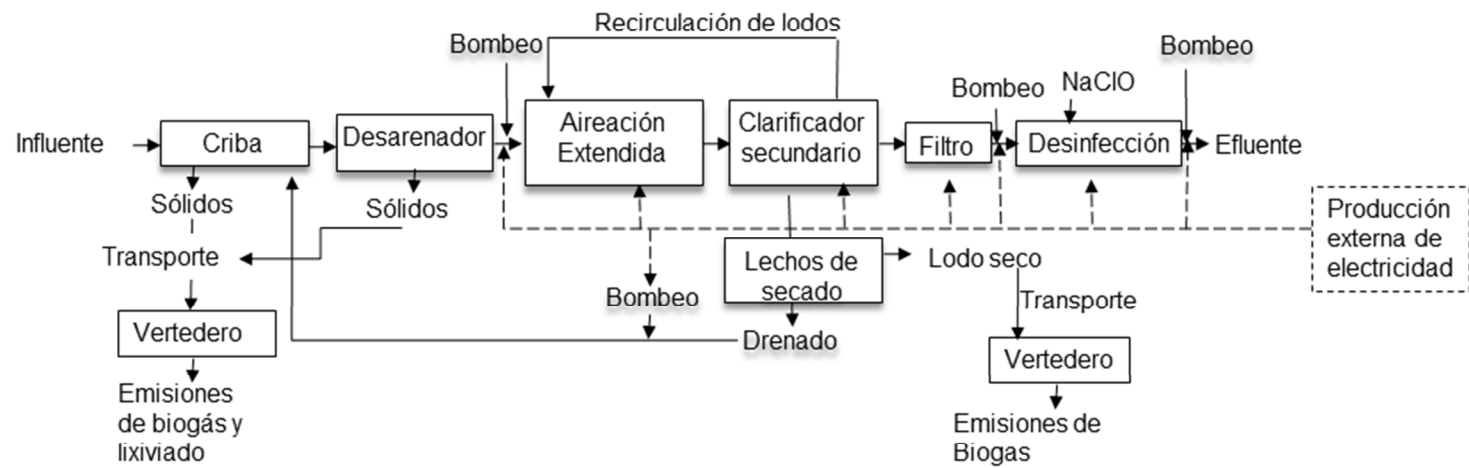
Dada la consideración de que el lodo es utilizado como fertilizante, también se incluyó dentro de los límites del sistema la reducción de la necesidad de fertilizantes minerales evitando su producción, de manera similar a los estudios de Lundin et al. (2000), Hospido et al. (2005), Houillon & Jolliet (2005) y Palme et al. (2005).

Por otro lado, la digestión anaerobia de los lodos, produce biogás como un subproducto. La mayoría de PTAR en la región de ALC, según el levantamiento de datos realizado, no aprovechan este biogás, sino que normalmente se quema en antorcha o incluso se ventea a la atmósfera en las pequeñas instalaciones. El principal componente del biogás es el

metano, que puede ser utilizado para producir electricidad, por medio de un sistema de cogeneración. En el estudio serán incluidos los componentes de la generación de biogás dentro de los límites del sistema y el aprovechamiento en la etapa de propuestas de mejora.

4.2.5 Descripción de escenarios

De acuerdo a los escenarios definidos en la sección 4.1.4 se muestran los diagramas de bloques de las Figuras 4.5 a la 4.10.



El escenario 4 considera electricidad para la criba y el desarenador.

Figura 4.5 Diagrama de bloques de E1 y E4 . Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

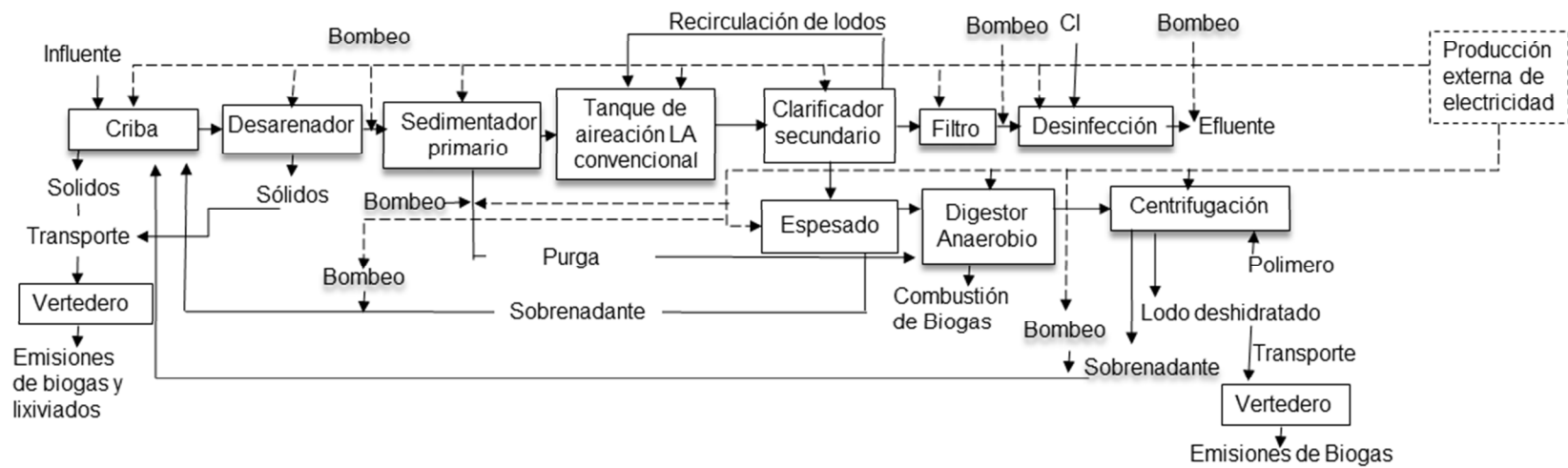


Figura 4.6 Diagrama de bloques de E7 . Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

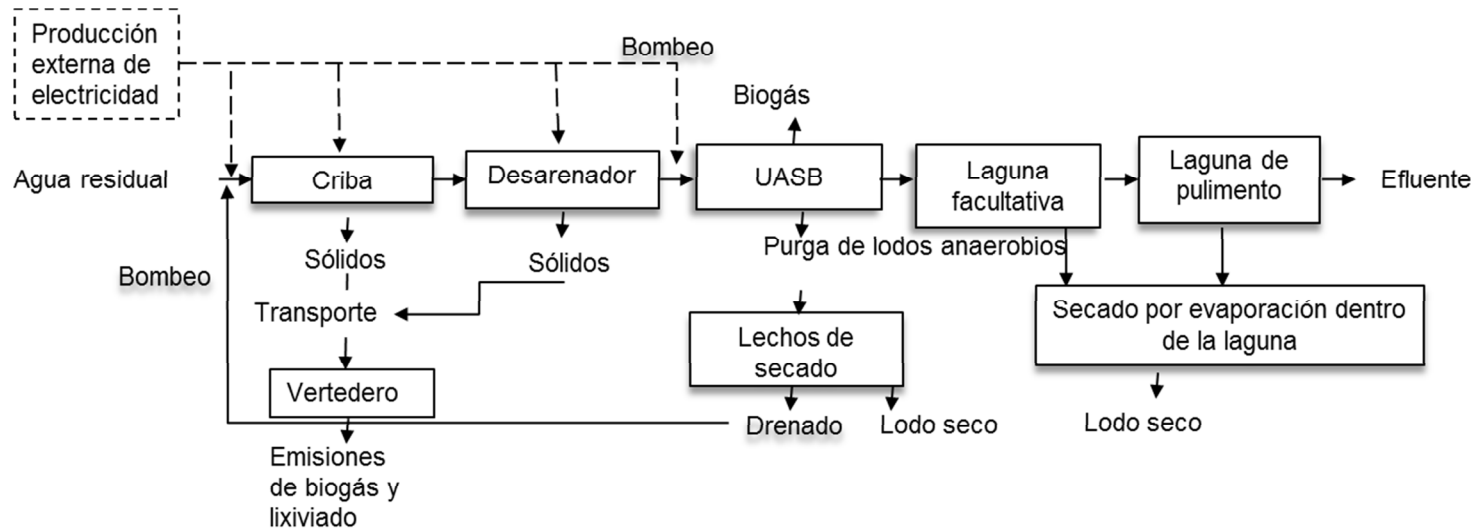


Figura 4.7 Diagrama de bloques de E2, E5 y E8. Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

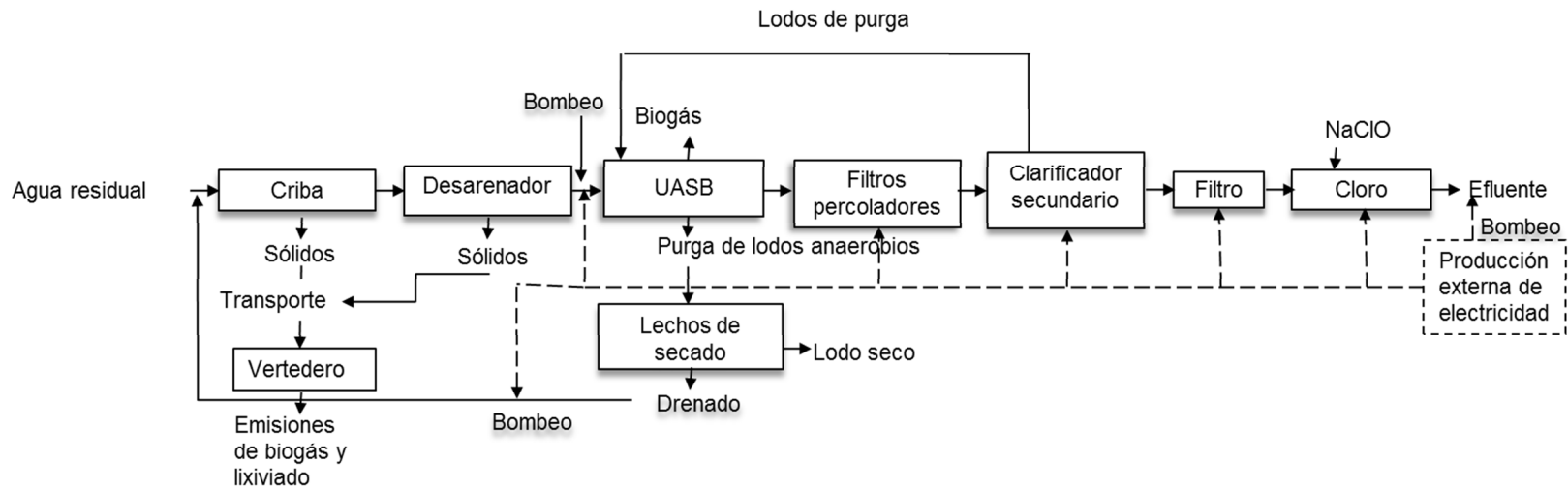


Figura 4.8 Diagrama de bloques del E3 . Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

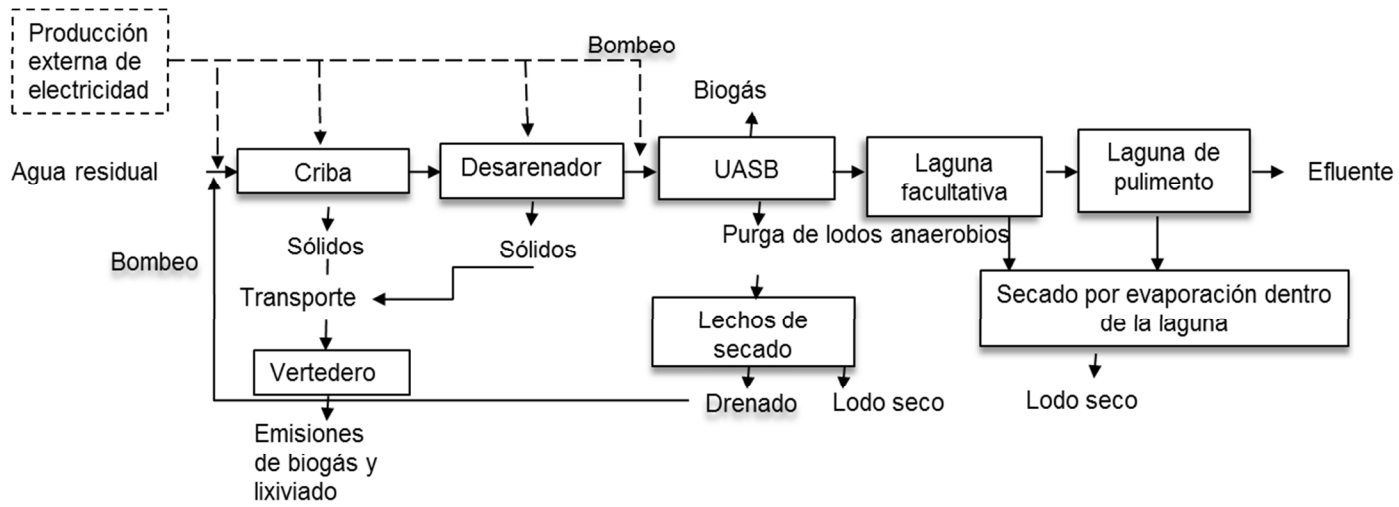


Figura 4.9 Diagrama de bloques del E6. Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

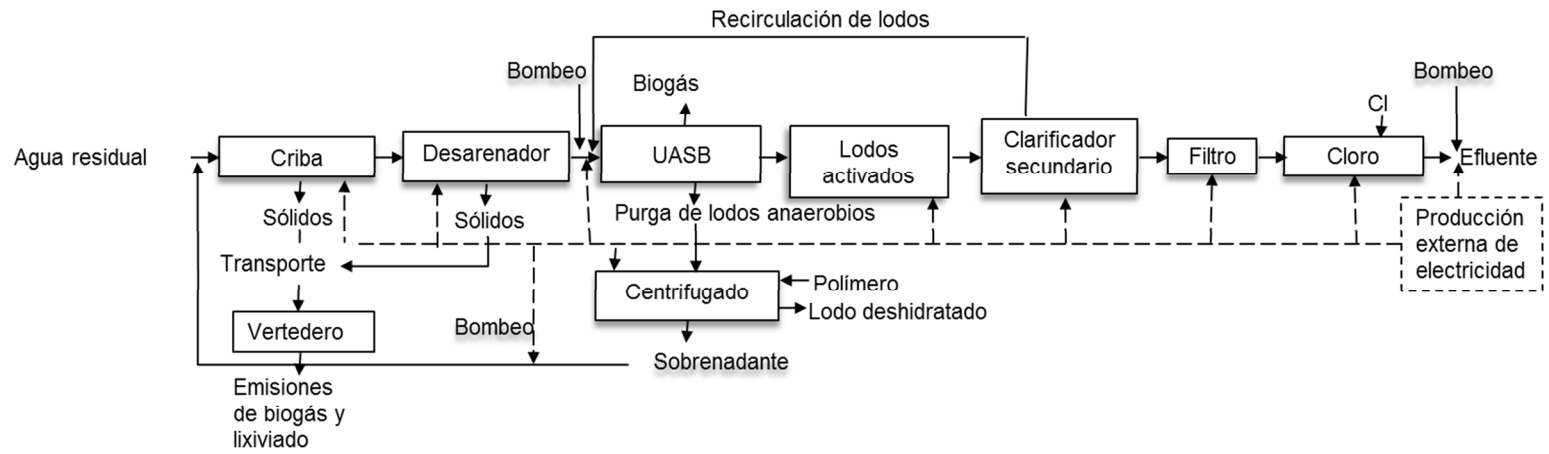


Figura 4.10 Diagrama de bloques del E9. Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

Cabe señalar que no existe bombeo para la salida del agua tratada en los escenarios que involucran lagunas de estabilización porque asumió un diseño con flujo a través de todo el sistema por gravedad.

4.2.6 Categorías de impacto a evaluar

De acuerdo a los objetivos específicos de este estudio presentados en el Capítulo 3, fueron seleccionadas categorías de impacto de punto medio para el análisis de los impactos ambientales y categorías de daño (o de punto final) para determinar que categorías de impacto de punto medio ameritan un proceso de regionalización.

Las categorías de punto medio se seleccionaron cotejando dos fuentes: i) las categorías usadas en los 47 estudios analizados en la Tabla 2.4 y ii) la lista de categorías recomendadas por el ILCD (EC-JRC, 2010a):

- Cambio climático, Disminución de ozono (estratosférico), Toxicidad humana, Respirables inorgánicos, Radiación ionizante, Formación de ozono fotoquímico (troposférico), Acidificación (en tierra y agua), Eutrofización (en tierra y agua), Ecotoxicidad, Uso de suelo, Disminución de recursos (minerales, recursos de energía fósil y renovable, agua).

Por su parte, la sumatoria de las categorías de impacto de punto medio usadas en publicaciones de la Tabla 2.4, se muestra en la Tabla 4.4.

Tabla 4.4 Categorías de impacto de punto medio evaluadas en estudios publicados sobre ACV en tratamiento de agua residual

Categoría	Número de estudios
Cambio climático	38
Acidificación (en tierra y agua)	27
Eutrofización (en tierra y agua),	28
Formación de ozono fotoquímico (troposférico)	17
Toxicidad terrestre	17
Toxicidad humana	18
Disminución de ozono (estratosférico)	14
Disminución de recursos (minerales, recursos de energía fósil y renovable, agua)	20
Respirables inorgánicos y Radiación ionizante	0

Por lo anterior y de acuerdo con el objetivo del presente estudio, se muestran en la Tabla 4.5 las categorías de impacto de punto medio seleccionadas. En el Anexo C, son descritas de acuerdo con sus consideraciones para las bases cálculo.

Tabla 4.5 Categorías de impacto de punto medio seleccionadas. Adaptado de Goedkoop et al. (2009)

Categoría de impacto	Unidades	Descripción
CC. Cambio climático	kg CO ₂ eq.	Refleja la contribución de emisiones que incrementan el efecto del calentamiento global.
AT. Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	Refleja la contribución de sustancias que producen ácido sulfúrico cuando entran en contacto con agua dando lugar a la lluvia ácida, afectando negativamente por ejemplo lagos y bosques.
EAD. Eutrofización de agua dulce	kg P eq.	Refleja la contribución de emisiones de P que contribuyen a la acumulación de nutrientes en los cuerpos de agua.
FOF. Formación de oxidantes fotoquímicos	kg COVDM eq. al aire	Refleja la contribución de emisiones para la formación de sustancias foto-oxidantes principalmente ozono troposférico y los compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano (COVDM).
DCF. Disminución de combustibles fósiles	kg petróleo eq.	Mide el efecto relativo del consumo de recursos sobre el agotamiento de estos recursos teniendo en cuenta el incremento de energía necesaria para su extracción, su escasez relativa y el horizonte temporal en que se cree que se agotarán.
DO. Disminución de ozono estratosférico	kg CFC-11 al aire eq.	Refleja la contribución de sustancias que causan la disminución de la capa de ozono estratosférico. Se mide la capacidad de destrucción de las moléculas de ozono de cada sustancia con contenido de cloro o bromo tomando como referencia el tricloro fluorometano (CFC-11).
ET. Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DB al suelo eq.	Refleja los impactos de sustancias tóxicas en ambientes acuáticos, terrestres y en los sedimentos de los ecosistemas. Toma como referencia el diclorobenceno (1,4-DB).
TH. Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq. al aire urbano	Refleja los impactos sobre la salud pública de sustancias tóxicas en ambientes urbanizados. Toma como referencia el diclorobenceno (1,4-DB).

4.2.7 Método de Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida seleccionado

La selección del método es importante desde que asocia el análisis de inventario con un valor de impacto definido de acuerdo a modelos de factor de impacto propios. En este sentido, ReCiPe v1.09 punto medio fue el modelo elegido puesto que es un método actualizado y completamente rediseñado a partir de los modelos CML 2002 y Ecoindicator 99 (EC-JRC, 2010b), cuyas guías metodológicas son extensamente aceptadas. Se trata de un modelo versátil que permite elegir entre un análisis de punto medio y un análisis de punto final.

Se trabajó sobre la perspectiva jerárquica, la cual es sugerida por la metodología Ecoindicator 99 como predeterminada (ver Anexo B), debido a que considera un balance

por consenso en el criterio del tiempo (entre el corto y mediano plazo). Además, a diferencia de la perspectiva individualista o igualitaria se incluyen efectos basados en evidencia.

4.2.8 Datos requeridos

Dado que el desarrollo del Inventario de Ciclo de Vida implica conocer todas las entradas y salidas de cada uno de los procesos del sistema a estudiar, para el caso del tratamiento de aguas se pueden resumir en los siguientes:

- Inventario de tecnologías de tratamiento de agua residual representativas para la región con caudal, calidad de agua del influente y efluente.
- Flujos de emisiones de lodos, residuos del cribado, y emisiones directas del tratamiento de agua residual en cada etapa del proceso.
- Consumo de electricidad por los equipos usados en la operación de las distintas tecnologías.
- Mix eléctrico y factores de emisión representativos para la región Latinoamericana.
- Recursos evitados correspondientes a fertilizantes y combustible a ser sustituidos por el aprovechamiento de lodos y biogás respectivamente.

Consideraciones para el mix eléctrico

La generación de electricidad con base en combustibles fósiles es una de las fuentes más contaminantes en la región de ALC, excepto en algunos países como Paraguay, Brasil o Colombia donde más del 80% es hidroeléctrica. En ALC, el mix representativo es: carbón (5.9%), gas (20.9%), petróleo (14.6%) hidroeléctrica (55.8%) y nuclear (2.8%) con un factor de emisión por kWh producido de 0.261 kgCO₂ eq según el informe de los indicadores de desarrollo mundial³ (Figura 4.10) del Banco Mundial (WB, 2014b).

Dado que Ecoinvent v2.2 no tiene procesos regionales de electricidad para ALC, este estudio utilizó los procesos de electricidad definidos en Ecoinvent v2.2: Gas natural (electricity, natural gas, at power plant, /RER S), carbón (hard coal, burned in power plant/RFC S), petróleo (electricity, oil, at power plant/UCTE S), hidroelectricidad (electricity, hydropower, at run-of-river power plant/RER S), nuclear (electricity, nuclear, at power plant boiling water reactor/UCTE S), la energía de los recursos renovables no fue contabilizada.

³ Los indicadores de desarrollo del Banco Mundial, son elaborados a partir de fuentes internacionales reconocidas oficialmente. Presenta los datos de desarrollo global más actual y precisa disponible e incluye estimaciones nacionales, regionales y mundiales (WB 2014b).

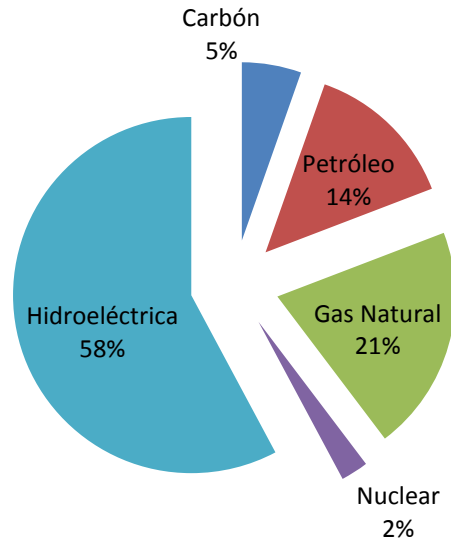


Figura 4.10 Mix eléctrico considerado para la región de ALC. El factor de emisión por kWh producido es de 0.261 kgCO₂ eq (Banco Mundial, 2014)

Calidad de los datos del inventario

La Tabla 4.5 muestra la calidad y precisión de los datos del inventario de acuerdo a la definición de los datos de calidad en la sección 2.3.3 referente a las etapas del ACV. Se prefirieron los datos levantados dentro de la región de estudio. Cuando esto no fue posible, fueron calculados a partir de las condiciones ambientales y de las características del influente de los escenarios; también, se obtuvieron datos de publicaciones con estudios relativos a los elementos faltantes. Por último, se utilizó la base de datos de Ecoinvent.

La información para los requerimientos de energía fue determinada por una herramienta de cálculo de procesos de tratamiento de agua residual asociado a una base de datos desarrollada para el proyecto *Water and sanitation: Latin American and Caribbean cities adapting to climate change by making better use of their available bioenergy resources* financiado por el International Development Research Centre (IDRC) de Canadá, desarrollado por el grupo de trabajo del Instituto de Ingeniería UNAM en el periodo 2010-2012.

Tabla 4.6 Calidad y precisión de los datos del inventario

	Lodos activados	Lagunas de estabilización	UASB	Filtros percoladores
Influyente				
DBO, DQO, SST, SSV, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , P	Muestra 195 PTAR	Muestra 195 PTAR	Muestra 195 PTAR	Muestra 195 PTAR
Metales pesados	SACM (2010; 2011)	SACM (2010; 2011)	SACM (2010; 2011)	SACM (2010; 2011)
Efluente				
DBO, DQO, SST, SSV	Muestra 101 PTAR	Muestra 57 PTAR	Muestra 9 PTAR	Muestra 1 PTAR
N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , P	Muestra 101 PTAR	Cardenas et al. (2005); Noyola 2012 comunicación personal	Noyola 2012 comunicación personal	Noyola 2012 comunicación personal
Metales pesados	Muestra 20 PTAR q incluyen 80 estudios de laboratorio SACM (2010; 2011). Brown y Lester (1979); Barth et al. (1965); Oliver & Crosgrove (1974); Brown et al. (1973); Steerrit et al. (1981); Nomura & Young (1974)	Aldana et al. (1998) Blanco et al. (2005); Kaplan et al. (1987)	Quan et al. (2003); Banfalvi (2006)	SIASA (2010)
Biosolidos	Muestra 195 PTAR	Oakley (2005)	Metcalf & Eddy (2004)	Metcalf & Eddy (2004)
Biogás de proceso	Digestión de lodos - Metcalf & Eddy (2004)	Laguna anaerobia – Rolim (2000)	Souza et al. (2011)	No aplica
Biogás y lixiviados de residuos de cribado	Generación: Metcalf & Eddy (2004)	Generación: Metcalf & Eddy (2004)	Generación: Metcalf & Eddy (2004)	Generación: Metcalf & Eddy (2004)
	Emisiones: WMI (1994); IFEU (1992); McDougall et al. (2001)	Emisiones: WMI (1994); IFEU (1992); McDougall et al. (2001)	Emisiones: WMI (1994); IFEU (1992); McDougall et al. (2001)	Emisiones: WMI (1994); IFEU (1992); McDougall et al. (2001)
Electricidad	Base de datos del proyecto Water and sanitation: LAC cities adapting to climate change. Basado en Metcalf & Eddy (2004)	No aplica	Base de datos del proyecto Water and sanitation: LAC cities adapting to climate change. Basado en Metcalf & Eddy (2004)	No aplica
NaClO	Metcalf & Eddy (2004)	No aplica	No aplica	No aplica
CaO ^a	No aplica	Metcalf & Eddy (2004)	No aplica	No aplica
Transporte de lodos	Muestra 91 PTAR	Muestra 91 PTAR	Muestra 91 PTAR	Muestra 91 PTAR

^a Para estabilización de lodos

4.2.9 Software de ACV a utilizar

Se utilizó el software SimaPro 8.0.2 (*System for integrated environmental assessment of products*), para la ejecución del modelo ReCIPE, debido a que es la última generación del software de ACV más utilizado en estudios de tratamiento de agua, el cual permite modelar y analizar ciclos de vida complejos de una forma clara y sistemática, siguiendo las recomendaciones de la ISO 14040.

El software SimaPro 8.0.2 es desarrollado por *Pré consultants*, en los Países Bajos como herramienta de modelación y análisis para el ACV. Esta versión es la más actualizada e incorpora un inventario con más de 11 bibliotecas de bases de datos asociadas.

SimaPro 8.0.2 es usado en la etapa de EICV para ejecutar el modelo matemático a partir del inventario y el resultado final es la cuantificación en unidades equivalentes de los impactos ambientales de cada etapa del proceso.

A pesar de los beneficios que representan SimaPro, es importante subrayar que, como en cualquier aplicación de software, la confiabilidad de los resultados depende principalmente de la calidad de los datos que se introducen en el modelo.

4.2.10 Regionalización

Para mejorar la interpretación del ACV desarrollado con factores genéricos, se propone la realización de un ACV regionalizado. En este apartado se presenta la propuesta para hacer operativa la regionalización utilizando el método de EICV de punto final Impact World + (IW+) por ser el único que actualmente realiza un trabajo integral de desarrollo de factores de caracterización (FC) espacialmente diferenciados para cada región del mundo (Tabla 2.3) e incluye FC regionales para Latinoamérica.

De igual forma se utilizó el método ReCiPe v1.09, debido a que fue la metodología seleccionada para desarrollar el ACV de punto medio. Los resultados de EICV de ambas metodologías fueron comparados para verificar que identificaran las mismas categorías de mayor contribución al daño en las áreas de protección.

La Tabla 4.7 muestra la descripción de las categorías de daño de punto final, Salud Humana (SH) y Calidad de Ecosistema (CE) que incluye IW+ (en el Anexo B se encuentra descrito de manera más amplia el método IW+ y sus categorías).

Tabla 4.7 Categorías de daño de punto final del método IW+. Adaptado de Bulle et al. (2012)

Categoría de punto final	Descripción
Daños a la salud humana (SH)	Caracteriza la severidad de las enfermedades. Contabiliza la mortalidad (años de vida perdidos debido a una muerte prematura) y morbilidad (el tiempo de vida con baja calidad debido a enfermedades). La unidad está dada en años de vida perdidos - ajustados por discapacidad para la población (DALY)
Daños a la calidad del ecosistema (CE)	Expresa la fracción de especies potencialmente desaparecidas (PDF por sus siglas en inglés) en un área determinada, durante un tiempo determinado. La unidad está dada en cantidad de área en metros cuadrados donde el 100% de las especies son desaparecidas durante un año (PDF.m ² .año)

A continuación se presenta la propuesta para hacer operativa la regionalización utilizando el método de EICV de punto final Impact World +⁴.

Procedimiento para regionalizar los resultados de un ACV genérico

1. Desarrollar un EICV de punto final con factores genéricos.
2. Realizar un análisis de contribución.
 - 2.1. Identificar las categorías de impacto que más contribuyen al daño de las áreas de protección.
 - 2.2. Identificar los procesos que más contribuyen a los valores de las categorías de impacto identificadas anteriormente.
3. Obtener datos y factores de caracterización regionalizados.
 - 3.1. Localizar los datos regionales del inventario de los procesos de mayor contribución .
 - 3.2. Seleccionar los FC regionales de las categorías de mayor contribución.
4. Realizar nuevamente la EICV con los datos de inventario y FC regionalizados.
5. Llevar a cabo este proceso de forma iterativa para identificar nuevos contribuyentes importantes en tanto haya datos regionales disponibles o una nueva iteración de regionalización no altere más la decisión de la anterior iteración.

⁴ La propuesta se encuentra en el artículo "Assessing wastewater treatment in Latin America and the Caribbean: Enhancing life cycle assessment interpretation by regionalization and impact assessment sensibility" (Hernandez et al., en proceso de publicación)

4.2.11 Alternativas de mejora

Finalmente, a partir del proceso de regionalización, se desarrollaron 6 estrategias (mejoras a los procesos de tratamiento) para disminuir los impactos ambientales de las categorías de mayor contribución basándose en el EICV de punto final de las áreas de protección SH y CE. Posteriormente estas estrategias fueron analizadas con la herramienta ACV para cuantificar las mejoras ambientales y compararlas con los 9 escenarios base.

Con el objetivo de distinguir la variabilidad de los resultados en cada proceso unitario, la comparación de resultados del ACV de los escenarios base con respecto a las mejoras se presenta en nivel de punto medio para la categoría identificada como dominante únicamente.

Es importante mencionar que fue desarrollado el análisis de ciclo de vida ambiental de las alternativas de mejora, sin considerar el costo asociado de diseño, instalación y desarrollo de las mismas. El análisis de costos de ciclo de vida se encuentra fuera de los alcances del estudio.

5. INVENTARIO Y EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS AEROBIOS E1, E4, E7

En este capítulo se desarrolla la aplicación de la herramienta para integrar los inventarios de ciclo de vida y calcular la evaluación de impacto de los tres escenarios de sistemas aerobios: aeración extendida (E1, E4) y convencional (E7).

5.1 PARÁMETROS DE DISEÑO DE PROCESO

La Tabla 5.1 resume los parámetros básicos de diseño adoptados para la integración de las operaciones y procesos unitarios.

Tabla 5.1 Parámetros de diseño de escenarios de sistemas aerobios (E1, E4 y E7). Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

Proceso	Parámetro de diseño	Valor		
		E1	E4	E7
Clarificador primario	Número de unidades	-	-	1
	Tiempo de retención hidráulica (TRH) (h)	-	-	2,1
Tanque de aireación	Carga orgánica F/M (kgDBO/kgSSV-d)	0.13	0.13	0.43
	Volumen total (m ³)	973	5,239	5,011
	Requerimientos de aire por oxidación (m ³ aire/h)	550	2,962	11,530
	Requerimientos de aire por mezclado (m ³ aire/h)	730	3,929	3,758
	Tiempo de retención celular (TRC) (días)	20	20	2,5
	Sólidos suspendidos totales (SSLM) (mg /l)	3,800	3,800	3,500
Clarificador secundario	Número de unidades	1	1	4
	TRH (h)	9	7	3.2
Filtro de arena	Área total de filtrado (m ²)	1.84	8.59	74
Proceso de desinfección	Hipoclorito de sodio 15% en H ₂ O (mL /l)	0.2	0.2	-
	Cloro (g /l)	-	-	0.009

En el Anexo D se pueden consultar los parámetros de diseño que fueron considerados para la estabilización de los lodos resultantes del proceso. El tren de tratamiento de lodos fue necesario sólo para el E7 (espesamiento por gravedad, digestión anaerobia, y centrifugación).

Para el diseño se consideraron las condiciones ambientales promedio de temperatura de 20°C para las aguas residuales, 22°C y 16°C para el ambiente promedio de verano e

invierno, respectivamente, altitud de 900 metros sobre el nivel del mar, 1,407 mm de precipitación y 916 mm de evaporación.

5.2 INVENTARIO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS AEROBIOS (E1, E4 Y E7)

Los resultados calculados para los tres escenarios utilizando la caracterización del influente de la Tabla 4.2 y los datos de diseño descritos en la Tabla 5.1 se integraron en los inventarios de cada proceso involucrado. La Tabla 5.2 muestra la concentración para cada escenario en cada etapa de tratamiento.

Tabla 5.2 Concentración de diversos contaminantes en cada etapa de los sistemas aerobios E1, E4 y E7 (g/m³ de agua tratada)

Parámetro	AR	Aireación extendida. E1 y E4		Lodo activado convencional. E7		
		TA-CS	FE	SP	TA- CS	FE
		DBO	240	29*	29*	193
DQO	520	62*	62*	391	47*	47*
SST	220	25	10	99	25	10
SSV	165	14	6	74	21	8
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	35	0.9	0.9	35	24	24
Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	0.1	0.2	0.2	0.1	0	0
Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	0.1	27	27	0.1	0.1	0.1
Fosforo total (P)	8	6	6	7	5	5

AR= Agua Residual, SP= Sedimentación Primaria, TA-CS= Tanque de Aireación seguido por Clarificador Secundario, FE= Filtración, *Muestra filtrada.

Fuente: Elaboración Propia

Metales pesados. Teniendo en cuenta la escasa información existente sobre el destino de los metales pesados a través del proceso biológico, los datos reales fueron colectados de 21 PTAR de la Ciudad de México (SACM 2010-2011) mostrados en la Tabla 4.2. Los datos fueron proporcionados por un período de 6 meses, con un total de 252 muestras.

La Figura 5.1 muestra los porcentajes de metales pesados removidos por el proceso de lodos activados.

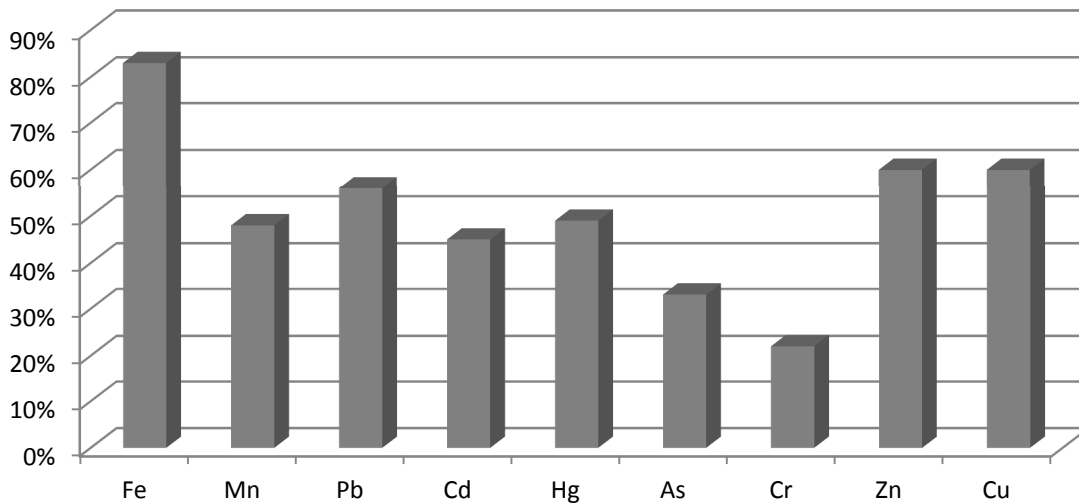


Figura 5.1 Remoción de metales pesados por el tratamiento de lodos activados. Adaptado de SACM (2010; 2011)

Estos porcentajes son coherentes con estudios como Brown & Lester (1979), donde analizan las dos etapas en las que los iones metálicos pueden ser eliminados de las aguas residuales en un proceso de lodos activados convencional. La primera es la sedimentación primaria, que elimina una proporción de metales insolubles o adsorbidos en partículas (Barth et al., 1965; Oliver & Cosgrove, 1974). La segunda etapa de eliminación se lleva a cabo en el proceso de lodos activados por la adsorción de metales disueltos o metales en partículas finas y en los flóculos de lodos (Brown et al., 1973; Oliver & Cosgrove, 1974).

La información de la Figura 5.1 se puede comparar con otros resultados publicados, tales como los de Brown & Lester (1979) que obtuvieron remociones similares para Mn y Cr debido a su adsorción sobre los sólidos biológicos. Por otra parte, el Fe presenta los mismos resultados de remoción obtenidos por Nomura & Young (1974), quienes midieron remociones en el sedimentador primario entre el 46% al 67%. Mientras que los autores reportaron que en el tratamiento secundario se alcanzó más del 90% de precipitación de Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb y Zn con la floculación.

Los resultados de la Figura 5.1 muestran que en contraste con lo planteado por Foley et al. (2010) los metales pesados no se transfieren completamente a los biosólidos en un proceso de lodos activados. De hecho, algunos de ellos son liberados en el efluente en más de 50% de su concentración original (Hg, Mn, Cd, As y Cr).

Disposición y generación de biosólidos. Según los datos recogidos en 6 países de la región de ALC, los biosólidos de la PTAR se disponen en vertederos incontrolados, con algunas excepciones (2 monorellenos reportados en Chile y varios en México para algunas PTAR grandes). Por tanto, en este estudio, se consideró la disposición final en vertederos no controlados con infiltración de lixiviados al suelo y sin recolección de biogás, ya que es la práctica más común.

La Tabla 5.3 muestra la generación de biosólidos, porcentaje de sólidos totales y las emisiones de CO₂ equivalentes en un vertedero no controlado, las cuales se calcularon de acuerdo al IPCC reporte 2014.

Tabla 5.3 Producción de biosólidos y emisiones de CO₂ eq en vertedero no controlado

Parámetro	E1	E4	E7
Cantidad de biosólidos producidos (g/m ³ de agua tratada)	371	371	261
ST (%)	40	40	25
kg CO ₂ eq /m ³	0.276	0.276	0.228

Biogás de la digestión de lodos. La producción total de gas en el digestor anaerobio (E7) se calculó a partir del porcentaje de reducción de sólidos volátiles (que va desde 56% hasta 65%); los valores típicos de conversión de biogás a partir de sólidos volátiles destruidos varían de 0.75 a 1.12 m³ /kgSV. Se considera que el biogás contiene aproximadamente de 65% a 70% de CH₄ en volumen, de 25% a 30% de CO₂, y pequeñas cantidades de N₂, H₂, H₂S, vapor de agua, y otros gases (Metcalf & Eddy, 2004). La composición definida del biogás producido en el digestor anaerobio de lodos (E7) se muestra en la Tabla 5.4. Es importante mencionar que en este escenario E7 no se contempla producción de electricidad a partir del biogás producido debido a que no es una práctica común (menos del 0.02%) en la región de acuerdo al muestreo realizado.

De acuerdo a la unidad funcional, la masa de los tres compuestos principales de biogás (Tabla 5.4) se calculó con base en las consideraciones de Metcalf & Eddy (2004) y WEF (1999) (después de su combustión en una antorcha con 95% de eficiencia).

Tabla 5.4 Composición de biogás y emisiones del digestor anaerobio

Parámetro	CH ₄	CO ₂	H ₂ S
Contenido (%)	65	35	0.02
Producción de gas (g CH ₄ /m ³ de agua tratada)	30.5	50.2	2.21
Emisiones después de la captación y combustión (g /m ³ agua tratada)	4.9	130	2.21

Generación de biogás y lixiviados de residuos del cribado. 75 factores de WMI (1994) e IFEU (1992) reportadas en (McDougall et al., 2001) fueron considerados para el cálculo de los valores de las emisiones de gases y lixiviados generados por la disposición de residuos del cribado en vertederos (Anexo E), tomando en cuenta la precipitación media anual de 750 mm la cual es similar a la media reportada en el análisis estadístico de América Latina y el Caribe (812mm). En este sentido, el biogás generado en rellenos sanitarios sólo proviene de la fracción biodegradable de los residuos. Los residuos sólidos orgánicos constituyen aproximadamente el 42% en peso de los residuos de una PTAR (Hospido et al., 2005). La producción de biogás a partir de esta fracción de residuos se calculó con el factor de conversión de 250 m³ por tonelada de residuos fermentables de McDougall et al. (2001). La cantidad de residuos sólidos del tratamiento primario es de 44 g /m³ de agua tratada, la cual se calculó de acuerdo a las bases de diseño de plantas de Metcalf & Eddy (2004).

A partir de estas consideraciones, las emisiones calculadas que representan 96.9% del total producido a partir de los desechos del cribado son: 1.6 g CH₄ y 3.6 gCO₂ por m³ de agua tratada. En el Anexo E se encuentran las 37 emisiones asociadas a los residuos del cribado. Además, se produjeron 6.5 ml de lixiviados por m³ de agua tratada; el Anexo E lista 38 contaminantes presentes en lixiviados de acuerdo a los factores de WMI (1994) e IFEU (1992) reportadas en (McDougall et al., 2001).

Electricidad. Los requerimientos de energía en los sistemas de tratamiento se determinaron mediante los datos de demanda de electricidad de los procesos del tratamiento de agua residual obtenidos mediante la base de datos del simulador de procesos mencionado en el apartado 4.2.8 de metodología. El consumo de cada proceso para los escenarios se ha cuantificado teniendo en cuenta las necesidades de potencia teórica y las horas de trabajo calculadas.

Como se observa, el E7 es el mejor posicionado en términos de consumo de energía sobre la base de la unidad funcional, debido a su menor demanda eléctrica por metro cúbico tratado en el tanque de aireación. Lo anterior se debe a que en ese caso, la energía del tanque de aireación es determinada por los requerimientos de oxígeno para el proceso de oxidación microbiana. En el caso de la aeración extendida (E1 y E4), la necesidad de energía para una buena mezcla es mayor que para la oxidación biológica, lo que resulta en un consumo mayor al correspondiente a los lodos activados convencionales (Tabla 5.1).

Así mismo, se aprecia el efecto de “economía de escala” que hace que los consumos específicos (por volumen tratado) sean en general menores en el escenario con mayor capacidad de tratamiento (E7). La Tabla 5.5 muestra la distribución de la energía eléctrica utilizada en todo el tratamiento.

Tabla 5.5 Consumo de energía eléctrica en E1, E4 y E7 (kWh/m³ de agua tratada)

Unidad de operación	E1	E4	E7
Criba	*	0.022	0.005
Desarenador	*	0.016	0.012
Clarificador primario	NR	NR	0.041
Tanque de aireación	0.519	0.488	0.167
Clarificador secundario	0.080	0.054	0.041
Filtro de arena	0.065	0.048	0.057
Dosificación de cloro	0.0081	0.002	0.001
Bombeo	0.069	0.048	0.040
Espesador	NR	NR	0.014
Digestor anaerobio	NR	NR	0.020
Centrífuga	NR	NR	0.029
Total de suministro	0.741	0.678	0.427

* Equipo operado manualmente. NR: no requerido

Fuente: Elaboración Propia

En la Tabla 5.5, sólo el consumo referente a los filtros de arena no representa el menor valor para el escenario E7; esto se debe al sistema más complejo para realizar el retrolavado de esos equipos. El consumo total por m³ de agua tratada muestra claramente que las grandes instalaciones son más eficientes energéticamente que las pequeñas. Esta afirmación no tiene en cuenta la energía necesaria para la recolección de aguas residuales y su transporte a la planta de tratamiento, que se considera más alto para los sistemas de tratamiento centralizados (Lassaux et al., 2007).

5.3 EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS AEROBIOS E1, E4 Y E7

Las contribuciones de cada operación y proceso unitario de los escenarios E1, E4 y E7 a las ocho categorías de impacto consideradas en este trabajo son presentadas en la Figura 5.2.

El escenario que involucra el valor más alto en las categorías DCF, AT, DO y FOF es el E1 (el menor en flujo). Al mismo tiempo, el E7 (el escenario de mayor flujo) muestra el impacto más bajo. Este comportamiento puede ser explicado con el concepto de economía de escala y a que esos indicadores están ligados a la generación de energía a partir de combustibles fósiles. En efecto el desempeño de una planta de tratamiento más chica será penalizado por su tamaño si se le compara con una planta mayor, esto sobre una base común, la unidad funcional. Tal resultado ya ha sido señalado por Shehabi et al. (2012) y Noyola et al. (2012).

El tratamiento secundario tiene las cargas ambientales más altas para los escenarios E1 y E4 en las categorías: DCF, AT, CC, FOF y DO (50-88%) (Figuras 5.2-a,b,d,e y h respectivamente). Para las cuatro primeras (DCF, AT, CC y FOF), tal resultado se debe al alto consumo de energía en el proceso de la aeración extendida, como se muestra en la Tabla 5.5. Esto es congruente con los porcentajes de consumo eléctrico en el tanque de aireación (64 y 72%) sobre el total para los escenarios E1 y E4 respectivamente (basado en los datos de la Tabla 5.5).

En cuanto a la categoría DO (Figura 5.2.e), los procesos de tratamiento secundario, filtración, disposición de agua tratada (bombeo) y tratamiento de lodos presentan impactos también debido al consumo de electricidad. El método ReCiPe considera la liberación de halon 1211 en el transporte del gas natural (99%) para ser usado como combustible en la producción de electricidad.

En este sentido, el pretratamiento tiene un impacto importante aparente en DO (Figura 5.2.e) debido a las emisiones por la disposición de residuos en el vertedero (las cuales representan 96-100% de este impacto) y las emisiones de la producción de electricidad (0-4%). A este respecto, Pasqualino et al. (2009) y Hospido et al. (2004) obtienen resultados semejantes. En el caso de la categoría FOF (Figura 5.2.h), la contribución de los impactos en el pretratamiento se debe principalmente a las emisiones generadas en la disposición de

los residuos (87%) y en la producción de electricidad usada (12%), además de las emisiones provenientes del transporte hacia el sitio de disposición final (1%).

La contribución al impacto del E7 en CC se debe al CH₄ escapado y al CO₂ producido como resultado de la combustión del metano capturado; ambos suman 0.207 kg CO₂ eq (Figura 5.2.d – tratamiento de lodos). Este metano proviene del digestor anaerobio de lodos, un proceso que no es necesario en los otros dos escenarios. El valor resulta ser 3 veces mayor que el impacto del consumo eléctrico del tanque de aireación del tratamiento secundario (0.067 kg CO₂ eq) como se muestra en la Figura 5.2.d – tratamiento secundario. Pese a esto, los tres escenarios presentan casi el mismo impacto en números absolutos en la categoría de CC (Figura 5.2.d) debido a que se equiparan los impactos por el metano liberado en el E7 con los mayores impactos por emisiones de CO₂ indirectas provenientes de la producción de electricidad en E1 y E4.

Con el objetivo de explicar las diferencias importantes de los valores relativos de electricidad entre los escenarios con aeración extendida y con lodos activados convencionales, debe considerarse, como ya fue mencionado, que la potencia de motor seleccionada para el tanque de aireación se basa en los requerimientos de aire, ya sea para proporcionar el oxígeno suficiente para el proceso de oxidación o para asegurar el mezclado. Así, en la tecnología de aireación extendida (E1 y E4) la baja carga orgánica y el tiempo de retención celular alto, dan como resultado un volumen de tanque mayor comparado con el necesario para el proceso convencional. Por lo tanto, la potencia de los motores y el consumo de electricidad para un buen mezclado son superiores a lo que sería necesario para la oxidación biológica. Como resultado, el requerimiento de electricidad en el tanque de aireación de un proceso convencional de lodos activados es un tercio del requerimiento en el proceso de aireación extendida. Estas consideraciones quedan cuantificadas en la Tabla 5.1

Los escenarios DCF, AT y CC en el pretratamiento, muestran un impacto creciente (E1 a E7) conforme se incrementa el uso de electricidad en el proceso de pretratamiento (cribado para los tres escenarios y clarificador primario solo en el E7), de acuerdo con la Tabla 5.5.

Los impactos de la filtración del efluente secundario se relacionan con el consumo de energía eléctrica para la limpieza mediante retrolavado de los filtros. La magnitud relativa de esos impactos en las cinco categorías asociadas al consumo de energía (DCF, AT, CC, DO y FOF) es reducida en todos los casos.

En términos generales, las categorías TH y ET presentan valores muy cercanos en los tres escenarios (Figura 5.2.f y 5.2g) debido a la disposición de lodos. La base de este resultado es el contenido de metales pesados en los lodos dispuestos en un vertedero no controlado en el cual se considera que los metales pueden ser lixiviados, arrastrados y ser finalmente absorbidos por plantas. Por su parte, el alto impacto en CC (Figura 5.2.d) del tratamiento de lodos del E7 se debe a las emisiones de metano de la digestión anaerobia de acuerdo a la Tabla 5.4.

Por otro lado, se observa en la Figura 5.2.c que el proceso ‘disposición de agua’ es el responsable de 75% (E1 y E4) y 62% (E7) de los impactos en EAD debido al contenido de fósforo (P) en la corriente descargada al ambiente; la diferencia es ocasionada por una mayor eficiencia de remoción de P por la tecnología de lodos activados convencional del E7, comparada con la aireación extendida (Tabla 5.2). Por tal motivo, en este último escenario se tiene un menor contenido de P en el efluente, pero mayor contenido de P en los lodos. ReCiPe considera *por default* que todo el contenido de P depositado en un vertedero no controlado, llega a cuerpos de agua por diferentes mecanismos de arrastre y lixiviación, lo que causa eutrofización (sin considerar el porcentaje de los nutrientes que son absorbidos por las plantas).

En este sentido, el impacto mostrado en EAD por disposición de lodos no es mayor a 38%, a diferencia de los estudios de Venkatesh & Brattebø (2011), quienes observaron valores superiores (71 a 74%). Tal diferencia se debe a que los procesos de tratamiento de agua residual europeos deben cumplir con remoción de nutrientes (Foley et al., 2010) lo que contribuye a tener mayor cantidad de fósforo y nitrógeno en los lodos.

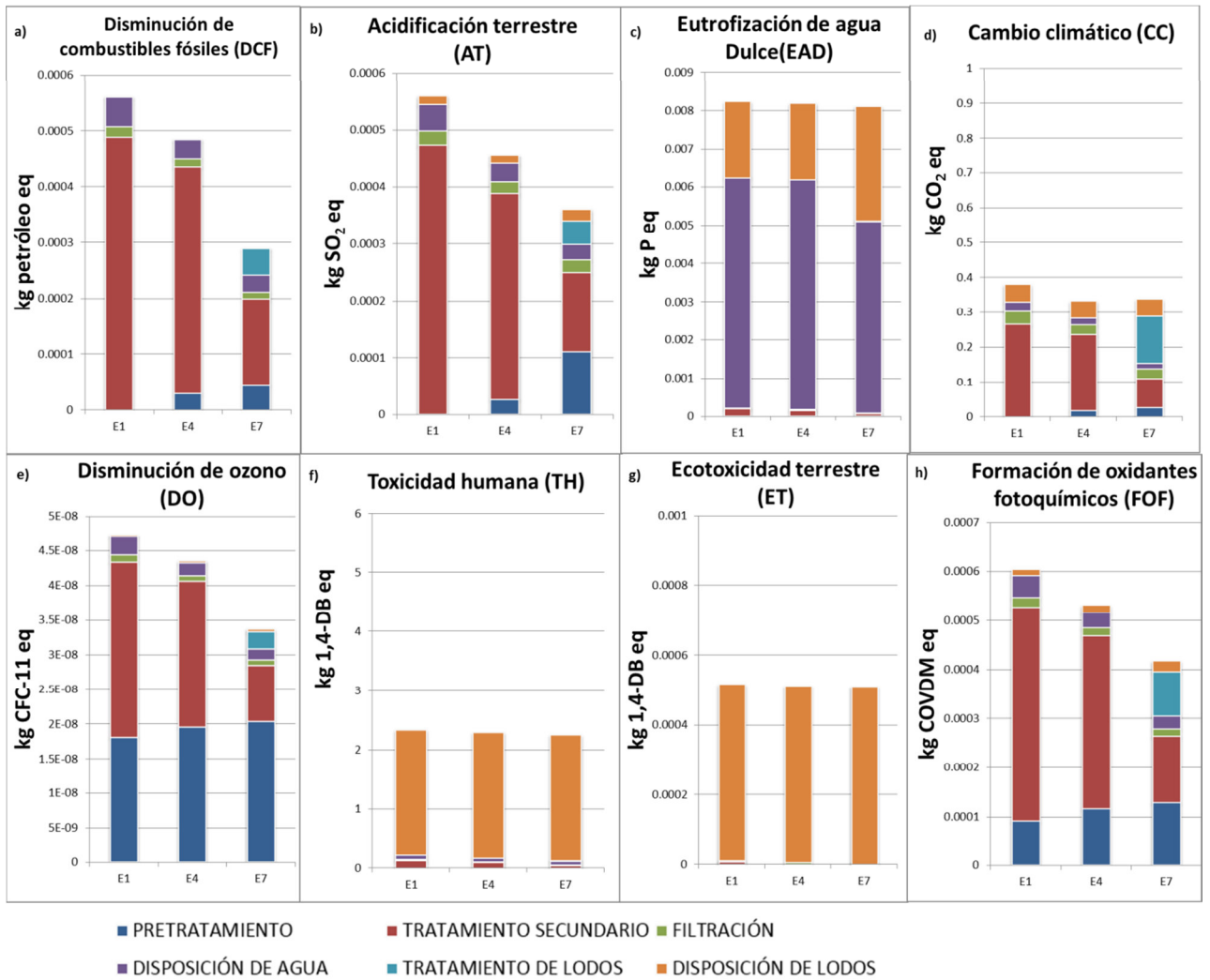


Figura 5.2 Comparación de impactos ambientales por unidad de proceso de los escenarios de sistemas aerobios (E1, E4 y E7) con base en la unidad funcional definida para este estudio, 1m³ de agua residual tratada.

6. INVENTARIO Y EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS LAGUNARES E2, E5, E8.

6.1 PARÁMETROS DE DISEÑO DE PROCESO

A continuación se muestran los parámetros de diseño para los escenarios de lagunas de estabilización con base en la caracterización del agua residual de la Tabla 4.2.

La Tabla 6.1 muestra los parámetros de diseño para los escenarios de las PTAR que incluyen la tecnología de lagunas de estabilización.

Tabla 6.1 Parámetros de diseño de escenarios de sistemas lagunares (E2, E5 y E8). Adaptado de Oakley (2005).

Proceso	Parámetro de diseño	Valor		
		E2	E5	E8
Laguna anaerobia	Número de unidades	2	2	3
	Área por unidad (m ²)	1,674	6,500	32,724
	Profundidad (m)	3	3	3
	Tiempo de retención hidráulica (TRH) (d)	5	5	5
	Volumen útil por unidad (m ³)	2,695	14,515	85,708
Laguna facultativa	Número de unidades	2	2	6
	Área por unidad (m ²)	6,174	15,516	87,267
	Profundidad (m)	2	2	2
	Tiempo de retención hidráulica (TRH) (d)	17	17	17
	Volumen útil por unidad (m ³)	10,267	27,679	166,463
Laguna de pulimento	Número de unidades	2	4	6
	Área por unidad (m ²)	1,871	5,040	38,870
	Profundidad (m)	1.5	1.5	1.5
	Tiempo de retención hidráulica (TRH) (d)	5	5	5
	Volumen útil por unidad (m ³)	2,808	7,560	44,640

Las bases de cálculo para el tiempo recomendado de remoción de lodo de las lagunas y su volumen se encuentran en el Anexo D.

6.2 INVENTARIO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS LAGUNARES (E2, E5 Y E8)

La Tabla 6.2 muestra la concentración de los diversos contaminantes en cada uno de los procesos, la cual fue calculada a partir de la Tabla 6.1. La información base es la misma para los tres escenarios considerando el influente de la Tabla 6.2.

Tabla 6.2 Concentración de diversos contaminantes en cada etapa de los sistemas lagunares E2, E5 y E8 (g /m³de agua tratada)

Parámetro	AR	Laguna Anaerobia	Laguna Facultativa	Laguna de pulimento	Filtro rocoso
DBO	240	168	48	12*	12*
DQO	520	420	120	30*	30*
SST	220	140	70	55	11
SSV	165	130	60	50	8
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	35	35	20	4	4
Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	0.11	0	0	0.7	0.7
Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	0.47	0	0	0.65	0.65
Fosforo total (P)	8	6	5	4	4

AR. Agua Residual * Muestra filtrada

Fuente: Elaboración Propia

Remoción de metales pesados. La Tabla 6.3 presenta la remoción por las tres etapas lagunares de los diversos metales. Al respecto, se encontraron pocas investigaciones relacionadas con la remoción de metales en lagunas y éstas no calculan todos los metales considerados en ese estudio. Por lo anterior, en cuanto a remoción de fierro, cromo y cobre se han considerado los valores publicados por Aldana et al. (1998). Para las remociones de manganeso, plomo, cadmio, mercurio, arsénico y zinc se recurrió a Kaplan et al. (1987) y a Noyola (2012, comunicación personal).

Los valores de cada laguna son porcentajes de remoción potenciales (RP), es decir, presenta la remoción que el proceso puede realizar al remanente del proceso anterior. Debido a la falta de información, los datos no disponibles (ND) se asumieron como 0% de remoción como el peor de los casos, lo cual no altera el objetivo de calidad de efluente considerando que en su respectiva etapa no sobrepasan los límites en concentración de metales en agua potable según la IBWA (2005) y NOM-127-SSA1 (1994).

Tabla 6.3 Remoción de metales pesados en E2, E5 y E8 (% de remoción potencial)

Metales pesados	Laguna anaerobia	Laguna facultativa	Laguna de pulimento
Fierro	64 ^b	ND	ND
Manganeso	40 ⁺	ND	ND
Plomo	75 ⁺	ND	53 ^a
Cadmio	75 ⁺	ND	40 ^a
Mercurio	100 ⁺	ND	ND
Arsénico	0 ⁺	ND	ND
Cromo	70 ^b	61 ^a	ND
Zinc	70 ^c	90 ^b	ND
Cobre	100 ^b	0 ^d	ND

^a (Blanco et al., 2005)

^b (Aldana et al., 1998)

^c (Kaplan et al., 1987)

^d Remueve el 100% de lo que eventualmente saliera en el efluente de la etapa anterior.

⁺Comunicación personal (Noyola 2012)

ND. No Disponible, se asume 0% de remoción.

Disposición y generación de biosólidos. La Tabla 6.4 muestra cantidad calculada de los lodos acumulados por tipo de laguna para cada escenario, y su frecuencia de remoción. El tiempo recomendado de remoción de lodo fue calculado a partir de (Oakley, 2005) (Ver Anexo D).

Tabla 6.4 Lodo acumulado en cada laguna de acuerdo al periodo de remoción (ton base seca)

Laguna	E2	E5	E8
Laguna anaerobia (después de 5 años)	148	798	7071
Laguna facultativa (después de 15 años)	271	1128	9411
Laguna de pulimento (después de 20 años)	47	222	2455

Emisiones directas. La producción de biogás se calculó considerando que 50% de la DBO de la laguna anaerobia se degrada y produce CH₄ en su totalidad. La DBO remanente que va a la laguna facultativa se degrada a su vez en 80% de acuerdo al trabajo de (Rolim, 2000) pero no se puede considerar que el total de esa DBO producirá metano, porque en la laguna facultativa intervienen procesos aerobios por la menor profundidad y la presencia de algas. De acuerdo a lo anterior y debido a la falta de referencias el porcentaje de degradación que se dirige a metano se estableció en 30% para la laguna facultativa, lo que representa un total de 65% de la DBO convertida a metano. La Tabla 6.5 muestra la composición de biogás, de acuerdo a la unidad funcional.

Tabla 6.5 Composición de biogás y emisiones de los sistemas lagunares

Parámetro	CH ₄	CO ₂	H ₂ S
Producción de gas (g /m ³ de agua tratada)	19.4	5.33	0.103

Biogás y la generación de lixiviados de residuos del cribado. La generación de biogás y lixiviados de los residuos del cribado es el mismo en todos los escenarios; ésta ya fue abordada en apartado 5.2 de los sistemas aerobios en la sección “Biogás y la generación de lixiviados de residuos del cribado”.

Electricidad. El consumo de electricidad para cada proceso es mostrado en la Tabla 6.6, el cual fue cuantificado considerando los requerimientos de energía así como las horas de operación de acuerdo a la Tabla 6.1, con base en el simulador de procesos ya referido.

Tabla 6.6 Consumo de energía eléctrica en E2, E5, E8 (kWh/m³ de agua tratada)

Proceso	E2	E5	E8
Criba	0	135	451
Desarenador	0	96	621

Se puede observar que el E2 no requiere energía con respecto a los caudales mediano y grande, ya que la operación es manual. En estos dos casos, el consumo de energía es de 0.038 y 0.020 kWh por m³ respectivamente, lo que indica que en tanto el caudal de diseño sea mayor, el consumo de energía por unidad de volumen tratado será menor, lo que le daría mejor desempeño energético a las plantas grandes frente a las pequeñas debido a la economía de escala.

6.3 EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS LAGUNARES E2, E5 Y E8

Los resultados de la evaluación de impacto se muestran en la Figura 6.1 en términos de contribución relativa de cada proceso y operación unitarios de los sistemas lagunares (E2, E5 y E8).

El E2 es el escenario que involucra los menores impactos ambientales en las categorías DCF y DO (Figuras 6.1.a y 6.1.e) siendo el escenario con menor flujo. Esto es debido a que no tiene ningún consumo eléctrico involucrado, como se muestra en la Tabla 6.6 y el DO está dado por las emisiones de los residuos en el lugar de disposición. Mientras que en las

categorías DCF y AT (Figuras 6.1.a y 5.1.b), el E5 presenta los impactos más altos, debido al consumo eléctrico mayor por unidad de agua tratada, aspecto relacionado con la economía de escala, ya varias veces mencionada.

Los impactos en la categoría DO (Figura 6.1.e) representan una cantidad mínima ($1.81E-8$ kg CFC-11 eq) pero si se compara con otros estudios de ACV, resulta ser casi el doble de lo obtenido por Pasqualino et al. (2009) quienes reportan $8.81E-9$ kg CFC-11 eq. Esta diferencia se debe posiblemente a la menor cantidad de residuos contenidos en la PTAR analizada en éste estudio.

En este sentido, el impacto en el pretratamiento en los tres escenarios está dominado por las emisiones del cribado (las cuales representan un porcentaje de E2-100%, E5-96% y E8-97%). En cuanto al 4 y 3% restante, los escenarios E5 y E8 involucran consumo de electricidad en el pretratamiento para retirar los residuos del cribado, por lo que basados en unidad funcional, el desempeño de la planta de menor tamaño (E5) será penalizado comparándolo con la planta de mayor tamaño (E6). Cabe señalar que los resultados de la categoría DO por el pretratamiento son idénticos a los observados en los escenarios E1, E4 y E7.

La Figura 6.1.d muestra que el tratamiento secundario produce los mayores impactos ambientales para CC debido a las emisiones de metano en las lagunas anaerobias (77% de contribución total) y facultativas (23%), ambos vinculados a sus niveles de remoción de materia orgánica (Tabla 6.2).

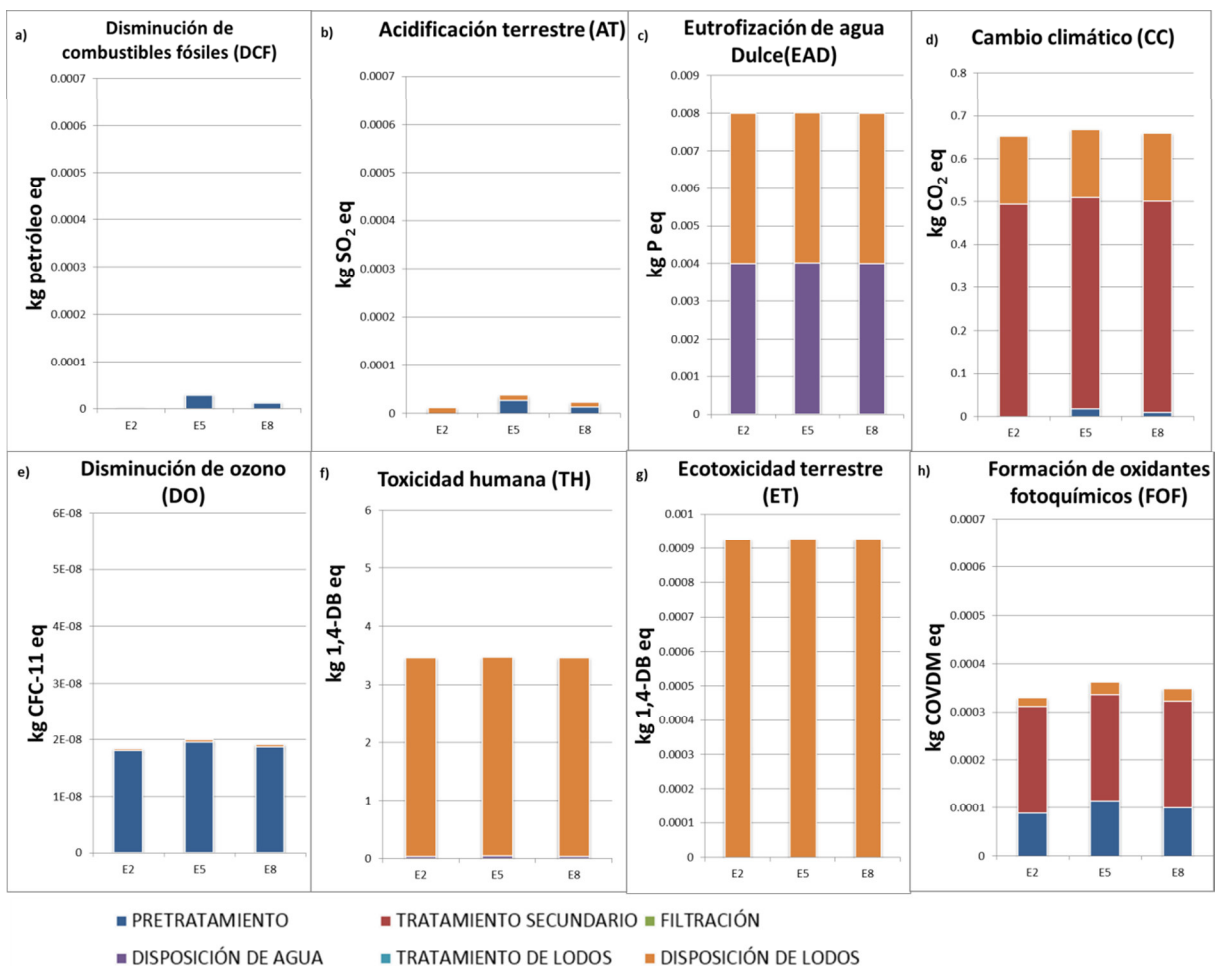
Igualmente, en la categoría de FOF (Figura 6.1.h) el tratamiento secundario presentó los mayores impactos ambientales debido al metano liberado. Para ello, ReCiPe considera un factor de Compuestos Orgánicos Volátiles Distintos del Metano (COVDM) de: 0.0101 kg de COVDM eq/ kg CH₄ (ReCiPe v1.09). El impacto de pretratamiento en FOF se debe a las emisiones en el sitio de la disposición de residuos (87%), emisiones indirectas en la producción de electricidad (12%) y a las emisiones liberadas en el transporte de los residuos del cribado (1%).

La disposición de lodos tiene prácticamente la totalidad del impacto en HT y ET (Figuras 6.1.f y 6.1.g) debido a los metales pesados precipitados en los lodos que son dispuestos en el relleno sanitario no controlado, en el cual se considera que los metales pueden ser lixiviados, arrastrados y ser finalmente absorbidos por plantas.

En la categoría de DCF (Figura 6.1.a) los impactos de E5 y E8 en el pretratamiento se deben a las emisiones indirectas provenientes de la producción de electricidad usada en el cribado y desarenado. En cuanto a AT, la Figura 6.1.b, muestra el impacto del pretratamiento debido a la liberación de NOx durante el transporte de los residuos.

Con respecto a EAD, los escenarios presentan la misma distribución de impactos. De acuerdo a la Tabla 6.2, la remoción de P en las lagunas de estabilización es mayor comparándola a los otros sistemas, lo que significa un efluente con menor concentración de P (0.004 kg P eq/m³ de agua tratada) pero al mismo tiempo mayor concentración en los lodos resultantes. En este sentido, ReCiPe considera *por default* que el contenido de P depositado un vertedero no controlado, se infiltra al subsuelo por diferentes mecanismos de arrastre y lixiviación, el cual finalmente puede alcanzar cuerpos de agua y ser absorbidos por las plantas.

Se puede observar que todas las operaciones y procesos unitarios involucrados en los sistemas lagunares (excepto pretratamiento) tienen los mismos impactos por unidad funcional en los tres escenarios, ya que se basan en el mismo proceso de integración de diseño y características del influente y efluente.



5.1 Comparación de impactos ambientales por unidad de proceso de los escenarios de sistemas lagunares (E2, E5 y E8) con base en la unidad funcional definida para este estudio, 1m³ de agua residual tratada.

7. INVENTARIO Y EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS ANAEROBIOS E3, E6, E9

7.1 PARÁMETROS DE DISEÑO DE PROCESO

La Tabla 7.1 muestra los parámetros de diseño de los escenarios E3, E6 y E9 considerando la caracterización del agua residual de la Tabla 4.2. Se incluyen los diferentes postratamientos de los escenarios acoplados a la tecnología de UASB ya descritos en las Figuras 4.8, 4.9 y 4.10.

Tabla 7.1 Parámetros de diseño de escenarios de sistemas anaerobios (E3, E6 y E9). Adaptado de Metcalf & Eddy (2004).

Proceso	Parámetro de diseño	Valor
UASB (los tres escenarios)	TRH (h)	7
	Fracción volátil de la biomasa en cama de lodos (%)	75
	Fracción de sólidos en el lodo (%)	4
	Factor de producción de biogás ($m^3/kgDQO_{reducida}$)	0.22
	Fracción volumétrica de metano en biogás (%)	80
	Carga orgánica volumétrica ($kgDQO/m^3.d$)	2.12
Filtros percoladores (E3)	Carga hidráulica ($m^3/m^2.d$)	10
	Altura del empaque (m)	2.5
	Carga orgánica ($kgDBO/m^3.d$)	0.28
	Tiempo de residencia celular equivalente para la biopelícula (d)	6.5
	Coficiente de producción máxima de masa celular ($kg SSV/kg DBO$)	0.65
	Coficiente de decaimiento endógeno a 20°C	0.08
	Carga hidráulica total con recirculación 1:1 ($m^3/m^2.d$)	20
	Carga de sólidos calculada a caudal de diseño $kg/m^2.d$	83
Clarificador secundario (E3)	TRH (h)	5.34
Lagunas facultativas (E6)	Número de unidades	2
	Área calculada por unidad (m^2)	11,490
	Profundidad (m)	2
	Tiempo de retención hidráulica (TRH) (d)	14
	Volumen útil por unidad (m^3)	22,980
	Relación largo/ancho	6

Lagunas de pulimento (E6)	Número de unidades	2
	Área calculada por unidad (m ²)	8,058
	Profundidad (m)	1.2
	Tiempo de retención hidráulica (TRH) (días)	6
	Volumen útil por unidad (m ³)	9,670
	Relación largo/ancho	6.2
Tanque de aireación (E9)	Volumen total (m ³)	3,763
	Requerimientos de aire por oxidación (m ³ aire/h)	8,596
	Requerimientos de aire por mezclado (m ³ aire/h)	2,517
	Tiempo de retención celular (TRC) (días)	2.27
	Sólidos suspendidos totales (SSLM) (mg /l)	3,500
Clarificador secundario (E9)	TRH (h)	3.2
	Número de unidades	4

7.2 INVENTARIO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS ANAEROBIOS (E3, E6 Y E9)

Las Tablas 7.2, 7.3 y 7.4. muestran la concentración de los diversos parámetros de interés en cada etapa del proceso. Estos datos fueron calculados a partir de los parámetros de diseño de la Tabla 7.1 y la caracterización del influente de la Tabla 4.2.

Tabla 7.2 Concentración de diversos contaminantes en cada proceso del E3 (g/m³ de agua tratada)

Parámetro	AR	UASB	FP-CS	FE
DBO	240	70	8*	8*
DQO	520	196	31*	31*
SST	220	110	23	16
SSV	165	83	17	12
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	35	34	19	19
Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	0.11	0	0	0
Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	0.47	0	10	10
Fosforo total (P)	8	7	6	6
Grasa	50	16	13	13

AR= Agua Residual, FP-CS= Filtros percoladores y clarificador secundario, FE= Filtración, *Muestra filtrada.
Fuente: Elaboración propia

Tabla 7.3 Concentración de diversos contaminantes en cada proceso del E6 (g/m³ de agua tratada)

Parámetro	AR	UASB	LF-LP	FR
DBO	240	70	21	12
DQO	520	196	62	30
SST	220	110	13	4
SSV	165	83	9	3
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	35	35	15	15
Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	0.11	0	0.7	0.7
Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	0.47	0	10	10
Fosforo total (P)	8	7	5	4
Grasa	50	16	15	14

AR= Agua Residual, LF-LP=Laguna facultativa-Laguna de Pulimento (salida), FR=Filtro rocoso después de la laguna de pulimento.

Fuente: Eaboración propia

Tabla 7.4 Concentración de diversos contaminantes en cada proceso del E9 (g/m³ de agua tratada)

Parámetro	AR	UASB	TA-CS	FE
DBO	240	70	17	5*
DQO	520	196	43	11*
SST	220	110	25	18
SSV	165	83	17	12
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	35	34	24	24
Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	0.11	0	0	0
Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	0.47	0	0	0
Fosforo total (P)	8	7	6	5
Grasa	50	11	8	14

AR= Agua Residual, TA-CS= Tanque aireación y clarificador secundario, FE= Filtración, *Muestra filtrada.

Fuente: Eaboración propia

Metales pesados. Los porcentajes de remoción de metales pesados fueron calculados a partir de los estudios de Quan et al. (2003) cotejados con los productos de solubilidad presentados por Banfalvi (2006). De esta forma, los valores de los diferentes metales se ordenaron de manera descendente (Tabla 7.5).

De acuerdo con Quan et al. (2003), la solubilidad del sulfuro de zinc es suficientemente baja para precipitarse por completo; bajo este criterio, se asumió que todos los sulfuros metálicos con producto de solubilidad menores que el sulfuro de Zinc, se precipitarán totalmente, es decir, la remoción considerada para ellos en el reactor UASB es del 100%.

Tabla 7.5 Productos de solubilidad para sulfuros metálicos (Banfalvi, 2006)

Metal	Producto de solubilidad
Manganeso	1.4 E-15
Fierro	3.7 E-19
Zinc	1.2 E-23
Cadmio	3.6 E-29
Plomo	3.4 E-28
Cobre	2.0 E-47
Mercurio	4.0 E-53

Los valores de remoción de metales para los filtros percoladores fueron tomados de análisis de muestras en campo de la PTAR Izúcar de Matamoros del Laboratorio de Sistemas de Ingeniería Ambiental SA de CV del estado de Puebla en México (SIASA, 2010).

En la Tabla 7.6 se presentan los porcentajes de remoción potenciales (RP) del contaminante remanente (proveniente del proceso anterior) de acuerdo a la bibliografía mencionada en la Tabla 7.5. Además se incluyen los porcentajes de remoción finales (RF) para cada metal.

Tabla 7.6 Remoción de metales pesados en E3, E6, E9 (%)

Metales pesados	UASB^d	E3 Filtros Percoladores^e		E9 Tanque de aireación		E6 Lagunas de estabilización	
		RP	RF	RP	RF	RP	RF
Fierro	94	-	94	83	99	64 ^a	98
Plomo	100	100	0 ^e	48	0 ^e	75 ^b	0 ^e
Cadmio	100	100	0 ^e	43	0 ^e	75 ^b	0 ^e
Mercurio	100	0	0 ^e	45	0 ^e	100 ^b	0 ^e
Arsénico	-	-	0	27	27	-	0
Cromo	0	0	0	20	20	70 ^b	56
Zinc	100	25	0 ^e	58	0 ^e	70 ^a	0 ^e
Manganeso	41	-	41	45	68	40 ^c	65
Cobre	100	0	0 ^e	58	0 ^e	100 ^a	0 ^e

^a(Aldana, et al. 1998)

^b(Noyola, 2012, comunicación personal)

^c(Kaplan, et al. 1987)

^d(Quan et al. (2003)

^e(SIASA., 2010)

^e Remoción RP de lo que eventualmente saliera en el efluente de la etapa anterior

RP. Remoción potencial

RF. Remoción final

Producción de biosólidos. Los lodos de purga generados en los UASB y en sus postratamientos fueron calculados de acuerdo a las bases de cálculo del Anexo D. En la Tabla 7.7 se muestran las cantidades de lodos. El escenario E3 muestra una cantidad baja debido a la baja producción de lodos de los filtros percoladores y por su recirculación hacia

el UASB para su digestión. En este sentido, el E9 produce mayor cantidad de lodos debido a su proceso secundario (aerobio) el cual involucra también recirculación al UASB para su digestión. Dado que el E6 es el único que no involucra recirculación y digestión de lodos, presenta la mayor producción de biosólidos tomando como base la unidad funcional.

Tabla 7.7 Producción de biosólidos

Parámetro	E3	E6	E9
Cantidad de biosólidos (g/m ³ de agua tratada)	40	50.3	55.7
ST (%)	20	20	20

Producción de biogás. El metano (CH₄) en fase gas representa el 70% del total del metano colectado en un UASB, en tanto que el metano disuelto (CH₄-D) representa el 30% de CH₄ colectado, de acuerdo al estudio de donde se cuantifica el CH₄-D en el efluente de 3 UASB. En este sentido, la eficiencia de captura de biogás considerada en los UASB es de 90% (10% de fuga), el cual es quemado en el sitio con una eficiencia de combustión de 95%, de acuerdo a Souza et al. (2011) además de Baldwin & Scott (1991) en McDougall et al. (2001).

Cabe mencionar que el CH₄-D fue calculado, sin embargo no fue considerado en el modelo de ACV porque ReCiPe v1.09 no tiene modelada una emisión de metano desorbido del agua tratada. En otras palabras, para el inventario se considera que ese metano no es liberado a la atmósfera y que es oxidado en el postratamiento correspondiente.

La Tabla 7.8 muestra la producción de biogás del UASB y la composición asumida a partir de los datos de la bibliografía, después del quemado. En estos escenarios no es considerado un sistema de cogeneración de electricidad.

Tabla 7.8 Emisiones del UASB en cada escenario (g/m³ de agua tratada)

Escenario	Biogás				Emisiones	
	Metano producido			CO ₂ biogás	H ₂ S	CO ₂ eq
	CH ₄ quemado	CH ₄ liberado	CH ₄ -disuelto			
E3	44.6	7.6	22.5*	14.3	0.139	136.9
E6	43.5	7.4	21.8*	14	0.135	133.7
E9	52.6	8.9	26.3*	16.9	0.163	161.6

* El metano disuelto en el efluente no fue considerado en el cálculo de emisiones (ver texto)

Biogás y la generación de lixiviados de residuos del cribado. La generación de biogás y lixiviados de los residuos del cribado es la misma a las consideraciones del apartado 5.2 de sistemas aerobios en la sección “Biogás y la generación de lixiviados de residuos del cribado”.

Electricidad. Los requerimientos de electricidad para cada proceso fueron cuantificados considerando los parámetros de diseño de la Tabla 7.1. La Tabla 7.9 muestra la distribución del consumo de energía eléctrica en los procesos de los sistemas anaerobios incluyendo los tres postratamientos definidos en cada caso.

Tabla 7.9 Consumo de energía eléctrica en E3, E6 y E9 (kWh/m³ de agua tratada)

Unidad de operación	E3	E6	E9
Criba	*	0.022	0.005
Desarenador	*	0.016	0.012
UASB	0.052	0.048	0.040
Filtros percoladores	0.032	-	-
Tanque de aireación	-	-	0.1003
Clarificador secundario	0.0311	NR	0.040
Filtro de arena	0.065	NR	0.057
Dosificación de cloro	0.008	NR	0.001
Bombeo de agua tratada	0.069	NR	0.040
Total de suministro	0.257	0.086	0.295

* Equipo operado manualmente. NR: no requerido

Se puede observar que el E6 tiene muy bajos requerimientos de energía con respecto a los escenarios E3 y E9; la electricidad requerida por el pretratamiento y el UASB es de sólo 0.086 kWh por m³ de agua tratada. Como fue comentado en el Capítulo 5, para los escenarios con lagunas se consideró una descarga de agua tratada por gravedad, por lo que no se requiere bombeo. Esto indica que en tanto la operación sea eficiente, el consumo de energía será menor al utilizar lagunas de postratamiento, lo que implica un mejor desempeño por ese tipo de arreglo de proceso.

7.3 EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA DE LOS SISTEMAS ANAEROBIOS E3, E6 Y E9

Los resultados de la evaluación de impacto se muestran en la Figura 7.1 en términos de la contribución relativa de cada operación y proceso unitarios de los sistemas E3, E6 y E9.

La Figura 7.1 muestra que el escenario E6 contabiliza las cargas ambientales más bajas en las categorías DCF, AT y DO (Figuras 7.1 - a, b y e) debido a que no cuenta con el consumo de energía eléctrica de los procesos de filtración y bombeo del agua tratada.

Por otro lado, en la categoría FOF (Figura 7.1.h) el tratamiento secundario muestra importantes porcentajes (47-54%) en los 3 escenarios (E3, E6 y E9), porque contribuyen tanto el metano escapado (51%, 70% y 44% respectivamente) como el consumo eléctrico del UASB (49%, 30% y 66% respectivamente).

El pretratamiento es el proceso de mayor relevancia en los impactos de la categoría de DO (Figura 7.1.e) en todos los escenarios, debido a las emisiones por la disposición de residuos (96-100%) y las emisiones de la producción de electricidad (0-4%).

Los impactos en la categoría DO en los procesos de tratamiento secundario, filtración, disposición de agua tratada (bombeo) y tratamiento de lodos son provocados por la liberación de halon 1211 en el transporte del gas natural (99%) para ser usado en la producción de electricidad consumida en estos procesos de manera similar a lo reportado en el apartado 5.3 y 6.3 de los sistemas aerobios y lagunares respectivamente, debido a que se considera el mismo contenido de sólidos en el influente para todos los escenarios.

Los impactos ambientales de los 3 escenarios de las categorías DCF y AT en el tratamiento secundario (Figuras 7.1.a y 6.1.b) se deben a las emisiones liberadas en la producción de electricidad, por lo que el E6 es el que menores contribuciones presenta. En el caso de CC (Figura 7.1.d), el tratamiento secundario es el responsable de más del 91% de la carga ambiental en esta categoría, debido al impacto de las emisiones del CH₄ que se escapa de los rectores UASB de acuerdo a la Tabla 7.8. Puede observarse que el tratamiento secundario del E6 presenta la mayor contribución individual para los tres escenarios, debido al metano adicional producido en el postratamiento lagunar. De entre los tres escenarios con UASB, el E9 contribuye en mayor medida en la categoría CC, debido a su mayor consumo de electricidad en el postratamiento de lodos activados.

Con respecto a la categoría de EAD, la Figura 7.1.c muestra que el escenario chico (E3) y grande (E9) tienen mayor impacto en la disposición de agua dado que el efluente del escenario mediano (E6) es más eficiente en términos de remoción de nutrientes, es decir libera menos P (4 ± 0.4 mg P /l) (Tabla 7.3) que el E3 (6.5 ± 0.3 mg P /l) (Tabla 7.2) y E9 (5 ± 0.2 mg P/l) (Tabla 7.4).

Los impactos de las categorías de TH (Figura 7.1.f) y ET (Figura 7.1.g) corresponden a la cantidad de metales que son dispuestos en un vertedero no controlado, en el cual se considera que pueden ser lixiviados, arrastrados y finalmente absorbidos por plantas (reportado en la Tabla 7.7); en este sentido, los impactos están dominados en 99% por el Zn y Cu respectivamente. Sobre la base en que se han desarrollado los escenarios, los metales y los nutrientes retenidos en los lodos son finalmente liberados al medio, en el sitio de disposición final; esto resulta en impactos idénticos por unidad funcional para las categorías EAD, TH y ET.

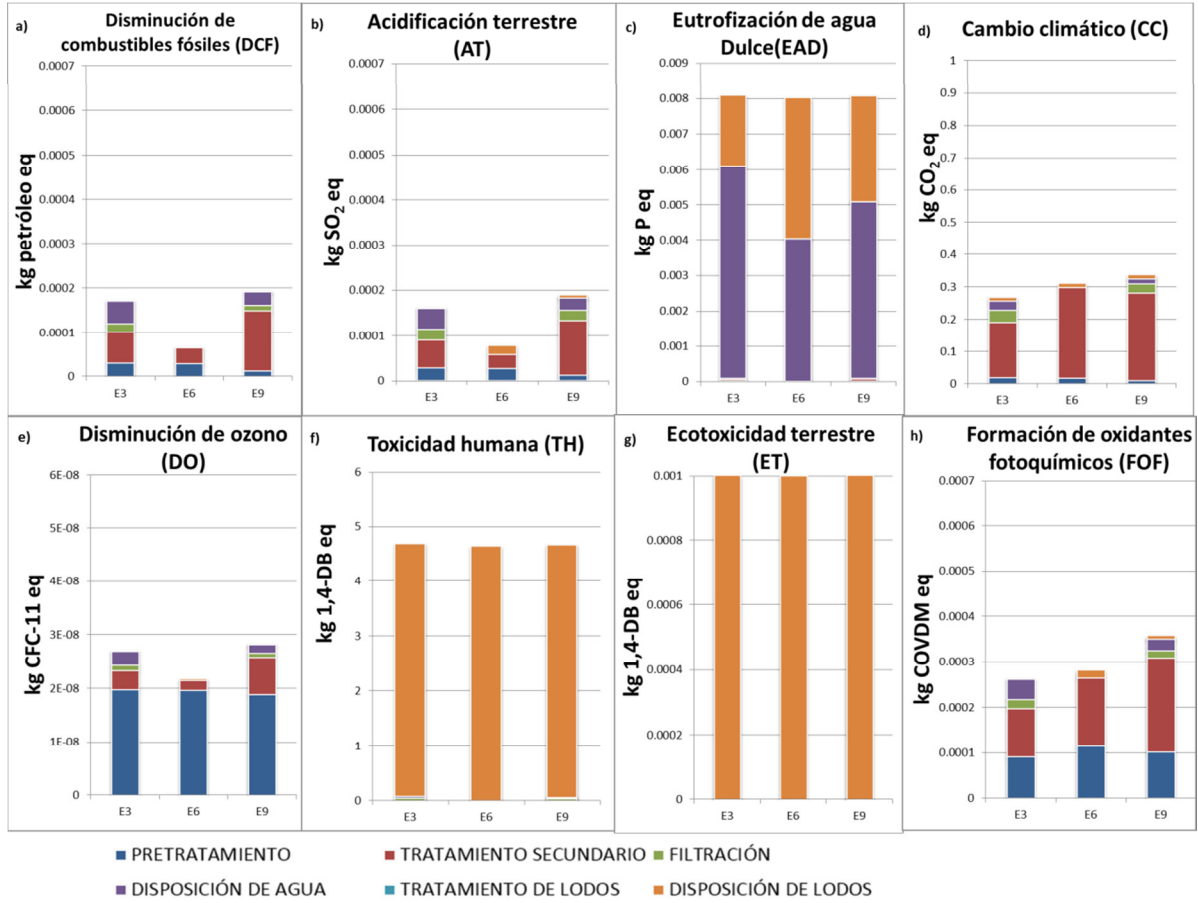


Figura 7.1 Comparación de impactos ambientales por unidad de proceso de los escenarios de los sistemas anaerobios (E3, E6 y E9) con base en la unidad funcional definida para este estudio, 1m³ de agua residual tratada.

8. ANÁLISIS DE ESCENARIOS

Después de analizar los resultados de EICV agrupados por tipo de tecnología es necesario integrar los sistemas para poder tener una visión comparativa de los escenarios de tratamiento para América Latina y el Caribe en cada categoría de impacto. En este sentido, la Figura 8.1 muestra los impactos de todos los escenarios normalizados al escenario con valor mayor (llevado al 100%) en cada categoría de impacto en términos de porcentaje.

El Anexo F, muestra la comparativa de los resultados con los valores reportados en las publicaciones de ACV aplicado a tratamiento de agua residual de la Tabla 2.4, cuando fue posible realizarla. En este sentido, 36 estudios no fueron comparables debido a alguna de las siguientes causas: i) utilizaron un método diferente, ii) la unidad funcional fue distinta o iii) evaluaron tecnologías distintas.

El escenario que involucra los impactos ambientales más altos es el E1 en las categorías de DCF, AT, DO y FOF; de hecho, el segundo lugar lo tiene el E4, en las mismas categorías. Estos dos escenarios son el chico y mediano de aireación extendida, los escenarios con mayor consumo eléctrico por unidad funcional. Cabe señalar que a pesar que los sistemas lagunares no manejan consumo eléctrico en su tratamiento secundario (únicamente una baja cantidad en el pretratamiento del E5 y E8 de acuerdo a la Tabla 6.6), también muestran un impacto alto, entre esas categorías, en la categoría FOF debido a la gran cantidad de metano liberado a la atmosfera el cual tiene un factor de caracterización de 0.0101 kg NMVOC / kg CH₄.

Se puede observar que en las mismas categorías DCF, AT, DO y FOF, el E7 (lodos activados convencionales) tiene menores impactos ambientales que E4 y E1 con base en la unidad funcional, debido al menor requerimiento de energía para el tratamiento aerobio que representa esta variante frente a la aeración extendida, así como a la economía de escala pues trata mayor caudal (mayor explicación en apartado 5.2 de sistemas aerobios).

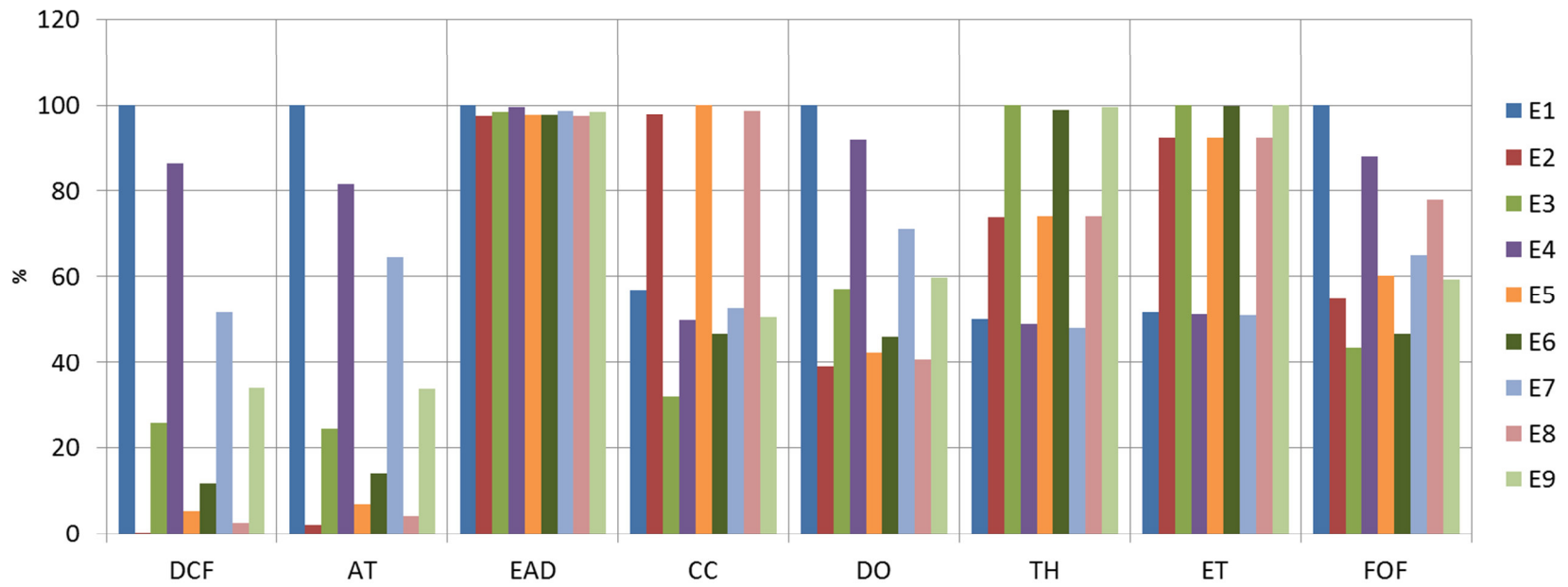


Figura 8.1 Comparación del perfil ambiental ponderado de los 9 escenarios en las 8 categorías de impacto

Con respecto a las categorías DCF, AT y DO, a los escenarios de lodos activados, les siguen dos de los escenarios acoplados con UASB: E9 (lodos activados) y E3 (filtro percolador), debido principalmente al uso de electricidad del proceso de postratamiento (Tabla 7.9) menor a los sistemas aerobios (Tabla 5.5). En contrapartida, los escenarios con menores impactos ambientales en DCF, AT y DO son los que involucran lagunas de estabilización en su proceso, debido a que presentan el más bajo consumo eléctrico relativo (Tabla 6.6).

Para la categoría EAD, los resultados de los 9 escenarios son muy semejantes entre sí. Esto se debe a que los impactos en esta categoría están determinados por la concentración de P emitido al ambiente, ya sea en el efluente o bien en los biosólidos donde el P finalmente llega a cuerpos de agua por lixiviación, considerando que los lodos son dispuestos en un vertedero no controlado. La mínima variación en los valores entre los escenarios se debe a la liberación de fosfatos en la producción de electricidad: la electricidad usada en el proceso genera emisiones de fosfatos por la disposición en relleno sanitario del desperdicio y desechos de la extracción del carbón (de acuerdo al proceso de electricidad de la base de datos de Ecoinvent), lo que en términos de eutrofización, equivale a 1.68 kg P eq/ m³ de agua tratada. El modelo considera que el P dispuesto en un vertedero no controlado sufre de arrastre y lixiviación a través del suelo hasta llegar a cuerpos de agua dulce o ambientes marinos y considera *por default* el peor de los casos: desprecia el P capturado por plantas en suelo y considera que todo acaba en los cuerpos de agua.

En la categoría de CC, los tres escenarios de sistemas lagunares (E2, E5 y E8) generan un mayor impacto debido al CH₄ liberado. Por ser metano proveniente de biomasa, el modelo de ReCiPe v1.09 considera un factor de impacto de 22 kg de CO₂ eq / kg CH₄ biogénico (a lo largo del trabajo es referido generalmente como metano CH₄), superando a los escenarios de procesos aerobios (E1, E4 y E7) donde el CO₂ fósil es el responsable en 91% de las emisiones indirectas de la producción de electricidad. Así, en los tres tamaños de plantas, el menor impacto en CC lo presentan los escenarios combinados con UASB, los cuales incorporan bajas emisiones de gases (Tabla 7.8) por la captación y quemado de CH₄ (a diferencia de los sistemas lagunares (Tabla 6.5) donde todo el CH₄ es liberado) además de un bajo consumo eléctrico, de acuerdo a la Tabla 7.9, comparado con los escenarios de procesos aerobios (Tabla 5.5). Es de notar que la diferencia entre los escenarios aerobios y aquellos que cuentan con un reactor UASB se va haciendo menor conforme aumenta el

flujo tratado. Esto se debe a la aportación del sistema de postratamiento seleccionado en cada caso. Es así, que el E3 tiene un filtro percolador, de bajo consumo de energía, comparado con E9 que usa un proceso de lodos activados. Si bien las lagunas de postratamiento del E6 no consumen energía, si liberan metano a la atmosfera, lo que implica una clara aportación a la categoría de CC para este escenario.

Por otra parte, los sistemas anaerobios (E3, E6 y E9) muestran los mayores impactos ambientales en las categorías de TH y ET, ya que tienen una alta remoción de metales pesados en el agua tratada (Tabla 6.6), esto implica una mayor cantidad de metales pesados en biosólidos dispuestos en el vertedero no controlado, en el cual se considera que los metales pueden ser lixiviados, arrastrados y absorbidos por las plantas. En este sentido, ReCiPe considera que existe un mayor impacto por metales dispuestos en suelo que por metales dispuestos en agua ya que considera una mayor probabilidad de ser absorbidos por plantas. Por ejemplo, el cadmio tiene un factor de impacto en agua de (122 kg 1,4DB eq/kg Cd), mientras que en suelo es de 95,200 kg 1,4DB eq/kg Cd. Los metales que participan en el impacto de la categoría de TH son principalmente cadmio (553 kg 1,4DB eq/kg Cd) y zinc (6.63 kg 1,4DB eq/kg Zn). Por su lado, los metales involucrados en el impacto de la categoría de ET son cobre (17.1 kg 1,4DB eq/kg Cu), mercurio (303 kg 1,4DB eq/kg Hg) y cadmio (18.1 kg 1,4DB eq/kg Cd).

Después de integrar la evaluación de todos los escenarios se puede concluir que desde el punto de vista ambiental la mejor tecnología para la región de ALC es el sistema de lagunas de estabilización en las categorías de DCF, AT, DO. Mientras que para TH y ET, las lagunas quedan en un puntaje intermedio siendo la mejor opción los lodos activados. Sin embargo para la categoría de CC, las lagunas quedan en peor posición porque tienen los impactos más altos por el CH₄ liberado. El mejor perfil ambiental en esta categoría lo tienen los sistemas anaerobios (tipo UASB) acoplados con un postratamiento. Al respecto, este resultado considera que el metano es capturado y quemado, así como que el metano disuelto en el efluente es oxidado en el postratamiento y no se desorbe a la atmósfera.

Es importante tener presente que este trabajo no tiene en cuenta el sistema de alcantarillado que involucra energía para recolección y transporte de las aguas residuales a la planta de tratamiento, eventualmente emisiones de metano en el trayecto, que ha resultado ser más alto para los sistemas de tratamiento centralizados (Lassaux et al., 2007; Lundin et al., 2002).

Como puede observarse, los resultados por categoría de punto medio sólo permiten valorar cada escenario de acuerdo a los aspectos ambientales prioritarios en cada caso y no entregan una perspectiva que apoye el proceso de la toma de decisiones para la región. En este sentido la regionalización es un elemento que añade consistencia a los resultados para definir del escenario de mejor perfil ambiental, ya que toma en cuenta las características específicas de cada país en la Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida considerando el punto final (apartado 4.2.10 de regionalización).

9. REGIONALIZACIÓN

El ACV de los 9 escenarios presentados en los Capítulos 5, 6 y 7 ya incluye regionalización en el nivel de inventario usando datos promedio obtenidos de América Latina y el Caribe. Ahora se presenta la regionalización a nivel de evaluación de impacto. La propuesta del Capítulo 4 de Metodología, apartado 4.2.10, “*Procedimiento para Regionalizar los resultados de un ACV genérico*” fue la base para este desarrollo. El objetivo de este procedimiento fue determinar si el comportamiento de los escenarios cambia, en un país específico, favoreciendo un escenario distinto al determinado en la EICV con factores genéricos.

A continuación se despliegan los 5 pasos del procedimiento aplicado al presente estudio.

9.1 DESARROLLO DE ACV DE PUNTO FINAL CON FACTORES GENÉRICOS

El ACV de punto final fue desarrollado utilizando Impact World+ (IW+), debido a que es el único método que incluye factores de caracterización (FC) espacialmente diferenciados para la región de ALC.

En la Figura 9.1 se muestran los resultados de la EICV de ambas metodologías para cada uno de los 9 escenarios.

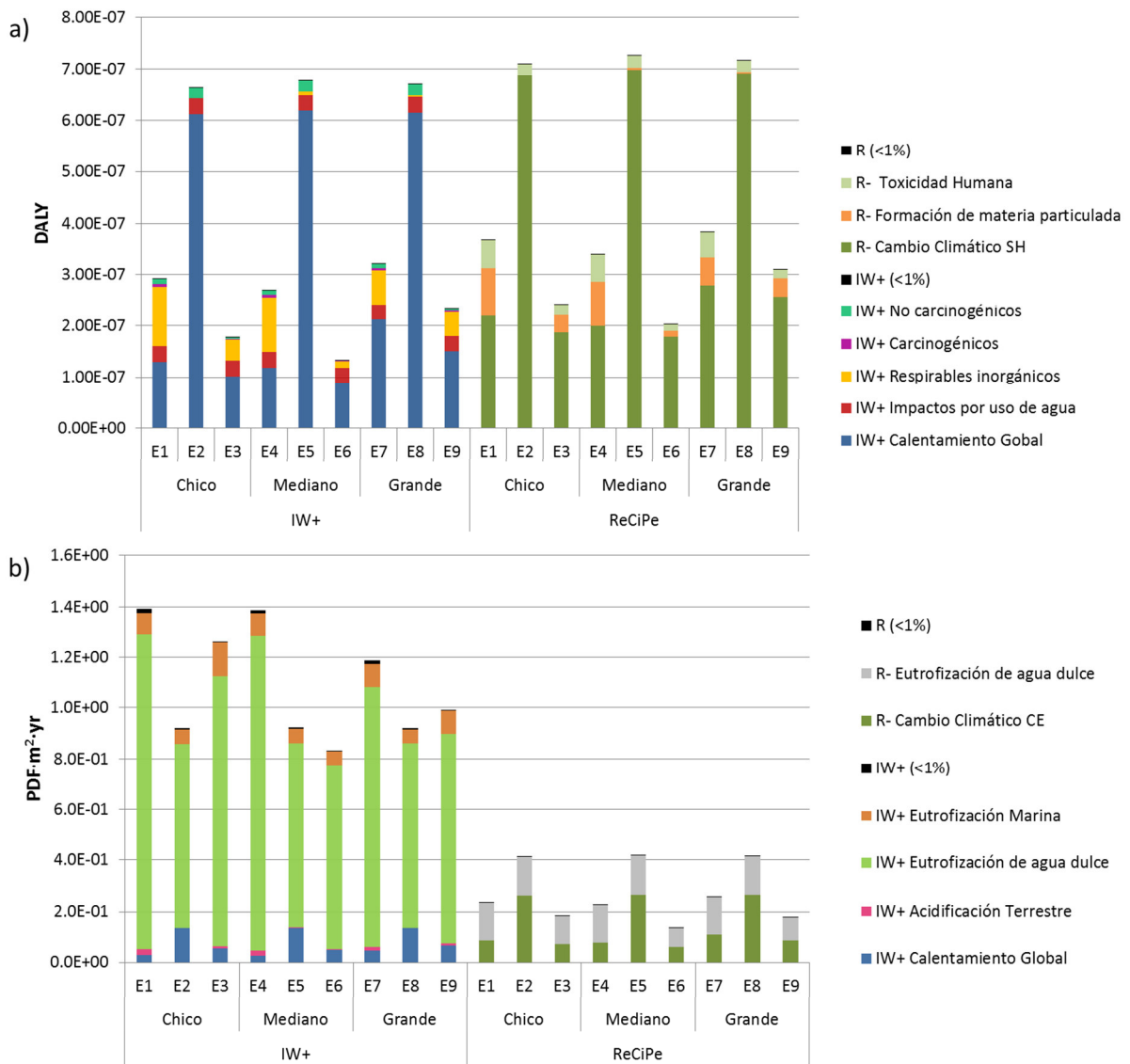


Figura 9.1 ACV de 9 escenarios de tratamiento de agua residual, aplicando dos metodologías de EICV IW+ y ReCiPe. Los resultados se expresan por los indicadores de daño: a) SH. Salud Humana (DALY) y b) CE. Calidad del Ecosistema (PDF · m² · año). (<1%) Se refiere a la suma de las categorías de impacto que representan menos del 1% del total. Unidad Funcional 1m³ de agua residual tratada. Chico 13 l/s, Mediano 70l/s, Grande 620l/s.

Se puede observar que los escenarios de sistemas lagunares (E2, E5 y E8) son los de peor desempeño en SH (Figura 9.1.a) en ambas metodologías, le siguen los escenarios de procesos aerobios (E1, E4 y E7) los cuales tienen un importante consumo eléctrico (Tabla 5.5) pero no involucran emisiones directas relevantes de CH₄ como en el primer caso (únicamente una baja cantidad en el E7 proveniente del CH₄ escapado de digestor (Tabla 5.4)). Ambas metodologías indican que los escenarios de menor impacto son E3, E7 y E9 los cuales presentan emisiones directas de CH₄ muy bajas (Tabla 7.8) comparadas con los escenarios lagunares (Tabla 6.5) y un bajo consumo eléctrico (Tabla 7.9) comparado con los escenarios aerobios (Tabla 5.5). Más adelante se presenta la explicación de estos resultados con ayuda de los factores de caracterización.

Por otro lado, respecto a CE (Figura 9.1.b), en el método IW+ los valores están dominados por la categoría de Eutrofización, de esta manera los escenarios que involucran tratamiento con mayor remoción de fósforo (P) (E2, E5, E6 y E8) son mejores en términos de impacto ambiental. Sin embargo ReCiPe difiere con esta conclusión los valores están dominados por la categoría de Cambio Climático mostrando contribuciones similares a las de SH: los escenarios de sistemas lagunares son los de peor perfil ambiental debido al CH₄ involucrado.

En términos de contribución de impacto, la Figura 9.1.a ilustra que en SH las categorías más importantes son las relacionadas a Cambio Climático (43-97% barras azules y verdes) en ambas metodologías. Por otro lado, en el área de protección CE (Figura 9.1.b) la categoría de mayor valor es Eutrofización de agua dulce (77-85% barras azules) en IW+, mientras que en ReCiPe la categoría con la mayor contribución es Cambio Climático (73-92% barras verdes).

Para poder comprender estas tendencias y las diferencias entre ambas metodologías es necesario conocer primero los FC considerados en ellas (Tablas 9.1 y 9.2).

Tabla 9.1 Factores de caracterización por metodología de las sustancias de mayor contribución. Nivel de daño (Salud Humana. DALY/kg). Adaptado de Goedkoop et al. (2009) y Bulle et al. (2012).

Metodología	Categoría de impacto	Factores de Caracterización				
		CO ₂ fósil	CH ₄ b	SO ₂	PM 2.5	NO _x
IW+	Calentamiento global	8.18E-7	2.78 E-5	-	-	-
	Respirables inorgánicos	-	-	2.52E-5	8.3E-4	-
ReCiPe	Cambio climático	1.4 E-6	3.12E-5	-	-	-
	Formación de materia particulada	-	-	5.2E-5	5.72E-5	2.6E-4

Ejemplo, el Factor de Caracterización del metano en IW+ es 2.78 E-5 DALY/kg CH₄b, significa la pérdida de 2.78E-5 años de vida sobre toda la población (no por cada persona).

Tabla 9.2 Factores de caracterización por metodología de las sustancias de mayor contribución. Nivel de daño (Calidad del ecosistema. PDF·m²·año/kg). Adaptado de Goedkoop et al. (2009) y Bulle et al. (2012).

Metodología	Categoría de impacto	Factores de caracterización a nivel de daño					
		P _{suelo}	P _{agua}	DBO	DQO	CO ₂ fósil	CH ₄ b
IW+	Eutrofización de agua dulce	-	169	1.22	1.22	-	-
	Calentamiento global	-	-	-	-	1.77E-1	6.0
ReCiPe	Eutrofización de agua dulce	18.8	18.8	-	-	-	-
	Cambio climático	-	-	-	-	5.37E-1	11.92

Ejemplo, el factor de caracterización del fósforo en IW+ es 169 PDF·m²·año/kg P, significa que en una superficie de 169m², 100% de las especies son desaparecidas durante un año.

Es de destacar que IW + distingue impactos a corto plazo y a largo plazo para 5 categorías de impacto (calentamiento global en SH y CE, acidificación marina, ecotoxicidad de agua dulce, carcinogénicos, y no carcinogénicos). 'Corto plazo' representa el impacto potencial integrado en el tiempo hasta 100 años después de la emisión. 'Largo plazo' considera el impacto que ocurre más de 100 años después de la emisión (hasta 500 años para los impactos del calentamiento global), debido a que IPCC recomienda la evaluación de los impactos considerando un periodo de tiempo hasta 100 años, y con la finalidad de realizar la comparación entre metodologías aquí solo son mostrados los impactos a corto plazo, en este sentido el Anexo G muestra y analiza ambos impactos.

Por otra parte, la versión jerárquica de ReCiPe se basa en el modelo GWP100 del IPCC, lo que significa que sólo tiene en cuenta los impactos a corto plazo. En las Tablas 5 y 6, los valores de ReCiPe y los valores a corto plazo de IW+ son del mismo orden de magnitud, las diferencias se explican por las diferentes opciones de modelado. En IW+ el modelo

aGTP del IPCC 2014 se utiliza para calcular y modelar el aumento de la temperatura debido a una emisión; cabe señalar que el modelo aGTP no estaba disponible cuando se creó ReCiPe. Además IW+ utiliza la versión actualizada del modelo del IPCC 2014, que no estaba disponible cuando se desarrolló ReCiPe (la última versión aún no lo considera al momento del término de este trabajo).

Como puede verse en la Figura 2a, los impactos de los compuestos inorgánicos respiratorios son del mismo orden de magnitud para los tres métodos de evaluación de impacto. En todos los casos se deben principalmente a las emisiones de SO₂ de la producción de electricidad, como se muestra en la Figura 3a.

La Figura 2b muestra que la eutrofización de agua dulce es la categoría que más contribuye al impacto de CE en IW+. La emisión de P en el efluente dispuesto al agua implica un alto impacto con un FC de 169 PDF·m²·año/kg, para IW, el cual es más alto que el FC de ReCiPe (18.8 PDF·m²·yr). Por su parte, IW + distingue dos categorías, la eutrofización de agua dulce (EAD) y la eutrofización marina (EM). Este método considera que el FC de eutrofización depende de la persistencia de P en los cuerpos de agua antes de llegar al mar. El modelo de destino del P se basa en el trabajo de Helmes et al. (2012) teniendo en cuenta los procesos de eliminación de los compuestos de P como la advección, la retención y usos del agua en cada cuenca en el mundo.

En este sentido, IW+ considera que debido a que N es un factor limitante en ambientes marinos, pero no en agua dulce, el 70% de sus compuestos emitidos al agua finalmente llega a la mar debido a la desnitrificación en zonas anaeróbicas de agua dulce, que corresponde al valor de calculado en el modelo CARMEN disponible para Europa (y utilizado en ReCiPe) y en ausencia de cualquier modelo a escala global. Dado que los compuestos del N también se emiten en gran parte a la atmósfera, un modelo de destino atmosférico basada en la publicación de Roy et al. 2014 también fue utilizado para determinar la fracción de las emisiones atmosféricas que llegan a las zonas costeras.

Por su lado, ReCiPE también considera que P es el factor limitante en agua dulce y N en las aguas marinas, pero EAD y EM se unen como una sola categoría de eutrofización, utilizando una unidad única en el punto medio llamado de toneladas de producción de algas por tonelada de nutrientes (Goedkoop et al., 2009). ReCiPe también tiene modelos de destino de P y N teniendo en cuenta los mecanismos de advección y retención en los suelos,

ríos y costas de 32 países del continente europeo, utilizando el modelo CARMEN que lamentablemente no está disponible en la escala mundial.

Además, IW + caracteriza tanto la DBO y la DQO (con igualdad de las FC), mientras que ReCiPe no caracteriza ninguna de ellas. Sin embargo, como puede verse en la Figura 3b, el impacto de eutrofización de agua dulce está dominado por P. La ausencia de FCs para DBO y DQO no influye más de 6% el resultado global.

9.2 REALIZAR UN ANÁLISIS DE CONTRIBUCIÓN

9.2.1 Identificar las categorías que más contribuyen (>80%) al daño en las áreas de protección

A partir de los resultados de la EICV y siguiendo con el procedimiento propuesto para la regionalización, se definen las categorías que participan en más del 80% de los impactos (Tabla 9.3). De esta manera si una categoría no cubre 80% por sí misma, se presenta también la categoría siguiente en mayor porcentaje, hasta que ambas sumen más de 80% de contribución. Los resultados de la Tabla 9.3 fueron agrupados primero por área de protección y después por métodos de EICV.

Tabla 9.3 Categorías que participan en más del 80% del daño por cada área de protección.

Categoría		E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	
SH	IW+	Calentamiento global	43%	92%	58%	43%	91%	70%	63%	92%	42%
		Respirables inorgánicos	37%	0%	22%	37%	1%	10%	20%	0%	37%
	R	Cambio climático	60%	97%	78%	59%	96%	88%	73%	96%	83%
		Formación de materia particulada	26%	0%	14%	25%	1%	5%	14%	0%	12%
CE	IW +	Eutrofización de agua dulce	87%	79%	84%	88%	79%	87%	85%	79%	82%
		Calentamiento global	2%	14%	4%	2%	14%	6%	4%	14%	6%
	R	Cambio climático	35%	64%	39%	34%	64%	44%	41%	64%	47%
		Eutrofización de agua dulce	64%	36%	61%	66%	36%	56%	58%	36%	53%

SH. Área de protección de Salud Humana, CE. Área de protección de Calidad de Ecosistema, IW+. Método Impact World+, R . Método ReCiPe

La Tabla 9.3 muestra que para SH, la categoría de Calentamiento Global (en IW+) tiene la mayor participación (más de 41% en todos los escenarios), no obstante; debido a que no suma más del 80%, en los escenarios de sistemas aerobios (E1, E4 y E7) y sistemas anaerobios (E3, E6 y E9), se presenta la siguiente categoría: Respirables Inorgánicos que involucra más del 20% en todos los casos. Ambas categorías al ser sumadas representan entre 80 y 92% de la contribución del impacto en cada uno de los escenarios. Por su parte, ReCiPe muestra que la categoría de Cambio Climático tiene entre el 60 y el 97% de los impactos en todas las categorías.

Con respecto a CE, el método IW+ muestra que la categoría de Eutrofización de agua dulce tiene la mayor contribución (más del 79% en todos los escenarios) seguido por Calentamiento Global el cual presenta entre 2 y 14% de los impactos. En este sentido, ReCiPe presenta tendencias distintas, la categoría de mayor contribución es Cambio Climático en los escenarios de sistemas lagunares (64%) (E2, E5 y E8), mientras que los escenarios de sistemas aerobios (E1, E4 y E7) y anaerobios (UASB + complemento, E3, E6 y E9) muestran que la categoría de mayor contribución es Eutrofización de agua dulce (entre 56 y 66 % de los impactos)

9.2.2 Identificar los procesos y sustancias que más contribuyen a los valores (>80%) de las categorías identificadas.

Salud humana.

La Figura 9.2, muestra los procesos y sustancias que contribuyen en más del 80% al impacto dentro de la categorías de mayor relevancia identificadas en el paso 9.2.1.

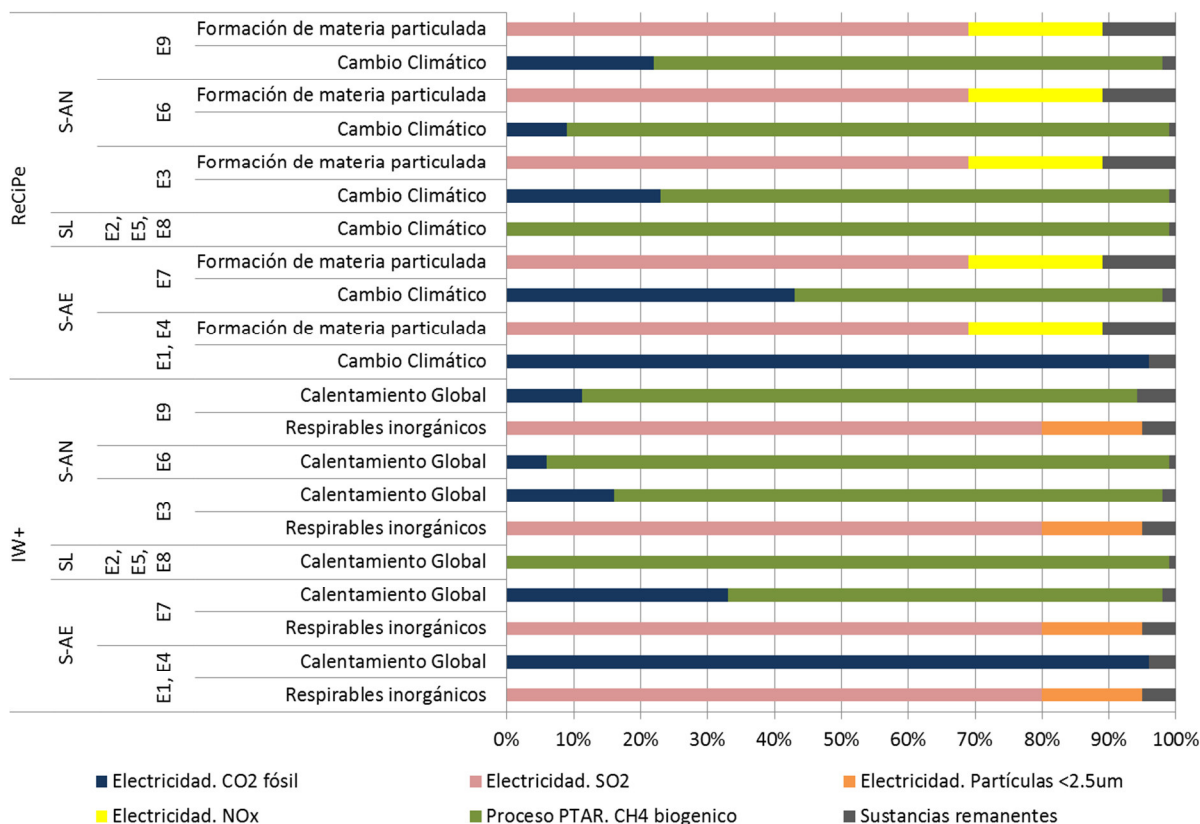


Figura 9.2 Procesos y sustancias que contribuyen en más del 80% a las categorías de mayor importancia del área de protección Salud Humana. Métodos IW+ y ReCiPe. S-AE. Sistemas aerobios. SL. Sistemas lagunares. S-AN. Sistemas anaerobios. Unidad Funcional 1m3 de agua residual tratada.

Con respecto a las categorías relacionadas con el Cambio Climático los impactos en procesos aerobios (E1 y E4) están dominados en 100% por el CO₂ fósil (barras azules) proveniente de la producción de la electricidad. Mientras que en los sistemas lagunares (E2, E5 y E8) el CH₄ liberado del proceso (barras verdes, Figura 9.2) representa el 100%. Estas

tendencias son similares en ambas metodologías. Así mismo, en los escenarios donde intervienen tanto procesos anaerobios como consumo eléctrico, se observa una mezcla de sustancias (CH_4 y CO_2) que participan en los daños por el Calentamiento Global, tal es el caso de E3, E6 y E9 correspondientes a procesos combinados con UASB además del E7 que incluye uso de electricidad en el proceso aerobio y emisiones de CH_4 del proceso anaerobio del digestor de lodos.

Por otro lado, respecto a las categorías relacionadas a los efectos de las partículas inorgánicas respirables, la Figura 9.2.a muestra que en ambas metodologías, las emisiones de SO_2 proveniente de la producción de electricidad son responsables de más del 69% de la contribución, mientras que las partículas $<2.5\mu\text{m}$ y NO_x presentan entre 15 y 20%.

Calidad del Ecosistema.

La Figura 9.3 ilustra que en el área de protección Calidad del Ecosistema, el P proveniente del efluente de la PTAR emitido al cuerpo de agua receptor es el flujo elemental más relevante (91-94%) de la Eutrofización de agua dulce, seguido por el contenido de DQO en el efluente (3-4%). El valor de DBO no se advierte porque representa menos del 0.5% debido al bajo valor relativo comparado con las emisiones de DQO. Sin embargo ReCiPe no indica contribución por estas sustancias debido a que no las incluye de manera diferenciada en los FC.

En el caso de Cambio Climático para ambas metodologías, el valor del impacto es determinado por las emisiones de CO_2 provenientes del consumo eléctrico para los escenarios de sistemas aerobios (99%) y en menor medida (entre 5 y 42%) para los escenarios acoplados con UASB. Finalmente, los impactos por CH_4 emitido a la atmósfera provienen de los sistemas donde intervienen procesos anaerobios es decir, los escenarios de lagunas (E2, E5 y E8), los acoplados con UASB (E3, E6 y E9) y el E7 que incluye el digestor anaerobio.

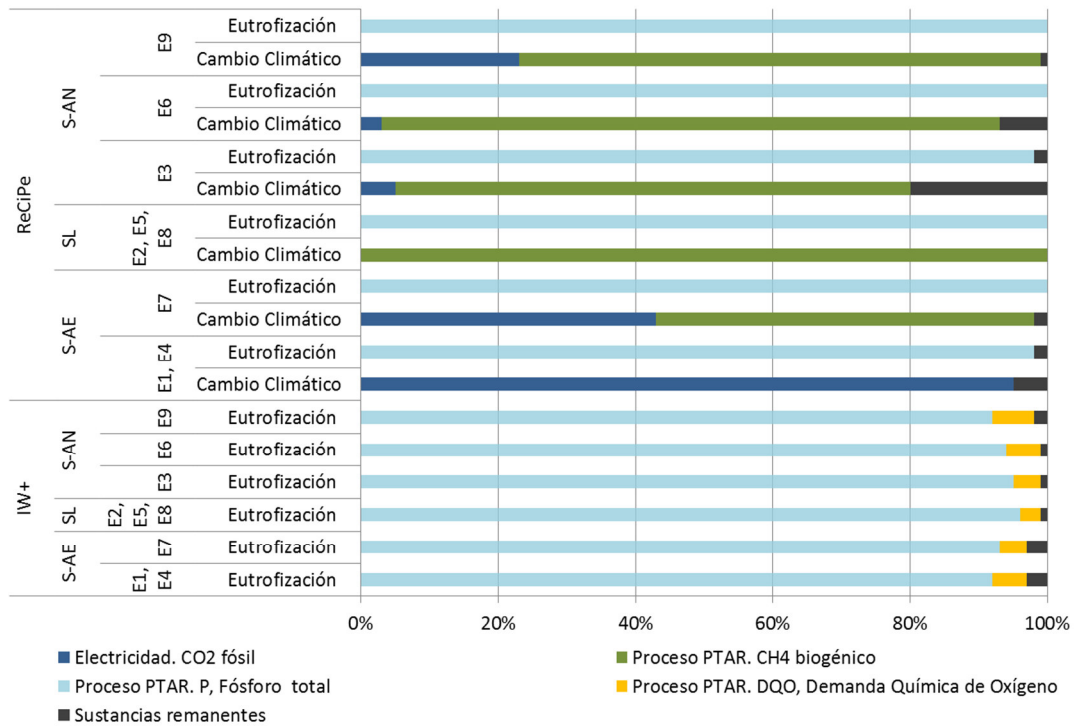


Figura 9.3 Procesos y sustancias que contribuyen en más del 80% a las categorías de mayor importancia del área de protección Calidad del Ecosistema. Métodos IW+ y ReCiPe. S-AE. Sistemas aerobios. SL. Sistemas lagunares. S-AN. Sistemas anaerobios. Unidad Funcional 1m3 de agua residual tratada.

A partir de los resultados del análisis de contribución, es posible enfocar los esfuerzos para obtener los datos y factores regionalizados en las categorías de mayor importancia lo cual es descrito en el paso 9.3.

9.3 OBTENER DATOS Y FACTORES DE CARACTERIZACIÓN REGIONALIZADOS

9.3.1 Localizar los datos regionales del inventario de los procesos de mayor contribución

El proceso de producción de electricidad resultó ser el de mayor contribución para la categoría de calentamiento global (Figura 9.3), la cual a su vez es la de mayor contribución al daño en SH (Figura 9.1.a). En este sentido, los factores de emisión de CO₂ de la producción de electricidad varían dependiendo del mix eléctrico de cada país, por lo que fueron localizados los datos del mix eléctrico de los países de América Latina a partir de los Indicadores de Desarrollo Mundial de Banco Mundial (WB, 2014b) mostrados en el Anexo H.

Cabe señalar que para el caso de Brasil fue usado el proceso “Electricity, médium voltaje, production BR at grid /BR” de la base de datos de Ecoinvent 2.2 debido a que es el único país incluido al momento del estudio.

Para los 21 países restantes sólo se utilizó el mix eléctrico (considerando la incertidumbre asociada); los resultados obtenidos eventualmente podrían cambiar cuando sean desarrollados los inventarios para la generación de electricidad dentro del país de interés.

9.3.2. Seleccionar los FC regionales de las categorías de mayor contribución.

De acuerdo al análisis de contribución, el P resultó ser la sustancia de mayor contribución al impacto en la categoría de Eutrofización (Figura 9.2), la cual a su vez es la categoría de daño más importante en CE (Figura 9.1.b), por tanto se requieren FC regionales de los efectos del P liberado en el efluente. Así mismo; aunque las emisiones de P por cada escenario son las mismas en todas las regiones, los impactos potenciales varían dependiendo de las condiciones del medio receptor entre los diferentes países.

Los FC regionales para eutrofización se tomaron de IW+ (Bulle et al., 2012) siendo hasta la fecha la única metodología de EICV regionalizada. El Anexo H proporciona los datos de los FC's regionales de las emisiones de P, DBO y DQO de 22 países de la región ALC. Para visualizar la comparación de los FC genéricos de las metodologías IW+ y ReCiPe con los FC regionales de IW+, se presenta la Figura 9.4.

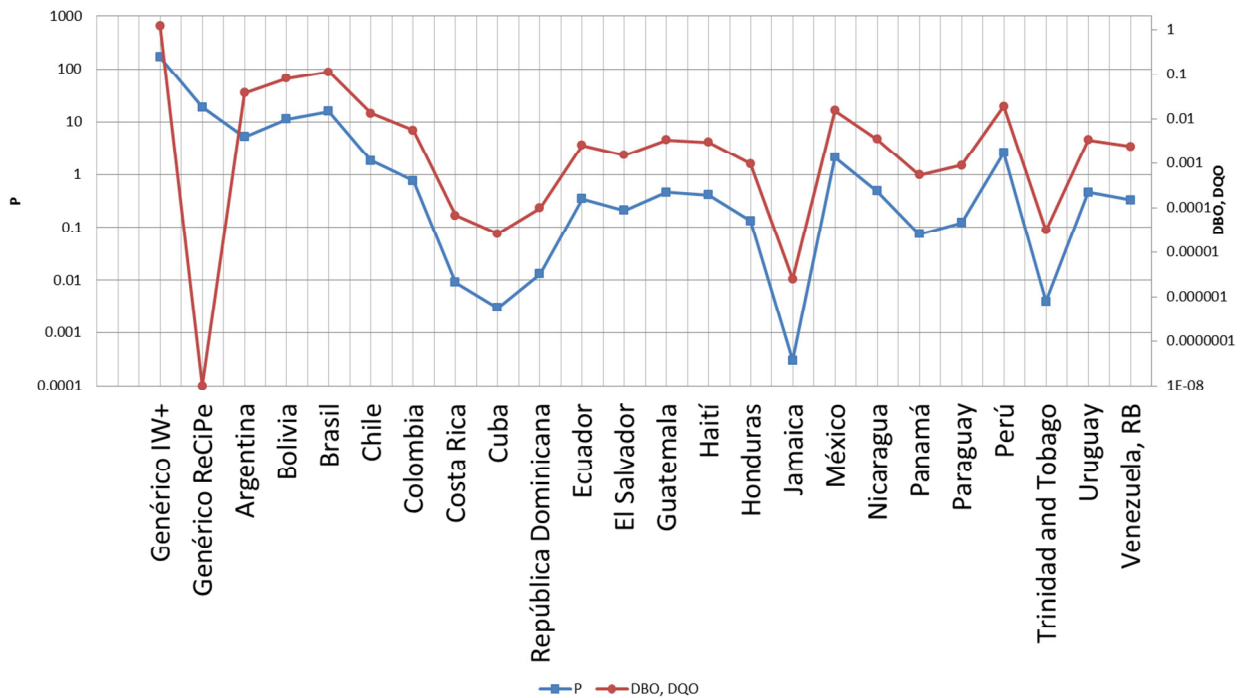


Figura 9.4 Comparación de FC genéricos y regionales para ALC (PDF•m²•yr/kg). Metodologías IW+ (Bulle et al., 2012) y ReCiPe (Goedkop et al., 2009). FC regionales (Helmes et al., 2012)

La Figura 9.4 muestra los valores de los FC regionales de la Categoría de Eutrofización de agua dulce para DBO, DQO y P (adaptado de Bulle et al., 2012).

Se puede observar que IW+ considera FC genéricos sobredimensionados en comparación con los FC de la Región. El FC genérico de IW+ para P es 169 PDF•m²•yr/kgP, mientras que la media de ALC es 9.59 PDF•m²•yr/kg P. Para DQO y DBO el FC genérico es 1.22 PDF•m²•yr/kgP sin embargo la media de los datos de ALC es 0.0635 PDF•m²•yr/kg P. En el caso de ReCiPe, este método no considera FC diferenciados para DBO y DQO, marcándolos como cero, pero los incluye en el FC del P, el cual tiene un valor de 18.8 PDF•m²•yr/kg P, representando el doble de la media de ALC.

Esto se debe a que IW+ obtiene los FC genéricos al sumar los procesos de remoción de los compuestos del P como la advección, la retención y los usos de agua por cada cuenca del mundo en promedio. Mientras que ReCiPe calcula los factores de persistencia del P

considerando las características de advección y retención de ríos y costas del promedio de los valores de 32 países del continente Europeo.

9.4 REALIZAR NUEVAMENTE LA EICV CON LOS DATOS DE INVENTARIO Y FC REGIONALIZADOS.

La regionalización de los impactos fue desarrollada para 22 países de ALC considerando el mix eléctrico y los FC de P específicos. Los resultados de cada país se pueden consultar en el Anexo H.

En el área de protección de SH, la conclusión de la primera EICV cambia con respecto a la EICV regionalizada, para 9 países (41%) debido a la variabilidad en el mix eléctrico considerado y se conserva para 13 países de ALC (Anexo H). Con respecto a CE, la conclusión de la primera EICV no se conserva en la EICV regionalizada para ningún país de ALC debido al cambio de la categoría dominante que se aborda en este apartado.

Los resultados de la EICV regionalizada para los 22 países se clasificaron en 4 grupos que muestran tendencias de comportamiento similares.

Grupo 1. Países con un promedio de mix eléctrico con una participación de combustibles fósiles de 47% a 91% y un FC de P relativamente bajo ($0.15 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr} / \text{kg P}$ en promedio) es el caso de Cuba, Haití, Honduras, Jamaica, Nicaragua, Panamá y República Dominicana.

Grupo 2. Países con un mix eléctrico medio de combustibles fósiles de 43% a 81% y un FC de P medio (mayor que el grupo anterior pero menor que Brasil) de $2.52 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr} / \text{kg P}$. Tal es el caso de Argentina, Bolivia, Chile, México, Perú Colombia, Costa Rica, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Trinidad y Tobago, Uruguay y Venezuela.

Grupo 3. Brasil es un caso particular porque considera el FC de P más alto entre los países de la Región ($15.1 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{año} / \text{kg}$), además posee un mix eléctrico más limpio que la media (81% hidroelectricidad).

Grupo 4. Paraguay es otro caso particular; es el único país que reporta un mix eléctrico basado 100% en producción hidroeléctrica y es mucho menos sensible que Brasil a las emisiones de P ($\text{FC} = 0.1 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{año} / \text{kg}$).

Estos 4 grupos están representados en la Figura 9.5 por 4 países: México, Jamaica Brasil y Paraguay además con fines comparativos, se presentan en la Figura 9.5 los resultados de EICV con FC genéricos del paso 1 (Figura 9.1).

Cabe señalar que en al área de protección SH (Figura 9.5.a), los resultados de todos los escenarios de sistemas lagunares (E2, E5 y E8) de todos los países mantienen el mismo valor que los resultados del EICV usando factores genéricos, debido a que el impacto está dominado por CH₄ y no involucran consumo eléctrico.

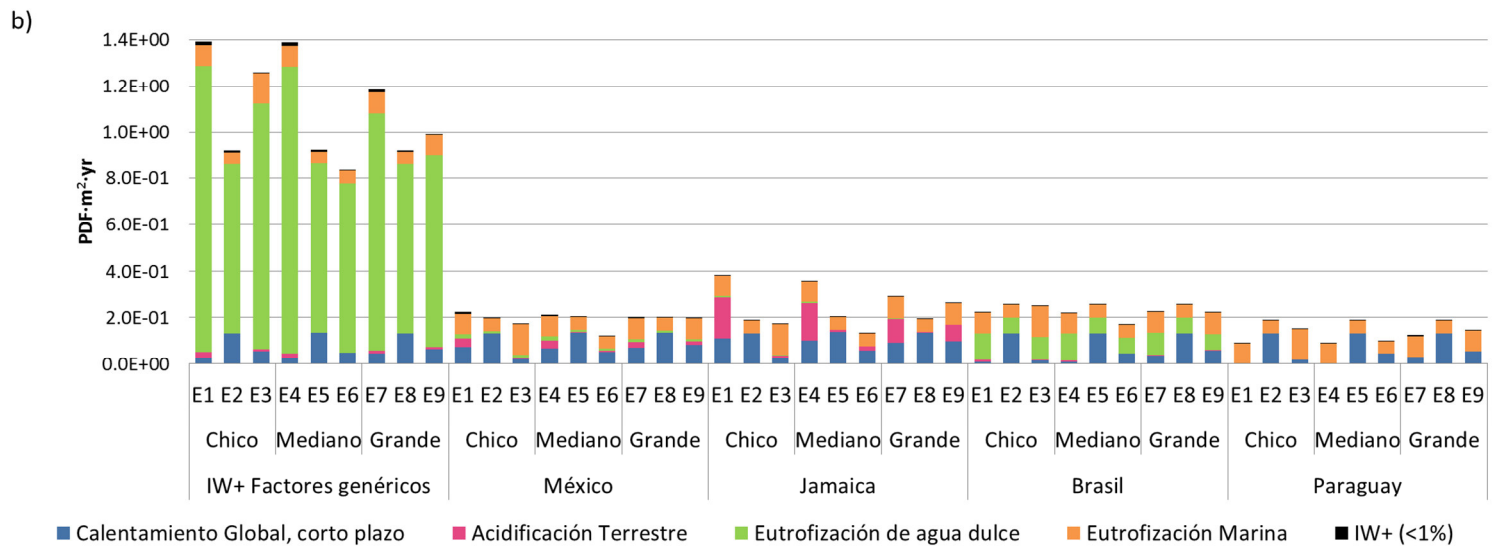
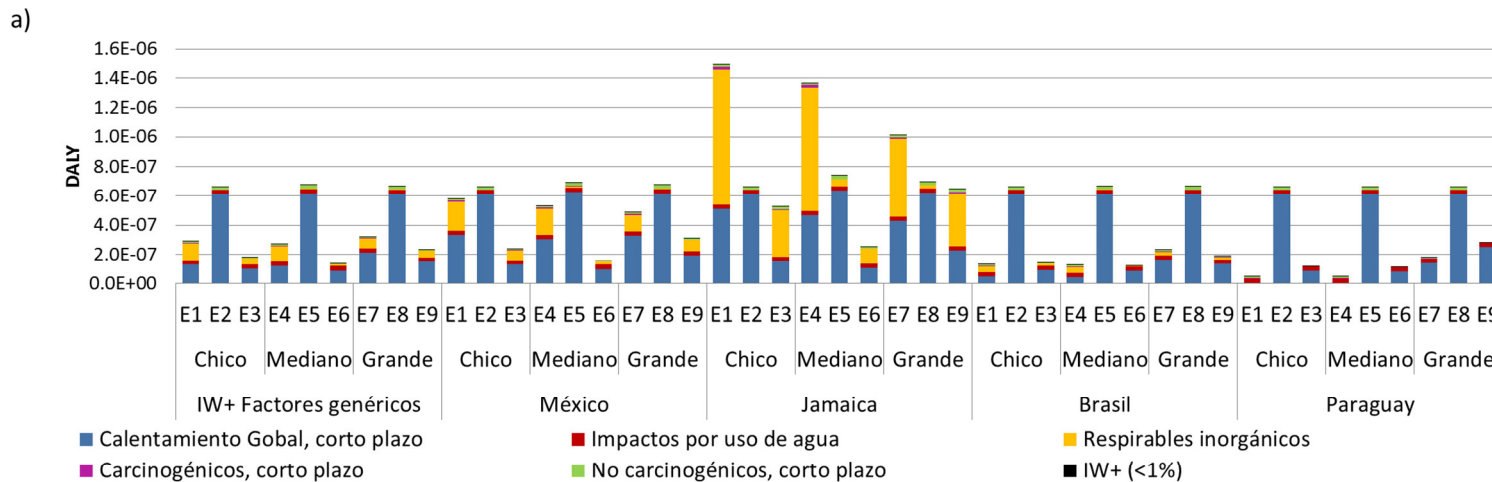


Figura 9.5 Comparación de los resultados del EICV con factores genéricos y regionalizados para México, Jamaica, Brasil y Paraguay, considerando mix eléctrico y FC de P, específicos de cada país. Los resultados se obtienen aplicando la metodología Impact World +. Se presentan los resultados del EICV de los daños para la SH. Salud humana (DALY) y para CE. Calidad del Ecosistema (PDF · m² · año). Unidad Funcional 1m³ de agua residual tratada. Chico 13 l/s, Mediano 70l/s, Grande 620l/s.

Salud humana

La primera EICV con FC genéricos y datos promedio del mix eléctrico, concluye que los escenarios de sistemas de lagunas (E2, E5 y E8) presentan el peor desempeño por las emisiones de CH₄ y le siguen los escenarios de procesos aerobios (E1, E4 y E7) por su alto consumo eléctrico. Por último los escenarios de menor impacto son E3, E7 y E9 por sus bajas emisiones de CH₄ y bajo consumo eléctrico. Este comportamiento se conserva para el grupo de países representados por México.

Sin embargo, esta conclusión cambia para países que poseen un mix eléctrico basado mayormente en combustibles fósiles como Jamaica donde además se observa mayor contribución de la categoría de respirables orgánicos debido a las emisiones de la producción de electricidad. Para estos países, los escenarios de lodos activados E1, E4 y E7 son los de peor desempeño ambiental.

El caso contrario lo presenta Paraguay, donde se observa que los escenarios de lodos activados (E1, E4 y E7) son los de mejor perfil ambiental, seguidos por los escenarios con UASB (E3, E6 y E9), esto se explica porque el 100% de la producción de electricidad en Paraguay es de origen hidroeléctrico, lo que implica que este país no presenta impactos de cambio climático por producción eléctrica únicamente por las emisiones de CH₄ asociadas a los procesos anaerobios. De hecho, Paraguay tiene los impactos ambientales más bajos en términos generales en ambas categorías.

Mientras que Brasil (con 9.8% de participación de combustibles fósiles en el mix eléctrico) prácticamente no muestra diferencia entre los sistemas aerobios (E1, E4 y E7) y los anaerobios (E3, E6 y E9), porque casi se equiparan los impactos por las emisiones del mix eléctrico de los primeros y los impactos por el CH₄ liberado por los procesos anaerobios de los segundos.

Así mismo, tanto en Brasil y países como Jamaica, los sistemas anaerobios (E3, E6 y E9) muestran los impactos más bajos por tamaño de caudal en ambas categorías (Figuras 9.5.a y 9.5.b). De hecho el escenario con menor impacto ambiental en estos países es el E6 que está conformado por UASB + Lagunas de estabilización, por su bajo consumo eléctrico y menor emisión de CH₄ debido a la captación en UASB.

Calidad del Ecosistema

Por otro lado con respecto al área de protección CE (Figura 9.5.b), la EICV con datos y FC genéricos mostró que la categoría de mayor contribución es Eutrofización de agua dulce (<79%) por tanto, los escenarios que involucran tratamiento con mayor remoción de P (los sistemas lagunares E2, E5, E6 y E8), son mejores en términos de impacto ambiental.

Sin embargo esta conclusión cambia en todos los casos. La EICV regionalizada, señala que la categoría de Eutrofización de agua dulce no es una categoría dominante en los países de ALC (únicamente tiene mayor participación en Brasil 18-61%). De hecho, esto confirma la conclusión de la Figura 9.4, el FC del P (169 PDF·m²·año/kg P) esta sobreestimado para la región de ALC, donde 90% de los 22 países presentan valores por debajo de 2.5 PDF·m²·año/kg P.

Debido a lo anterior, es necesario observar el comportamiento de los escenarios por país para determinar si las tendencias en la recomendación de un escenario u otro, cambian entre ellos. La Figura 9.6 ilustra un acercamiento de la Figura 9.5 para poder distinguir las diferencias entre los escenarios.

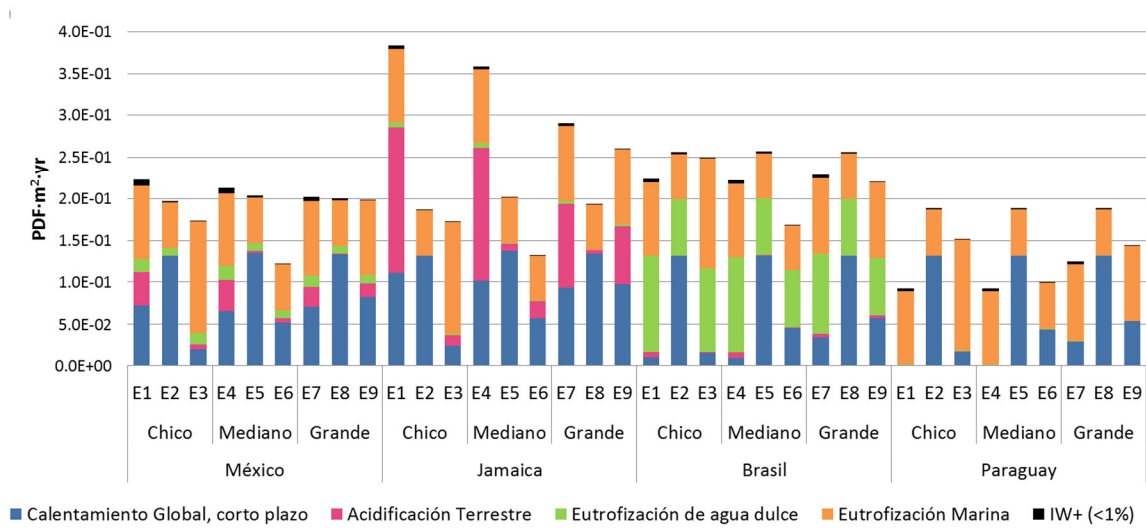


Figura 9.6 Comparación de los resultados del EICV con factores regionalizados para México, Jamaica, Brasil y Paraguay, considerando mix eléctrico y FC de P, específicos de cada país. Los resultados se obtienen aplicando la metodología Impact World +. Se presentan los resultados del EICV de los daños para CE. Calidad del Ecosistema (PDF • m² • año). Unidad Funcional 1m³ de agua residual tratada. Chico 13 l/s, Mediano 70l/s, Grande 620l/s.

En la Figura 9.6 es posible observar que la categoría Eutrofización Marina ahora se muestra como categoría dominante (19-95%) en los escenarios (en el EICV genérico no tenía una contribución importante debido a su bajo valor relativo a la Eutrofización de agua dulce). En este sentido se debe tener en cuenta que en la Eutrofización Marina la sustancia dominante es el nitrógeno (N) (90-95%) contenido en el efluente de la PTAR en forma de nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) y nitritos (N-NO₂⁻). Sus FC son 12.5 PDF·m²·año/kg N-NH₄⁺ y 2.81 PDF·m²·año/kg N-NO₂⁻ respectivamente).

Por otro lado, el escenario E9 en todos los países posee participación media en tres categorías: Calentamiento Global debido a las emisiones de CH₄ provenientes del UASB (Tabla 7.8) (menores que en sistemas lagunares de la Tabla 6.5 pero mayores que en sistemas aerobios de acuerdo a la Tabla 5.4). Acidificación, debido a la electricidad involucrada (Tabla 7.9) (menor que en sistemas aerobios (Tabla 5.5) pero mayor que en sistemas lagunares (Tabla 6.6)) y Eutrofización Marina, por las emisiones de nitrógeno amoniacal de 24 mg N-NH₄⁺/m³ de agua tratada de acuerdo a la Tabla 7.4, el cual es un valor menor que los nitratos de los sistemas aerobios (Tabla 5.2) pero mayor que el N-NH₄⁺ contenido en las emisiones de sistemas lagunares (Tabla 6.2).

Para el caso de países como Jamaica (grupo 1), con un mix eléctrico basado fuertemente en combustibles fósiles, y FC de P bajo, la Figura 9.6 señala que las categorías dominantes son Calentamiento global y Acidificación donde el proceso de mayor contribución (83-95%) es el consumo eléctrico. En consecuencia, los escenarios de mejor perfil ambiental son los de sistemas lagunares (E2, E5, E6, y E8) porque involucran el más bajo consumo eléctrico y los sistemas aerobios (E1, E4 y E7) tienen el peor desempeño porque presentan el mayor consumo eléctrico.

Con respecto a países como México (Grupo 2) con un mix eléctrico medio y FC de P medio, el resultado de la EICV muestra que el escenario de menor impacto es el E6, debido a sus bajo consumos eléctrico y bajas emisiones de CH₄ seguido por el E3 y E9 de sistemas anaerobios los cuales usan más electricidad en el proceso. Después, con mayor impacto, se ubican los escenarios mediano y grande de los sistemas aerobios por su mayor consumo eléctrico, seguidos por los escenarios lagunares que casi igualan el impacto a los anteriores debido un efecto de compensación por todos los factores involucrados: mayor emisión de

CH₄, mix eléctrico medio, emisiones de P bajas relacionadas a FC de P medios además de la contribución de la categoría de Eutrofización Marina.

Por otro lado, en Brasil, llama la atención que la categoría de mayor contribución es Eutrofización de agua dulce (18-61%). Este comportamiento se debe a que Brasil posee la mayor sensibilidad entre los países de ALC, con un FC de 15.1 PDF • m² • año / kg (Anexo H); lo que significa que en una superficie de 15.1 m², 100% de las especies son desaparecidas durante un año. De acuerdo a Helmes et al. (2012) Brasil tiene un FC alto debido a que contabiliza grandes lagos y reservorios donde la persistencia del P es alta, lo que favorece la concentración de este nutriente que deriva en la inhibición de la ocurrencia del número de especies de macrofauna.

Es importante señalar que en el caso de Brasil, los escenarios de lodos activados (E1, E4, E7 y E9) tienen mejor perfil ambiental que los escenarios de sistemas lagunares (E2, E5 y E8). Esto se debe a que los impactos en Calentamiento Global ocasionados por su alto consumo eléctrico son reducidos porque posee un mix eléctrico considerado 'limpio', mientras que en los escenarios de sistemas lagunares (E2, E5 y E8) presentan mayores impactos por el CH₄ liberado.

En este sentido, el escenario E6 es el de menor impacto en Brasil y Jamaica debido a su bajo consumo eléctrico, a sus bajas emisiones de CH₄ relativas y a la mayor remoción de nutrientes en el efluente (Tabla 7.3) comparado con los escenarios de los sistemas aerobios y a los E3 y E9 acoplados a UASB (apartados 5.2 y 7.2 de sistemas aerobios y anaerobios respectivamente).

Paraguay presenta un caso singular. Es el único país reportado con un mix eléctrico basado 100% en producción hidroeléctrica y es mucho menos sensible que Brasil a las emisiones de P (FC = 0.1 PDF•m²•año/kg). Esto favorece a los escenarios de lodos activados (E1, E4 y E7) frente a los escenarios de sistemas lagunares, presentando a estos últimos como los de peor desempeño por sus emisiones de CH₄. Debido a esto, únicamente en Paraguay, los escenarios E1 y E4 de aireación extendida presentan menor impacto que el E6. También se observa que los escenarios de sistemas anaerobios acoplados a UASB (E3, E6 y E6) presenta valores intermedios al igual que en los otros países, debido a sus valores medios de consumo eléctrico y emisiones de CH₄ (apartado 7.2 de sistemas anaerobios).

Por lo tanto, para Paraguay los escenarios con mejor perfil ambiental son los de sistemas aerobios (E1, E4 y E7) en ambas categorías de daño (Figura 9.5 y 9.6).

Sensibilidad

Hasta ahora fue utilizado el mix eléctrico para considerar las diferencias regionales de los procesos de generación eléctrica. A continuación se presenta un análisis de sensibilidad usando datos desarrollados para México. Santoyo et al. (2011), reportaron las emisiones de diferentes opciones de generación de electricidad en México, teniendo en cuenta siete sustancias (CO₂, CH₄, SO₂, NO_x, N₂O, COVNM y PM). Así, fueron considerados los factores de emisión reportados en el estudio, en los procesos de Ecoinvent 2.2 mencionados en el apartado 4.2.8 de metodología.

La Figura 9.7 muestra los resultados de la EICV usando únicamente mix eléctrico (WB, 2014b) comparado con los resultados usando los factores de emisión de la generación eléctrica en México de Santoyo et al. (2011).

Los resultados de ambas EICV son similares, mostrando una variación del 2 al 4%. Con respecto a SH, los resultados muestran una variación del 2% en los escenarios con mayor consumo eléctrico (E1, E4, E7 y E9) debido a la aireación usada en sus procesos. Mientras que los escenarios con nulo o consumo eléctrico despreciable, no mostraron variación. Debido a que los impactos ambientales no tienen dependencia del consumo eléctrico.

Con respecto a los impactos a la CE, los resultados muestran una variación del 4% en lo que respecta la eutrofización marina y acidificación debido a la emisión de NO_x y N₂O que van a la atmosfera y finalmente alcanzan ambientes marinos.

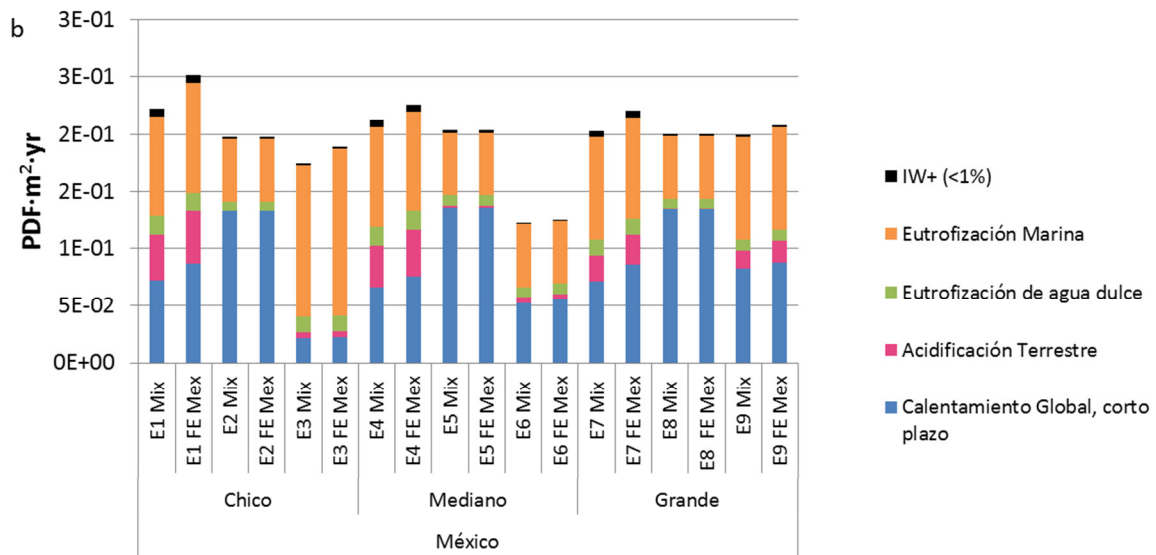
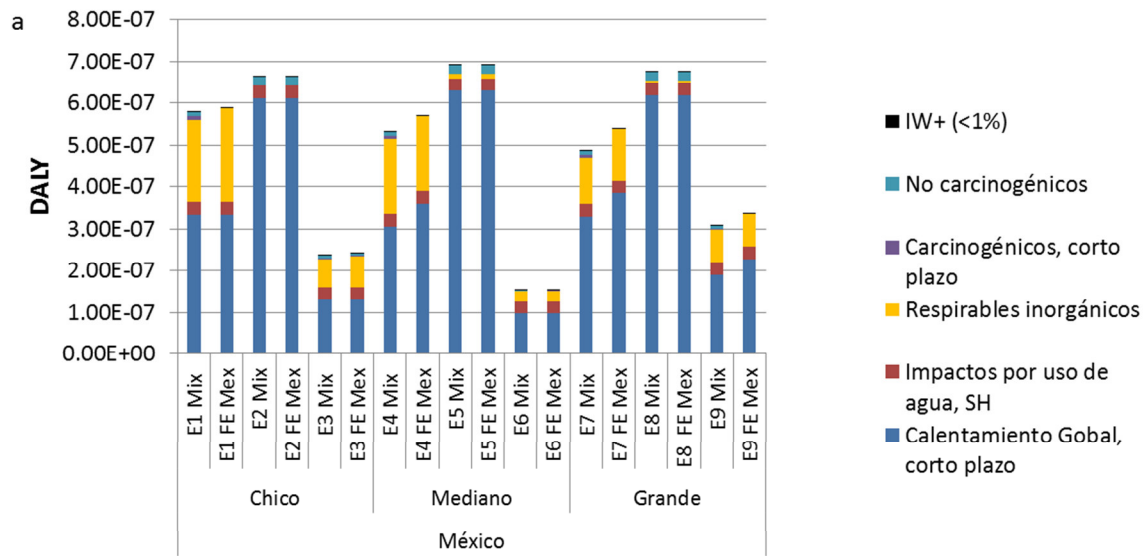


Figura 9.7 Comparación de los resultados del EICV con factores regionalizados para México considerando mix eléctrico (Mix) y factores de emisión de México (FE Mex) de Santoyo et al. (2011). Los resultados se obtienen aplicando la metodología Impact World +. Se presentan los resultados del EICV de los daños para CE. Calidad del Ecosistema (PDF · m² · año). Unidad Funcional 1m³ de agua residual tratada. Chico 13 l/s, Mediano 70l/s, Grande 620l/s.

9.5 LLEVAR A CABO ESTE PROCESO DE FORMA ITERATIVA PARA IDENTIFICAR NUEVOS CONTRIBUYENTES IMPORTANTES.

El último paso propone evaluar si la iteración puede continuar a partir de las nuevas categorías identificadas como dominantes; dependiendo de la disponibilidad de datos y FC regionales. En este sentido, el EICV regionalizado definió como nuevas categorías dominantes a la Eutrofización Marina y Acidificación Terrestre del área de protección Calidad del Ecosistema. Sin embargo, la Eutrofización Marina no es candidata a la regionalización debido a que es considerada de impacto global⁵. En el caso de la Acidificación Terrestre, no se dispone de factores regionalizados a la fecha de este estudio que permitan continuar con una nueva iteración.

⁵ La metodología IW+ considera que el N no es un elemento limitante en agua dulce, entonces el 100% de sus compuestos finalmente llegan al mar, lo que significa que el FC de la Eutrofización Marina es el mismo no importa donde la emisión ocurra (Cecile Bulle comunicación personal, 2014).

10. ALTERNATIVAS DE MEJORA

A partir del proceso de regionalización del Capítulo 9, se identificó que las categorías de impacto de Cambio Climático (CC) y Eutrofización de agua dulce (EAD) representan la mayor contribución a las áreas de protección Salud humana (SH) y Calidad del ecosistema (CE) respectivamente. En este sentido, las estrategias de mejora se enfocaron en disminuir los impactos ambientales de los escenarios en estas categorías. Posteriormente estas estrategias fueron analizadas con la herramienta ACV (de acuerdo al apartado 4.2.11 de metodología), para cuantificar las mejoras ambientales y compararlas con los 9 escenarios base.

Con base en lo anterior, en este capítulo se presentan las alternativas de mejora desarrolladas bajo condiciones promedio de América Latina de acuerdo al estudio desarrollado. Sin embargo, es importante tomar en cuenta que dichas alternativas de mejora pueden modificarse si se consideran condiciones regionales.

Las alternativas de mejora en el caso de los sistemas aerobios consistieron en la reducción del consumo de electricidad mediante la adopción de tecnologías que limitan las necesidades de energía para el mezclado en el tratamiento secundario de la tecnología de aeración extendida (E1 y E4) y para la aireación en el proceso convencional de lodos activados (E7).

Por su parte, en los escenarios con sistemas lagunares (E2, E5 y E8) la mejora consistió en el aprovechamiento del biogás para producción de energía mediante la captación del metano generado para impedir su liberación a la atmósfera. Esto se hace cubriendo las lagunas anaerobias con una membrana plástica y quemando el biogás. La otra opción es evitar la producción de metano cambiando el proceso a lagunas aireadas, con el consecuente consumo de electricidad.

De la misma forma, para los escenarios con reactores UASB (E3, E6 y E9), la mejora se centró en la recuperación del 50% del metano que sale disuelto en el efluente del reactor anaerobio, acción complementada con el aprovechamiento del biogás para producción de energía para uso en la misma planta de tratamiento. Ese porcentaje se fijó arbitrariamente

con base en las eficiencias de tecnologías simples para desorber el metano disuelto (Wasala et al., 2011; Gimenez et al., 2012).

Finalmente, para todos los escenarios se consideraron dos opciones de mejora enfocadas al uso de recursos para disminuir el impacto por Eutrofización de agua dulce: el aprovechamiento de los nutrientes del agua tratada en riego agrícola y la sustitución de fertilizantes por biosólidos.

La Tabla 10.1 resume las alternativas de mejora evaluadas y muestra el resultado en la variación del impacto para cada una, el cual es detallado a lo largo de este capítulo.

Tabla 10.1 Alternativas de mejora a los escenarios analizados

Escenario	Alternativa de mejora	Variación del impacto
<i>Cambio climático</i>		
E1, E4 Aireación extendida	Lecho móvil	-25%
	Bioreactores de membrana	+39%
E7. Lodos activados convencional	Recuperación de energía a partir de biogás generado en biodigestor	-93% en tanque de aireación, 22% total
E2, E5, Lagunas de estabilización	E8. Aprovechamiento de biogás para producción de energía	-79%
	Conversión de laguna anaerobia a laguna aireada	-63%
E3, E6, E9.	UASB Producción de energía y recuperación de metano disuelto	-59%
<i>Eutrofización</i>		
Todos los escenarios	Reúso de agua tratada en agricultura	-93%
	Uso de biosólidos en agricultura	-30%

10.1 MEJORAS SOBRE PROCESOS AEROBIOS (E1, E4 Y E7)

En los procesos aerobios, la estrategia para mejorar el comportamiento de los escenarios de referencia se centró en la reducción de la demanda de electricidad con alternativas en el tratamiento secundario en E1 y E4 y en el aprovechamiento del biogás en un sistema de cogeneración en el E7 y en consecuencia obtener una reducción en el suministro eléctrico externo.

10.1.1. Alternativa 1. Lecho móvil (LM) para E1, E4

El principio básico del proceso de lecho móvil es el crecimiento de la biomasa sobre pequeños soportes plásticos (con medidas de 1 a 2 cm de diámetro o lado) que se mueven libremente en el reactor biológico (Figura 10.1) mediante la agitación generada por sistemas de aireación (difusores) en reactores aerobios o por sistemas mecánicos (en reactores anóxicos o anaerobios). Los soportes (Figura 10.2) son de material plástico con densidad próxima a la del agua, lo que les permite desplazarse fácilmente en el reactor, incluso con porcentajes de llenado del 70%.

La biopelícula que se forma en la superficie del soporte se caracteriza por una mayor estabilidad que la propia de los flóculos biológicos, lo que permite la retención de la biomasa dentro del reactor, sin depender de su capacidad de sedimentación. A su vez, los soportes plásticos empleados contienen una elevada superficie específica por unidad de volumen, lo que favorece el incremento de la concentración de biomasa dentro del sistema. Estas dos particularidades hacen que los reactores de lecho móvil sean de volumen menor que los de lodos activados.

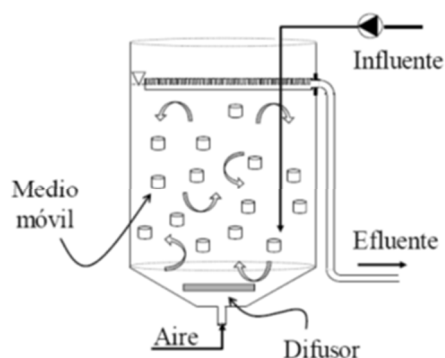


Figura 10.1 Reactor de lecho móvil. Orantes & González (2001)



Figura 10.2 Diferentes tipos de soporte para reactor de lecho móvil. Orantes & González (2001)

Consideraciones

De acuerdo con la carga orgánica de diseño para los escenarios por aeración extendida E1 y E4, de 0.28 kgDQO/kgSSV.día, se puede calcular la cantidad de SSV que se requiere para el lecho móvil en cada caso, considerando su presencia en forma de biopelícula y biomasa

suspendida. Se tiene referencia de que los sólidos adheridos al soporte alcanzan valores de 7.7 gST/m² (Orantes & González, 2001), con un tubo corrugado de polietileno de alta densidad de 3/8” de diámetro, 1 cm de alto y una densidad superficial de 590 m²/m³. Con estos datos se calculó el volumen del reactor de lecho móvil necesario para alcanzar la misma remoción, resultando un volumen de 570 m³ contra 973 m³ de E1 y de 3,089 m³ contra 5,239 m³ de E4. En este diseño, el soporte ocupa el 30% del volumen del reactor, valor recomendado por Orantes et al. (2001).

La reducción del volumen del tanque de aeración resulta en que el aire requerido para mezclado ya no es usado como criterio de diseño (con requerimientos de energía de 583 y 2 954 kWh.d para E1 y E4 respectivamente), como sucede en el proceso de aeración extendida. Con el cambio a lecho móvil y la reducción del volumen del reactor y por ende, de sus requerimientos de mezclado, sólo se considera el aire requerido para oxidación (Tabla 5.1) el cual representa el 25% del aire requerido para mezclado. La Tabla 10.2 muestra el consumo eléctrico para abastecer el aire requerido. La alternativa de lecho móvil conserva la recirculación de lodos (y la bomba asociada) aumentando así la eficiencia del sistema. En la Tabla 10.2 también se muestra la cantidad necesaria de material de soporte.

Tabla 10.2 Volumen de reactor y requerimientos de energía y material para E1-LM y E4-LM con tecnología de lecho móvil

Requerimientos	E1	E1-LM	E4	E4-LM
Volumen de reactor m ³	973	560	5239	3,089
Energía (kWh.día/m ³ de agua tratada)	0.741	0.398	0.678	0.355
Material de soporte requerido HDPE (kg/m ³ de agua tratada)	-	3.98	-	4.00

LM. Lecho Móvil

10.1.2. Alternativa 2. Bioreactores de membrana (BRM) para E1, E4

El principio de funcionamiento de la filtración con membranas se basa en la separación del sólido contenido en una solución líquida al aplicar una presión diferencial entre ambos lados de la membrana de micro o de ultrafiltración. Al tiempo que la fase líquida atraviesa la membrana, el sólido queda retenido en el lado del concentrado siendo en parte retirado mediante burbujeo continuo u otros medios.

Las ventajas que ofrece el BRM sobre los tratamientos de agua residual convencionales incluyen, construcción de sistemas más compactos, operación del biorreactor con altas concentraciones de sólidos suspendidos en el licor de mezcla (SSLM), baja producción de

lodos así como altas eficiencias de eliminación de materia orgánica y sólidos suspendidos (Le-Clech & Chen, 2006).

Los tipos de membranas más empleadas en los BRM son las de fibra hueca y placa plana. Aunque su geometría, hidrodinámica, configuraciones espaciales y propiedades mecánicas son distintas, los rendimientos referidos en estudios comparativos no presentan diferencias significativas entre ambas membranas en términos de eficiencias obtenidas (Carreño, 2009).

A diferencia del tratamiento convencional que utiliza procesos de sedimentación para la separación de las fases sólido – líquido, en un BRM el efluente del reactor aerobio se somete a la filtración con membranas permitiendo la retención física del flóculo biológico y de los sólidos en suspensión. La combinación de la tecnología de membranas con procesos biológicos produce directamente efluentes de alta calidad, clarificados y sustancialmente desinfectados sin necesidad de tanques sedimentadores ni filtración posterior (Judd, 2007).

Las membranas poliméricas de uso común en los biorreactores de membrana son las de polifluoruro de vinilideno (PVDF), polietersulfonas (PES), polietileno (PE) y polipropileno (PP).

Consideraciones

En la alternativa de estudio, aplicada a los escenarios de aeración extendida (E1 y E4) la membrana se acopla al reactor biológico de manera sumergida como se observa en la Figura 10.3 En este nuevo arreglo, a semejanza de la introducción del LM, el volumen del reactor se reduce por lo que la limitante no es el aire requerido para mezclado en el reactor, sino el requerido para la oxidación biológica.

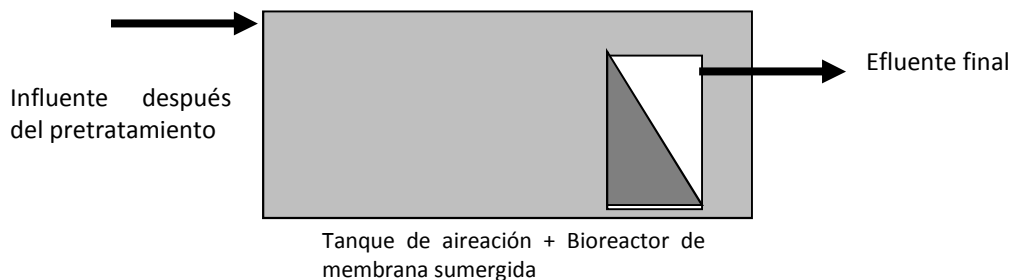


Figura 10.3 Configuración del bioreactor de membrana sumergida. (Marcano, 2012)

Los consumos eléctricos fueron tomados de Krzeminski et al. (2012) que evaluaron el desempeño de diferentes sistemas acoplados con un biorreactor de membrana sumergida y del estudio de (Marcano, 2012) que hace un análisis de cada proceso y operación unitaria del sistema para determinar el consumo eléctrico de la operación de la membrana.

La Tabla 10.3 muestra el comparativo de estos requerimientos en energía y material del sistema antes y después de la membrana.

Tabla 10.3 Requerimientos de energía y material en E1-BRM y E4-BRM para tecnología de membranas

Requerimientos	E1-BRM	E4-BRM
Superficie total de la membrana (m ²)	154	462
Capacidad de caudal de la membrana m ³ /h	50	300
Energía para operar la membrana (kWh.d/m ³ de agua tratada)	0.641	0.714
Polímero usado para la membrana kg/m ³ de agua tratada	2.57E-5	1.43E-5
Acero constituyente del módulo de membrana kg/ m ³ de agua tratada	2.049E-5	9.5E-6
Energía para aireación (kWh.d/m ³ de agua tratada)	0.519	0.488
Energía ahorrada (clarificador secundario y filtración eliminadas) (kWh.día / m ³ de agua tratada)	-0.145	-0.098
Energía total (kWh.día / m³ de agua tratada)	1.16	1.287

BRM. Bioreactor de membrana

10.1.3. Alternativa 3. Recuperación de energía a partir del biogás generado en el digester de lodos del E7

La cogeneración de electricidad del biogás producido por el digester anaerobio de lodos del E7 puede compensar parcialmente la energía usada en la PTAR mediante la reducción del uso de electricidad de la red. El poder calorífico del metano (8,687 kcal/Nm³) se puede convertir en energía eléctrica y calor en un sistema de cogeneración (EPA, 2013) de acuerdo a la Tabla 10.4. En este caso, se considera 35% de eficiencia de conversión de electricidad y que parte de las calorías perdidas son recuperadas en el sistema de enfriamiento del sistema electrogenerador para calentar el digester anaerobio, en un esquema de producción de energía combinado (CHP, *combined heat and power*, por sus siglas en inglés). Por su parte, las fugas de metano en la eficiencia de captura del biogás y el sistema de conducción se tomaron como 10% y los resultantes de la ineficiencia del quemado como 5% (Johnson, 2006).

Tabla 10.4 Producción de electricidad a partir del sistema de cogeneración del digester anaerobio

	E7
Producción diaria de metano g CH ₄ /m ³ de agua tratada)	33.9
Producción de electricidad resultante (kWh.d/m ³ de agua tratada)	0.156
Fracción de energía requerida autogenerada	36%

10.1.4. Evaluación ambiental de alternativas de mejora de escenarios de Aireación extendida (E1, E4) y lodos activados (E7)

La Figura 10.4 muestra la variación del impacto en la categoría CC, producido por el escenario base de aireación extendida (AE) en comparación con el proceso de lecho móvil (A1) y la tecnología MBR (A2). Además muestra los resultados del escenario base del E7, lodos activados convencional (LAC) en comparación con la implementación de una unidad de cogeneración en el biodigester (A3). Debido a que el E1 y el E4 involucran la misma tecnología de tratamiento secundario, sólo es mostrado el E1 a manera de simplificación.

El reactor de lecho móvil (A1) muestra menores impactos que el escenario base porque redujo al 25% la demanda de energía del tanque de aireación (Tabla 10.1). En el caso del BRM (A2) muestra un incremento del 39% en los impactos, debido al incremento del consumo eléctrico (Tabla 10.3) comparado con el escenario base (Tabla 5.5).

Por otro lado, la alternativa A3 alcanzó un mejor desempeño ambiental en CC, debido a la producción in situ de electricidad a partir de biogás y su uso en la planta de tratamiento. El resultado muestra una reducción del 93% de las emisiones indirectas de CO₂ de la producción de electricidad en el tanque de aireación⁶.

⁶ El mix representativo de América Latina es 0.246 kgCO₂ eq/kWh (WBb, 2014).

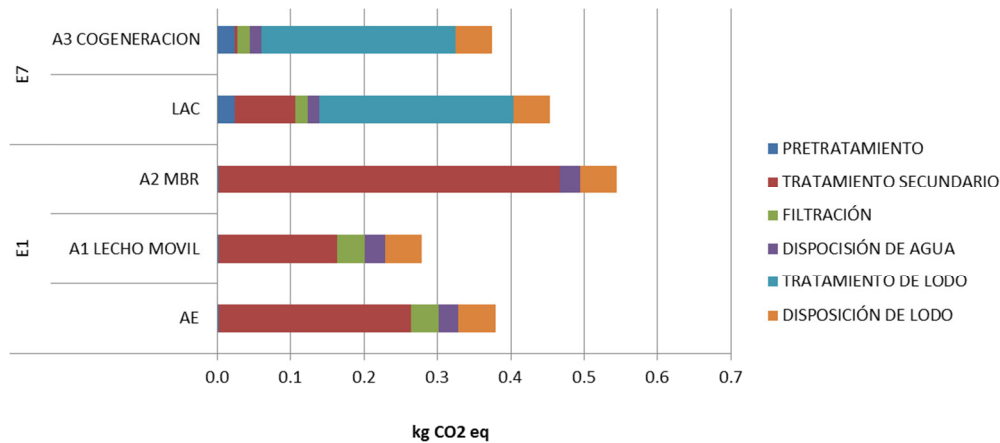


Figura 10.4 Comparación de los impactos sobre el cambio climático de los escenarios de referencia de aireación extendida (AE), lodos activados convencional (LAC) y las alternativas de mejora por m³ de agua tratada

La cogeneración proporciona 36% de la energía requerida en el escenario E7. Como era de esperar, ninguna reducción se obtuvo en los impactos por las emisiones del CH₄ escapado del biodigestor de lodos el cual es el mismo en ambos escenarios.

10.2 MEJORAS SOBRE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN (E2, E5 Y E8)

10.2.1. Alternativa 4. Aprovechamiento del biogás para producción de energía

Los escenarios de lagunas de estabilización denotan importantes impactos debido a la liberación de CH₄; por esta razón una alternativa evidente es cubrir las lagunas anaerobias con una geomembrana que recupere el biogás para aprovecharlo en un sistema de generación de electricidad.

Consideraciones

Se considera el 90% de CH₄ recuperado con la geomembrana y una eficiencia de quemado de biogás de 95%. En este trabajo se consideró que 1 m³ de metano tiene una energía de 37 801 kJ y expresado en kWh es 10.501 kWh/Nm³ CH₄ (15.43 kWh/kg) (EPA, 2013).

Sin embargo, hay una eficiencia de conversión energía química-eléctrica de 35% por lo que la producción de electricidad queda reducida. La Tabla 10.5 muestra la producción de

energía final y las emisiones después del quemado. Así, el valor del CO₂ es la suma del CO₂ contenido en el biogás más el CO₂ resultado de la combustión del metano.

Por otro lado, para el material de cobertura se considera una geomembrana lisa negra de polietileno de alta densidad (HDPE) de 1.5 mm de espesor. Considerando el área superior de cada laguna, la cantidad de material de cobertura es de 1,719 m² para E2, 6,681 m² para E5 y 32,724 m² para E8.

Tabla 10.5 Producción de electricidad y emisiones a partir del sistema laguna anaerobia cubierta asociada a cogeneración (m³ de agua tratada).

Datos	Valores
Producción de electricidad kWh	0.081
Requerimientos de electricidad	0.016
CH ₄ (g)	0.77
CO ₂ eq (g)	44.81
H ₂ S (g)	0.066

10.2.2. Alternativa 5. Convertir la laguna anaerobia a laguna aireada

Otra alternativa para disminuir las emisiones de la laguna anaerobia es el cambio de tecnología por lagunas de aireación, así el proceso anaerobio se convierte en un proceso aerobio sin emisión de CH₄. Los requerimientos energéticos de los aireadores superficiales se muestran en la Tabla 10.6. En contrapartida, se tendrán las emisiones de CO₂ por la producción de electricidad. Además, la producción de lodos aumenta, lo que provoca que se acumulen más rápidamente (752 g/m³ de agua tratada) y con ello aumente la frecuencia de remoción de los lodos de la laguna facultativa, de 7 años a 4 años.

Tabla 10.6 Comparativo de requerimientos de energía lagunas anaerobias vs lagunas aireadas (kWh.día)

Requerimientos	E2	E5	E8
Energía escenarios base	-	134	96
Energía con aireadores	402	1,841	18,320

10.2.3. Evaluación ambiental de alternativas de mejora de escenarios de sistemas lagunares (E2, E5 y E8)

La Figura 10.5 muestra la evaluación de las alternativas de mejora: Cubrir la laguna anaerobia para implementar un sistema de cogeneración (A4) y convertir la laguna anaerobia en laguna aireada (A5). Así mismo, debido a que el E2 no tiene consumo de energía eléctrica y que E5 y el E8 se comportan de la misma forma, solo es mostrado el E5.

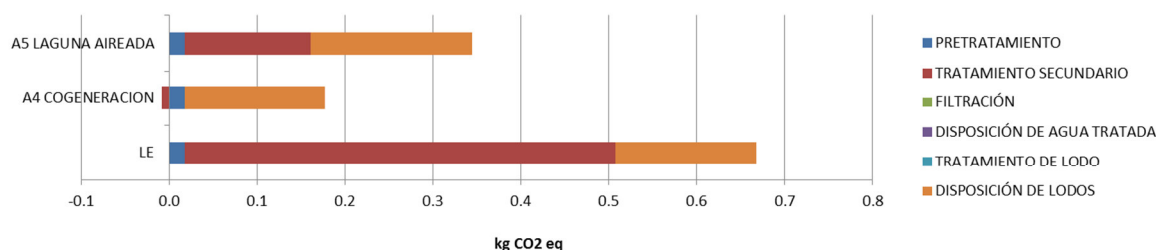


Figura 10.5 Comparación de los impactos sobre el cambio climático de los escenarios de referencia de lagunas de estabilización (LE, escenario E5) y las alternativas de mejora por m³ de agua tratada

La A4 muestra valores negativos en el tratamiento secundario, lo que significa que el tratamiento secundario no suma impactos sino que los evita aportando electricidad a la red. En este sentido la A4 representa la alternativa más favorable en el escenario completo debido principalmente a la cogeneración del sistema alternativo y a la captación de las emisiones del CH₄ que se liberaba a la atmósfera de la laguna anaerobia en el escenario base.

La A5 presenta una disminución del impacto del 42% pues no existe producción de CH₄ y sólo se contabilizan los impactos por producción de electricidad para alimentar a los aireadores de acuerdo a la Tabla 10.6. En este mismo escenario, debido a la mayor producción de biomasa en los sistemas aerobios, el impacto por la disposición de biosólidos aumenta ligeramente, de 0.16 a 0.18 kg CO₂ eq.

Debido a que la A5 conlleva un cambio en la tecnología que podría afectar a otras categorías de impacto además de cambio climático, se utilizó la metodología de punto final con el objetivo de mostrar en perspectiva la variabilidad de los impactos entre categorías (son mostradas ambas alternativas de mejora).

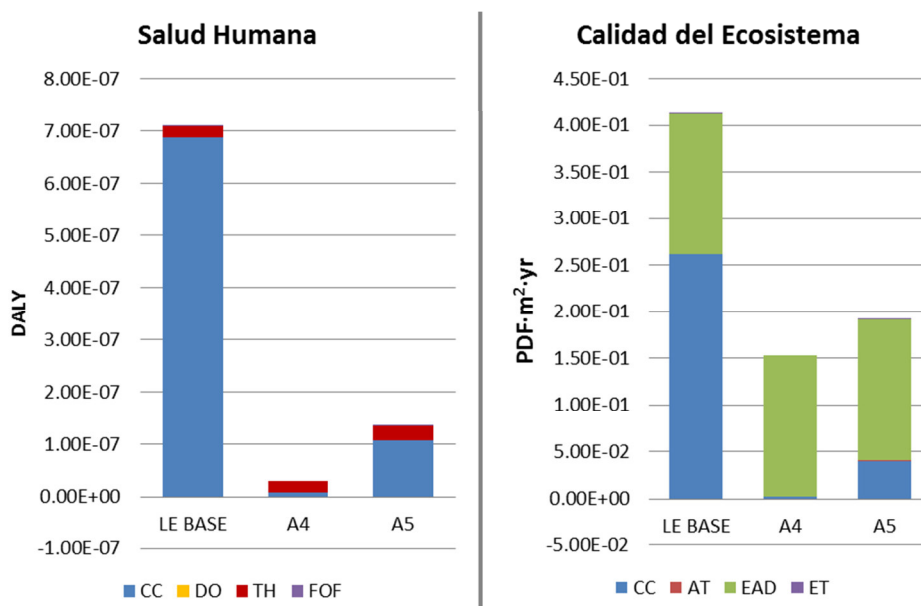


Figura 10.6 Comparación de los resultados del EICV en punto final para la SH (DALY) y para CE (PDF · m² · año) con base en el escenario E5 y los mejorados A4 y A5.

La Figura 10.6 ilustra que CC es la categoría dominante y que las variaciones entre el escenario base y las alternativas están determinadas por la disminución de las emisiones de CH₄ debido a la captación. De esta forma se confirma que A4 es la alternativa más favorable porque aporta electricidad a la red. La categoría EAD se mantiene sin cambios porque que el fosforo se encuentra, ya sea en el efluente o precipitado en el lodo el cual será dispuesto y lixiviado finalmente como ha sido expuesto con anterioridad. Las categorías DO, FOF y AT tienen valores relativos muy bajos y no alcanzan a aparecer en la Figura 10.6 sin embargo en la Tabla 10.7 se puede ver la variación entre estas categorías.

Tabla 10.7 Comparación entre resultados de las categorías DO, FOF, AT entre el escenario base y las A4 y A5

Categoría	LE BASE	A4	A5
DO (DALY)	2.13E-16	-4.54E-12	2.50E-11
FOF (DALY)	8.67E-12	-1.34E-12	9.20E-12
AT (PDF·m ² ·yr)	2.77E-09	-4.92E-05	2.70E-04

Debido a que estas categorías están determinadas por el consumo eléctrico, los valores negativos de la A4, significan un impacto evitado como consecuencia de la cogeneración. La A5 muestra valores mayores que el escenario base porque el cambio de tecnología a lagunas aireadas significa un consumo eléctrico que antes no existía.

Como se apuntó en el apartado 4.2.11 de la metodología, en este estudio se desarrolló el análisis de ciclo de vida ambiental de las alternativas de mejora, sin considerar los costos asociado al diseño, instalación y desarrollo de la cobertura de las lagunas, a la instalación de un sistema de producción de electricidad así como el costo asociado a la instalación de aireadores, debido a que se encuentra fuera de los alcances del estudio.

10.3 MEJORAS SOBRE UASB + POSTRATAMIENTO (E3, E6, E9)

10.3.1. Alternativa 6. Producción de energía y recuperación de metano disuelto

En el estudio de Souza et al. (2011), el metano disuelto se encontró en 22 mg CH₄ biogénico/L en el UASB operado con condiciones similares a las de este estudio; el contenido de metano biogénico (CH₄b) en el biogás fue de 70% del total. De acuerdo con Noyola et al. (1988) el CH₄ disuelto alcanzó el 78% a una temperatura de 29°C y de 68% a 16°C. Según Tanaka (2002) el efluente del reactor anaerobio que trabaja en condiciones de baja temperatura tiene una porción del 30 al 40% de CH₄ disuelto. Diversos estudios han demostrado que se puede remover el CH₄ disuelto desde 50% (Gimenez et al., 2012) hasta 97% (Wasala et al., 2011) mediante su desorción. De acuerdo con esos estudios, en esta alternativa se considera que existe 30% de CH₄ disuelto en el efluente y que la mitad (50%, es decir un 15% del total) se puede remover con tecnología adecuada y la otra mitad (15%) permanece disuelto. Debido a que las metodologías de ACV no cuentan con modelos para considerar el metano disuelto en el agua, se asume con valor 0. Este metano disuelto podría desorberse aguas abajo después de la disposición del efluente en forma directa en un río, o

bien, ser oxidado por los microorganismos en una etapa de postratamiento. Sin embargo, no se han identificado publicaciones a este respecto.

El biogás captado, tanto en el reactor UASB como el recuperado del efluente, se utiliza en un equipo de cogeneración para producir energía eléctrica que es utilizada en la propia planta de tratamiento. .

En la Tabla 10.8 se muestran las emisiones y la producción de energía de los escenarios considerando la recuperación de CH₄, donde se muestra que los 2 escenarios (E3 y E9) cubren prácticamente sus requerimientos de energía eléctrica, mientras que E6 produce un excedente considerable, debido al bajo consumo asociado.

Tabla 10.8 Producción de electricidad y emisiones del UASB con recuperación de CH₄ disuelto por m³ de agua tratada

Parámetro	E3	E3M	E6	E6 M	E9	E9 M
CH ₄ (g)	7.6	8.7	7.4	8.5	8.9	10.3
CH ₄ disuelto (g)	22.4	11.2	21.8	10.9	26.4	13.2
CO ₂ eq (g)	136.9	155.3	133.7	151.6	161.6	183.6
H ₂ S (g)	0.139	0.139	0.135	0.135	0.163	0.163
Producción de energía (kWh)	-	0.244	--	0.234	-	0.283
Requerimientos de electricidad (kWh)	-	0.257	-	0.086	-	0.295
% de electricidad producida (kWh) sobre los requerimientos del sistema	-	95%	-	284%	-	96%

M= Alternativa de mejora.

10.3.2. Evaluación ambiental de alternativas de mejora de escenarios de sistemas anaerobios (E3, E6 y E9)

La Figura 10.7 muestra los resultados de la evaluación de la A6 de cogeneración de energía a partir del CH₄ colectado del UASB, lo cual fue evaluado en todos los escenarios de UASB.

En todos los casos, la alternativa resulta mejor que el escenario de referencia correspondiente, de acuerdo a la Tabla 10.8, donde se describe la producción evitada de electricidad y el uso en el mismo proceso en el caso de E3 y E9. El E6 supone la aportación de energía a un proceso que prácticamente no demanda electricidad.

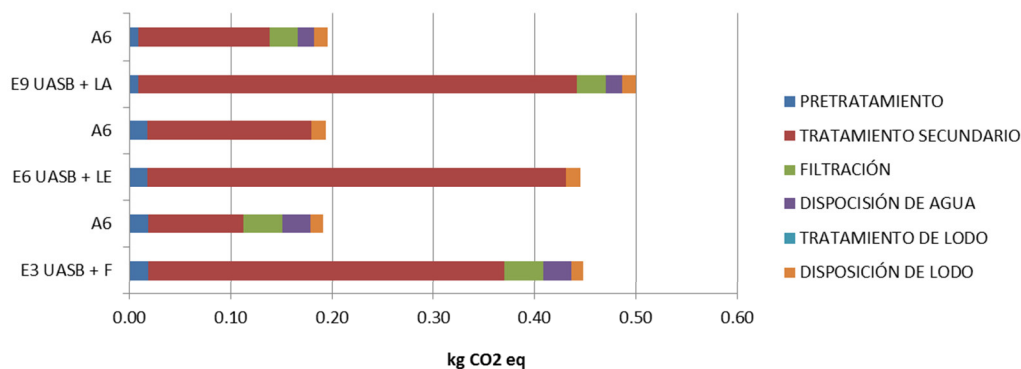


Figura 9.7 Comparación de los impactos sobre el cambio climático de los escenarios de referencia de UASB + proceso complementario y las alternativas de mejora por m³ de agua tratada

Cabe mencionar que fue evaluada la consideración de desorber el 50% del D-CH₄ en el efluente del UASB, lo que equivale al 15% del metano total producido por el proceso. Sin embargo, en la Tabla 10.8 esto representa un aumento del impacto en el escenario de la alternativa de mejora porque SimaPro no incluye un modelo para CH₄ disuelto en agua y no cuantifica los impactos de esa salida en el escenario de referencia. Por lo tanto, la alternativa de mejora por la desorción del 15% del metano producido considera una cantidad de metano quemado mayor, lo que incrementa la producción de CO₂ y el impacto en CC. Ante tales consideraciones, este aspecto no es mostrado en los resultados de la Figura 10.7.

10.4 REÚSO DE AGUA TRATADA Y BIOSÓLIDOS

10.4.1 Alternativa 7 Reúso de agua tratada en agricultura

Una fracción importante (cerca del 80%) de las aguas residuales municipales se descarga con poco o ningún tratamiento en cuerpos de agua naturales en América Latina. De hecho, los agricultores de las zonas urbanas y periurbanas de casi todos los países en desarrollo a menudo utilizan el agua residual cruda para regar sus cultivos (Qadir et al., 2010), ya que proporciona nutrientes, es más accesible y hasta gratuita, comparada con otras fuentes de agua (Keraita et al., 2007; Scott et al., 2004).

En los países en desarrollo, el reúso de las aguas residuales tratadas para el riego ha sido identificado como fundamental para la gestión de los recursos hídricos (Norton-Brandão et

al., 2013). La mayor parte de la superficie de regadío en América Latina se encuentra en México, Brasil, Chile, Perú y Argentina (79% del área total). Además, en estos países, las aguas residuales sin tratar son ampliamente utilizadas para el riego agrícola (Jimenez & Asano, 2008). Por otra parte, en esos países cuando existen plantas de tratamiento secundario, éstas no remueven nutrientes (N y P), lo que favorece la eutrofización de los cuerpos de agua superficiales. En este estudio, se consideró como escenario de referencia la descarga de agua tratada a un río y se consideró el riego agrícola como el escenario de mejora para todos los casos.

10.4.2. Alternativa 8 Uso de biosólidos en agricultura

El propósito del aprovechamiento de biosólidos es reducir los costos de disposición final de estos residuos a la vez de disminuir el uso de fertilizante en agricultura. También en algunos sitios es usado como mejorador de suelos pobres en materia orgánica o erosionados. A continuación se muestran las consideraciones para el cálculo de las cantidades necesarias de aplicación de lodos en agricultura de acuerdo con su contenido de nutrientes.

Las tasas de carga del nitrógeno se determinan para que se ajusten al nitrógeno disponible que proveen los fertilizantes comerciales (Chang et al., 1995). Dado que los biosólidos municipales representan un fertilizante orgánico de liberación lenta, se debe preparar una combinación de amonio y nitrógeno orgánico de acuerdo con la ecuación (USEPA, 1992).

$$L_N = [(NO_3) + k_v(NH_4) + f_n(N_O)]F$$

L_N = disponibilidad de N para las plantas en el año de aplicación, kg N/ton

NO_3 = porcentaje de NO_3 en el lodo, decimal

k_v = factor de volatilización para la pérdida de amonio (1 representa no pérdidas)

= 0.5 para el lodo líquido aplicado superficialmente

= 0.75 para el lodo deshidratado aplicado superficialmente

= 1 para el lodo inyectado deshidratado o líquido.

NH_4 = porcentaje de NH_4 en el lodo, decimal

f_n = factor de mineralización para el nitrógeno orgánico

= 0.5 para climas cálidos y lodo digerido

= 0.4 para climas fríos y lodo digerido

= 0.3 para climas fríos o compost de lodo

N_O = porcentaje de N orgánico, decimal

F = factor de conversión, 1000kg/ton

Esta opción de aprovechamiento de los lodos producidos, en sustitución a la disposición en vertederos, se aplicó a todos los escenarios.

La Tabla 10.9 muestra la comparación de los impactos sobre la categoría EAD cuando el agua residual es descargada en un río (escenario base) con la opción de mejora que consiste en el reúso en agricultura. La cantidad neta de N y P tiene en cuenta que los nutrientes pueden contribuir a la eutrofización de los cuerpos de agua, después de su absorción por las plantas y cultivos en la capa superior del suelo.

Tabla 10.9 Potencial de eutrofización de la disposición de agua y biosólidos, categoría EAD

Parámetro	Escenario referencia (kg P eq.m ³)	Uso en Agricultura (kg P eq.m ³)	Reducción (%)
Disposición de agua	7 E-3 (al río)	4.24 E-4	93±5
Disposición de biosólidos	1 E-3 (al suelo)	7 E-4	30±4

En este sentido, ReCiPe v1.09 incluye un factor de caracterización que contempla la porción de la cantidad de N o P (en estiércol o fertilizante) que alcanza cuerpos de agua y provoca eutrofización acuática. En este estudio, esos factores se consideraron para biosólidos y aguas residuales dispuestas sobre el suelo agrícola.

En cuanto a la disposición de biosólidos del escenario base, la eutrofización relacionada es menor (1 E-3 kg P eq / m³) en comparación con la disposición de agua (7 E-3 kg P eq / m³) debido al bajo contenido de nutrientes en los biosólidos y a su factor de destino, pues considera que los nutrientes son retenidos por las plantas antes de llegar al agua subterránea.

Sin embargo; esta práctica puede implicar un riesgo a la salud humana y el medio ambiente (Qadir et al., 2007), debido principalmente a la patógenos asociados y a los metales pesados entre otros componentes, según Foley et al (2010).

Estas alternativas muestran las mejores opciones para las diferentes tecnologías más representativas de América Latina y el Caribe. No obstante; resulta imposible dar recomendaciones generalizadas por país debido a que en cada país se deben considerar un conjunto de criterios de tipo ambiental, tecnológico, económico, social, que den respuesta a las necesidades de tratamiento de agua para una PTAR municipal, lo cual es abordado en el

libro “Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. Guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas” (Noyola et al., 2013) desarrollado en el marco del mismo proyecto *Water and sanitation: Latin American and Caribbean cities adapting to climate change by making better use of their available bioenergy resources* del cual esta tesis forma parte. Del mismo modo es recomendable identificar las opciones de energía más sustentable, para esto, el estudio de Santoyo et al. (2014) sugiere una metodología probada para México donde señala que los escenarios más sustentables son los provenientes de energías renovables.

11. CONCLUSIONES

Este trabajo contribuye de manera importante a la conformación del Inventario del Ciclo de Vida (ICV) en América Latina y el Caribe (ALC) en materia de tratamiento de agua residual, un tema que requiere desarrollo de bases de datos de ICV a nivel mundial. El ICV que se presenta en este trabajo cuantifica los balances de concentración para cada proceso y operación unitaria que integran los sistemas de las diferentes tecnologías, con base en datos reales y calculados de las instalaciones para el tratamiento de las aguas residuales municipales en los países de ALC.

El Análisis de Ciclo de Vida a nivel de punto medio permitió medir la variabilidad de 8 categorías de impacto ambiental para los 9 escenarios de tratamiento de agua residual de una manera cuantitativa sobre la base de modelación matemática de acuerdo a los aspectos ambientales prioritarios en cada categoría.

El tratamiento secundario es el que tiene los mayores impactos en CC en todas las tecnologías de acuerdo al ACV de punto medio. En las tecnologías que usan electricidad, este comportamiento se debe a la liberación de CO₂ fósil a la atmósfera durante la producción de energía. En las tecnologías de lagunas de estabilización, esto se debe a la liberación a la atmósfera de todo el biogás producido principalmente en la laguna anaerobia. En el caso de los reactores anaerobios, el impacto en CC se debe a las fugas de metano después de la captación y combustión del biogás.

La disposición de lodos representa la principal fuente de impactos relacionados con toxicidad, TH y ET. Esto se debe al contenido de metales pesados dispuestos en un vertedero no controlado, donde se considera que pueden ser lixiviados, arrastrados y absorbidos por las plantas.

Por otro lado, la metodología de ACV de punto final fue utilizada para apoyar al proceso de toma de decisión en la definición del escenario de mejor perfil ambiental por país mediante el procedimiento para regionalizar los resultados de un ACV genérico.

Este trabajo demuestra que los FC genéricos de P, DBO y DQO están sobredimensionados para la región de ALC, por lo que no es recomendable su utilización. Este resultado tiene como base el análisis comparativo de los Factores de Caracterización (FC) genéricos de las metodologías IW+ y ReCiPe, con respecto a los regionalizados en la categoría de Eutrofización de agua dulce.

Los escenarios de sistemas lagunares son los de peor desempeño debido a sus emisiones de CH₄, para el área de protección de SH, de acuerdo a la EICV con datos y FC genéricos. No obstante, la EICV con factores regionalizados señaló lo contrario a esta conclusión para 9 países (41%), debido a que involucran un mix eléctrico basado en combustibles fósiles. Por otro lado, para el área de protección de CE, la EICV genérica identificó que la Eutrofización de agua dulce es la categoría de mayor contribución y por tanto, los escenarios que involucran tratamiento con mayor remoción de fósforo (los sistemas lagunares E2, E5, postratamiento de E6 y E8) son mejores en términos de impacto ambiental. Sin embargo la EICV regionalizada apuntó que esta aseveración no es válida para ningún país de ALC debido a que el FC del P genérico en ambas metodologías está sobredimensionado y en la EICV regionalizada, el comportamiento de los escenarios fue determinado por tres categorías, Cambio Climático, Eutrofización Marina y Acidificación Terrestre.

Es importante destacar que la regionalización derivó que los escenarios de mejor perfil ambiental son los de sistemas lagunares seguidos por los sistemas anaerobios y por último los de peor desempeño ambiental son los sistemas aerobios. Esto se observó para los países con un promedio de mix eléctrico basado en combustibles fósiles (47-91%) y FC de P promedio relativamente bajo ($0.15 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr} / \text{kg P}$ en promedio) tal es el caso de Cuba, Haití, Honduras, Jamaica, Nicaragua, Panamá y República Dominicana.

En contraste, para los países con un promedio de mix eléctrico de combustibles fósiles de 43-81% y FC de P medio (mayor que el grupo anterior pero menor que Brasil) ($2.52 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr} / \text{kg P}$ en promedio), los escenarios de mejor desempeño ambiental son los de sistemas anaerobios seguidos por los sistemas aerobios mientras que los de peor perfil ambiental son los sistemas lagunares. Tal es el caso de Argentina, Bolivia, Chile, México, Perú Colombia, Costa Rica, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Trinidad y Tobago, Uruguay y Venezuela.

A pesar de que Brasil es un caso particular porque posee la mayor sensibilidad a la eutrofización entre los países de ALC, con un FC alto de $15.1 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{año} / \text{kg}$ y cuenta con un mix eléctrico más limpio que la media (81% hidroelectricidad), presentó un comportamiento similar entre los escenarios debido a la compensación entre estos dos aspectos extremos.

Cabe señalar que de manera constante el escenario E6 (UASB + Lagunas de estabilización) representó la mejor opción en términos ambientales para 21 de los 22 países analizados debido a su bajo consumo eléctrico y a sus bajas emisiones de CH₄ relativas.

En este sentido, Paraguay representó un caso singular, ya que es el único país reportado con un mix eléctrico basado 100% en producción hidroeléctrica y es mucho menos sensible que Brasil a las emisiones de P (FC = 0.1 PDF•m²•año/kg). Esto favorece a los escenarios de lodos activados (E1, E4 y E7) frente a los escenarios de sistemas lagunares, presentando a estos últimos como los de peor desempeño por sus emisiones de CH₄. Debido a esto, únicamente en Paraguay, los escenarios E1 y E4 de aireación extendida presentan menor impacto que el E6 de UASB+Lagunas de estabilización.

Este estudio demostró que las conclusiones finales de un ACV se ven afectadas en gran medida por la decisión de utilizar datos y FC genéricos o regionales. La regionalización juega un papel crucial en el ACV comparativo tanto en el nivel de inventario como en la caracterización de la evaluación de impacto. Este trabajo justifica la necesidad de desarrollar metodologías de EICV regionalizadas como lo es Impact World +.

De los resultados de la regionalización se desprende que para 20 países la prioridad es reducir el impacto en cambio climático por consumo eléctrico mediante la producción más limpia y el consumo eficiente de energía mientras que para Brasil y Paraguay la prioridad es reducir las emisiones de sustancias eutrofizantes del efluente de las PTAR. Así, fueron diseñadas y evaluadas 6 alternativas de mejora.

En cuanto a las alternativas de mejora, la mejor opción en la tecnología de aireación extendida (E1 y E4) fue el uso de lecho móvil debido a la disminución en el tamaño del tanque y por consiguiente, un menor uso de electricidad para el mezclado. En el caso del lodo activado convencional (E7), la alternativa de la recuperación de metano en el digestor de lodos para la cogeneración de energía incidió positivamente en la disminución de impactos, aportando un 36% de la energía eléctrica consumida por el sistema.

Para el caso de las lagunas de estabilización, la mejor alternativa ambiental fue la cobertura de la laguna anaerobia y la incorporación de un sistema de cogeneración porque la captación reduce en 85.5% las emisiones de CH₄ del proceso y porque aporta 0.081 kWh.día de electricidad a la red por un proceso que no demanda electricidad.

A pesar de que el UASB pierde metano disuelto en su efluente, no ha sido posible modelarlo en el software utilizado en este estudio, por lo que el resultado no es concluyente. Para estos escenarios (E3, E6 y E9) la producción de energía a partir del metano recuperado aporta 95, 284 y 96% de los requerimientos de electricidad de cada escenario, respectivamente.

La evaluación de las alternativas de mejora muestra las mejores opciones para las diferentes tecnologías más representativas de América Latina y el Caribe. No obstante; resulta imposible dar recomendaciones generalizadas por país debido a que en cada país se deben considerar un conjunto de criterios de tipo ambiental, tecnológico, económico, social, que den respuesta a las necesidades de tratamiento de agua para un municipio incluyendo la decisión de instalar una PTAR de caudal grande (más de 620 l/s) o varias chicas (hasta 25 l/s).

De lo anterior se desprenden dos líneas de investigación resultantes de esta tesis: i) El análisis de mejoras tecnológicas para el tratamiento de agua regional considerando las condiciones de cada país; ii) el ACV del sistema de manejo y tratamiento de agua residual considerando sistema de alcantarillado, instalaciones de tratamiento, reutilización del agua y descarga final.

ANEXOS

ANEXO A. BASES DE DATOS NACIONALES

Las bases de datos se han construido para ser usadas en caso de no existir los datos de campo y para tener un compendio de la información generada para tener acceso a datos cada vez más completos en los estudios de ACV.

Además de tener información sobre los procesos, una base de datos guarda información sobre sustancias que se encuentran en la naturaleza, los llamados “recursos”. Los recursos son las sustancias que se extraen desde el medio ambiente, como el oxígeno, el agua, la tierra o los minerales.

La siguiente lista de bases de datos es una adaptación del estudio *Bases de datos de ACV nacionales-Situación y caminos hacia la interoperabilidad* (National LCA databases - Status and ways towards interoperability) desarrollado por MarcWolf por medio de la consultoría alemana Maki Consulting (Wolf, 2014) Presentan un análisis en términos de interoperabilidad (que puedan ser combinados directamente en el ciclo de vida de un producto, como si vinieran originalmente de la misma base de datos), para esto evalúan las bases de datos nacionales en términos de validez y consistencia (disponibilidad de datos de procedencia para ser evaluados, calidad de los mismos, organización pública o privada que promueve y financia la investigación entre otras). La empresa Maky Consulting, invitó a todos los desarrolladores de las bases de datos nacionales a someterse a revisión y dar a conocer su base de datos en este compendio.

Tabla A.1 Bases de datos nacionales. Adaptado de Wolf (2014).

País	Nombre de la organización/ Sitio web	Categorías que involucra	Año
Australia	Australian Lyfe cycle assessment society http://auslci.com .	CC, AC, EU, RI, FOF, TH, ET, US, DR, DE, UA	2011
Brasil	Universidad de Brasilia. www.acv.ibict.org	ND	2008
Chile	Fundación Chile www.consorcioportalasustentabilidad.cl CIMMand University of Concepción	CC, AC, EU, RI, FOF, TH, ET, US, DR, DE, UA, DO	2012
Francia	ADEME ttp://www.base-impacts.ademe.fr	CC, AC, EU, TH, ET, US, DR, DE, UA	2009
Europa	European Comission, JRC www.eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3	CC, AC, EU, RI, FOF, TH, ET, US, DR, DE, UA, DO, RI	2006
Italia	ENEA http://lci-ilcd.bologna.enea.it:8080/Node/	CC, AC, EU, RI, FOF, TH, ET, US, DR, DE, UA, DO, RI	2010
Japón	Life cycle assessment society of Japan http://lca-forum.org/	CC, AC, EU, RI, FOF, TH, ET, US, DR, DE, UA, DO, RI	2005
Malasia	SIRIM http://mylciid.sirim.my	CC, AC, EU, DR, DE, DO	2005
México	Centro de ACV y Diseño Sustentable www.centroacv.mx/mexicanihuh	CC, AC, EU, RI, FOF, TH, ET, US, DR, DE,	2008

		UA, DO	
Quebec (Canadá)	CIRAIG www.ciraig.org/en/bd-icv_qc.php	CC, AC, EU, RI, FOF, TH, ET, US, DR, DE,UA, DO, RI	2008
Taiwan	Industrial Technology Research Institute of Taiwan, R.O.C www.cfc.epa.gov.tw	CC	2012
Tailandia	MTEC (National Metal and Materials Technology Center) www.lcidatabase.net	CC, AC, RI, DREC, DEN	2010
EUA	United States Department of Agriculture-National Agricultural Library www.lcacommons.gov	CC, AC, EU, RI, FOF, TH, ET, US, DR, DE, UA, DO, RI	2003
EUA	National Renewable Energy Laboratory http://www.nrel.gov/lci	CC, AC, EU, RI, FOF, TH, ET, US, DR, DE, UA, DO, RI	2005

AC. Acidificación, EU. Eutrofización, RI. Respirables Inorgánicos, FOF. Formación de Oxidantes Fotoquímicos, TH. Toxicidad Humana, ET. Ecotoxicidad, UT. Uso de Suelo, DR. Disminución de Recursos, DE. Disminución de energía, UA. Uso de Agua, DO. Disminución de Ozono, RA. Radiación Ionizante. ND. No disponible

La base de datos usada en este trabajo es Ecoinvent v2.2 y los datos regionalizados de la metodología IW+ no publicada como base de datos a la fecha de la redacción de esta tesis. A continuación se presenta una breve reseña de Ecoinvent v2.2

Ecoinvent v2.2 (2010)

Ecoinvent es una base de datos genérica impulsada y desarrollada por el Centro ecoinvent suizo, que contiene los datos de inventario de más de 4,100 productos y servicios. El Centro ecoinvent es una iniciativa conjunta de los institutos y departamentos de los Institutos Federal Suizo de Tecnología de Zúrich (ETH Zürich) y Lausana (EPFL), del Instituto Paul Scherrer (PSI), de los Laboratorios Federales Suizos para Pruebas de Materiales e Investigación (EMPA) y del Centros de Investigación Federal Suizo Federal Research Station Agroscope Recken Holz-Tänikon (ART) (Ecoinvent, 2014).

Los datos existentes son colectados, y complementados en el marco del proyecto Ecoinvent 2000. Esta base de datos es de la más alta calidad principalmente de Europa, abarca los campos de la producción de energía, la extracción de recursos, químicos, papel, agricultura, servicios de transporte y gestión de residuos. Incluye también procesos de construcción y materiales como madera, pinturas, pegamentos, vidrio, metal, aislamiento, sistemas fotovoltaicos y colectores solares. La fuente de datos es sobre todo la industria suiza y alemana pero se puede aplicar al resto de Europa y actualmente tiene incorporación de procesos de la industria de algunos países Latinamericanos como Brasil.

ANEXO B. MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA

Un método de evaluación de impacto de ciclo de vida se refiere a una colección de modelos (o métodos) de caracterización, los cuales juntos definen las categorías de impacto cubiertas por la metodología ECJRC- ILCD (2011).

Podemos agrupar los métodos existentes en dos grandes tipos, metodologías de punto medio que son los que presentan resultados sobre categorías de impacto (o categorías de punto medio) y los métodos de punto final que muestran las categorías de daño (categorías de punto final).

Categorías de impacto de punto medio

El impacto de punto medio es la etapa donde actúa un mecanismo común de varias sustancias después del cual el daño potencial es el mismo (Goedkoop et al., 2009).

Las categorías de impacto son distinguidas por sus nomenclaturas mientras que los indicadores de categoría son expresiones medibles de una vía de impacto. El cálculo de las magnitudes de estos indicadores de categoría, es decir de sus resultados, requiere factores de caracterización, lo cuales a su vez requieren modelos de caracterización. Las Tablas A-1 y A-2 muestran a manera de ejemplo dos categorías de impacto de ReCiPe v1.09 (Goedkoop et al., 2009) con su correspondiente indicador de categoría, la unidad de éste y el factor de caracterización correspondiente.

Tabla B.1 Categorías de punto medio y sus indicadores. Adaptado de Goedkoop et al. (2009)

Categoría de impacto	Abreviatura	Indicador de categoría	Unidad*
Cambio climático	CC	Fuerza de radiación infrarroja	Watt×año/m ²
Disminución de ozono	DO	Concentración de ozono estratosférico	ppt ^a ×año

*La unidad del indicador es la unidad del fenómeno físico o químico modelado

^a La unidad ppt se refiere a las unidades de cloro equivalente

Tabla B.2 Categorías de punto medio y sus factores de caracterización. Adaptado de Goedkoop et al. (2009)

	Unidad*	Factor de caracterización	Abreviación
CC	kg (CO ₂ al aire)	Potencial de calentamiento global	GWP
DO	Kg (CFC-11 ⁵ al aire)	Potencial de disminución de ozono	ODP

*La unidad de la categoría de impacto es la unidad del resultado del indicador, expresada con respecto a una intervención de referencia en un ACV concreto.

Comparando las Tablas B-1 y B-2, se observa una discrepancia entre las unidades. De acuerdo a la Tabla B-1, el indicador para cambio climático tiene la unidad Watt×año/m² entonces para el factor de caracterización, esperaríamos encontrar la unidad (Watt×año/m²)/kg, por lo menos cuando la emisión de gas de efecto invernadero es expresada en kilogramos. En la definición de potencial de calentamiento global (PCG) sin embargo, una sustancia de referencia ha sido introducida: CO₂ al aire, por tanto el factor de caracterización es un número adimensional que expresa la fuerza de un kg de un gas de

efecto invernadero con respecto a un kg de CO₂ al aire. Entonces aunque el indicador es la fuerza de radiación infrarroja, el cálculo del punto medio no suma un valor en W×año/m², sino sólo en kg de CO₂ al aire, equivalentes (Goedkoop et al., 2009).

Categorías de daño de punto final

El propósito de la fase del análisis de impacto en punto final es interpretar las emisiones de ciclo de vida y consumo de recursos del inventario en términos de indicadores para las Áreas de Protección, es decir, para evaluar el impacto sobre las entidades que queremos proteger. Las áreas de protección consideradas en los métodos de punto final son Salud Humana, Ambiente Natural, Recursos Naturales y el ambiente hecho por el hombre. Sólo serán abordadas las primeras 3 porque de acuerdo al EC-JRC (2010a) el ambiente hecho por el hombre es calificado como falta de desarrollo y sustento científico.

En el nivel de punto final las categorías de daño o de punto final corresponden a las áreas de protección mencionadas, de hecho hay menos diferencias con los métodos existentes para EICV a nivel de punto final que a nivel de punto medio (ECJRC- ILCD, 2010a). Las categorías de punto final se refieren a:

1. Daños a la salud humana, expresada como el número de años de vida perdidos y el número de años vividos sin calidad de vida. Estos se combinan como años de vida ajustados por discapacidad (DALYs), un índice que también es utilizado por el Banco Mundial y la OMS.
2. Daños a la calidad del ecosistema, expresa la fracción de especies potencialmente desaparecidas (PDF por sus siglas en inglés) en un área determinada, durante un tiempo determinado.
3. Daños a los recursos, expresados como el exceso de energía necesaria para la futura extracción de minerales y combustibles fósiles. La Tabla B-3 muestra estas categorías.

Tabla B-3 Categorías de punto final y sus indicadores. Adaptado de ECJRC- ILCD (2010a)

Categoría de punto final	Indicador	Unidad	FC
Daño a la salud humana (SH)	Años de vida perdidos ajustados por discapacidad	Año	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema (DE)	Perdida de especies durante un año	Año	PDF
Daño a la disponibilidad de recursos (DR)	Costo incrementado	\$	

A continuación se apuntan datos relevantes de los métodos de evaluación de impacto reconocidos por el ECJRC- ILCD (2010b) como de mayor fiabilidad por la robustez de su sustento científico, además se incluyen cuatro desarrollados a nivel regional.

Eco-indicador 99

Eco-indicador 99 es el sucesor del Eco-indicador 95. Ambos métodos usan el enfoque orientado a los daños. Es producto de la contribución de expertos suizos, Pré consultants y del Instituto Nacional de Salud Pública y ambiente (RIVM por sus siglas en suizo).

De acuerdo a Goedkoop & Spriensma (2000), los desarrolladores del método consideraron que era muy difícil dar factores de ponderación significativos para un número tan grande de categorías de impacto (más de 10) que parecen más bien abstractos para los tomadores de decisiones. Por tanto, se propuso limitar el número de elementos que se van a evaluar a tres categorías de daño: 1. Daños a la salud humana, 2. Daños a la calidad del ecosistema y 3. Daños a los recursos,

Para la metodología Eco-indicador 99 es muy importante prestar atención a las incertidumbres de la metodología que se consideran para el cálculo de los indicadores. Las incertidumbres sobre el modelo están relacionadas con las elecciones subjetivas. De acuerdo con Goedkoop & Spriensma (2000), se han desarrollado tres versiones diferentes de la metodología:

Individualista: está basada en el interés del corto plazo, tipos de impacto que son indiscutibles el optimismo tecnológico con respecto a la adaptación humana.

Jerárquica: basada en los principios políticos consensuados con respecto al marco de tiempo y otros temas, es a menudo considerado como el modelo usado de manera predeterminada, debido a su balance entre las otras dos.

Igualitaria: basada en el pensamiento del principio de precaución tomando en cuenta el interés de largo plazo, tipos de impacto que no son aun fuertemente establecidos pero que algún dato o consideración está disponible

Ecological scarcity (Ecopoints) 2006

El método de "la escasez ecológica" (también llamado método de ecopuntos suizo) permite una ponderación y agregación comparativa de diferentes intervenciones ambientales al usar los llamados eco-factores (EC-JRC, 2010b).

Fue desarrollado por la OEBU - alianza de empresas suizas para la investigación ambiental. El método incluye estos factores de pesaje para diferentes emisiones al aire, agua y suelo/acuíferos así como para el uso de recursos energéticos. Los eco-factores son basados en los flujos reales anuales y en el flujo anual considerado crítico en un área definida (país o región) (Frischknecht et al., 2009).

Los eco-factores fueron originalmente desarrollados para el área suiza. Allí, los flujos reales son tomados de los datos estadísticos recientes, mientras que los flujos críticos son deducidos de la parte de los objetivos soportados científicamente de las políticas ambientales suizas cada uno a la fecha de publicación. Después, otros grupos de eco-factores estuvieron también disponibles para otros países, como Bélgica y Japón entre otros.

EDIP 2003

EDIP 2003 es una metodología danesa que se presenta como una actualización de EDIP 97. La principal innovación de EDIP2003 radica en el intento constante para incluir un análisis de exposición basado en información regional de las principales categorías de impacto no globales a nivel de punto medio (formación de ozono fotoquímico, acidificación, eutrofización, ecotoxicidad, toxicidad humana, ruido) (EC-JRC, 2010b).

De acuerdo a Hauschild et al. (2007), EDIP 2003 incluye factores para normalización pero no para ponderación. Los recursos sólo son incluidos en EDIP97. EDIP2003 originalmente se puede utilizar con y sin diferenciación espacial. Únicamente el factor de caracterización genérico, no toma en cuenta la variación espacial.

La metodología EDIP 2003 representa 19 diferentes categorías de impacto. Algunos de ellas son versiones actualizadas de EDIP 97, mientras que otras son modelos totalmente diferentes.

EDP

La metodología potencial del daño del ecosistema (EDP por sus siglas en inglés) fue creada para la caracterización de la ocupación del suelo y la transformación desarrollado por el Instituto Federal Suizo de Tecnología (ETH), Zurich. El sustento científico del método fue publicado en Koellner et al. (2007) y Koellner et al. (2008). EDP se basa en la evaluación de los impactos del uso de la tierra sobre la diversidad de especies.

Este método fue creado utilizando la información empírica sobre la diversidad de especies de Europa Central. Con la información sobre la diversidad de especies en 5,581 parcelas de muestreo, se calcularon los factores de caracterización para 53 tipos de uso de la tierra y seis clases de intensidad. La tipología se basa en la clasificación CORINE Plus. El potencial daño calculado es orientado a punto final (Koellner et al., 2008).

EPS 2000

De acuerdo con EC-JRC (2010b), la metodología sueca EPS 2000 es un método orientado a daños. Especialmente en sus inicios, fue un líder en su tiempo; fue el primer modelo basado en punto final, fue el primer modelo que usó monetización y el primer modelo que tiene ampliamente especificadas sus incertidumbres . Desarrollado por la Universidad de Chalmers en Suecia.

La unidad de indicador es ELU (Unidad de carga ambiental), que incluye la caracterización, normalización y ponderación. La mayoría de los modelos de las categorías son globales, los impactos en biodiversidad y sus valores son la excepción más significativa, en estos casos son usados los modelos suecos (Steen, 1999).

El sistema EPS tiene como objetivo principal ser una herramienta para el proceso de desarrollo del producto interno de la compañía.

ReCiPe v1.09

ReCiPe v1.09 integra y armoniza en un marco consistente el enfoque orientado al impacto de CML-2002 y el enfoque orientado a daño de Ecoindicador 99. Aunque inicialmente se

intentó realizar sólo una integración de los métodos, todas las categorías han sido redesarrolladas y actualizadas (excepto radiación ionizante).

El objetivo principal del método, es transformar la larga lista de los resultados del inventario del ciclo de vida, en una lista pequeña y práctica de indicadores (EC-JRC, 2010b). Estos indicadores expresan la intensidad relativa de una categoría de impacto ambiental. ReCiPe v1.09 determina indicadores a dos niveles:

- Dieciocho indicadores de punto medio
- Tres indicadores de punto final

Cada nivel (punto medio, punto final) contiene factores de acuerdo con las tres perspectivas culturales. Estas perspectivas representan un conjunto de decisiones basadas en temas como el tiempo o las expectativas de que una gestión adecuada o el futuro desarrollo de la tecnología, puedan evitar daños futuros. Las perspectivas son las mismas que las descritas en Eco-indicator 99: perspectiva igualitaria, perspectiva jerárquica y perspectiva individualista.

USETOX

El modelo de toxicidad USEtox ha sido desarrollado con el soporte de la UNEP-SETAC Life cycle initiative para proporcionar factores de caracterización recomendados para toxicidad humana y toxicidad de agua dulce en EICV. De acuerdo a EC-JRC (2010b), su elaboración involucró a los desarrolladores de modelos comúnmente usados en la práctica actual de ACV: CalTOX, IMPACT 2002, USES-LCA, BETR, EDIP, WATSON y EcoSense.

Una comparación completa de modelos de caracterización de toxicidad en EICV fue llevada a cabo para identificar fuentes de diferencias específicas (en cuanto a resultados del modelo y estructura) y los componentes indispensables del modelo. Esto lleva al desarrollo de USEtox, un modelo de consenso científico que es reducido a lo esencial y contiene solo los elementos del modelo de mayor influencia basado en la mejor práctica actual en el contexto de ACV (EC-JRC, 2010b). Las bases científicas del modelo se pueden consultar directamente en su página web www.usetox.org.

LIME

El método LIME fue desarrollado para Japón. Ha sido construido con participación de diferentes expertos alrededor del mundo, y es usado ampliamente en ese país (EC-JRC, 2010b). La documentación completa del método LIME 1 está siendo actualmente traducida. Sin embargo la información de LIME 2 está mayormente en japonés.

LUCAS

Fue desarrollada en 2005 con el objetivo de facilitar una metodología adaptada al contexto canadiense. Está basada en modelos de caracterización existente de metodologías de EICV existentes como TRACI e IMPACT 2002+, las cuales fueron reparametrizadas y mayormente desarrolladas para analizar mejor los inventarios de ciclo de vida de Canadá la documentación de su metodología se encuentra en Toffoletto et al. (2007).

TRACI

Fue desarrollado por la USEPA como método de punto medio que representa las condiciones ambientales en Estados Unidos como un todo o por estado. Muchos de los modelos son usados también en la metodología BEES el cual es ampliamente usada en el sector de la construcción de EUA.

Durante el desarrollo de TRACI, fue importante la consistencia con los modelos previos asumidos (especialmente de la USEPA) para cada categoría de impacto (EC-JRC, 2010b). En la actualización del método, se señala que las categorías de Salud humana: sustancias cancerígenas y no cancerígenas, son basadas en las asunciones hechas por la guía de análisis de riesgo y el manual de factores de exposición de la USEPA (Bare et al., 2003). Cuando no hubo precedente de EPA, las asunciones y elecciones de los valores fueron minimizados por el uso de puntos medios.

MEEuP

Según el EC-JRC (2010b), el método del ecodiseño de los productos que consumen energía (MEEuP) fue desarrollada por un contrato con la comisión europea (DE enterprise) para evaluar si y hacia cuales productos consumidores de energía se extiende el cumplimiento de ciertos criterios que los hacen elegibles para el eco etiquetado bajo las medidas implementadas por el ecodiseño de la directiva EuP 2005/32/EC, adoptando la propuesta de ciclo de vida. La base metodológica es reportada en Kemna et al. (2005).

IMPACT WORLD +

De acuerdo a Bulle et al. (2012), la metodología de IW+ ha sido el resultado del desarrollo de modelos de caracterización locales y regional de las categorías de impacto, cada uno de ellos sobre la base de una escala espacial. Esta última se define en torno a dos consideraciones: los parámetros de modelado más sensibles y espacialmente variables, tales como las cuencas hidrográficas para el uso del agua, áreas demarcadas de densidad poblacional para los efectos de respirables inorgánicos etc. En este sentido otra consideración está basada en un enfoque de arquetipo (clasificación) por ejemplo urbano / rural para los efectos respiratorios (el parámetro más sensible es la densidad de la población).

En esta metodología se ha estimado la incertidumbre asociada a los Factores de Caracterización (FC) para cada uno de estos modelos a "escala fina". Posteriormente se han agregado estos FC, en el país, a nivel subcontinental y escalas globales utilizando la probable distribución geográfica de las emisiones (proxies de emisiones) como factores de ponderación. Esto dio lugar a la creación de FC a diferentes resoluciones geográficas, cada una con su propia incertidumbre y variabilidad espacial. A la fecha se han calculado los FC regionalizados para las siguientes categorías de impacto: toxicidad, efectos respiratorios (humanos y ecosistemas), radiación ionizante, el uso del agua, la acidificación, la eutrofización y el uso del suelo. Para estas categorías de impacto, los FC están disponibles en las siguientes escalas espaciales (Bulle et al, 2012).

- a) predeterminado global,
- b) continental (nueve regiones),

- c) país,
- d) resolución fina (por ejemplo, subcuenca o ecorregión), que varían en función de la categoría de impacto)

Cada FC generado (regionalizado o no) tiene su propia incertidumbre y variabilidad espacial, este último depende de la escala y por lo tanto disminuye a medida que aumenta la resolución espacial.

IW+ está siendo desarrollado por el Instituto CIRAIG de la Universidad Politécnica de Montreal. Las bases metodológicas del modelo se pueden consultar en las publicaciones contenidas en <http://www.ciraig.org/>. A la fecha de esta tesis, no hay aún un único documento que integre todas las bases.

ANEXO C. DESCRIPCIÓN DE CATEGORÍAS DE IMPACTO SELECCIONADAS

Cambio climático

La categoría Cambio Climático (CC) involucra los mecanismos ambientales que afectan las áreas de protección salud humana y Calidad del Ecosistema. Los modelos son en general, desarrollados para analizar el impacto en el clima a futuro (consideran 20, 100 y 500 años de acuerdo al IPCC 2014).

Según el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), la decisión de evaluar los impactos del calentamiento global en un marco de tiempo específico es una decisión estrictamente política, no es una cuestión de la ciencia (IPCC 2014).

De acuerdo con el IPCC, para la evaluación de impactos como la elevación del nivel del mar es importante evaluar el calentamiento acumulativo de efecto invernadero durante un período prolongado de tiempo después de la liberación del gas, en este caso, el horizonte de 100 años o más puede ser apropiado. Por otro lado, para la evaluación de los efectos a corto plazo, un horizonte temporal de un par de décadas podría tomarse, por ejemplo para estudios de modelos donde indican la respuesta del forzamiento radiativo de las zonas continentales de esta manera una escala de tiempo de 20 años es relevante para las predicciones del cambio climático a corto plazo. Esta consideración por sí misma, cambia radicalmente el valor entre los diferentes gases de efecto invernadero, en función de su persistencia en el ambiente. Por esta razón, se ha evaluado el potencial de calentamiento global más de 20, 100 y 500 años. “Estos tres horizontes de tiempo se presentan como candidatos para la discusión y no deben ser considerados como parte de un significado científico” (IPCC 2014).

El cambio climático puede ser causado por diversos factores naturales y antropogénicos, la categoría CC solo toma en cuenta estos últimos. De acuerdo al IPCC, el CC de origen antropogénico es causado por la emisión de gases de efecto invernadero (GEI). Los GEI son sustancias con la habilidad de absorber la radiación infrarroja de la tierra. Cuando se modela la fuerza de radiación de una emisión, se determinan el cambio en la concentración y la fuerza de radiación, tomando en cuenta el tiempo de residencia de la sustancia.

El modelo Bern ha sido desarrollado por el IPCC para calcular la fuerza de radiación de los GEI y los coloca en la lista de potenciales de calentamiento global de GEI. El modelo utiliza como sustancia de referencia al CO₂.

De acuerdo con el EC-JRC (2010a), los métodos han desarrollado diversos modelos de los efectos sobre la calidad del ecosistema (cambios en la biomasa, decremento de la biodiversidad entre otros) y la salud humana (malnutrición, aumento de enfermedades infecciosas etc.).

Disminución de Ozono

De acuerdo con Farman et al. (1985), el llamado agujero de la capa de ozono fue detectado en la Antártida en 1985. El ozono es continuamente formado y destruido por la acción de la luz del sol y las reacciones químicas en la estratosfera. La disminución de la capa de ozono ocurre si se incrementa la tasa de destrucción de ozono debido a las emisiones fugitivas de

substancias antropogénicas, las cuales persisten en la atmosfera. El ozono estratosférico, el cual es 90% del total de ozono en la atmósfera es vital para la vida porque obstruye la radiación dañina de rayos UV-B.

El EC-JRC (2010a) señala que en todos los modelos el factor de caracterización Disminución Ozono (DO) toma en cuenta la destrucción de la capa de ozono estratosférica por emisiones antropogénicas de Sustancias Depresoras de Ozono (SDO) efectivas en degradar el ozono debido a su catálisis heterogénea. Los cuales son químicos recalcitrantes que contienen átomos de cloro o de bromo con su largo tiempo de vida atmosférico.

En este sentido, el Potencial de Disminución de Ozono (PDO) se define como una medida relativa de la capacidad de disminución de ozono de una SDO y usa el CFC-11 (triclorofluorometano) como referencia.

Goedkoop & Spriensma (2000) han evaluado el daño a la salud humana causado por la disminución de ozono estratosférico. En el trabajo de Hayashi et al. (2006) recientemente usaron una función de daño para EICV, los autores señalan que si no es absorbida, la radiación UV-B bajo los 300 nanómetros alcanzará la troposfera y la superficie de la tierra donde puede incrementar el riesgo de salud humana de cáncer de piel y cataratas si el cuerpo y los ojos no son adecuadamente protegidos con ropa u otras precauciones. Esto también puede causar envejecimiento y supresión del sistema inmune y esto puede dañar la vida de las plantas terrestres así como de los ecosistemas acuáticos.

Acidificación

De acuerdo con Udo de Haes et al. (2002), la disposición atmosférica de sustancias inorgánicas como sulfatos, nitratos y fosfatos causa un cambio en la acidez del suelo. Para casi todas las especies de plantas hay un óptimo de acidez claramente definido. Una seria desviación de este óptimo es dañino para tipos específicos de especies, lo que es referido como acidificación. Los cambios en los niveles de acidez causarán cambio en la ocurrencia de especies (Goedkoop & Spriensma, 2000). Las emisiones mayormente acidificantes son NO_x, NH₃, Y SO₂ (Udo de Haes et al., 2002; Hayashi et al., 2004).

Según el EC-JRC (2010a), un modelo en punto final aceptado calculan la acidificación en especies de plantas determinando la ocurrencia potencial de las mismas con ecuaciones de dosis respuesta. Para esto se considera la persistencia ambiental de una sustancia acidificante, la disposición atmosférica y acidificación de suelos.

Formación de oxidantes fotoquímicos

Con respecto a la categoría Formación de oxidantes Fotoquímicos el EC-JRC (2010a) la define como, la cantidad de impactos negativos de los contaminantes generados vía fotoquímica. Estos impactos se deben a su naturaleza reactiva que los habilita para oxidar moléculas orgánicas. Por ejemplo el ozono, este compuesto es formado como resultado de reacciones fotoquímicas de NO_x y Compuestos Orgánicos Volátiles diferentes del Metano (COVDM). El ozono es un peligro para la salud de los seres humanos, ya que puede inflamar las vías respiratorias y dañar los pulmones. Las concentraciones de ozono conducen a un aumento de la frecuencia y la gravedad de los seres humanos con dificultad respiratoria, tales como el asma y la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC).

La formación de ozono es un proceso no lineal que depende de condiciones meteorológicas y concentraciones no directas de NOx y COVDM (EEA, 2005). Los métodos incluyen modelos atmosféricos de transporte, COV así como contaminantes inorgánicos, modelos de exposición basados en la densidad poblacional, entre otros.

Eutrofización

Esta categoría toma diversos nombres dependiendo de la metodología: Nutricación, Enriquecimiento de nutrientes, Eutrofización de agua dulce y Eutrofización marina. La eutrofización puede ser definida como el enriquecimiento de nutrientes en el ambiente acuático (Struijs et al., 2011). El enriquecimiento de nutrientes, ya sea a través del aire o de ríos, implica que aguas subterráneas y aguas marinas sean sujetas a esta forma de contaminación, aun con sus diferentes fuentes y sustancias y con efectos diferentes.

La sustancia de referencia en el Potencial de Eutrofización es el P, debido a que es a menudo el nutriente limitante. De acuerdo al EC-JRC (2010a), los modelos se enfocan en analizar la persistencia del P, estiman los factores de transporte simples del aire al suelo, del suelo al aire, y del suelo al agua debido a la lixiviación y escurrimiento, y analizan la fracción que alcanza el ambiente marino. Finalmente los factores de efecto sobre el ecosistema determina la relación dosis respuesta para determinar la ocurrencia de especies en ambientes eutrofizados.

Para algunas metodologías como ReCiPe, los factores de caracterización para eutrofización acuática no tienen mayor diferenciación entre los lugares de emisión iniciales y las regiones involucradas con base en la propuesta de Heijungs et al. (1992). Pero los FC de metodologías regionalizadas manejan diferencias importantes con esta aseveración como IMPACT WORLD + y TRACI.

Toxicidad

De acuerdo con EC-JRC (2010a), en los modelos, el factor de caracterización para toxicidad humana y ecotoxicidad considera la persistencia ambiental (destino), la acumulación en la cadena alimenticia humana (exposición) y la toxicidad (efecto) de un químico. Los factores de exposición y de destino pueden ser calculados por medio de los modelos de exposición y destino “evaluativos”, mientras que los factores de efecto pueden ser derivados de los datos de toxicidad en seres humanos y animales de laboratorio ReCiPe, Ecoindicator e IMPACT WORLD + se basan en los trabajos de Hertwich et al. (1998) y Huijbregts et al. (2000) y participan en los grupos de investigación. Un modelo multimedia de efecto exposición y destino aplicado comúnmente es USES-LCA, Sistema Uniforme para la Evaluación de Sustancias adaptado para propósitos de ACV (Huijbregts et al., 2005), el cual es usado en ReCiPe v 1.09.

Disminución de combustibles fósiles

De acuerdo a van Oers et al. (2002), la disminución de recursos abióticos es el decremento de la disponibilidad de la reserva total de las funciones potenciales de recursos debido al uso más allá de su capacidad de reemplazo.

Muchos métodos combinan diferentes aspectos y usan distintos mecanismos dentro de una simple categoría de impacto esto ha resultado en una situación relativa confusa. Las recomendaciones prácticas para desarrollar e identificar un modelo robusto de acuerdo al EC-JRC (2010a), son enfocarse en la explotación directa de recursos. No considerar recursos de referencia aquellos que puedan ser confundidos con uso de suelo como cantidad de árboles y considerar el uso de agua como una categoría separada pues tiene características únicas.

En el caso de ReCiPe el indicador de referencia es el petróleo. A diferencia de los metales, no se pueden utilizar el concepto de categorías para expresar la calidad de los recursos de petróleo y gas (Goedkoop et al., 2013). La clasificación de la API (Agencia Americana de Petróleo) se basa en grados API (con base en su pesadez). El cual es un indicador de la calidad del crudo, pero no es el único determinante del requerimiento de energía o del coste para la extracción. El aceite convencional (especialmente los más ligeros) y el gas fluyen fuera del pozo sin requerimiento de energía hasta un cierto punto. Una vez alcanzado ese punto, todavía se puede extraer más, pero esto aumentará los costos de producción y la demanda de energía de la producción. Una vez que se aumenten los precios por la energía extra, es posible extraer petróleo de lugares no convencionales (aguas profundas, ártico), los cuales se llaman recursos no convencionales (petróleo extra pesado, el petróleo bituminoso de las arenas bituminosas, petróleo de esquisto), o utilizar costosas tecnologías (conversión de gas o carbón a líquido). Esto significa que el aumento de los costos y la energía no sólo es causada por una disminución gradual de la calidad de los recursos, sino porque los recursos convencionales se agotan y los recursos no convencionales necesitan ser explotados resultando ser más costosos.

Uso de agua

Esta categoría caracteriza los impactos ambientales potenciales de las emisiones contaminantes en el agua, además de los impactos de la falta de disponibilidad de agua. De acuerdo a Jolliet et al. (2003), el uso del agua puede hacer que el recurso no esté disponible para futuras generaciones por el desplazamiento o la degradación de su calidad. Una reducción en la disponibilidad de agua para los usuarios humanos puede afectar potencialmente la salud humana

De acuerdo al trabajo de Boulay et al. (2013), diversas metodologías han abordado el impacto por uso de agua. Por ejemplo Bayart et al., 2010 sugirió un marco general que considera tres vías principales de impacto que lleva a déficit de agua para usos humanos, los ecosistemas y las generaciones futuras (agotamiento de agua dulce).

Por otro lado, Pfister et al. (2009) propuso la cuantificación de DALY (años de vida ajustados por discapacidad) a los impactos de la desnutrición que se derivan por la falta de agua para la agricultura y aborda las variaciones espaciales y temporales por más de 10 000 cuencas. Estos impactos regionalizados incluyen un parámetro de la escasez que da cuenta de las variaciones estacionales.

En este sentido Boulay et al. (2013) retomó estos métodos y propuso un modelo para evaluar los impactos potenciales en un contexto ACV, donde considera el agua que se extrae y se descarga, la calidad y la escasez con el fin de evaluar la pérdida de funcionalidad asociada con los usos del agua.

ANEXO D. BASES DE DISEÑO PARA EL CÁLCULO DE LA GENERACIÓN DE LODOS EN LOS ESCENARIOS

Escenarios E1, E4, E7

La generación de lodos fue calculada con base en el Manual de Diseño de PTAR de WEF (1999). La Tabla F-1 muestra los parámetros de diseño para el cálculo de la generación y estabilización de los lodos en el E7

El flujo de purga del clarificador secundario fue calculado de la siguiente manera:

$$Q_w = \frac{P_{X,SST} - Q \cdot SST_E}{X_R - SST_E}$$

Q_w = Flujo de purga del clarificador, m³/d

$P_{X,SST}$ = Producción de SST del sistema biológico, kgSST/d

Q = Caudal de influente, m³/d

SST_E = SST en efluente . 0.025kg/m³

X_R = Concentración de lodos de recirculación, kgSST/m³

Tabla D1. Generación de lodos sistemas aerobios

	E1	E4	E7
Q (m ³ /d)	1123	6048	53568
P X,SST (KgSST/d)	184	995.5	6593
Qw (m ³ /d)	20.7	111.45	693.5
Lodo seco (g/m ³ agua tratada)	371	371	261

Tabla D-2 Parámetros de diseño para el cálculo de la generación y estabilización de los lodos en el E7

Proceso	Parámetro de diseño	Valor
Espesado por gravedad	Carga de sólidos (kg SST /m ² .d)	25
Digestión anaerobia	TRC (d)	20
	SST (mg /l)	37,792
Centrifugación	Polímero (kg/ton TSS)	4
	% SST de salida	20

Escenarios E2, E5 E8

La generación de lodos fue calculada con base en el manual de Oakley (2005). En primer lugar fue calculado el tiempo recomendado de remoción de lodo de las lagunas anaerobias se calculó a partir de la siguiente ecuación:

$$n = \frac{1000 \cdot FLV \cdot V_A}{TAL \cdot Q_{med} \cdot 365}$$

Donde

n = número de años de operación para la limpieza

FLV = Fracción del volumen de laguna ocupada con lodos (se utiliza 0.25 – 0.5 (se recomienda el valor menor))

V_A = Volumen de la laguna anaerobia (m^3)

TAL = Tasa de acumulación de lodos, $m^3/1000m^3$ (se utiliza 0.6 con factor de seguridad)

Q_{med} = Caudal promedio, $m^3/día$

El cálculo del volumen de lodos para las lagunas facultativas y de pulimento se calcularon con las siguientes ecuaciones (Oakley, 2005):

$$V_L = \frac{M_S}{\rho_{H_2O} \cdot Pe_L \cdot ST}$$

Donde

V_L = Volumen de lodos, m^3

M_S = Masa de sólidos secos, kg * (para el volumen por año se usa M_{S-a})

ρ_{H_2O} = densidad del agua, $1000kg/m^3$

Pe_L = Peso específico de los lodos, 1.05 estimado en lagunas primarias

ST = Concentración de sólidos totales en los lodos expresada como decimal, estimada del $150 kg/m^3$ al $200 kg/m^3$ es decir (0.15 a 0.20)

Para calcular la masa de sólidos secos, normalmente se asume que 65% de los sólidos totales son volátiles (STV) y 35% son fijos (STF), y que a largo plazo aproximadamente 50% de los sólidos volátiles serán digeridos (SV_{dig}). La masa de sólidos secos producidos por año (M_{S-a}) sería entonces: $M_{S-a} = 365 \cdot (STF + STV(SV_{dig})) = 246$. La masa por año en términos de caudal y concentración de SST:

$$M_{S-a} = 246 \cdot Q_m \cdot SST \cdot 0.001$$

Donde

Q_m = Caudal promedio del influente, $m^3/día$

SST = Concentración promedio de sólidos suspendidos totales, mg/L

0.001 = factor de conversión de mg/L a kg/m^3

Según Oakley (2005) debe remover los lodos antes de que el volumen de lodos acumulados exceda el 25% del volumen de la laguna.

Tabla D3. Generación de lodos sistemas lagunares

E2	Anaerobia	Facultativa	Pulimento
n (años)	5.5	15	20
V_t (m ³)	2695	10267	2807
M_{S-a} (kg)	NA	415092	5811
V_L (m ³)	741	956	205
Peso seco (kg)	148	271	47
E5			
n (años)	5.5	15	20
V_t (m ³)	14515	15518	7560
M_{S-a} (kg)	NA	80464	34271
V_L (m ³)	3991	5640	1108
Peso seco (kg)	798	1128	222
E8			
n (años)	5.5	15	20
V_t (m ³)	85708	166443	44640
M_{S-a} (kg)	NA	712682	303549
V_L (m ³)	35355	47059	12276
Peso seco (kg)	7071	9411	2455

NA-No aplica

E3, E6, E9

La generación de lodos en los proceso de UASB y los procesos complementarios fue calculada con base en el Manual de Diseño de PTAR de WEF (1999). La cantidad de lodos de purga del UASB fue calculada de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$Q_x = \frac{Q_p}{r * SS}$$

Donde

Q_x = Purga de lodos, m³/h

r = Densidad del lodo, 1007 kg/m³

SS = % Solidos en el lodo, 4%

Q_p = Producción de lodos de purga, kg SST/h

Mientras que:

$$Q_p = (Q * DQOe)Fpl$$

Donde

Q = Caudal de entrada, m³/h

$DQOe$ = DQO de entrada al UASB, kgDQO/m³

Fpl = Factor de producción de lodos de purga, kgSST/kgDQOe = 0.05

La cantidad de lodos generada por la biopelícula del Filtro percolador se calculó de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$X_{sum} = \frac{Y(DBO_{uasb} - DBO_{ef})}{1 + (Kd_{sum} \cdot SRT)}$$

X_{sum} = Producción de biomasa, kgSSV/m³

Y = Coeficiente de producción de masa celular, kg SSV/kgDBO

DBO_{uasb} = DBO del efluente del proceso de UASB, mg/L

DBO_{ef} = DBO del efluente del proceso de Filtros percoladores, mg/L

Kd_{sum} = coeficiente de decaimiento endógeno, d⁻¹

SRT = Tiempo de residencia celular para biopelícula, d

$$P_L = \frac{SST}{SSV/SST_i} Q$$

P_L = Producción de lodos, kgSST/d

SST = Biomasa producida como SST, SST/m³

SSV/SST_i = Relación SSV/SST del influente, (%)

Q = Caudal de influente a filtros percoladores, m³/d

Tabla D-4 Generación de lodos escenarios con UASB

	E3	E6	E9
Q (m ³ /d)	1123	6048	53568
DQO (kgDQO/m ³)	0.532	0.520	0.619
Qx (m ³ /h)	0.031	0.163	1.71
Qp (kgSST/h)	1.24	6.55	69.08
Lodo seco UASB (g/m ³ agua tratada)	25.8	25.9	30.9
X_{sum} (kg SSV/m ³)	0.025	NA	NA
P_L (kg SST/d)	24.073	NA	NA
Lodo seco. Filtros percoladores (E3) (g/m ³ agua tratada)	14.2	NA	NA
Lodo seco. Lagunas (E6) (g/m ³ agua tratada)	NA	24.3	NA
Lodo seco. Lodos activados (E9) (g/m ³ agua tratada)	NA	NA	24.8

NA-No aplica

ANEXO E. EMISIONES ASOCIADAS A LOS RESIDUOS DEL CRIBADO

Tabla E-1 Emisión de contaminantes contenidos en el biogás proveniente de la disposición de los residuos del cribado

Componente	kg/m ³
Metano	0.000160
Dióxido de Carbono	0.000360
Oxígeno	0.000004
Nitrógeno	0.000015
Acilonitrilo	0.0006
Benzeno	0.0057
Tetracloruro de carbono	0.0035
Clorobenzeno	0.0027
1,2-Dicloroetano	0.0003
1,1,1-Tricloroetano	0.0014
1,1-Dicloroetano	0.0120
1,1,2,2-Tetracloroetano	0.0164
Cloroetano (etilcloruro)	0.0029
Cloroformo	0.0096
1,1-Dicloroetano	0.0003
Trans-1,2-Dicloroetano	0.0095
Etilbenzeno	0.0224
Cloruro de metileno	0.0463
Clorometano (HCFC22)	0.0017
Fluorotriclorometano (CFC11)	0.0043
Diclorodifluorometano (CFC12)	0.0471
Tetracloroetano	0.0307
Tolueno	0.1228
Tricloroetano	0.0124
Cloruro de vinilo	0.0109
Isómeros del xileno totales	0.0467
Metiletilcetona	0.0169
Metilisobutilcetone	0.0037
Acetona	0.0098
Clorodifluorometano	0.0068
Diclorofluorometano	0.0112
Sulfuro de hidrógeno	0.0185
Etano	0.6600
Propano	0.0275
Butano	0.0074
Pentano	0.0107
Hexano	0.0160

WMI (1994), Buwal 250 en McDougall et al. (2001)

El componente más abundante es el metano, el cual usualmente representa el 50-55%, seguido por el dióxido de carbono el cual constituye la mayor parte del volumen restante, estos factores no se han encontrado mencionados para este fin en ninguna publicación, sin

embargo para los fines del estudio se han incluido para tener un acercamiento a la contribución de impactos en el manejo de residuos.

Puesto que en muchos casos las vías bioquímicas involucradas en la creación de sustancias en el lixiviado no son conocidas, no es posible asignar cada contaminante a las diferentes fracciones de residuos sólidos municipales. Una excepción es el contenido orgánico del lixiviado (DBO/DQO), el cual es derivado de la fracción biodegradable por ejemplo de los orgánicos putrescibles, papel y fracciones de textiles. En la Tabla E-2 se muestra la composición del lixiviado; cabe mencionar que la unidad mg/l se refiere a miligramos producidos de lixiviado por metro cúbico de agua tratada considerando los gramos de residuos generados en ese mismo metro cubico.

Tabla E-2 Generación de contaminantes contenidos en lixiviados por la disposición de los residuos del cribado

Componente	Cantidad (mg/m ³)	Componente	Cantidad (mg/m ³)
Aluminio	0.0022212	2,4-dicloroetano	0.0001203
Amonio	0.1943510	Benzo (a) pireno	0.0000002
Antimonio	0.0000611	Benceno	0.0000342
Arsénico	0.0000130	Cloro benceno	0.0000065
Berilio	0.0000044	Cloroformo	0.0000268
Cadmio	0.0000130	Cloro fenol	0.0000005
Cloruro	0.5460337	Dicloro metano	0.0004072
Cromo	0.0000555	Endrin	0.0000002
Cobre	0.0000500	Etil benceno	0.0000537
Fluoruro	0.0003609	Hexacloro benceno	0.0000017
Fierro	0.0879207	Isoforone	0.0000703
Plomo	0.0000583	PCB	0.0000007
Mercurio	0.0000006	Pentaclorofenol	0.0000416
Niquel	0.0001573	Fenol	0.0003517
Zinc	0.0006293	Tetraclorometano	0.0001851
AOX	0.0018510	Tolueno	0.0003794
DBO	1.7584135	Toxafeno	0.0000009
1,1,1-tricloroetano	0.0000796	Tricloroetano	0.0000398
1,2-dicloroetano	0.0000093	Cloruro de vinilo	0.0000370

IFEU (1992), Buwal 250 en McDougall et al. (2001)

**ANEXO F. COMPARACIÓN DE RESULTADOS DE
EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA CON
OTROS ESTUDIOS DE TECNOLOGÍAS SIMILARES.**

Tabla 8.1 Comparación de resultados de evaluación de impacto de ciclo de vida con otros estudios de tecnologías similares.

	Tecnología	Resultado del estudio	Estudios similares	
			Valor	Referencia
Cambio Climático	Lodos activados	3.9E-1 kg CO ₂ eq.	8.29E-1 kg CO ₂ eq.	Pasqualino et al (2010). Es mayor por el mayor consumo eléctrico. La aireación de los lodos activados cuenta con suministro de O ₂ .
			1.19E-1 kg CO ₂ eq.	Pasqualino et al (2009). Es menor porque su PTAR estudiada considera un aprovechamiento de energía parcial proveniente del biogás del digester de lodos
			2.0E-1 kg CO ₂ eq.	Rodríguez-García et al. (2011). Menor, por economía de escala, sus PTAR analizadas son 20 - 40 veces mayores que en el estudio
			3.1E-1 kg CO ₂ eq.	Niero et al. (2014). Similar
			5E-5 Eco-pts	Lassaux et al. (2007). Diferente metodología de EICV.
			5 kg CO ₂ eq.	Bravo et al. (2011). Diferente UF, 100m ³ de lodo tratado
			+100%	Hospido et al. (2004). Resultados normalizados
	+400%	Hospido et al. (2008). Resultados normalizados. Diferente UF, 1PE		
	Lagunas de estabilización	6.5 kg CO ₂ eq.	2406 kg CO ₂ eq.	Tangsubkul et al. (2005). Diferente UF, 1mL agua para irrigación de cultivos sensibles
	UASB+Filtros percoladores		0.76 kg CO ₂ eq.	Cornejo et al. (2013). No cuenta con laguna anaerobia.
UASB + Lagunas de estabilización	3.5 kg CO ₂ eq.	2.0 kg CO ₂ eq.	Cornejo et al. (2013). Diferente metodología de EICV. Mayor porque el UASB no tiene colección de biogás	
UASB + Lodos activados		ND		
Disminución de Ozono	Lodos activados	4.53E-8 kg CFC-11 eq	3.5 E-8 kg CFC-11 eq	Pasqualino et al. (2010). Es menor probablemente por la menor cantidad de residuos contenidos en el influente de la PTAR analizada (no reportado en Pasqualino et al. 2009).
			-100%	Hospido et al. (2004). Resultados normalizados
			4.8 E-8 kg CFC-11 eq	Pasqualino et al. (2009). Similar
			+700%	Hospido et al. (2008). Resultados normalizados. Diferente UF, 1PE
	Lagunas de estabilización		ND	
	UASB+Filtros percoladores		ND	
	UASB + Lagunas de estabilización		ND	
UASB + Lodos activados		ND		

Eutrofización	Lodos activados	8E-3 kg P eq.	1.6 E-12 puntos indicador agregado sugerido	Venkatesh & Brattebø (2011). Diferente metodología de EICV..		
			1.05E-3 kgPO ₄ eq.	Pasqualino et al. (2010). Diferente metodología de EICV.		
			1.37E-3 kgPO ₄ eq.	Pasqualino et al. (2009). Diferente metodología de EICV.		
			3.6E-2 kgPO ₄ eq.	Rodriguez-Garcia et al. (2011). Diferente metodología de EICV.		
			5.9 E-4	Niero et al. (2014). Menor porque tiene mayor remoción de P y ya considera un aprovechamiento del P de biosólidos en agricultura		
			3.4 Eco-pts	Lassaux et al. (2007). Diferente metodología de EICV.		
			+40%	Hospido et al. (2004). Resultados normalizados		
			+250%	Hospido et al. (2008). Resultados normalizados. Diferente UF, 1PE		
			Lagunas de estabilización	0.008 kg P eq.	0.031 kgPO ₄ eq.	Cornejo et al. (2013). Diferente metodología de EICV.
					3.1 kg O ₂ disminuido	Tangsubkul et al. (2005). Diferente UF, Diferente metodología. 1mL agua para irrigación de cultivos sensibles
			ND			
			0.05 kgPO ₄ eq.	Cornejo et al. (2013). Diferente metodología de EICV.		
			ND			
Disminución de combustibles fósiles kg petróleo eq.	Lodos activados	5.7E-4	4.77E-3 kg antimonio eq.	Pasqualino et al. (2010). Diferente metodología de EICV.		
			1.79 E-3 kg antimonio eq.	Pasqualino et al. (2009). Diferente metodología de EICV.		
			0.08	Niero et al. (2014). Mayor debido al tratamiento terciario avanzado y la producción considerada de floculantes		
			1.1E-4 Eco-pts	Lassaux et al. (2007). Diferente metodología de EICV..		
			28 kg antimonio eq.	Bravo y Ferrer. (2011). Diferente metodología de EICV.Diferente UF, 100m ³ de lodo tratado		
			+100%	Hospido et al. (2004). Resultados normalizados		
			+100%	Hospido et al. (2008). Resultados normalizados. Diferente UF, 1PE		
			Lagunas de estabilización			ND
						ND
						ND
			ND			
Acidificación	Lodos activados	5.5E-4 kg SO ₂ eq.	7.16E-3 kg SO ₂ eq.	Pasqualino et al. (2010). Es mayor por el mayor consumo eléctrico. La aireación de los lodos activados cuenta con suministro de O ₂ .		
			1.69E-4 kg SO ₂ eq.	Pasqualino et al. (2009). Es menor porque su PTAR estudiada considera un aprovechamiento de energía parcial proveniente del biogás del digestor de lodos		
			3.1E-4 Eco-pts	Lassaux et al. (2007). Diferente metodología de EICV.		
			+40%	Hospido et al. (2004). Resultados normalizados		
			+200%	Hospido et al. (2008). Resultados normalizados. Diferente UF, 1PE		
			Lagunas de estabilización			ND

			UASB+Filtros percoladores	ND	
			UASB + Lagunas de estabilización	ND	
			UASB + Lodos activados	ND	
Toxicidad humana	Lodos activados	2.2 kg 1,4-DB eq.	8.0E-2 kg 1,4-DB eq.	Niero et al. (2014). Menor, debido al menor contenido de metales pesados principalmente zinc en el agua residual.	
			5.2E-5 Eco-pts +340%	Lassaux et al. (2007). Diferente metodología de EICV. Hospido et al. (2008). Resultados normalizados. Diferente UF, 1PE	
	Lagunas de estabilización	3.5 kg 1,4-DB eq.	403 kg 1,4-DB eq.	Tangsubkul et al. (2005). Diferente UF, 1mL agua para irrigación de cultivos sensibles	
	UASB+Filtros percoladores		ND		
	UASB + Lagunas de estabilización		ND		
	UASB + Lodos activados		ND		
Ecotoxicidad terrestre	Lodos activados	5.0 E-4 kg 1,4-DB eq.	1.36 kg 1,4-DB eq.	Pasqualino et al. (2010). Es mayor porque su resultado suma toxicidad acuática, terrestre y la contenido en sedimentos de los ecosistemas. Mientras que en la tesis solo se consideró la ecotoxicidad terrestre de ReCiPe.	
			6.05E-1 kg 1,4-DB eq.	Pasqualino et al. (2009). Es mayor porque su resultado suma toxicidad acuática, terrestre y la contenido en sedimentos de los ecosistemas. Mientras que en la tesis solo se consideró la ecotoxicidad terrestre de ReCiPe.	
			5.8 E-4 kg 1,4-DB eq. 4.0E-4 Eco-pts +39%	Niero et al. (2014). Similar Lassaux et al. (2007). Diferente metodología de EICV. Hospido et al. (2004). Resultados normalizados	
	Lagunas de estabilización	0.0009 kg 1,4-DB eq.	664.6 kg 1,4-DB eq.	Hospido et al. (2008). Resultados normalizados. Diferente UF, 1PE Tangsubkul et al. (2005). Diferente UF, 1mL agua para irrigación de cultivos sensibles	
	UASB+Filtros percoladores		ND		
	UASB + Lagunas de estabilización		ND		
UASB + Lodos activados		ND			
Formación de oxidantes fotoquímicos	Lodos activados	0.0006 kg COVDM eq.	7.58E.5 kg O ₃ formado eq.	Pasqualino et al. (2010). Diferente metodología de EICV.	
			0.2 E-4 Eco-pts -210%	Lassaux et al. (2007). Diferente metodología de EICV. Hospido et al. (2005). Resultados normalizados	
			+348%	Hospido et al. (2008). Resultados normalizados. Diferente UF, 1PE	
	Lagunas de estabilización		ND		
	UASB+Filtros percoladores		ND		
	UASB + Lagunas de estabilización		ND		
UASB + Lodos activados		ND			

ND. Estudios no disponibles para comparabilidad. * De los estudios reportados en la Tabla 2.4, 36 no son reportados aquí debido a alguna de las siguientes causas: i) utilizaron un método diferente, ii) la unidad funcional fue distinta o iii) evaluaron tecnologías distintas.

ANEXO G. RESULTADOS DE IW+ DE LOS 9 ESCENARIOS CONSIDERANDO EL CORTO Y LARGO PLAZO

La metodología IW+ considera los impactos a largo plazo de las emisiones que tendrían un potencial de impacto después de 100 años (hasta un máximo de 60 mil años en el caso de los metales pesados que lixivian de un relleno sanitario). 'Corto plazo' representa el impacto potencial integrado en el tiempo hasta 100 años después de la emisión. 'Largo plazo' considera el impacto que ocurre más de 100 años después de la emisión

En este sentido IW + distingue impactos a corto plazo ya largo plazo para 5 categorías de impacto (calentamiento global en SH y CE, acidificación marina, ecotoxicidad de agua dulce, carcinogénicos, y no carcinogénicos).

La Figura G.1 ilustra los efectos a largo plazo de las categorías Calentamiento Global (CG) y Carcinogénicos de la metodología IW+ de los 9 escenarios analizados comparada con ReCiPe.

IW+ contabiliza en CG, a largo plazo los efectos directos del CH₄ considerando el CO₂ producto de la degradación. En el caso de los escenarios de sistemas lagunares, el impacto de corto plazo es parecido al del corto plazo porque IW+ considera que las emisiones de naturaleza biogénica (CH₄ biogénico y su CO₂ derivado de la degradación) regresan a la atmosfera casi en la misma forma en la que fueron retiradas, resultando en el no incremento neto del CO₂ atmosférico.

Por otro lado, para el caso de los Carcinogénicos a largo plazo, el impacto esta dado principalmente por las emisiones de metales pesados de la producción de electricidad usada en los escenarios que involucran consumo de energía como los de sistemas aerobios. IW+ evalúa *por default* las emisiones de metales pesados a largo plazo igual a las emisiones a corto plazo ya que hay pocas razones de que la emisiones de un contaminante sea menos nociva dentro de 2 mil años que en el presente (Jolliet et al., 2003). En este sentido, ReCiPe considera ambos periodos de tiempo en una sola categoría. El FC resultante del consenso de su método jerárquico es muy bajo y representar menos del 0.02% en los escenarios del estudio.

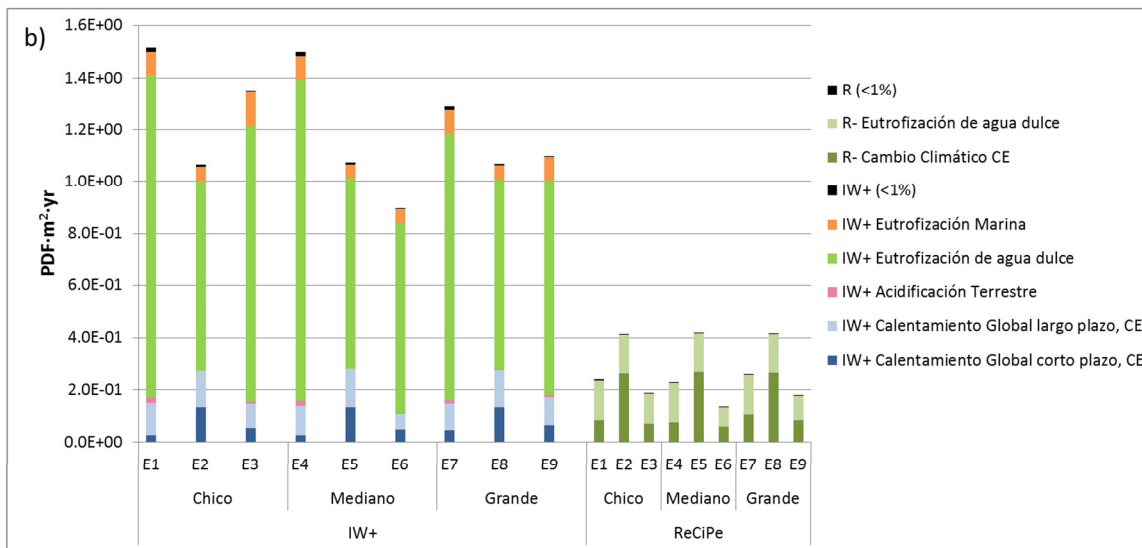
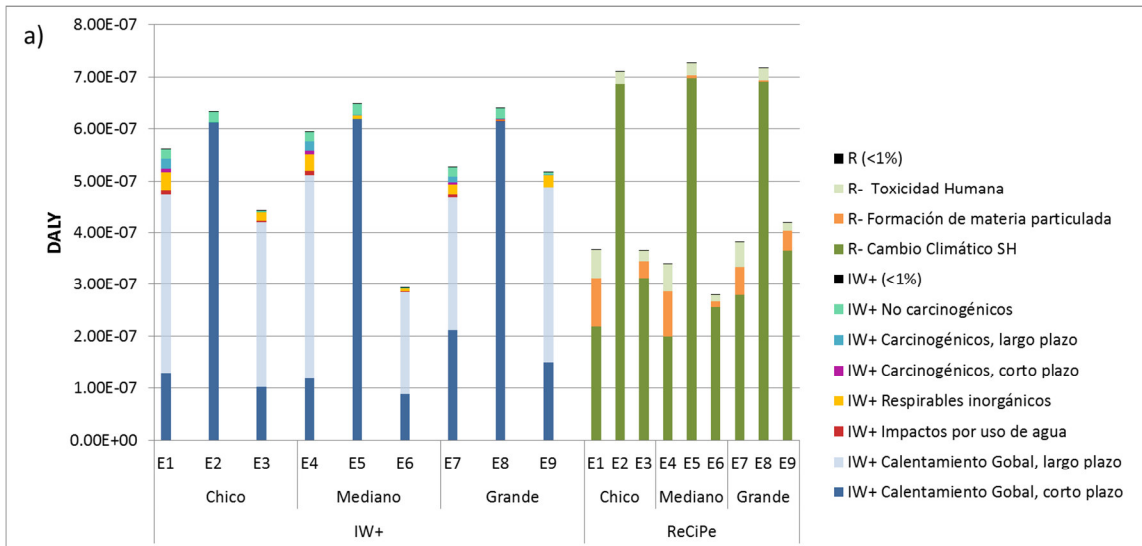


Figura F.1 ACV de 9 escenarios de tratamiento de aguas residuales, aplicando dos diferentes metodologías de EICV. Los resultados se expresan por los indicadores de daño: a) SH. Salud Humana (DALY) y b) CE. Calidad del Ecosistema (PDF • m² • año). Se incluyen los impactos a largo plazo de IW+.

ANEXO H. MIX ELÉCTRICO Y FC REGIONALIZADOS PARA 22 PAÍSES EN LA REGIÓN DE ALC

Tabla G.1 Mix eléctrico (WB, 2014b) y FC (P, DBO, DQO) regionalizados para 22 países en la región de ALC (Helmes et al., 2012)

País	Mix Eléctrico (%)							FC regionalizado (PDF•m2•yr/kg)	
	Carbón	Gas Natural	Petróleo	Combustibles fósiles	Hidroelectricidad	Fuentes renovables	Energía Nuclear	P	DBO, DQO
Argentina	2.5	51.4	15.1	69	24.4	1.7	4.9	5.233	3.78E-2
Bolivia	0	62.5	1.6	64.1	32.5	3.4	0	11.153	8.05E-2
Brasil ⁺	2.3	4.7	2.8	9.8	80.6	6.6	2.9	15.689	1.13E-1
Chile	29.9	20.9	9.7	60.5	32	7.6	0	1.823	1.32E-2
Colombia	3.5	13.4	0.8	17.7	79.1	3.3	0	0.759	5.48E-3
Costa Rica	0	0	8.8	8.8	72.6	18.7	0	0.009	6.74E-5
Cuba	0	11.6	43.3	54.9	0.6	2.6	0	0.003	2.57E-5
República Dominicana	15.4	25.1	47.6	88.1	11.8	0.2	0	0.013	9.72E-5
Ecuador	0	9.5	32.7	42.2	54.9	2.8	0	0.348	2.52E-3
El Salvador	0	0	34.1	34.1	34.6	31.3	0	0.208	1.50E-3
Guatemala	14.4	0	18.7	33.1	39.8	27.1	0	0.463	3.34E-3
Haití	0	0	79	79	16.7	4.3	0	0.407	2.94E-3
Honduras	1.8	0	54.7	56.5	39.5	4	0	0.133	9.63E-4
Jamaica	0	0	91.8	91.8	2	6.2	0	0.0003	2.49E-6
México*	11.5	52.8	16.4	80.7	12.3	3.6	3.4	2.1	1.52E-2
Nicaragua	0	0	66	66	11.6	22.4	0	0.481	3.48E-3
Panamá	6.5	0	41.1	47.6	52.2	0.3	0	0.074	5.36E-4
Paraguay	0	0	0	0	100	0	0	0.123	8.91E-4
Perú	1.6	35.7	5.8	43.1	55	1.9	0	2.588	1.87E-2
Trinidad y Tobago	0	99.7	0.3	100	0	0	0	0.004	3.07E-5
Uruguay	0	0.9	27.2	28.1	62.6	9.3	0	0.459	3.32E-3
Venezuela, RB	0	17.2	14.3	31.5	68.5	0	0	0.328	2.37E-3

⁺Usado el proceso Electricity, médium voltaje, production BR at grid /BR de la base de datos de Ecoinvent 2.2 debido a que es el único país incluido al momento del estudio.

*Consideradas las emisiones de la generación de electricidad en México reportadas en Santoyo et al. (2011) de CO₂, CH₄, SO₂, NO_x, N₂O, COVNM y PM.

ANEXO I. RESULTADOS DEL EICV REGIONALIZADO PARA 22 PAÍSES DE ALC

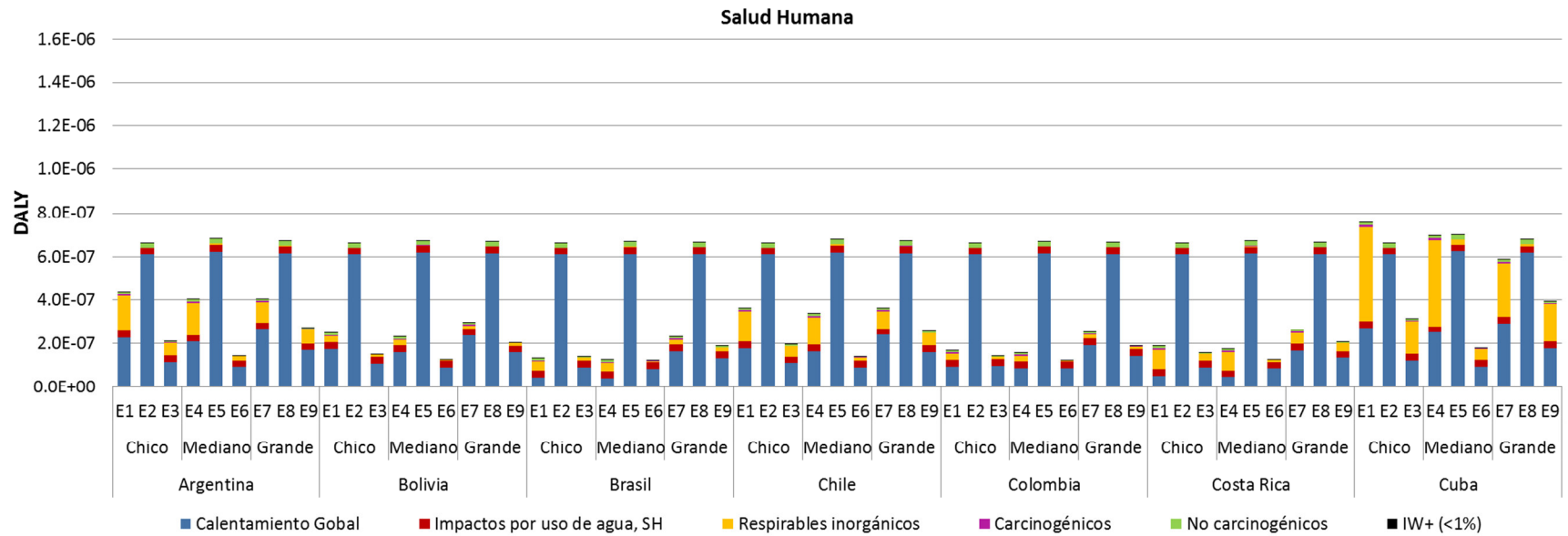


Figura H.1 Comparación de los resultados del EICV con factores regionalizados para Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Costa Rica y Cuba, considerando mix eléctrico y FC de P, específicos de cada país. Los resultados se obtienen aplicando la metodología Impact World +. Se presentan los resultados del EICV de los daños para SH. Salud Humana (DALY)

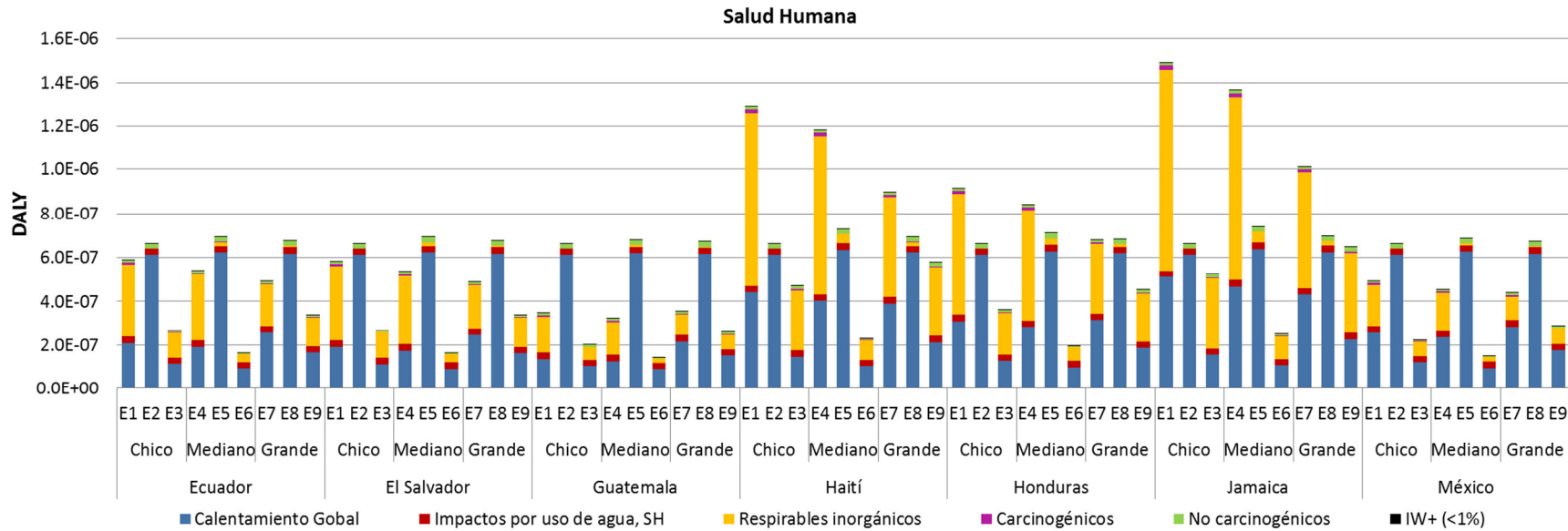


Figura H.2 Comparación de los resultados del EICV con factores regionalizados para Ecuador, El Salvador, Guatemala, Haití, Honduras, Jamaica y México; considerando mix eléctrico y FC de P, específicos de cada país. Los resultados se obtienen aplicando la metodología Impact World +. Se presentan los resultados del EICV de los daños para SH. Salud Humana (DALY)

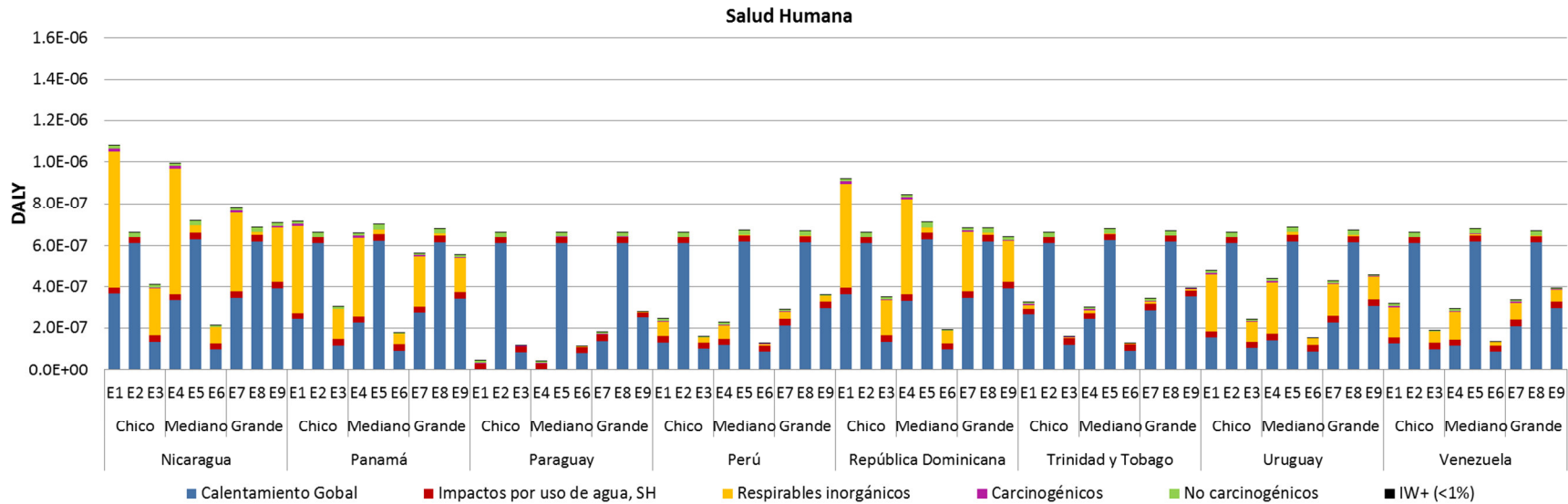


Figura H.3 Comparación de los resultados del EICV con factores regionalizados para Nicaragua, Panamá, Paraguay, Perú, República Dominicana, Trinidad y Tobago, Uruguay y Venezuela considerando mix eléctrico y FC de P, específicos de cada país. Los resultados se obtienen aplicando la metodología Impact World +. Se presentan los resultados del EICV de los daños para SH. Salud Humana (DALY)

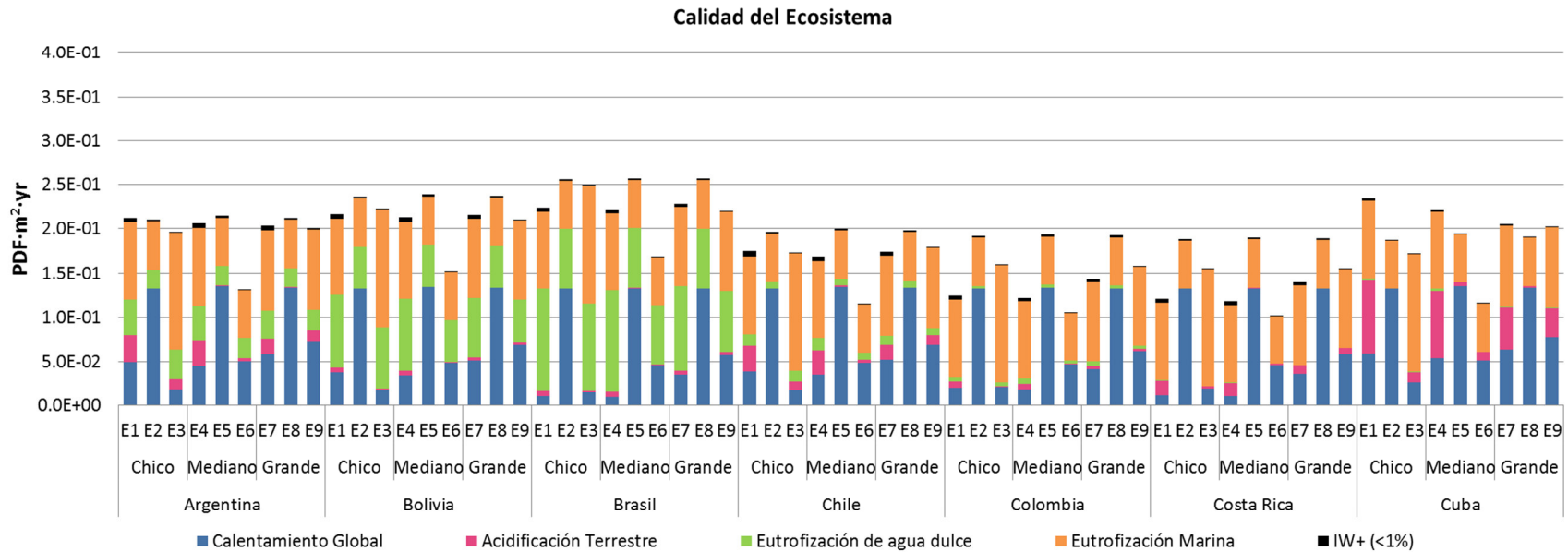


Figura H.4 Comparación de los resultados del EICV con factores regionalizados para Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Costa Rica y Cuba, considerando mix eléctrico y FC de P, específicos de cada país. Los resultados se obtienen aplicando la metodología Impact World +. Se presentan los resultados del EICV de los daños para CE. Calidad del Ecosistema (PDF · m² · año)

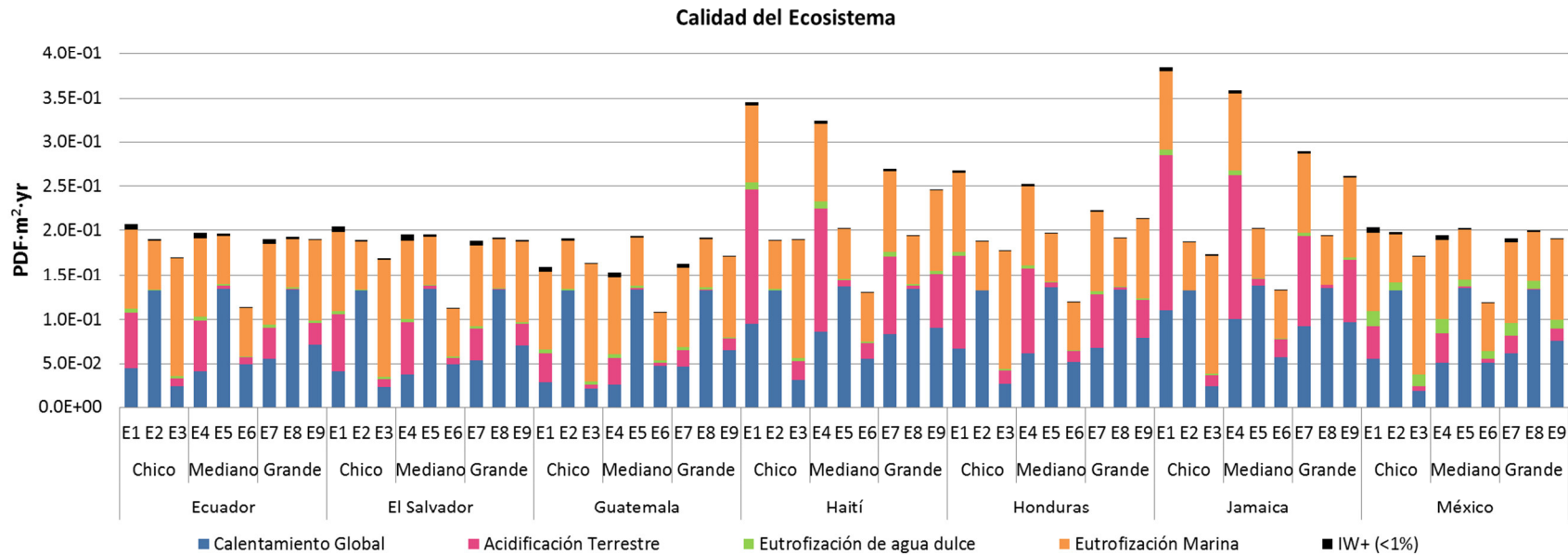


Figura H.5 Comparación de los resultados del EICV con factores regionalizados para Ecuador, El Salvador, Guatemala, Haití, Honduras, Jamaica y México; considerando mix eléctrico y FC de P, específicos de cada país. Los resultados se obtienen aplicando la metodología Impact World +. Se presentan los resultados del EICV de los daños para CE. Calidad del Ecosistema (PDF · m² · año)

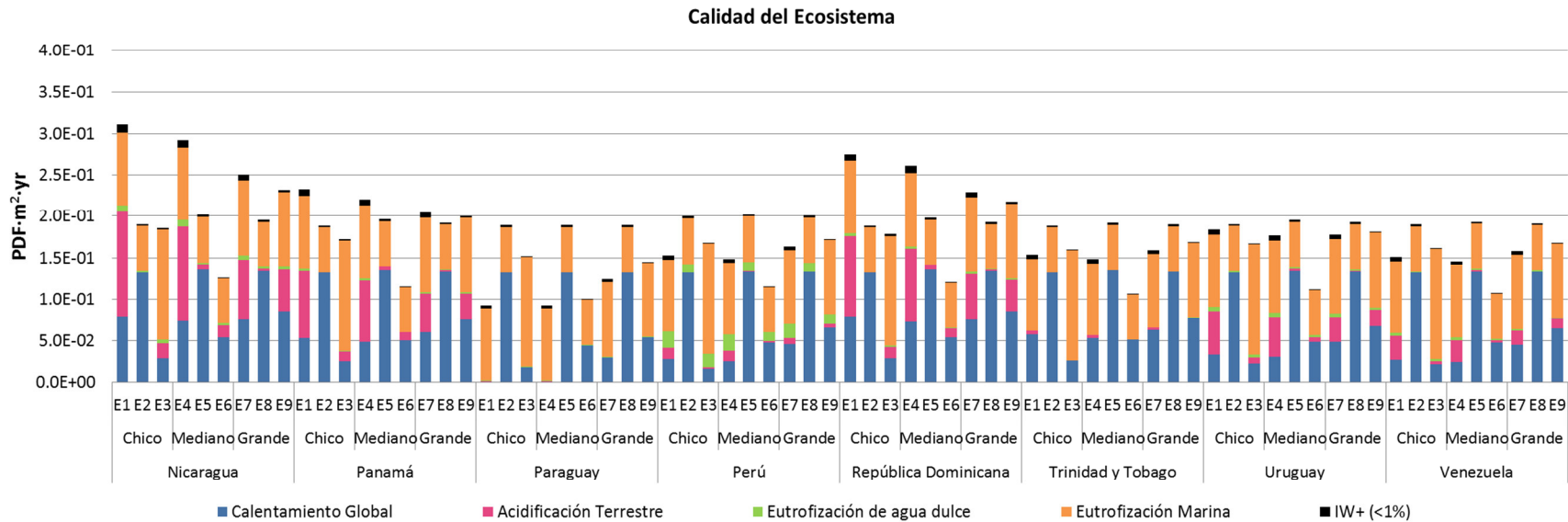


Figura H.6 Comparación de los resultados del EICV con factores regionalizados para Nicaragua, Panamá, Paraguay, Perú, República Dominicana, Trinidad y Tobago, Uruguay y Venezuela; considerando mix eléctrico y FC de P, específicos de cada país. Los resultados se obtienen aplicando la metodología Impact World +. Se presentan los resultados del EICV de los daños para CE. Calidad del Ecosistema (PDF • m² • año).

ANEXO J. HERRAMIENTAS ESTADÍSTICAS

Prueba de normalidad.

Esta prueba determina si los datos de una muestra dada provienen de una población normal para así poder aplicar técnicas que se basan en el supuesto de que la población presenta una distribución normal aproximada (Montgomery, 2011).

Prueba de Bartlett

Esta prueba se usa para determinar si las varianzas de n poblaciones son homogéneas; es una prueba aproximada de Chi cuadrada, sensible a la normalidad, es decir, no es robusta si las muestras de las poblaciones a las cuales se aplicaron los tratamientos no se distribuyen normalmente (Conover et al., 1981).

Prueba de Levene

Esta prueba fue propuesta por Levene en 1960. Esta prueba es robusta al supuesto de normalidad. Sirve para comparar la homocedasticidad de varianzas. La prueba de Levene es adecuada cuando los datos se distribuyen de manera normal y es muy robusta para distribuciones de datos no normales (Conover et al., 1981).

Análisis de Varianza (ANOVA por sus siglas en inglés)

La ANOVA surge de las discrepancias entre diferentes estimaciones de la variabilidad, involucra toda una familia de técnicas conocidas como análisis de varianza, de las cuales el ANOVA de una vía es el representante más simple. La finalidad es contrastar las diferencias entre las medias de grupo y sus procedimientos asociados (Montgomery, 2011).

Prueba de Kruskal-Wallis

Consiste en ordenar todas las observaciones (independientemente del grupo al que pertenezcan) de mayor a menor y asignar los rangos consecutivamente. Posteriormente, se suman los rangos asignados a cada observación agrupándolos para cada uno de los grupos de estudio y se comparan las sumas obtenidas en cada uno de los grupos. Sirve para la comparación de medias de un grupo de datos (Montgomery, 2011).

Prueba de Friedman

La prueba de Friedman compara la igualdad de medias, consiste en asignar rangos a las observaciones de un mismo individuo, es decir si existen 4 mediciones de una misma observación para un mismo individuo registradas en diferentes momentos del tiempo, se ordenarán las 4 observaciones para cada individuo y se les asignará un rango que oscilará entre 1 y 4. Bajo la hipótesis de que no hay variación entre las 4 mediciones, la suma de los rangos de todos los individuos entre las 4 mediciones no debería diferir (Montgomery, 2011).

REFERENCIAS

- Aldana, G., Aiello, C., Morán, M., Jérez, O., 1998. Mecanismos de las variables dinámicas en la remoción de metales pesados en una laguna facultativa. *Rev. Técnica Ing. Univ. Zulia* 21, 10–19.
- Baldwin, G., Scott, P.E., 1991. Investigations into the performance of landfill gas flaring systems in the UK. In: Biogas disposal and utilization, Choice of material and quality control, landfill completion and aftercare, Environmental Monitoring., in: Third International Landfill Symposium. 301–312.
- Banfalvi, G., 2006. Removal of insoluble heavy metal sulfides from water. *Chemosphere* 63, 1231–1234.
- Bare J.C., Norris, G.A., Pennington D.W. and McKone T., 2003. TRACI, The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts; *Journal of Industrial Ecology*, Volume 6, Number 3–4;
- Barth, M., Ettinger, J., Salotto, B., McDermott, G., 1965. Summary report on the effects of heavy metals on the biological treatment processes. *Water Pollut.* 37, 86–96.
- Basset-Mens, C., Anibar, L., Durand, P., van der Werf, H.M.G., 2006. Spatialised fate factors for nitrate in catchments: modelling approach and implication for LCA results. *Sci. Total Environ.* 367, 367–82. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.12.026
- Bayart, J.-B.; Margni, M.; Bulle, C.; Deschenes, L.; Pfister, S.; Koehler, A.; Vince, F. Framework for assessment of off-stream freshwater use within LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 2010, 15, 439.
- Beavis, P. & Lundie, S., 2003. Integrated environmental assessment of tertiary and residuals treatment - LCA in the wastewater industry. *Water Sci. Technol.* (conference paper) 47 (7-8), 109-116.
- Benetto, E., Nguyen, D., Lohmann, T., Schmitt, B., Schosseler, P., 2009. Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. *Sci. Total Environ.* 407, 1506–16. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.11.016
- Blanc, I., Friot, D., Cabon, J., Mäenpää, I., Steinberger, J., Krausmann, F., Erb, K., Tukker, A., Vercalsteren, A., Van Hoof, V., 2010. Evaluation of Environmental Accounting Methodologies for the assessment of global environmental impacts of traded goods and services. Disponible en www.imeea-eu.org.
- Blanco, E., Cárdenas, C., Granadillo, V., Isea, D., Sepúlveda, J., Delgado, J., 2005. Caracterización inicial de lodos sobrenadantes residuales provenientes de las lagunas de estabilización de LUZ para su utilización en el acondicionamiento de suelos. *Rev. la Univ. del Zulia* 13, 8–93.
- Bloch, D. 1966. "A note on the estimation of the location parameters of the Cauchy distribution". *Journal of the American Statistical Association* 61 (316): 852–855
- Boulay, A., Bulle, C., Bayart JB., Deschenes, L., Margni, M., 2013. Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health. *Environmental science & technology* 45, 8948–8957

- Bravo L. & Ferrer I., 2011. Life Cycle Assessment of an intensive sewage treatment plant in Barcelona (Spain) with focus on energy aspects. *Water Sci.Tech.* 64 (4) 440-447. DOI: 10.2166/wst.2011.522
- Brix, H., 1999. How “Green” are aquaculture, constructed wetlands and conventional wastewater treatment systems? *Water Sci. Technol.* 40, 45–50.
- Brown, H.G., Hensley, C.P., McKinney, G.L., Robinson, J.L., 1973. Efficiency of heavy metals removal in municipal sewage treatment plants. *Environ. Lett.* 5, 103–114.
- Brown, M. & Lester, J., 1979. Metal removal in activated sludge: the role of bacterial extracellular polymers. *Water Res.* 13, 817–837. doi:10.1016/0043-1354(79)90217-3
- Bulle, C., Humbert, S., Jolliet, O., Rosenbaum, R., Margni, M., 2012. IMPACT World: A new global regionalized life cycle impact assessment method., in: *LCA XII*, United States. Washington, Tacoma.
- Buwal 250, 1998. Environmental Series No 250. Life Cycle Inventories for Packagings. Volume I and II. SAEFL APME Ecoprofiles of the European Plastics industry, Series of reports issued by APME, Brussels, 1992-1999
- CAF, 2014. América Latina, inversiones para agua y saneamiento. Banco de Desarrollo de América Latina. Disponible en www.caf.com
- Carreño, N., 2009. Modelado del proceso de ultrafiltración en un biorreactor de membranas utilizando redes neuronales. Universidad Politecnica de Valencia.
- Chang, A., Page, L., Asano, T. 1995. Developing Human Health-Related Chemicals Guidelines for Reclaimed Wastewater and Sewage Sludge Applications in Agriculture. Geneva, Switzerland.
- Chen, H. & Yang, Y., 2014. A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of ciences databases. *Journal of Life cycle assessment.* 19 (10), 1674-1685.
- Clauson-Kaas, J., Poulsen, T.S., Neergaard-Jacobsen, B., Guildal, T., Thirsing, C., 2004. Economic and environmental optimization of phosphorus removal. *Water Sci. Technol.* 50 (7), 243-248.
- Conover, W. J., Johnson, M.E., and Johnson M. M., 1981. A comparative study of tests for homogeneity of variances, with applications to the outer continental shelf bidding data. *Technometrics* 23, 351-361.
- Cornejo, P.K., Zhang, Q., Mihelcic, J.R., 2013. Quantifying benefits of resource recovery from sanitation provision in a developing world setting. *J. Environ. Manage.* 131, 7–15. doi:10.1016/j.jenvman.2013.09.043
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J.S., Hospido, a, Larsen, H.F., Morera, S., Shaw, a, 2013a. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. *Water Res.* 47, 5480–92. doi:10.1016/j.watres.2013.06.049
- Corominas, L., Larsen, H., Flores-Alsina, X., Vanrolleghem, Peter, A., 2013b. Including Life Cycle Assessment for decision-making in controlling wastewater nutrient removal systems. *J. Environ. Manage.* 128, 759–67.

doi:10.1016/j.jenvman.2013.06.002

- Crites, R. & Tchobanoglous, G., 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. McGraw Hill, Colombia.
- Curran, M., 2012. Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products. Scrivener Publishing, WILEY, Massachusetts.
- Dixon, A., Simon, M., Burkitt, T., 2003. Assessing the environmental impact of two options for small-scale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. *Ecol. Eng.* 20, 297–308. doi:10.1016/S0925-8574(03)00007-7
- EC-JRC, 2010a. ILCD Handbook: Framework and requirements for LCIA models and indicators. Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2788/38719
- EC-JRC, 2010b. Background document Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle assessment. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- EC-JRC, 2011. General guide on LCA - Detailed guidance. Publications Office of the European Union. doi:10.2788/38479
- Ecoinvent organization, 2014. The ecoinvent Database <http://www.ecoinvent.org/database/database.html> Ultimo acceso Noviembre 2014.
- EEA, 2014. European Environment Agency. Agencia Europea de Medio Ambiente, 2005. The European environment – State and Outlook, Copenhagen Dinamarca. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea-32-nitrogen-oxides-nox-emissions-1/assessment.2010-08-19.0140149032-3>
- 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 Environ. J.* 9, 317–325. doi:10.1111/j.1747-6593.1995.tb00945.x
- EPA, 2013. Coalbed Methane Outreach Program Works. Disponible en <http://www.epa.gov/coalbed/>
- Farman, J.C., Gardiner, B.G., C, Shanklin, J.D., 1995. Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClO_x/NO_x Interaction. *Nature* 315,207.
- Flores-Alsina, X., Gallego, A., Feijoo, G., Rodriguez-Roda, I., 2010. Multiple-objective evaluation of wastewater treatment plant control alternatives. *J. Environ. Manag.* 91(5), 1193-1201. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.01.009
- Foley, J., de Haas, D., Hartley, K., Lant, P., 2010. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Res.* 44, 1654–66. doi:10.1016/j.watres.2009.11.031
- Friedrich, E., Pillay, S., Buckley, C., 2007. The use of LCA in the water industry and the case for an environmental performance indicator. *Water SA* 33, 443–452.

- Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H., Doka G., Dones R., Hellweg S., 2004. Overview and methodology. Dübendorf, CH: Swiss Centre for life cycle inventories <http://www.ecoinvent.org>
- Frischknecht R., Steiner R., Jungbluth N., 2009. The Ecological Scarcity Method - Eco-Factors 2006: A method for impact assessment in LCA. Federal Office for the Environment FOEN, Zürich und Bern, retrieved from: <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01031/index.html>
- Gabathuler, H., 1997. LCA History: Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) The. Int. J. LCA 2, 187–194.
- Gallego, A., Rodríguez, L., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2009. Development of regional characterization factors for aquatic eutrophication. Int. J. Life Cycle Assess. 15, 32–43. doi:10.1007/s11367-009-0122-4
- Garrido-Baserba, M., Hospido, a., Reif, R., Molinos-Senante, M., Comas, J., Poch, M., 2014. Including the environmental criteria when selecting a wastewater treatment plant. Environ. Model. Softw. 56, 74–82. doi:10.1016/j.envsoft.2013.11.008
- Gimenez, J., Marti, N., Ferrer, J., Seco, A., 2012. Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater: Evaluation of methane losses with the effluent. Bioresour. Technol. 118, 67–72.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. De, Struijs, J., Zelm, R. Van, 2009. A life cycle impact assessment method wich comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I. Disponible en <http://www.lcia-recipe.net/>.
- Goedkoop & Spriensma, 2000. Eco-indicator 99, A damage oriented method for lifecycle Impact assessment, methodology report (update April 2000).
- Guinée, J., Gorrée, M., Heijung, R., Huppes, G., Kleijn, R., De Koning, A., Van Oers, L., Wegener, A., Suh, H., Udo de Haes, A., De Bruijin, H., Van Duin, R., Huijbregts, M., Lindeijer, E., Roorda, H., Van Der, V., 2001. Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards.
- GEMIS, 2005., Öko Institute. Global emission model for integrated systems (GEMIS) version 4.3. Germany, <http://www.oeko.de/service/geis/en/index.htm>;2005
- Hauschild, M.Z., Huijbregts, M., Jolliet, O., MacLeod, M., Margni, M., van de Meent, D., Rosenbaum, R.K. and McKone, T., 2007. Building a Consensus Model for Life Cycle Impact Assessment of Chemicals: the Search for Harmony and Parsimony. Environmental Science and Technology (submitted).
- Hayashi, K., Nakagawa, A., Itsubo, N., Inaba, A., 2006. Expanded damage function of stratospheric ozone depletion to cover major endpoints regarding life cycle impact assessment. International software of life cycle impact assessment 11, 150.161
- Helmes, R. J. K., Huijbregts, M. a. J., Henderson, A. D., & Jolliet, O., 2012. Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. The

- International Journal of Life Cycle Assessment, 17(5), 646–654. doi:10.1007/s11367-012-0382-2
- Hertwich, E., Matalas, S.F., Pease, W.S., McKones, T.E., 2001. Human Toxicity Potentials for Life-Cycle Assessment and Toxics Release Inventory Risk Screening. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 928-939
- Hospido, A., Moreira, M.T., Fernandez-Couto, M., Feijoo, G., 2004. Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant. *Int. J. Life Cycle Assess.* 9 (4), 261-271. DOI: 10.1007/BF02978602
- Hospido, A., Moreira, M.T., Martin, M., Rigola, R., Feijoo, G., 2005. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes. *Int. J. Life Cycle Assess.* 10(5)336-345.
- Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2008. A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). *Int. J. Life Cycle Assess.* 13 (1), 57-64. DOI: 10.1065/lca2007.03.314
- Hospido, A., Sanchez, I., Rodriguez-Garcia, G., Iglesias, A., Buntner, D., Reif, R., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2012. Are all membrane reactors equal from an environmental point of view? *Desalin.* 285, 263-270. DOI: 10.1016/j.desal.2011.10.011.
- Høiby, L., Clauson-Kaas, J., Wenzel, H., Larsen, H.F., Jacobsen, B.N., Dalgaard, O., 2008. Sustainability assessment of advanced wastewater treatment technologies. *Water Sci. Technol* 58 (5), 963-968. DOI: 10.2166/wst.2008.450.
- Houillon, G., Jolliet, O., 2005. Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. *J. Clean. Prod.* 13, 287–299.
- Huijbregts, M.A.J., Rombouts, L.J.A., Ragas A.M.J., Van de Meent, D., 2005. Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for life cycle impact assessment. *Integrated Environ. Assess. Manag.* 1: 181-244.
- IBWA, 2005. Bottled Water Code of Practice. Alexandria, VA.
- IFEU, 1992. Comparación de los efectos de los diferentes métodos de tratamiento de los desechos residuales en el medio ambiente y la salud humana. En alemán (Vergleich der Auswirkungen verschiedener Verfahren der Restmüllbehandlung auf die Umwelt und die menschliche. Heidelberg.
- IPCC, 2014, Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press, 1132 p.
- ISO 14040, 2006. Environmental Management e Life Cycle Assessment e Principles and

- Framework: International Standard 14040. International Standards Organisation. Genova.
- ISO 14044, 2006. Environmental Management e Life Cycle Assessment e Requirements and Guidelines. International Standard 14044. International Standards Organisation. Geneva.
- Jimenez, B. & Asano, T., 2008. Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs. IWA, London.
- Johnson, M., 2006. Quantifying Flare Efficiency and Emissions: Application of Research to Effective Management of Flaring, in: Global Forum, Flaring Reduction & Gas Utilization. Ottawa, CA.
- Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G and Rosenbaum R., 2003. IMPACT 2002: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8 (6), 324-330.
- Judd, S., 2007. The MBR book: Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment. Elsevier Oxford.
- Kalbar, P.P., Karmakar, S., Asolekar, S.R., 2012. Assessment of wastewater treatment technologies: life cycle approach. Water Environ. J. 3, 1–8.
- Kaplan, D., Abeliovich, A., Ben-Yaakov, S., 1987. The fate of heavy metals in wastewater stabilization ponds. Water Res. 21, 1189–1194.
- Kärman, E., & Jonsson, H., 2001. Normalising impacts in an environmental systems analysis of wastewater systems. Water Sci. Technol. Technol 43, 293–300.
- Kemna, R., van Elburg, M., Li, W. And van Holstein, R., 2005. MEEuP – The methodology Report. EC, Brussels. (Final version, Delft 28-11-2005)
- Keraita, B., Drechsel, P., Konradsen, F., 2007. Using on-farm sedimentation ponds to reduce health risks in wastewater irrigated urban vegetable farming in Ghana., in: 6th IWA Specialist Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability. Belgium.
- Koellner, T. & Scholz, R.W., 2007. Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 1: An analytical framework for pure land occupation and land use change. International Journal of LCA 12: 16-32
- Koellner, T. & Scholz, R.W., 2008. Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. International Journal of LCA 13 (1): 32-48
- Krzeminski, P., Van der Graaf, J.H.J.M., Van Lier, J.B., 2012. Specific energy consumption of membrane bioreactor (MBR) for sewage treatment. Water Sci. Technol. 65, 380–392.
- Lassaux, S., Renzoni, R., Germain, A., 2007. LCA Case Studies Life Cycle Assessment of Water from the Pumping Station to the Wastewater Treatment Plant 12, 118–126.
- LCI, 2015. Environmental LCA. Life cycle initiative. Disponible en

<http://www.lifecycleinitiative.org/starting-life-cycle-thinking/life-cycle-approaches/environmental-lca/>

- Le-Clech, V. & Chen, T.A.G., 2006. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *J. Memb. Sci.* 17–53.
- Lehtoranta, S., Vilpas, R., Mattila, T.J., 2014. Comparison of carbon footprints and eutrophication impacts of rural on-site wastewater treatment plants in Finland. *J. Clean. Prod.* 65, 439–446. doi:10.1016/j.jclepro.2013.08.024
- León, G., 1995. Impacto ambiental de los proyectos de uso de aguas residuales. CEPIS/OPS. Proceedings. X Conferencia del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 1995. Organización Panamericana de la Salud.
- Li, Y., Luo, X., Huang, X., Wang, D., Zhang, W., 2013. Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant: a case study in Suzhou, China. *J. Clean. Prod.* 57, 221–227. doi:10.1016/j.jclepro.2013.05.035
- Lundie, S., Peters, G.M., Beavis, P.C., 2004. Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning. *Environ. Sci. Technol.* 38 (13), 3465-3473. DOI: 10.1021/es034206m
- Lundin, M., Bengtsson, M., Molander, S., 2000. Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads. *Environ. Sci. Technol.* 34, 180–186. doi:10.1021/es990003f
- Lundin, M., & Morrison, G., 2002. A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban water systems. *Urban Water* 4, 145–152.
- Machado, A.P., Urbano, L., Brito, A.G.P., Janknecht Salas, J.J. Nogueira, R., 2007. Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities. *Water Sci. Technol.* 56, 15–22.
- Maplecroft, 2015. Climate Change and Environmental Risk Atlas 2015 [WWW Document]. Maplecroft. URL <http://maplecroft.com>
- Marcano, L., 2012. Energy optimization of membrane bioreactors. *Water and Environmental Engineering*. Lund University. Suecia.
- McDougall, F., White, P., Franke, M., Hindle, P., 2001. *Integrated solid Waste Management: a Life Cycle Inventory*, 2nd ed. Blackwell Publishing, Reino Unido.
- Metcalf & Eddy, 2004. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4a ed. McGraw-Hill.
- Montgomery, D.C., Runger, G.C., 2011 *Applied Statistics and Probability for Engineers*. Ed. John Wiley & Sons. ISBN-10: 0470053046 . EUA.
- Muñoz, I., Jose Gomez, M., Molina-Diaz, A., Huijbregts, M. a J., Fernandez-Alba, A.R., Garcia-Calvo, E., 2008. Ranking potential impacts of priority and emerging pollutants in urban wastewater through life cycle impact assessment. *Chemosphere* 74 (1), 37-44. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.09.029

- Muñoz, I., Rieradevall, J., Torrades, F., Peral, J., Domenech, X., 2005. Environmental assessment of different solar driven advanced oxidation processes. *Solar Energy* 79 (4), 369-375. DOI: 10.1016/j.solener.2005.02.014
- Musharrafie, A., 2011. Análisis de ciclo de vida ambiental y desarrollo de una metodología para la identificación y evaluación de impactos sociales mediante análisis de ciclo de vida, aplicado a dos tecnologías de tratamiento de aguas residuales en México. ITESM, Mexico.
- Niero, M., Pizzol, M., Bruun, H.G., Thomsen, M., 2014. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *J. Clean. Prod.* 68, 25–35. doi:10.1016/j.jclepro.2013.12.051
- Nogueira, R., Brito, A.G., Machado, A.P., Janknecht, P., Salas, J.J., Vera, L., Martel, G., 2009. Economic and environmental assessment of small and decentralized wastewater treatment systems. *Desalin. Water Treat.* 4, 16–21.
- NOM, 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Nomura, M.M., Young, R.H.F., 1974. by Technical Report No. 82 September 1974 Water Resources Research Center University of Hawaii.
- Norris, G., 2002. Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts Methods for Acidification, Eutrophication, and Ozone Formation. *J. Ind. Ecol* 6, 3–4. doi:10.1162/108819802766269548
- Norton-Brandão, D., Scherrenberg, S.M., van Lier, J.B., 2013. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes--a review of treatment technologies. *J. Environ. Manage.* 122, 85–98. doi:10.1016/j.jenvman.2013.03.012
- Noyola, A., Capdeville, B., Roques, H., 1988. Anaerobic treatment of domestic sewage with a rotating-stationary fixed film reactor. *Water Res.* 12:1585-1592
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J.M., Güereca, L.P., Hernández-Padilla, F., 2012. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *CLEAN - Soil, Air, Water* 40, 926–932. doi:10.1002/clen.201100707
- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J.M., Güereca, P., 2013. Selection of technologies for the treatment of municipal wastewater. In Spanish (Selección de tecnologías para el tratamiento de agua residual municipal). Universidad Nacional Autónoma de México. IIUNAM. IDRC.ISBN: 978-607-02-4822-1
- Oakley, S., 2005. Lagunas de estabilización en Honduras. Manual de diseño, construcción, operación y mantenimiento, monitoreo y sostenibilidad. USAID, Honduras.
- Oliver, B., Cosgrove, E., 1974. The efficiency of heavy metal removal by a conventional activated sludge treatment plant. *Water Res.* 8, 869–874.
- OMS, 2014. Salud infantil y medio ambiente. El medio ambiente y la salud de los niños y sus madres. Organización Mundial para la salud. Disponible en

www.who.int/ceh/publications

- OPS, 2001. “Informe Regional sobre la Evaluación 2000 en la Región de las Américas”, el suministro de agua y el estado de saneamiento y perspectivas. Washington D.C., p. 81.
- OPS/HEP/CEPIS, 2000. Sistemas Integrados de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales en América Latina: Realidad y Potencial Convenio IDRC.
- Orantes, J., González, S., 2001. Reactor de Lecho móvil para tratamiento de aguas residuales municipales., in: IX Congreso Nacional de Biotecnología Y Bioingeniería. XIII Congreso Nacional de Ingeniería Bioquímica. Veracruz, Mexico.
- Ortiz, M., Raluy, R.G., Serra, L., 2007. Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. *Desalin.* 204 (13), 121-131. DOI : 10.1016/j.desal.2006.04.026.
- Palme, U., Lundin, M., Tillman, A.M., Molander, S., 2005. Sustainable development indicators for wastewater systems – researchers and indicator users in a co-operative case study. *Resour. Conserv. Recy.* 43, 293–311.
- 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. *Environ. Sci. Technol.* 43, 3300–7.
- Pasqualino, J.C., Meneses, M., Castells, F., 2011. Life Cycle Assessment of urban wastewater reclamation and reuse alternatives. *J. Ind. Ecol.* 15 (1), 49-63. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2010.00293.x
- Pfister, S.; Koehler, A.; Hellweg, S., 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environ. Sci. Technol.* 43, 4098–4104.
- Qadir, M., Wichelns, D., Raschid-Sally, L., McCornick, P.G., Drechsel, P., Bahri, a., Minhas, P.S., 2010. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agric. Water Manag.* 97, 561–568. doi:10.1016/j.agwat.2008.11.004
- Quan, Z.X., La, H.J., Cho, Y.G., Hwang, M.H., Kim, I.S., Lee, S.T., 2003. Treatment of metal-contaminated water and vertical distribution of metal precipitates in an upflow anaerobic bioreactor. *Environ. Technol.* 24, 369–376.
- Rebitzer, G., Hunkeler, D., Jolliet, O., 2003. LCC-the economic pillar of sustainability: methodology and application to Waste water treatment. *Environ. Prog.* 22 (4), 241-249. DOI: 10.1002/ep.670220412
- Remy, C., & Jekel, M., 2008. Sustainable wastewater management: life cycle assessment of conventional and source-separating urban sanitation systems. *Water Sci. Technol.* 58, 1555–1562.
- Remy, C. & Jekel, M., 2012. Energy analysis of conventional and source-separation systems for urban wastewater management using Life Cycle Assessment. *Water Sci. Technol.* 65, 22–29.
- Renou, S., Thomas, J.S., Aoustin, E., Pons, M.N., 2008. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *J. Clean. Prod.* 16, 1098–1105.

doi:10.1016/j.jclepro.2007.06.003

- Rodriguez-Garcia, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hernandez-Sancho, F., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2011. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Res.* 45 (18), 5997-6010. DOI: 10.1016/j.watres.2011.08.053
- Roeleveld, P.J., Klapwijk, A., Eggels, P.G., Rulkens, W.H., Van Starckenburg, W., 1997. Sustainability of municipal wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 35, 221–228.
- Rolim, S., 2000. *Sistemas de lagunas de estabilización*. McGrawHill, Bogotá.
- SACM, 2011. Resultados analíticos mensuales de la calidad del agua en el influente y efluente de las PTAR del Sistema de Aguas de la Ciudad de México. Mexico.
- Santoyo-Castelazo, E. & Azapagic, A., 2011. Life cycle assessment of electricity generation in México. *Energy.* 36 (2011) 1488-1499.
- Santoyo-Castelazo, E. & Azapagic, A., 2014. Sustainability assessment of energy systems: integrating environmental, economic and social aspects. *J. Cleaner Prod.* 80(2014) 119-138.
- Scott, C.A., Faruqui, N.I., Raschid-Sally, L., 2004. *Wastewater use in irrigated agriculture: management challenges in developing countries*. CABI Publishing, UK.
- Shehabi, A., Stokes, J.R., Horvath, A., 2012. Energy and air emission implications of a decentralized wastewater system 024007. doi:10.1088/1748-9326/7/2/024007
- SENER, 2006. Secretaría de Energía. Balance Nacional de energía 2006. México, <http://www.sener.gob.mx/portal/Default.aspx?id=1433>;2006>.
- SIASA, 2010. Informe de resultados de análisis de aguas residuales. Sistemas de Ingeniería Ambiental SA de CV. Puebla, México.
- Souza, C.L., Chernicharo, C. a L., Aquino, S.F., 2011. Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. *Water Sci. Technol.* 64, 2259–64. doi:10.2166/wst.2011.695
- Steen, B., 1999. A Systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000-general system characteristics; CPM report 1999:4, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden
- Stokes, J.R., Horvath, A., 2010. Supply-chain environmental effects of wastewater utilities. *Environ. Res. Lett.* 5 (1), 1-7. DOI: 10.1088/1748-9326/5/1/014015
- Struijs J, Beusen A, de Zwart D, Huijbregts M. 2011. Characterization factors for inland water eutrophication at the damage level in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16: 59-64
- Tanaka, Y., 2002. A dual purpose packed-bed reactor for biogas scrubbing and methane-dependent water quality improvement applying to a wastewater treatment system consisting of UASB reactor and trickling filter. *Bioresour. Technol.* 84, 21–28.
- Tangsubkul, N., Beavis, P., Moore, S.J., Lundie, S., Waite, T.D., 2005. Life Cycle Assessment of Water recycling technology. *Water Resour. Manag.* 19 (5), 521-537.

DOI: 10.1007/s11269-005-5602-0.

- Tangsubkul, N., Parameshwaran, K., Lundie, S., Fane, A.G., Waite, T.D., 2006. Environmental life cycle assessment of the microfiltration process. *J. Membr. Sci.* 284 (1-2), 214-226. DOI: 10.1016/j.memsci.2006.07.047
- Tillman, A.M., Svingby, M., Lundström, H., 1998. Life cycle assessment of municipal waste water systems. *Int. J. Life Cycle Assess.* 3, 145–157.
- Toffoletto, A., Bulle, C., Godin, J., Reid, C., Deschênes, L., 2007. "LUCAS – A New LCIA Method Used for a Cahumbernadian-Specific Context." *International Journal of Life Cycle Assessment* 12(2): 93-102
- Tomasini, C., 2012. Evaluation of the sustainability of controlling diffuse water pollution in urban areas on a life cycle basis. Tesis doctoral. University of Manchester. 224p
- Udo de Haes HA., Finnveden, G., Goedkoop, MJ., Hauschild, M, Hertwich, EG., Hofsttter, P., Jolliet, O., 2002. Life cycle impact assessment: striving toward best practices; SETAC: Pensacola (FI) USA.
- UNECLAC/UNW-DPAC, 2012. Water and a Green Economy in Latin America and the Caribbean (LAC). Santiago de Chile. Disponible en http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/water_and_a_green_economy_in_lac_june_2012.pdf
- USEPA, 1999. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Washington D.C.
- USEPA, 1992. Sewage Sludge Regulations 40 CFR Rule 503. Washington D.C.
- van Oers, L., de Koning, A., Guinée, J.B. and Huppel G. 2002. Abiotic resource depletion in LCA - Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Hand- book. Published by Road and Hydraulic Engineering Institute of the Dutch Ministry of Transport, Public.
- Venkatesh, G., & Brattebø, H., 2011. Environmental impact analysis of chemicals and energy consumption in wastewater treatment plants: case study of Oslo, Norway. *Water Sci. Technol.* 63, 1018–31. doi:10.2166/wst.2011.284.
- Vidal, N., Poch, M., Martí, E., Rodríguez-Roda, I., 2002. Evaluation of the environmental implications to include structural changes in a wastewater treatment plant. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 77 (11), 1206-1211. DOI: 10.1002/jctb.674.
- Vlasopoulos, N., Memon, F. a, Butler, D., Murphy, R., 2006. Life cycle assessment of wastewater treatment technologies treating petroleum process waters. *Sci. Total Environ.* 367, 58–70. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.03.007.
- Wasala, M.K.R.T.W., Satoh, H., Sasakawa, M., Nakahara, Y., Takahashi, M., Okabe, S., 2011. Removal of residual dissolved methane gas in an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating low-strength wastewater at low temperature with degassing membrane. *Water Res.* 45, 3533–3540.
- WB, 2014a. Water in Latin America and the Caribbean Disponible en

<http://web.worldbank.org/> .

- WB, 2014b. World Development indicators 2014. Disponible en <http://data.worldbank.org/data-catalog/world-development-indicators>.
- WEF, 1999. Design of Municipal Wastewater Treatment Plants Manual of Practice No. 8 Manuals and Reports on Engineering Practice No. 76. ASCE McGraw-Hill Professional).
- Wenzel, H., Larsen, H.F., Clauson-Kaas, J., Høiby, L., Jacobsen, B.N., 2008. Weighing environmental advantages and disadvantages of advanced wastewater treatment of micropollutants using environmental life cycle assessment. *Water Sci. Technol.* 57 (1), 27-32. DOI: 10.2166/wst.2008.819.
- WHO & UNICEF, 2013. Progress on sanitation and drinking-water - 2013 update. Francia. Disponible en http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/81245/1/9789241505390_eng.pdf
- WMI, 1994. Landfill Gas Data. Waste Management International Ed., Londres.
- Wolf 2014. National LCA databases, Status and ways towards interoperability. White paper. Berlin 9 de Mayo 2014. Maky consulting Life cycle expert services.
- Yildirim, M. & Topkaya, B., 2012. Assessing environmental impacts of wastewater treatment alternatives for small-scale communities. *CLEAN e Soil, Air, Water* 40, 171–178.
- Yoshida, H., Christensen, T.H., Guildal, T., Scheutz, C., 2013. A comprehensive substance flow analysis of a municipal wastewater and sludge treatment plant. *Chemosphere*. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.09.045.
- Zhang, Q.H., Wang, X.C., Xiong, J.Q., Chen, R., Cao, B., 2010. Application of life cycle assessment for an evaluation of wastewater treatment and reuse project--case study of Xi'an, China. *Bioresour. Technol.* 101, 1421–5. doi:10.1016/j.biortech.2009.05.071.
- Zhuo, C., Ngo, H.H., Guo, W., 2012. A critical review on sustainability assessment of recycled water schemes. *Sci. Total Environ.* 426, 13–31. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.03.055.