



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DEL
APROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DE
BIOGÁS PROVENIENTE DE RESIDUOS
ORGÁNICOS EN MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

JOEL BONALES REVUELTA

DIRECTOR DE TESIS: DR. CARLOS ALBERTO GARCÍA BUSTAMANTE

MORELIA, MICHOACÁN

ENERO 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DEL
APROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DE
BIOGÁS PROVENIENTE DE RESIDUOS
ORGÁNICOS EN MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

JOEL BONALES REVUELTA

DIRECTOR DE TESIS: DR. CARLOS ALBERTO GARCÍA BUSTAMANTE

MORELIA, MICHOACÁN

ENERO 2019



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES, UNIDAD MORELIA
SECRETARÍA GENERAL
SERVICIOS ESCOLARES

LIC. IVONNE RAMÍREZ WENCE
DIRECTORA
DIRECCIÓN GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
PRESENTE

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 14** del **Comité Académico de la Licenciatura en Ciencias Ambientales** de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES) Unidad Morelia celebrada el día **10 de diciembre del 2018**, acordó poner a su consideración el siguiente jurado para la presentación del Trabajo Profesional del alumno (a) **Joel Bonales Revuelta** de la Licenciatura en **Ciencias Ambientales**, con número de cuenta **415053189**, con el trabajo profesional titulado: "Análisis de Ciclo de Vida del Aprovechamiento Energético de Biogás proveniente de Residuos Orgánicos en México", bajo la dirección como **tutor** del Dr. Carlos Alberto García Bustamante.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

Presidente: Mtro. Alfredo Fernando Fuentes Gutiérrez
Vocal: Mtro. Luis Bernardo López Sosa
Secretario: Dr. Carlos Alberto García Bustamante
Suplente 1: Dr. José Núñez González
Suplente 2: Dr. Emilio Arenas Guerrero

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Morelia, Michoacán a, 10 de enero del 2019.


DR. VÍCTOR HUGO ANAYA MUÑOZ
SECRETARIO GENERAL

CAMPUS MORELIA
Antigua Carretera a Pátzcuaro N° 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta
58190, Morelia, Michoacán, México. Tel: (443)689.3500 y (55)56.23.73.00, Extensión Red UNAM: 80614
www.enesmorelia.unam.mx

Agradecimientos Institucionales

A la UNAM y a la ENES Morelia, por proporcionarme una formación universitaria de clase mundial y por la alta calidad humana de sus profesores, investigadores, administrativos y trabajadores.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y a la Secretaría de Energía, quienes a partir del proyecto nacional “Clúster de Biocombustibles Gaseosos” (clave CONACYT-SENER 247006) financiaron esta tesis.

A los integrantes del Área Estratégica 11 del CBG por sus valiosos aportes a este trabajo, así como al Área Estratégica 5 “Sustentabilidad y Políticas Públicas” del Clúster de Biocombustibles Sólidos por las capacitaciones brindadas.

Al Dr. Carlos García, por depositar su confianza en mí, por su incomparable guía y dedicación a lo largo de mi formación universitaria, por alimentar mi hambre de conocimiento y por ser un excelente profesional y persona.

Al M.C. Alfredo Fuentes, por su importante contribución en mi formación universitaria y por sus valiosos comentarios en la realización de este trabajo.

Al Dr. José Núñez, por compartirme valiosa información sobre software especializado, así como por sus contribuciones para este trabajo.

Al M.C. Bernardo Sosa, por su activa participación en mi carrera universitaria y por sus apreciables aportes en mi tesis.

Al Dr. Emilio Arenas, por sus valiosas contribuciones y comentarios durante la realización de este trabajo.

Agradecimientos Personales

A la Ing. Venecia Solórzano, por ser una excelente compañera de equipo y por su infinita ayuda durante la realización de este trabajo, así como al M.C. Pavka Patiño por su apoyo en salidas de campo.

Al Dr. Ricardo Musule y a la M.C. Rosa Gallardo por su valiosa amistad, por transmitirme parte de su pasión por la ciencia y por los buenos momentos que hemos vivido juntos.

Al Laboratorio de Ecotecnologías de la ENES Morelia y a todos sus miembros pasados y presentes, por volverse un segundo hogar para mí.

A Roxanna y a Karla, por formar parte de El Dream Team, por todo el tiempo que pasamos juntos estos 4 años y medio, por todos los chistes y bromas, por las crisis existenciales, por los trabajos y proyectos que nos sacábamos de la manga, por su amistad.

A mis amigos y compañeros de la licenciatura, en especial a Andrea, Caro, Isis, Javier y Xime por los buenos momentos y por crecer juntos estos 4 años y medio.

A mis mejores amigos desde hace 7 años, a Aurora, Diego, Iris, Leo y Vivi por siempre estar a mi lado.

A María Fernanda Onofre, por su compañía, por impulsarme a cumplir mis metas y por toda la felicidad que hemos compartido juntos.

A Mau, mi hermano, por sus ocurrencias y bromas, por los juegos (en los que siempre le termino ganando) y por todo el tiempo que hemos compartido.

A mis padres, por siempre creer en mí, por su cariño incondicional, por ser el mejor ejemplo que un hijo puede tener, por toda la educación que me han dado, por el apoyo que me han brindado en los momentos difíciles, por todas las cosas que han hecho por mí.

Por último (pero no menos importante), a los contribuyentes por financiar mi educación superior en la mejor universidad del país. Espero de todo corazón que esta tesis tenga una aportación al bienestar y desarrollo de México y su gente.

Contenido

Resumen	11
Abstract.....	12
Capítulo 1. Introducción	13
1.1 Pregunta de Investigación	17
1.2 Objetivos	17
1.3 Justificación.....	18
Capítulo 2. Marco Teórico.....	20
2.1 Antecedentes	20
2.2 Marco Teórico-Conceptual	20
2.2.1 Digestión Anaerobia de Materia Orgánica.....	20
2.2.1.1 Aguas Residuales.....	23
2.2.1.2 FORSU	23
2.2.2 Análisis de Ciclo de Vida (ACV)	24
2.2.3 Sistema de Variables.....	28
Capítulo 3. Marco Metodológico	34
3.1 Análisis de Ciclo de Vida	34
3.1.1 Definición de Objetivo y Alcance	34
3.1.2 Supuestos y Consideraciones	40
3.1.3 Criterios de Asignación.....	41
3.1.4 Impactos a Evaluar	41
3.1.5 Método de Evaluación de Impactos	43
3.1.6 Análisis de Sensibilidad.....	44
Capítulo 4 Resultados.....	45
4.1 Análisis de Inventario	45
4.2 Evaluación de Impactos.....	46
4.2.1 Cambio Climático	46
4.2.2 Acidificación Terrestre	47
4.2.3 Eutrofización.....	48
4.2.4 Toxicidad Humana.....	49
4.2.5 Formación Ozono Troposférico	51
4.2.6 Uso de Energía.....	52
4.2.7 Resumen	52
4.3 Análisis de Sensibilidad	54
Capítulo 5 Discusión	57
5.1 Resumen	57
5.2 Cambio Climático	60
5.3 Acidificación Terrestre	63
5.4 Eutrofización.....	64
5.5 Toxicidad Humana.....	65
5.6 Formación Ozono Troposférico	66
5.7 Uso de Energía.....	66
Capítulo 6 Conclusiones.....	69
Referencias	71

Índice de Figuras

Figura 1. Energía primaria global en 2016 por fuente	13
Figura 2. Energía de uso final global en 2015 por fuente	13
Figura 3. Energía primaria mexicana en 2016 por fuente	14
Figura 4. Evolución histórica de producción global de biogás	16
Figura 5. Etapas en digestión anaerobia de biomasa	21
Figura 6. Diagrama de reactor UASB.....	22
Figura 7. Etapas en realización de ACV	26
Figura 8. Diagrama sistema Aguas Residuales	36
Figura 9. Reactor UASB y reactor aerobio de lodos activados en planta Aguas Residuales	36
Figura 10. Paneles fotovoltaicos en planta Aguas Residuales	37
Figura 11. Diagrama sistema FORSU.....	38
Figura 12. Molino martillo 5 HP para pretratamiento en planta piloto FORSU.....	39
Figura 13. Reactor UASB y tornillo en planta piloto FORSU	39
Figura 14. Impacto y contribución por etapa a Cambio Climático en sistemas estudiados	47
Figura 15. Impacto y contribución por etapa a Acidificación en sistemas estudiados	48
Figura 16. Impacto y contribución por etapa a Eutrofización en sistemas estudiados.....	49
Figura 17. Impacto y contribución por etapa a Toxicidad Humana en sistemas estudiados	50
Figura 18. Impacto y contribución por etapa a Formación Ozono Troposférico en sistemas estudiados	51
Figura 19. Impacto y contribución por etapa a Uso de Energía en sistemas estudiados	52
Figura 20. Impactos por etapa en Ciclo de Vida de sistema FORSU	53
Figura 21. Impactos por etapa en Ciclo de Vida de sistema AR.....	53
Figura 22. Resultados de Análisis de Sensibilidad para Cambio Climático en sistema FORSU	54
Figura 23. Resultados de Análisis de Sensibilidad para Uso Energía en sistema FORSU	55
Figura 24. Resultados de Análisis de Sensibilidad para Cambio Climático en sistema AR.....	55
Figura 25. Resultados de Análisis de Sensibilidad para Uso Energía en sistema AR.....	56
Figura 26. Comparación de impactos para Cambio Climático en FORSU	61
Figura 27. Comparación de impactos para Cambio Climático en AR	61
Figura 28. Tasa de Retorno Energético por combustible	68

Índice de Tablas

Tabla 1. Tabla comparativa categorías de impacto en ACV de sistemas de biogás	29
Tabla 2. Sistema de variables a estudiar	30
Tabla 3. Comparación entre metodologías de impacto.....	43
Tabla 4. Modelado y categorías de impacto incluidas por metodología de impacto	44
Tabla 5. Inventario de sistema Aguas Residuales	45
Tabla 6. Inventario de sistema FORSU.....	46

Lista de Unidades y Acrónimos

1,4 DB_{eq}	1,4 Diclorobenceno equivalente
ACV	Análisis de Ciclo de Vida
AR	Aguas Residuales
C₂H₄_{eq}	Etileno equivalente
CBG	Clúster de Biocombustibles Gaseosos
CED	Cumulative Energy Demand
CEMIEs	Centros Mexicanos de Innovación en Energía
CH₂O	Formaldehído
CH₄	Metano
CO	Monóxido de Carbono
CO₂	Dióxido de Carbono
CO₂_{eq}	Dióxido de Carbono equivalente
CONACYT	Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EJ	Exajoule
EPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América
FORSU	Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GWh	Gigawatt hora
GWP	Potencial de Calentamiento Global
GWRC	Global Water Research Council
H₂S	Ácido Sulhídrico
HP	Caballo de Fuerza
IPCC	Panel Intergubernamental del Cambio Climático
ISO	Organización Internacional de Estandarización
kW	Kilowatt
kWh	Kilowatt hora
MJ	Megajoule
N₂O	Óxido nitroso
NMVOCs	Compuestos Orgánicos No Volátiles Distintos del Metano
NO_x	Óxidos de nitrógeno
O₂	Oxígeno
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
PJ	Petajoule
PO₄⁻_{eq}	Fosfato equivalente
RED	Directiva de Energías Renovables de la Unión Europea
RSU	Residuos Sólidos Urbanos
S₂	Azufre molecular
SENER	Secretaría de Energía
SO₂_{eq}	Dióxido de Azufre Equivalente
SV	Sólidos Volátiles
TWh	Terawatt hora

TRE
UASB
VOCs

Tasa de Retorno Energético
Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente
Compuestos Orgánicos Volátiles

Resumen

La dependencia a los combustibles fósiles en las matrices energéticas nacionales e internacionales ha sido asociada a diversos efectos negativos para el ambiente, la economía y la sociedad. Como respuesta a esta problemática, las fuentes renovables de energía han sido propuestas como posibles soluciones, donde destaca el caso de la bioenergía, la cual permite un aprovechamiento energético de residuos de origen orgánico. Una de las opciones de bioenergía más versátiles y prometedoras es el biogás, gas compuesto principalmente por metano resultado de la digestión anaerobia de materia orgánica y que puede ser utilizado para la producción de electricidad, calor y potencia. Sin embargo, el origen renovable de estos energéticos no garantiza su sustentabilidad, por lo que los impactos ambientales directos e indirectos de su producción deben ser evaluados.

El presente trabajo se plantea como objetivo evaluar los impactos ambientales potenciales ocasionados por la producción de biogás a partir de aguas residuales (AR) y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) en dos estudios de caso en México. Para ello se desarrolló un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para la producción de electricidad a partir de biogás proveniente de dos tipos de residuos orgánicos, donde se eligió 1 kWh como unidad funcional. Los sistemas fueron evaluados de dos formas: asignando la totalidad de impactos a la electricidad y con expansión del sistema al proporcionar créditos por el reemplazo de productos de origen fósil. Se analizaron seis categorías de impacto: cambio climático, acidificación, eutrofización, toxicidad humana, formación de ozono troposférico y uso de energía. La etapa de evaluación de impacto fue realizada en el software SimaPro 8.5 con CML 2001 como metodología de impacto.

Para la categoría de cambio climático con asignación total el sistema AR obtuvo un mayor impacto con 1525 gCO₂eq contra los 577.7 gCO₂eq de FORSU. Al realizar el análisis empleando expansión del sistema, los impactos de emisiones de GEI del sistema AR se vuelven negativos, esto quiere decir que hay un beneficio ambiental neto al considerar que el sistema sustituye bombeo de agua potable y sus respectivos gastos energéticos, así como producción de electricidad de la red mexicana. Lo mismo ocurre para el caso de FORSU, donde se proporcionan créditos por la sustitución de energía de la red que es en su mayoría de origen fósil, y por la disminución del uso de fertilizantes sintéticos al emplear el digestato como fertilizante. De igual forma, esto ocurre para las otras categorías de impacto. En lo que respecta a uso de energía, el sistema FORSU obtuvo una mayor tasa de retorno energético con 1.42 al compararse con 0.15 de AR, no obstante, en nuestro último caso la mayor parte de la energía demandada es de origen renovable.

Se concluye que el método de asignación utilizado resulta clave para los resultados, pues la asignación total ocasiona que la electricidad a partir de biogás presente desventajas al ser comparada directamente con combustibles fósiles, en tanto que la expansión muestra considerables beneficios ambientales en casi la totalidad de categorías evaluadas debido a la sustitución de productos. Adicionalmente, se realizó un análisis de sensibilidad donde se determinó que el rendimiento de producción de biogás y las emisiones directas de metano son parámetros clave en los resultados de las categorías de cambio climático y uso de energía. Las mayores contribuciones a los impactos potenciales evaluados provienen de las emisiones directas de metano (fugas) y de los gases de combustión en ambos sistemas. Se espera que un monitoreo de emisiones fugitivas de metano, almacén hermético del digestato, aumentos en el rendimiento de producción de biogás y uso de convertidores catalíticos en la unidad de cogeneración reduzcan los impactos potenciales evaluados. La implementación de sistemas de producción de biogás en México resulta benéfica para el ambiente desde una perspectiva sistémica al considerarse un método de expansión del sistema, pues se pueden obtener energía útil y diversos materiales mientras se proporciona un tratamiento a residuos orgánicos.

Abstract

Fossil fuel dependence in the national and international energy matrix has been associated with numerous negative effects for the environment, economy and society. In answer to this dependence, renewable sources of energy have been proposed as a possible solution where the specific case of bioenergy excels, since it allows an energetic use of organic wastes. One of the most versatile bioenergy options is biogas, a highly energetic gas methane-rich obtained from the anaerobic digestion of organic matter, which can be used for electricity, heat and transport fuel production. Nevertheless, the renewable origin of these energetic resources doesn't guarantee their sustainability, hence their production's direct and indirect environmental impacts must be evaluated.

The objective of this thesis is to evaluate the potential environmental impacts caused by the production of biogas originated from wastewater (AR) and the organic fraction of municipal solid waste (FORSU) in two case studies in Mexico. In order to achieve this, a Life Cycle Assessment (LCA) was developed to analyze power production from biogas originated from two types of organic wastes, where 1 kWh of electricity was chosen as a functional unit. The systems were evaluated from two perspectives: allocating the totality of the environmental burdens to electricity, and with system expansion when providing credits for the substitution of fossil-originated products. Six impact categories were analyzed: climate change, acidification, eutrophication, human toxicity, photochemical oxidant formation and energy use. The impact assessment stage was performed in the software SimaPro 8.5 using CML 2001 as the impact methodology.

For the climate change category, the use of the full allocation method gives the AR system a greater impact with 1,525 gCO₂eq against the 577.7 gCO₂eq from FORSU. If the system expansion method is applied, the climate change impacts of the AR system become negative, which means that there is a net environmental benefit by considering that this system replaces water pumping and its respective energy consumption. The same applies for the FORSU case, where credits are given for the substitution of grid energy, which mostly originates from fossil fuels, and for the diminishment of synthetic fertilizer use by using the digestate as a fertilizer. In the same way, this applies to all the other impact categories assessed. With respect to energy use, the FORSU system obtained a greater energy return on investment (EROI) with a value of 1.42 when compared with the 0.15 value of the AR system; nevertheless, this last case is mostly supplied by renewable originated energy.

It is concluded that the allocation method applied is key for the results, since the total allocation method causes that electricity production from biogas shows disadvantages when directly compared with fossil fuels, while system expansion proves considerable environmental benefits in almost the totality of the impact categories assessed due to system replacement. Additionally, a sensitivity analysis was developed where it was found that biogas yield and fugitive methane emissions are key parameters in the climate change and energy use categories. The greater contributions to the assessed potential impacts come from direct methane and combustion emissions in both systems. It is expected that fugitive methane emission monitoring, sealed digestate storage, biogas yield improvements and the application of catalytic converters may reduce the assessed potential impacts. The implementation of biogas production systems in Mexico turns out as benefic for the environment from a systemic approach when considering a system expansion method, since it enables the provision of energy and diverse materials while providing an adequate treatment for organic wastes.

Capítulo 1. Introducción

Actualmente los combustibles fósiles son la principal fuente de energía a nivel mundial. Para el año de 2016 el suministro energético primario global fue de 576.14 EJ, de los cuales un 81% provino de combustibles fósiles (petróleo, carbón y gas natural, principalmente) (Fig. 1) (IEA, 2018). Por otra parte, el consumo de energía final a escala global para 2015 resultó en 392.88 EJ, de los cuales estos mismos combustibles contribuyeron en un 67% (Fig. 2) (IEA, 2017). Asimismo, del total de electricidad generada en 2015, 24,255 TWh (un 66.3%) fueron producidos a partir de dichos energéticos de origen fósil (IEA, 2017). Estas cifras ejemplifican el alto nivel de dependencia a los combustibles fósiles que presenta actualmente la matriz energética global.

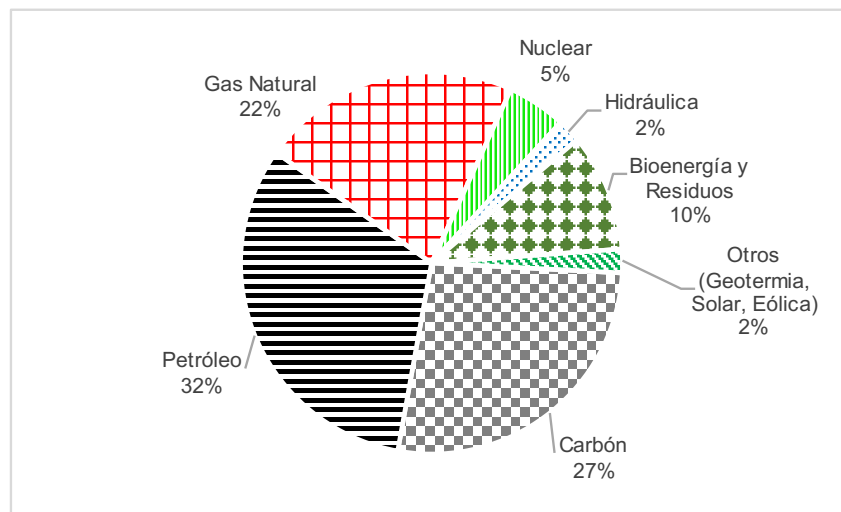


Figura 1. Energía primaria global en 2016 por fuente (Tomado de IEA, 2018).

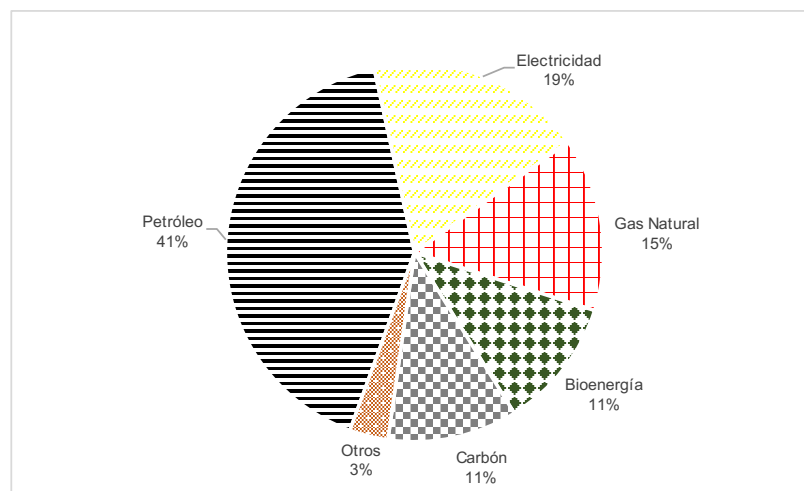


Figura 2. Energía de uso final global en 2015 por fuente (Tomado de IEA, 2017).

A su vez, esta alta dependencia a los combustibles fósiles también se ve reflejada en la matriz energética mexicana. Para el año de 2016, el consumo de energía primaria se ubicó en 7,714.23 PJ, para los cuales la contribución de dichos combustibles se situó en un 90% (Fig. 3) (SENER, 2017a). Cabe destacar el hecho que, si bien el balance entre importaciones y exportaciones resulta positivo para el caso de la energía primaria mexicana, existe un déficit en cuanto a energía secundaria en el país, lo que puede comprometer la seguridad energética de nuestro país en un mediano y largo plazo (Oswald, 2017; SENER, 2017a).

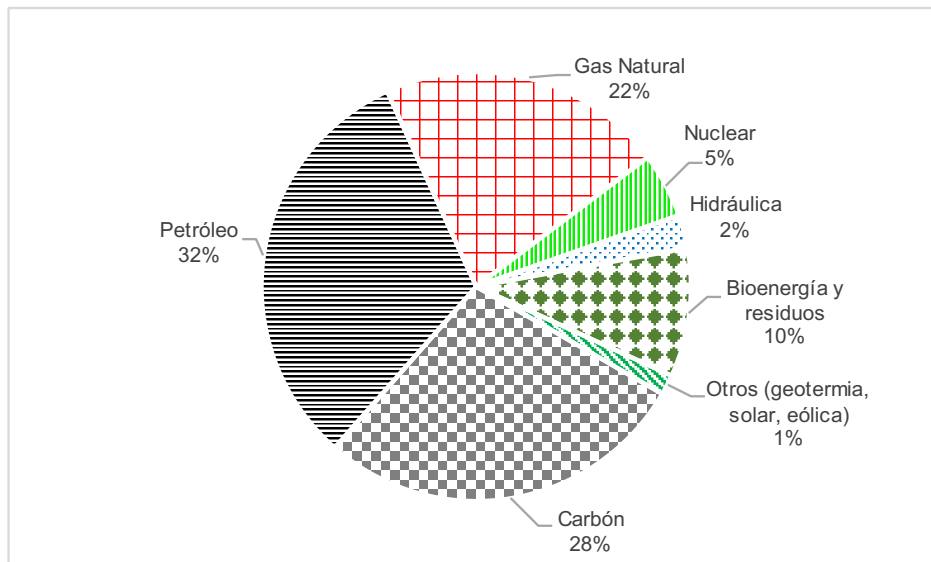


Figura 3. Energía primaria mexicana en 2016 por fuente (Tomado de SENER, 2017).

El elevado consumo de combustibles fósiles se encuentra asociado a diversos efectos negativos para la sociedad y el ambiente, como es el caso del cambio climático. Este fenómeno, definido como cambios en las dinámicas climáticas globales, ha sido impulsado en los últimos siglos por un constante aumento en las concentraciones atmosféricas de Gases de Efecto Invernadero (GEI) producto de, entre otros factores, el elevado consumo de dichos combustibles (Stocker *et al.*, 2014). Actualmente, existe suficiente evidencia científica para asociar, en 90% de probabilidad, al cambio climático con distintos efectos negativos y daños en los sistemas naturales, sociales y económicos (Field *et al.*, 2014).

En respuesta a dicha problemática global, se busca dirigir las fuentes de suministro energético globales hacia una transición que permita el uso de energía proveniente de fuentes renovables, es decir, al aprovechamiento de energéticos basados en recursos con tasas de regeneración mayores a sus tasas de consumo (EIA, 2016). A grandes rasgos, se pueden considerar como fuentes de energía renovable a la solar (fototérmica y fotovoltaica), eólica, bioenergía, geotérmica, hidráulica y maremotriz. Actualmente dichas fuentes representan el 13.7% del consumo primario, 19.3% del consumo de energía final y 23.1% de la electricidad generada a escala global (IEA, 2017). Vale la pena resaltar que, bajo el contexto político, socio-económico y tecnológico actual, se espera que la participación de

las fuentes de energía renovable en las matrices energéticas globales aumente en los próximos años (EIA, 2016).

Una de las fuentes de energía renovable con mayor potencial es la bioenergía, definida como el aprovechamiento energético de la biomasa animal y vegetal (IEA-Bioenergy, 2015). La energía contenida (energía solar captada durante la fotosíntesis almacenada como energía química) en la biomasa puede ser usada tanto para producción de calor y electricidad, como para combustible para transporte de vehículos (Aubrecht, 2006).

Algunas de las principales características y ventajas que posee la bioenergía en comparación a otras fuentes renovables de energía se mencionan a continuación:

- Versatilidad: Capaz de satisfacer un gran porcentaje de usos finales de la energía (como calor, electricidad y combustible para vehículos).
- Accesibilidad: Existe una gran diversidad de materias primas y sustratos aprovechables, los cuales se ubican a lo largo de distintos sistemas naturales y antropogénicos.
- Almacenamiento: A diferencia de otras fuentes renovables de energía que pueden resultar intermitentes, las opciones de bioenergía pueden ser usadas de acuerdo a la demanda.
- Potencial de producción doméstica: Debido a su accesibilidad y diversidad de opciones, puede ser aprovechada con recursos nacionales para así disminuir la dependencia energética (y, por ende, política y económica) a otros países, así como para fomentar industrias locales y desarrollos regionales.
- Multiescala: Permite el desarrollo de aprovechamientos a microescala (nivel hogar) y a grandes escalas (regional o nacional).
- Madurez comercial: Para algunos casos, la tecnología requerida ya se encuentra en el mercado internacional a precios asequibles (a menudo resulta la misma actualmente utilizada para combustibles fósiles).
(García, Riegelhaupt, & Masera, 2016; Wiloso & Heijungs, 2013)

En las últimas décadas ha aumentado considerablemente la producción de bioenergía a nivel global; en 1973 solamente se producían 26.83 EJ y para 2016 la cifra aumentó a 55.2 EJ, tendencia que se espera continúe en los próximos años (Muench, 2015). En la actualidad la bioenergía satisface el 9.7% del suministro energético, el 11.2% del consumo final y un 2% de la producción de electricidad a escala global (IEA, 2017; REN21, 2017).

En México la bioenergía representa un 4.7% de la energía primaria (363.61 PJ), principalmente por el aprovechamiento de leña y bagazo de caña (SENER, 2017a). No obstante, nuestro país cuenta con un elevado potencial de producción de bioenergía, el cuál, según estimaciones se encuentra situado entre 2,228 y 3,459 PJ anuales, lo que podría satisfacer cerca de la mitad del consumo energético primario de nuestro país (García, Riegelhaupt, & Masera, 2013; Rios & Kaltschmitt, 2013).

Existe una gran diversidad de opciones de bioenergía, las cuales varían de acuerdo a materia prima, método de conversión y uso final. Una de las principales clasificaciones se basa en su estado físico, la cual divide a los biocombustibles en sólidos (leña, carbón vegetal, briquetas, pellets), líquidos (biodiesel, bioetanol), y gaseosos (biogás, biometano y biohidrógeno) (Bessou, Ferchaud, Gabrielle, & Mary, 2011).

Una de las opciones de bioenergía más versátiles y prometedoras es el biogás, el cuál es el principal biocombustible gaseoso producido y utilizado globalmente (Da Costa Gomez, 2013). Resultado de la digestión anaerobia de la biomasa, el biogás se encuentra compuesto principalmente por CH₄ (40-70%), CO₂ (25-50%) y diversos gases traza (H₂S, O₂, S₂, H₂O) (Abbasi, Tauseef, & Abbasi, 2012; Buitrón, Carrillo, Alatríste, & Razo, 2016). El gas resultante puede ser aprovechado energéticamente para la generación de calor, electricidad y energía mecánica para transporte de vehículos, o bien, sometido a procesos de limpieza y mejora para obtener biometano, combustible compuesto casi en su totalidad por CH₄ (97%) con propiedades casi idénticas al gas natural (Budzianowski, 2016; Chum et al., 2011; Wellinger, Murphy, & Baxter, 2013).

Una de las ventajas del aprovechamiento energético del biogás es la gran diversidad de sustratos o materia prima que existen para su producción, entre los cuales se encuentran numerosos residuos orgánicos. Existen plantas comerciales de biogás a partir de excremento de animales (vacuno, porcino, etc.), residuos agrícolas, cultivos energéticos destinados, residuos agroindustriales, residuos sólidos urbanos, aguas residuales, entre otros (Abbasi et al., 2012).

La producción global de biogás se estima en 1.27 EJ, de los cuales cerca de la mitad proviene de países europeos (Fig. 4); en los últimos años la utilización de este biocombustible ha presentado una tasa de crecimiento anual de 11.2% (WBA, 2017). Asimismo, alrededor de 92.8 TWh eléctricos a nivel mundial son producidos a partir de biogás anualmente, así como 192.84 GWh en México (IEA, 2014; SENER, 2017b).

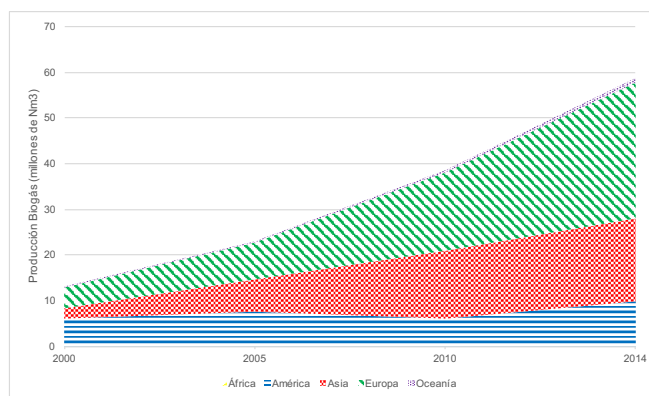


Figura 4. Evolución histórica de producción global de biogás (Tomado de WBA, 2017).

En nuestro país existe un gran potencial de producción de energía proveniente de biogás sin aprovechar, el cuál llega hasta 10.2 TWh anuales únicamente de electricidad (Rios & Kaltschmitt, 2016). No obstante, existen ciertas limitaciones y diversos aspectos que deben ser considerados para fomentar un mayor aprovechamiento energético del biogás en México. Si se desea conseguir un aprovechamiento sustentable de fuentes de energía renovables en nuestro país, se deben de considerar los impactos directos e indirectos en las distintas esferas que conforman al ambiente (García & Masera, 2016). Con fin de garantizar una producción de energía bajo criterios de sustentabilidad, se han propuesto distintos indicadores, como son neutralidad de carbono, falta de impactos a biodiversidad, ausencia de consecuencias sociales no deseadas, pruebas de que no existe afectación a recursos naturales disponibles en términos de cantidad y calidad, y beneficios económicos distribuidos equitativamente (Singh, Olsen, & Pant, 2013). En este sentido, la identificación de potenciales afectaciones al ambiente en los distintos sistemas energéticos establecidos y planeados en nuestro país adquiere gran relevancia.

1.1 Pregunta de Investigación

General: ¿Cuál es el impacto ambiental potencial de dos cadenas de producción y aprovechamiento energético de biogás en México?

Específicas:

- ¿Cómo se encuentra compuesta una cadena de producción de biogás a partir de aguas residuales y de FORSU?
- ¿Qué potenciales impactos ambientales genera cada proceso durante el ciclo de vida de una cadena de biogás?
- ¿Cuáles son los procesos más relevantes a estudiar en términos de impacto ambiental en cadenas de producción de biogás a partir de aguas residuales y de FORSU?
- ¿Qué alternativas se pueden proponer para disminuir los impactos potenciales?

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo General

Evaluar los impactos ambientales potenciales ocasionados por la producción de biogás a partir de aguas residuales y FORSU en México.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Describir dos cadenas de producción de biogás a partir de aguas residuales y FORSU.

- Cuantificar los potenciales impactos ambientales de cada proceso en una cadena de producción de biogás a partir del Análisis de Ciclo de Vida.
- Identificar los procesos con mayor impacto ambiental potencial en una cadena de producción de biogás.
- Comparar los resultados de los impactos al utilizar dos métodos, el de asignación de impactos total y el método de expansión del sistema.
- Proponer alternativas para disminuir potenciales impactos ambientales.

1.3 Justificación

La situación ambiental y socio-económica actual ha orillado a los distintos sectores de la sociedad a la búsqueda de fuentes renovables de energía costo-efectivas, eficientes y sustentables capaces de mitigar emisiones de GEI, como es el caso de la bioenergía (Singh et al., 2013). El balance de emisiones de GEI puede resultar positivo o negativo con respecto a sus contrapartes fósiles, por lo que resulta relevante su evaluación (Bessou et al., 2011).

Comúnmente se asume de manera errónea que la bioenergía es renovable por sí misma cuando, en la práctica, la medida en que esta será renovable dependerá de la cantidad de insumos no renovables dentro del sistema del producto en cuestión (Klein, Wolf, Schulz, & Weber-Blaschke, 2015). Debido a esto, un aprovechamiento de fuentes de energía renovable a escalas comerciales requiere de un análisis riguroso de aspectos clave como requerimientos de materia prima, tecnologías usadas, co-productos y residuos (Singh et al., 2013).

Una evaluación de dichas características puede realizarse mediante un Análisis de Ciclo de Vida. Dicha herramienta metodológica permite calcular los impactos ambientales potenciales de sistemas de aprovechamiento de fuentes renovables de energía y contrastar sus respectivos resultados con determinados criterios de sustentabilidad para, así, proporcionar información valiosa a los tomadores de decisiones (Singh et al., 2013)

En los últimos años se ha registrado un considerable aumento en el número de ACVs realizados a sistemas de bioenergía con distintos objetivos, los cuales van desde identificar *hotspots* (puntos críticos de los impactos) en el sistema del producto hasta la formulación de políticas públicas (Wiloso & Heijungs, 2013). A su vez, se han realizado numerosos ACVs a sistemas de producción de biogás, principalmente en países europeos (Berglund & Börjesson, 2006; Hijazi, Munro, Zerhusen, & Effenberger, 2016).

El proyecto aquí expuesto adquiere una mayor relevancia cuando se señala el hecho que en México no existen estudios previos que analicen impactos a lo largo del ciclo de vida en cadenas de producción de biocombustibles gaseosos (García & Masera, 2016).

Vale la pena resaltar que este proyecto se encuentra situado bajo el marco del Clúster de Biocombustibles Gaseosos, proyecto nacional dirigido a la investigación y desarrollo en este tipo de energéticos perteneciente al CEMIE-BIO, macroproyecto apoyado por CONACYT y el Fondo de Sustentabilidad Energética de la SENER. A su vez, este proyecto pertenece a la Línea 6 de acción del clúster, la cual, a través de análisis de ciclo de vida, cuantificación de huella de carbono y modelos económicos, busca estudiar la sustentabilidad y la inserción en políticas públicas de dichos energéticos. El presente proyecto hará uso de datos pertenecientes al Área Estratégica 11 “Sustentabilidad y Políticas Públicas” de dicho macroproyecto.

Capítulo 2. Marco Teórico

2.1 Antecedentes

Tal como se mencionó anteriormente, el elevado consumo de combustibles fósiles se encuentra ligado a numerosos impactos, como es el caso de emisiones de GEI como motores del cambio climático, alteración de ecosistemas en una escala global, así como riesgos para la seguridad e independencia energética. Esta situación ha orillado a gobiernos e instituciones de todo el mundo (incluido México) a buscar nuevas fuentes de energía renovable capaces de satisfacer la demanda y sustituir satisfactoriamente a los energéticos de origen fósil.

El contexto energético actual de nuestro país ha motivado a distintas instituciones gubernamentales a fomentar y promover el aprovechamiento de fuentes de energía renovable a través de diversos macroproyectos. Uno de estos corresponde al Fondo Sectorial en Sustentabilidad Energética, cuyo objetivo es impulsar la investigación científica y aplicada en materia de fuentes renovables de energía (CONACYT, 2014). A su vez, dicho macroproyecto se encuentra compuesto por Centros Mexicanos de Innovación en Energía (CEMIEs), agrupaciones de instituciones académicas, gubernamentales y privadas dedicadas al desarrollo de tecnologías; existe un CEMIE para cada fuente de energía renovable, como es el caso de la bioenergía. El CEMIE dedicado a la investigación y promoción de la bioenergía, CEMIE-Bio, se encuentra conformado por cinco clústers, donde cada uno está enfocado a un área específica del espectro de la bioenergía, como es el caso de los biocombustibles gaseosos.

El Clúster de Biocombustibles Gaseosos tiene como objetivo incentivar la investigación para el desarrollo de tecnología para la producción de energía del biogás, biometano y biohidrógeno en México a partir de biomasa residual. Una de sus líneas de investigación se dedica a evaluar los impactos socio-económicos y ambientales de tecnologías de generación de energía a partir de dichos biocombustibles. Bajo el marco de dicha línea de investigación se encuentra la presente tesis de licenciatura, la cual usará datos obtenidos de dicho proyecto de investigación.

2.2 Marco Teórico-Conceptual

2.2.1 Digestión Anaerobia de Materia Orgánica

Cómo se mencionó anteriormente, el biogás es un combustible rico en CH_4 que puede ser obtenido a través de la digestión anaerobia de la biomasa. Dicho proceso bioquímico consiste en la fermentación de materia orgánica en ausencia de oxígeno a partir de 4 etapas principales (Fig. 5):

1. Hidrólisis: Las diversas macromoléculas presentes en el sustrato (ej. proteínas, grasas, carbohidratos) son descompuestas en polímeros sencillos (ej. aminoácidos, azúcares, ácidos grasos).
 2. Acidogénesis: Los polímeros resultantes son fermentados en condiciones de bajo pH para conformar ácidos grasos volátiles como propionato, butirato y alcoholes varios.
 3. Acetogénesis: Una vez fermentadas, dichas moléculas son metabolizadas por distintas bacterias, produciendo ácido acético, hidrógeno y CO₂ en el proceso.
 4. Metanogénesis: Finalmente, bacterias de características acetotróficas, hidrogenotróficas y metilotróficas consumen ácido acético, hidrógeno y metilo producido en las etapas anteriores, respectivamente, para generar CH₄.
- (Abbasi et al., 2012)

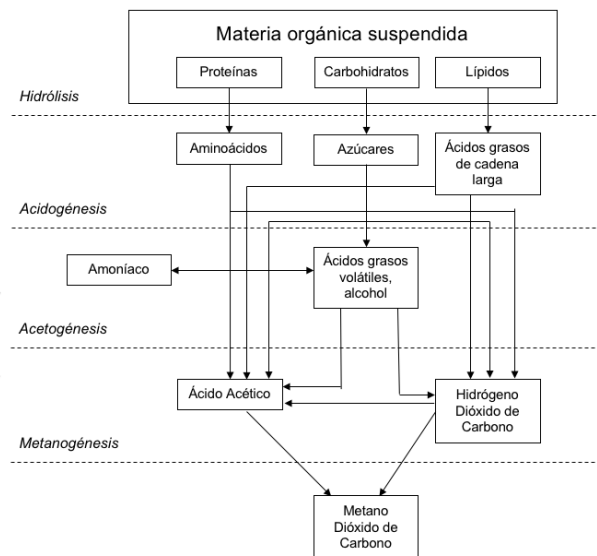


Figura 5. Etapas en digestión anaerobia de biomasa. Adaptado de de Mes et al, 2003.

La digestión anaerobia tendrá como principal producto al biogás, gas con idóneas características para ser usado como combustible (55-65% CH₄, 35-45% CO₂ y distintos gases traza), y como co-producto al digestato, residuo sólido de la fermentación rico en nutrientes (Abbasi et al., 2012). Aspectos clave en la digestión como la proporción de CH₄ en el gas y el mismo rendimiento de producción de biogás serán determinados por distintos factores como temperatura, pH, tiempos de retención, mezclado y toxicidad (de Mes, Stams, Reith, & Zeeman, 2003).

Existe una gran diversidad de sustratos que pueden ser aprovechados para la generación de biogás, entre los cuales destacan cultivos y residuos agrícolas, estiércol y residuos animales, RSU, cultivos y residuos forestales, malezas, residuos industriales, aguas residuales, algas marinas, entre otros (Abbasi et al.,

2012). La cantidad de materia orgánica biodegradable determinará el rendimiento de biogás obtenible para cada sustrato (Murphy & Thanasit, 2013).

Por su parte, hay una gran diversidad de biodigestores disponibles para la fermentación anaerobia de materia orgánica, los cuales pueden ser diseñados de una etapa o de múltiples etapas, secos o húmedos, por lote o continuos, con o sin agitación, mesofílicos o termofílicos (Murphy & Thanasit, 2013). A grandes rasgos, el funcionamiento de un digestor estándar puede representarse en la Fig. 6, donde se muestra un reactor UASB, uno de los diseños más comunes. El sustrato entra por la parte inferior, donde se desarrolla la fermentación, mientras que el gas es separado para salir por la parte superior y el digestato es liberado debido al aumento en el volumen del reactor.

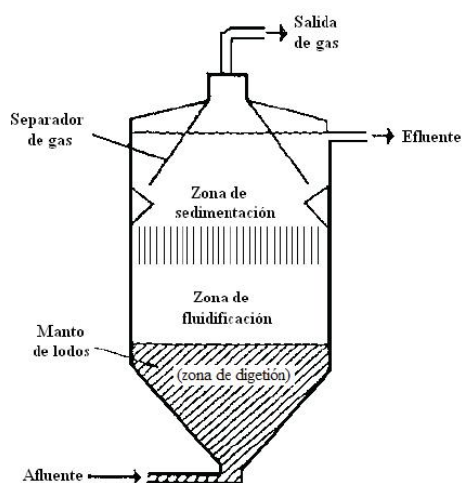


Figura 6. Diagrama de reactor UASB. Tomado de Méndez-Novelo *et al*, 2012.

El biogás posee diversas aplicaciones, desde cocción de alimentos en pequeñas estufas de gas hasta cogeneración de electricidad y calor útil en turbinas de gas industriales. Por su parte, el digestato producido durante la digestión puede ser utilizado como un fertilizante orgánico en algunos casos (Abbasi *et al.*, 2012). Asimismo, el biogás puede ser sometido a procesos de limpieza y mejora en donde el CO_2 y los demás gases traza son removidos para obtener un gas con 97% o más de CH_4 denominado biometano, el cual puede reemplazar directamente el uso de gas natural en centrales eléctricas, de calor, y en motores de vehículos (Da Costa Gomez, 2013). Sumado a lo anterior, la producción de biogás tiene un alto potencial para proporcionar un tratamiento adecuado a residuos orgánicos, los cuáles, de no poseer una disposición adecuada, pueden emitir CH_4 y otros gases con potencial de contribución al cambio climático (Wellinger *et al.*, 2013).

2.2.1.1 Aguas Residuales

Se conoce como agua residual a toda descarga de agua proveniente de actividades domésticas, urbanas, industriales o agrícolas que llega a algún medio receptor, comúnmente a acuíferos superficiales como ríos, lagos y mares (Ramalho, 1990). Estas descargas de agua, dependiendo de su origen y fuente de emisión, contienen una gran cantidad de contaminantes, los cuales pueden clasificarse en orgánicos (materia orgánica en distintos estados de descomposición), inorgánicos (iones, metales pesados, compuestos tóxicos, etc.) y físicos (cambios en temperatura, color, turbidez, espumas, entre otros) (Ramalho, 1990). La descarga de aguas residuales en acuíferos provoca numerosos impactos negativos para los sistemas naturales y sociales, como eutrofización, consumo de oxígeno disuelto, aumento en cantidad de patógenos diversos, olores desagradables, entre otros (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Una forma de contrarrestar dichos efectos negativos es a través de la operación de PTARs las cuales son definidas como “infraestructura diseñada para recibir aguas residuales y remover materiales que degraden la calidad del agua o pongan en riesgo la salud pública cuando se descarguen a cuerpos o cauces receptores” (CONAGUA, 2014). En México únicamente recibe algún tipo de tratamiento el 46 y 29% de las aguas residuales de origen urbano e industrial, respectivamente (CONAGUA, 2014).

Dichas plantas hacen uso de distintos procesos de tratamiento primario (físico), secundario (biológico) y terciario (químico) para reducir los impactos ambientales de sus aguas residuales y para mejorar la calidad del efluente (Ramalho, 1990). Algunas operaciones de estas plantas hacen uso de la digestión anaerobia para reducir la cantidad de contaminantes orgánicos en el agua, obteniendo biogás aprovechable en el proceso (Mills, Pearce, Farrow, Thorpe, & Kirkby, 2014). El contenido orgánico de las aguas residuales determinará los potenciales teóricos y técnicos de generación de biogás (Rios & Kaltschmitt, 2016).

2.2.1.2 FORSU

Los residuos pueden ser clasificados de acuerdo a su origen o características, siendo los más comunes y abundantes los residuos sólidos urbanos (RSU), originados en zonas urbanas como consecuencia de actividades domésticas y comerciales. Actualmente la generación anual de RSU a nivel global se estima en 1×10^9 toneladas, cifra que se espera aumente en las próximas décadas debido al crecimiento poblacional y económico (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012). Únicamente en México se generaron 42,105 millones de toneladas de RSU en el año de 2012, según cifras oficiales (SEMARNAT, 2015).

Una fracción importante de dichos residuos corresponde orgánicos provenientes de zonas residenciales y restaurantes, plantas de procesamiento de alimentos, parques y jardines. Esta porción, denominada fracción orgánica de residuos

sólidos urbanos (FORSU), puede provocar distintos impactos negativos de ser generados en grandes cantidades y dispuestos de forma incorrecta, como contaminación del aire resultado de su descomposición, emisiones de GEI, contaminación de acuíferos cercanos por lixiviación, olores desagradables para las poblaciones cercanas, entre otros (ISWA, 2015).

En respuesta a esto, en las últimas décadas se ha promovido el uso de sistemas de digestión anaerobia para proporcionar un tratamiento a la FORSU y, de manera simultánea, producir combustibles con valor económico como biogás (Evangelisti, Lettieri, Borello, & Clift, 2014). Actualmente existen alrededor de 1,000 plantas de biogás que utilizan FORSU como sustrato en países europeos como Alemania, Reino Unido, Italia, Suecia, entre otros. El biogás generado en estas plantas es utilizado para la producción de calor, electricidad y combustibles para vehículos (Ardolino, Parrillo, & Arena, 2018).

2.2.2 Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

A partir de la década de los 60, la crisis ambiental incipiente provocó cambios en el paradigma económico imperante, puesto que se propuso cambiar la conceptualización clásica de la economía como un consumo en continuo crecimiento de recursos provenientes de reservorios infinitos; el nuevo modelo propuesto incluía un énfasis en la conservación de la calidad de los *stocks* en sistemas cerrados y sería bautizado como economía ecológica (Blomsma & Brennan, 2017).

Este paradigma incipiente influyó directamente la formación de la economía circular, enfoque teórico que busca la optimización del uso de recursos a través de la reincorporación de los residuos a ciclos de producción de forma circular, con lo que busca obtener beneficios económicos y ambientales al imitar a los ciclos de recursos en la naturaleza (Gallaud & Laperche, 2016; Robertson, 2017).

Por su parte, este nuevo paradigma influyó en la creación de la ecología industrial, enfoque sistémico basado en el principio de que los sistemas industriales dependen de los sistemas naturales, por lo que la optimización en el uso de recursos y la minimización de residuos se vuelven esenciales (Gallaud & Laperche, 2016). Este enfoque teórico se basa en el estudio de productos individuales (y sus respectivos impactos ambientales potenciales) durante las distintas etapas de su vida útil (considerando tanto flujos de entrada como de salida) (Graedel & Allenby, 2010).

La ecología industrial presenta características muy particulares, como su analogía a sistemas biológicos, enfoque sistémico, énfasis en la innovación tecnológica y en la participación de empresas privadas, búsqueda de desmaterialización y eco-eficiencia, perspectiva prospectiva y principio de “producción más limpia” (Graedel & Allenby, 2010; Lifset & Graedel, 2002).

Entre las numerosas metodologías utilizadas bajo el marco de la ecología industrial destaca el caso del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), el cual también es comúnmente usado para cuantificar los impactos ambientales potenciales de la producción y aprovechamiento de cadenas de diversos productos y servicios, como es el caso de fuentes renovables de energía como la bioenergía (Bessou et al., 2011; Graedel & Allenby, 2010).

El Análisis de Ciclo de Vida consiste en la recopilación y evaluación de las entradas y salidas así como sus respectivos impactos ambientales del sistema de un producto a lo largo de su ciclo de vida, desde la adquisición de materia prima a la producción, uso, tratamiento, reciclaje y disposición final (ISO, 2006a, 2006b).

El objetivo de un ACV es la cuantificación y caracterización de los flujos materiales involucrados en el ciclo de vida de un producto, para así especificar sus respectivos impactos ambientales potenciales y considerar alternativas que puedan reducir dichos impactos (Graedel & Allenby, 2010). En concordancia con el marco de la ecología industrial, dicha metodología no mide directamente impactos ambientales, sino que, de una manera prospectiva, mide la dimensión en la que determinado cambio de origen antropogénico puede desarrollar impactos potenciales en algún sistema (Deutz & Ioppolo, 2015).

Algunas de las características que posee el ACV y que lo distinguen de otras metodologías de evaluación de impactos ambientales son su perspectiva sistémica o de ciclo de vida (en la que se busca incluir todos los procesos relevantes para la elaboración de un producto), su cobertura de un amplio rango de problemas ambientales (con el fin de evitar casos de *burden shifting*¹), su carácter cuantitativo (el cual facilita la comparación entre procesos y productos) y sus robustas bases científicas (sus complejos modelos de relación de impactos ambientales se encuentran basados en causalidades comprobadas) (Bjørn, Owsianiak, Molin, & Laurent, 2018).

A finales de la década de los 60 surgen los primeros estudios de esta naturaleza a cargo del Midwest Research Institute para envases de la compañía Coca Cola; dichos estudios únicamente se enfocaban en el consumo de recursos y manejo de residuos y recibían el nombre de *Resource and Environmental Profile Analysis*. Posteriormente, a lo largo de las siguientes décadas dicha metodología fue replicada por el sector privado europeo con el fin de comparar empaques de productos, así como por varios institutos científicos en los Estados Unidos, como la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (Bjørn, Owsianiak, Molin, & Hauschild, 2018; Heijungs & Guinée, 2012).

¹ Circunstancia presente dentro del marco de ACV cuando los esfuerzos por disminuir algún impacto ambiental intencionalmente aumentan otros tipos de impacto ambiental (ej. medidas para mitigar cambio climático que poseen mayores impactos en acidificación) (Bjørn, Owsianiak, Molin, & Laurent, 2018).

Si bien en los 90 se registró un aumento considerable en la realización de estudios de esta naturaleza y en la colaboración entre científicos, consultorías y el sector industrial, no existía un consenso internacional en cuanto a su marco, terminología y metodología (Bjørn, Owsianiak, Molin, & Laurent, 2018). No sería hasta mediados de esa década que ISO estandarizaría la metodología de ACV a través de la publicación de las normas ISO serie 14040, las cuales fueron revisadas, actualizadas y agrupadas en 2006 dentro de las normas ISO 14040 (Principios y marco) e ISO 14044 (Requisitos y directrices) (Bjørn, Owsianiak, Molin, & Hauschild, 2018; Finkbeiner, 2014). Dichas normas fueron actualizadas en 2006 y rigen actualmente esta metodología a nivel internacional.

De acuerdo a las normas anteriormente mencionadas, la realización de un ACV debe cumplir con las siguientes etapas (Fig. 7):

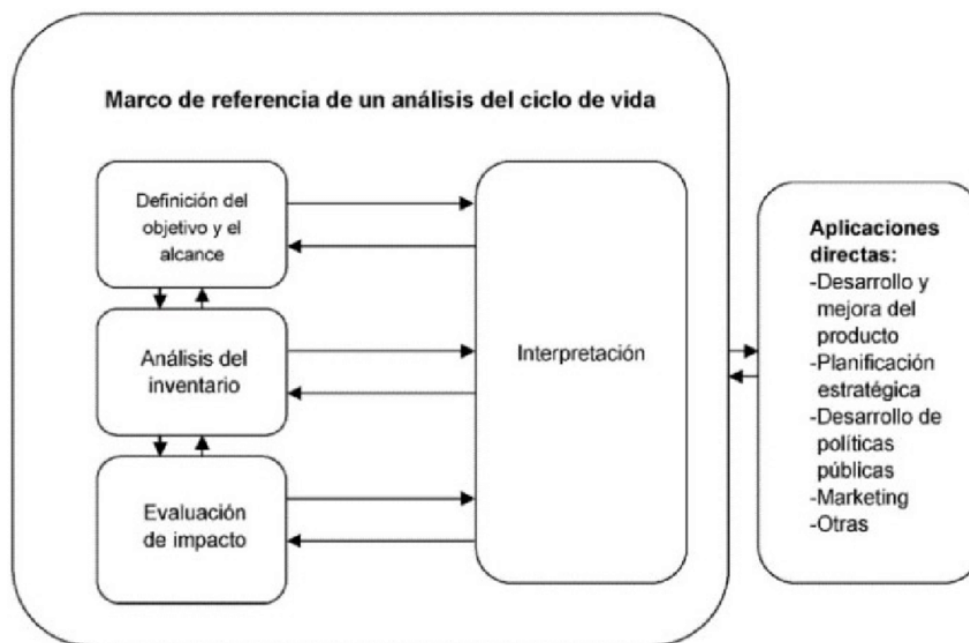


Figura 7. Etapas en realización de ACV (Tomado de ISO, 2006a).

1. Definición de Objetivos y Alcance: Definición de criterios para modelo a construir y cálculos a realizar basado en cuestiones subjetivas. Se incluyen:
 - a. Definición de objetivo: Descripción de las razones por las cuales se lleva a cabo el estudio, así como del público al que se encuentra dirigido.
 - b. Elección de unidad funcional: Concepto clave para el ACV entendido como "rendimiento cuantificado del sistema de un producto a usar como unidad de referencia". Dicha unidad permite proporcionar una referencia que relacione entradas y salidas del sistema, y se encuentra relacionada con la función del sistema, así como con el objetivo y alcance del estudio.
 - c. Delimitación de sistema: Procesos incluidos en el estudio.

- d. Selección de criterios de inclusión: Umbral con alguna base física (masa, impacto) bajo la cual los procesos o impactos no son tomados en cuenta por los resultados del estudio; esto con el fin de simplificarlo y enfocarse en los procesos significativos.
 - e. Operación ante multifuncionalidad: Criterio considerado para “repartir” impactos cuando un mismo proceso posee 2 o más productos o subproductos. Comúnmente se procede con la expansión del sistema (créditos a algún proceso o producto por reemplazar a otro con mayores impactos) o asignación (división de impactos entre procesos basado en algún criterio físico o económico).
 - f. Declaración de limitaciones y supuestos.
 - g. Alcance geográfico y temporal: Declaración de adherencia de datos a utilizar (y, por ende, resultados) a cierto periodo histórico o a alguna escala geográfica (basada en la representatividad del sistema estudiado).
 - h. Definir el tipo de ACV: Existen 2 tipos de ACV, el atribucional, basado en datos promedio y que permite identificar *hotspots* dentro del sistema estudiado, y el consecuencial, basado en datos marginales y que hace uso de modelación económica para identificar cambios en el mercado. El enfoque usado tendrá importantes repercusiones en los resultados obtenidos.
2. Análisis de Inventario: Recopilación de datos de interés para el estudio y la metodología (consumo de recursos, consumo de energía, procesos de transformación, emisiones a suelos, agua y aire, residuos generados). Dichos datos pueden ser obtenidos de forma directa (mediciones *in situ*, entrevistas con encargados de sistemas, revisión de inventarios), o bien, de forma indirecta (usando bases de datos). El producto de esta etapa es un diagrama de procesos incluidos en sistema a estudiar, así como una lista de inventario de recursos, residuos y emisiones.
3. Evaluación de Impacto: Evaluación de importancia relativa de los impactos, entendiendo a estos como la relación entre un agente detonante capaz de producir algún cambio en las propiedades ambientales y el grado en que dicho cambio es producido. En otras palabras, en esta etapa las entradas y salidas del sistema son evaluadas en función de sus potenciales impactos ambientales. Existen numerosas metodologías para esta etapa, las cuales presentan diferencias entre sí en términos de su modelado (*midpoint*, basado en impactos intangibles y medidos en términos másicos de determinada sustancia, y *endpoint*, basado en daños a determinadas áreas de protección ambientales al volver el modelado más complejo) y de su alcance geográfico. Esta etapa se divide en 3 sub-etapas obligatorias (selección de categorías de impacto, clasificación y caracterización) y 3 opcionales (normalización, ponderación y agrupación):
- a. Selección de categorías de impacto: En relación a los objetivos y alcance, se eligen los indicadores de impacto ambiental por utilizar, así como la metodología con la que estos serán evaluados.

- b. Clasificación: Los flujos elementales procedentes del inventario son asignados a una o varias categorías de impacto en las cuales exista información que compruebe su contribución (ej. emisiones de CO₂ a categoría de calentamiento global).
 - c. Caracterización: Se evalúan los flujos elementales en el sistema de acuerdo a su contribución a determinada categoría de impacto, obteniendo como resultado el impacto potencial de cada categoría.
 - d. Normalización: Contraste entre los impactos ambientales potenciales obtenidos y ciertos valores de referencia para facilitar la comparación al convertirlos a una misma unidad.
 - e. Ponderación: Priorización de categorías de impacto de acuerdo a su relevancia social tras la adición de factores de peso.
 - f. Agrupación: Asignación de categorías de impacto a conjuntos basados en algún criterio subjetivo o de construcción del indicador.
4. Interpretación: Formulación de conclusiones, recomendaciones y puntos a mejorar basados en algunas comprobaciones. Cabe mencionar que ninguna de estas comprobaciones es obligatoria *per se*, pero el realizarlas está ampliamente recomendado, como análisis de incertidumbre, de contribución y de sensibilidad.
(Graedel & Allenby, 2010; Hauschild, Rosenbaum, & Olsen, 2018; ISO, 2006a, 2006b; Rehl, Lansche, & Müller, 2012)

2.2.3 Sistema de Variables

Las variables de interés para la presente investigación (categorías de impacto, de acuerdo a la metodología de ACV) fueron seleccionadas de acuerdo a los siguientes criterios:

- Objetivo y alcance del estudio.
- Categorías de impacto utilizadas en ACVs provenientes de la literatura científica (Tabla 1).
- Representatividad de las condiciones mexicanas y latinoamericanas en factores de emisión y datos secundarios utilizados.

Estudio	Ardolino et al, 2018	Jin et al, 2015	Morero et al, 2017	Pérez-Camacho et al, 2018	Li et al, 2017	Pasqualino et al, 2009
Biocombustible	Biogás y Biometano	Biogás	Biogás	Biogás	Biogás	Biogás
Sustrato	FORSU	FORSU	FORSU	FORSU	AR	AR
Metodología Utilizada	Impact 2002+	CML	ReCiPe	ReCiPe	CML	CML
Categorías de Impacto	Acidificación Acuática	X				
	Acidificación Terrestre	X	X	X	X	X
	Agotamiento Agua				X	
	Agotamiento Capa Ozono	X			X	X
	Agotamiento Recursos Abióticos				X	X
	Cambio Climático	X	X	X	X	X
	Ecotoxicidad Acuática	X			X	
	Ecotoxicidad Terrestre	X			X	X
	Ecotoxicidad Marina				X	
	Energía No Renovable (Agotamiento Fósiles)	X		X	X	
	Eutrofización Acuática	X	X	X	X	X
	Eutrofización Marina				X	
	Extracción Minerales	X				
	Material Particulado			X	X	
	Ocupación Suelo	X		X	X	
	Orgánicos Respiratorios	X				
	Oxidación Fotoquímica	X	X	X	X	X
	Radiación Ionizante				X	
	Toxicidad Humana	X	X	X	X	X
	Uso Energía					

Tabla 1. Tabla comparativa categorías de impacto en ACVs de sistemas de biogás (Elaboración propia).

De acuerdo a lo anterior, las siguientes categorías de impactos serán incluidas en el presente estudio (Tabla 2):

Área de Protección	Variable	Parámetro	Unidad de Medición
Ambiente Natural	Cambio Climático	Emisiones GEI	kg CO ₂ eq
	Acidificación Terrestre	Emisiones Sustancias Ácidas	kg SO ₂ eq
	Eutrofización	Emisiones Sustancias Alto Contenido Nutrientes	kg PO ₄ -eq
Salud Humana	Potencial Toxicidad Humana	Emisiones Sustancias Tóxicas	kg 1,4-DB eq
	Formación Ozono Troposférico	Emisiones Compuestos Oxigenados Reactivos	kg C ₂ H ₄ eq
Recursos Naturales	Uso de Energía	Tasa de Retorno Energético	%

Tabla 2. Sistema de variables a estudiar (Elaboración propia).

Las categorías de impacto incluidas serán descritas a continuación:

2.2.3.1 Cambio Climático

Tal como se mencionó anteriormente, el cambio climático puede ser definido como: “cambio en el estado climático que puede ser identificado por cambios en la media y variabilidad de sus propiedades, y que persisten por periodos extendido de tiempo, generalmente décadas o más” (IPCC, 2014).

De manera natural la atmósfera terrestre retiene parte de la energía proveniente del Sol, lo que provoca un efecto invernadero que permite la presencia de temperaturas cálidas y estables en nuestro planeta esenciales para el desarrollo de la vida. Los gases presentes en la atmósfera que absorben la energía solar reflejada son el CO₂, CH₄, N₂O, entre otros, gases conocidos como GEI. No obstante, en los últimos siglos se ha registrado un aumento sin precedentes en las concentraciones atmosféricas de dichos gases causado por la actividad humana, lo que ha dado como resultado un aumento en la temperatura terrestre (Stocker et al., 2014).

Este cambio climático global presenta numerosas consecuencias negativas, como es el caso de las siguientes:

- Aumento de la temperatura superficial.
- Aumento de la temperatura de los océanos.
- Derretimiento de glaciares y bloques de hielo polar, que desencadena un aumento en el nivel del mar a escala global.
- Aumento en contenido de vapor de agua en la atmosfera, con episodios de climas extremos más frecuentes como consecuencia.
- Sequías.

- Incendios.
 - Precipitaciones de mayor intensidad y consecuentes inundaciones.
 - Alteración de sistemas hidrológicos, con repercusión en disminuciones en cantidad y calidad de agua potable.
 - Acidificación de los océanos.
 - Cambios en hábitos y distribución de especies vegetales y animales.
 - Modificaciones en vectores de enfermedades infecciosas.
 - Alteraciones en rendimientos agrícolas.
- (Stocker et al., 2014)

Existe un indicador consensado a escala internacional para la evaluación de cambio climático en estudios de esta naturaleza, el GWP (Potencial de Calentamiento Global). Dicho indicador se encuentra basado en el forzamiento radiativo (absorción de radiación térmica) de una unidad de CO₂ durante un periodo de 100 años (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

2.2.3.2 Acidificación Terrestre

Dicha categoría engloba una amplia variedad de efectos negativos en suelos, acuíferos, vegetación, organismos, cultivos, etc., provocados por la emisión de sustancias con un bajo pH. De forma más específica, esta categoría de impacto se refiere a una disminución en la capacidad del ecosistema para neutralizar ácidos, entendidos como sustancias que liberan iones de hidrógeno (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

Los principales efectos negativos ocasionados por dichas sustancias son:

- Daño foliar en plantas y cultivos.
 - Cambios en pH de suelos, lo que causa la liberación de iones metálicos que pueden resultar tóxicos para el desarrollo vegetal de plantas y cultivos.
 - Daños varios a flora y fauna por cambios en pH de acuíferos superficiales.
 - Desgaste de estructuras y materiales antropogénicos.
- (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018)

Algunas de las sustancias con un mayor potencial de acidificación son los óxidos de azufre (SO₂, SO₃), óxidos de nitrógeno (NO, NO₂), amonio (NH₃), y ácidos fuertes como ácido sulfúrico (H₂SO₄) y clorhídrico (HCl). Estas sustancias son emitidas a la atmósfera en procesos de combustión en plantas de producción eléctrica, motores de combustión, incineradores de residuos, entre otros (Guinée, 2004; Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

2.2.3.3 Eutrofización

Categoría que se refiere a la emisión en exceso de macronutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), lo que provoca aumentos en la productividad de biomasa acuática desencadenando disminuciones en la calidad de agua y alteraciones en la composición de especies dentro del ecosistema (Guinée, 2004).

De encontrarse disponibles, dichas moléculas serán integradas en la cadena alimenticia al ser consumida por algas o plantas acuáticas. El crecimiento de dichas poblaciones puede dificultar el paso de la luz solar a los estratos más profundos en los acuíferos, ocasionando estratificaciones debido a los gradientes de temperatura. Existe la posibilidad de que la estratificación del acuífero impida que el agua rica en oxígeno de los estratos superiores se mezcle, lo que puede provocar una reducción en las concentraciones de oxígeno en los estratos inferiores, afectando a la flora y fauna. Finalmente, la hipoxia o anoxia existente en el acuífero puede facilitar la emisión de distintas sustancias tóxicas y contaminantes (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

Actualmente, la principal fuente de macronutrientes para los ecosistemas naturales es la agricultura, ya que las altas concentraciones de nutrientes presentes en los fertilizantes industriales llegan a los acuíferos por medio de la escorrentía y la lixiviación de los mismos. De igual manera, las aguas residuales de origen doméstico e industrial carentes de un tratamiento eficaz son consideradas una fuente importante de dichas emisiones (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

2.2.3.4 Toxicidad Humana

Como su nombre señala, esta categoría incluye los efectos negativos en la salud humana producto de la presencia de sustancias tóxicas en el ambiente. De acuerdo a la teoría, la toxicidad estará determinada por la cantidad emitida, movilidad, persistencia y patrón de exposición de cada sustancia (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

Esta cantidad incluye un gran conjunto de sustancias químicas con diversos efectos en la salud humana, donde, debido al interés público e institucional, destaca el caso de aumentos en riesgo de cáncer. Vale la pena destacar la influencia que tendrán actividades industriales en esa categoría debido a las grandes cantidades de sustancias químicas que manejan (Guinée, 2004).

Las particulares condiciones de exposición, movilidad y toxicidad de cada sustancia, sumado a los diferentes patrones de comportamiento y hábitos alimentarios requeridos para calcular los distintos factores de toxicidad causan que el modelado de esta categoría sea especialmente complejo, por lo que los resultados entre metodologías de impacto cambiarán considerablemente. Una de las unidades más comunes para su medición son kg de 1,4 DB_{eq} (1,4 Diclorobenceno equivalente) (Guinée, 2004).

2.2.3.5 Formación Ozono Troposférico

Esta categoría de impacto hace referencia a la emisión de compuestos químicos fotoactivos en la tropósfera, estrato inferior de la atmósfera. Dichos fotooxidantes son resultado de reacciones de oxidación entre ozono, VOCs y CO (en

presencia de NO_x), y, en conjunto con determinadas condiciones meteorológicas, pueden provocar episodios de *smog* en zonas densamente pobladas (Guinée, 2004; Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

La emisión y posteriores reacciones de estas sustancias causa efectos negativos en el ambiente. En términos antrópicos, un aumento en la concentración de ozono y moléculas afines provoca daños en tejido y tracto respiratorio (así como una reducción en la esperanza de vida y daños a materiales), mientras que los impactos a la vegetación se concentran en daños en sus órganos fotosintéticos (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

Las fuentes de emisión más comunes de dichas sustancias son el transporte motorizado, la explotación de hidrocarburos, procesos de combustión con insuficiente oxígeno y sistemas de transformación de residuos. La unidad para medir dicha categoría depende de la metodología utilizada, pero comúnmente se utilizan los kg de C_2H_4 equivalente (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

2.2.3.6 Uso de Energía

Una evaluación de fuentes energéticas renovables debe incorporar balances de energía para demostrar una ganancia neta para el sistema o tecnología aplicada. Algunos de los indicadores propuestos son la Tasa de Retorno Energético (TRE) y el Tiempo de Recuperación de la Energía, los cuáles establecen relaciones entre insumos energéticos y su producción para algún uso o aplicación final (Laurent, Espinosa, & Hauschild, 2018). La TRE puede definirse como el cociente de la división entre la energía producida por el sistema y la que es consumida durante su ciclo de vida.

Capítulo 3. Marco Metodológico

3.1 Análisis de Ciclo de Vida

Tal como señalan las normas ISO pertinentes, un ACV consiste en las siguientes etapas: definición de objetivo y alcance, análisis de inventario, evaluación de impacto e interpretación (ISO, 2006a). Se realizó un ACV para cada cadena de producción de biogás con el fin de evaluar sus impactos de forma individual y, posteriormente, comparar los resultados arrojados.

Se utilizó el software especializado en ACV *Simapro 8.5.2* para la etapa de evaluación de impactos. Dicho programa, desarrollado en Países Bajos por la consultora *Pré Sustainability*, facilita la organización de información para el desarrollo de ACVs, así como el cálculo de resultados y el acceso a diversas bases de datos.

Los datos de las cadenas estudiadas fueron recolectados directamente en campo a partir de cuestionarios y de visitas realizadas a dos plantas de producción de biogás. En aquellos casos en los que no se pudo obtener algún dato en campo debido a falta de disponibilidad o a la complejidad de su medición se hizo uso de fuentes secundarias de datos (práctica común en los ACV), entre las cuales destacan las bases de datos Ecoinvent 3.1 y BioGrace II:

1. Ecoinvent 3.1: Base de datos de ciclo de vida desarrollada en Suiza. Debido a la gran cantidad de datos de inventario de ciclo de vida que posee, es la base de datos más utilizada a nivel mundial. Alberga datos específicos sobre procesos de producción y distribución de materiales, energéticos, transporte, productos, servicios, procesos agrícolas, gestión de residuos, entre otros.
2. BioGrace II: Herramienta de cálculo desarrollada por la RED de la Unión Europea para cálculos de emisiones GEI durante el ciclo de vida de cadenas de producción de biocombustibles. Alberga una gran cantidad de datos armonizados sobre inventario de ciclo de vida para producción de electricidad, calor y enfriamiento a partir de biomasa.

3.1.1 Definición de Objetivo y Alcance

El objetivo del ACV a realizar es determinar los potenciales impactos ambientales para las categorías de cambio climático, acidificación terrestre, eutrofización, toxicidad humana, formación de ozono troposférico y uso de energía de 2 sistemas de producción y aprovechamiento energético de biogás (en forma de electricidad) a partir de aguas residuales y de FORSU. Los datos de dichas cadenas productivas corresponden al periodo comprendido entre los meses de enero y octubre de 2018.

Siguiendo lo dictado por la norma ISO 14040, se debe elegir una unidad funcional para relacionar numéricamente a las entradas y salidas del sistema estudiado con su función. Cuando se realiza un ACV de sistemas energéticos se acostumbra utilizar alguna unidad de energía como unidad funcional (ej. MJ, kWh, MWh, etc.) con el fin de facilitar la comparación entre distintas fuentes y tecnologías (Laurent et al., 2018). Debido a que en ambos sistemas se está considerando la conversión a electricidad como uso final, la unidad funcional usada en ambos sistemas será 1 kWh de electricidad producida.

El enfoque seguido por este ACV será atribucional y del tipo *cradle to grave*, donde se incluirán la recolección de materia prima, pretratamiento, procesamiento, digestión anaerobia, uso energético y gestión de residuos. Para aquellos sistemas en donde actualmente no se realice un aprovechamiento se establecerán distintos escenarios de uso final de forma prospectiva con fines comparativos. La producción de infraestructura y maquinaria especializada no se incluyó dentro de los límites del sistema de acuerdo a la RED, ya que su contribución es despreciable para la unidad funcional elegida (CE, 2009).

Cada sistema será descrito a continuación:

a) Aguas Residuales

Este sistema corresponde a una PTAR de aguas de origen doméstico y comercial ubicada en la ciudad de Morelia, Michoacán. Dicha planta proporciona tratamiento a 5,040 litros diarios provenientes de 2 restaurantes y un complejo de oficinas a través de un tren de tratamiento anaerobio y aerobio. Dichas aguas residuales presentan una elevada carga orgánica (valores cercanos a 7,000 mg DQO/L) debido al procesamiento y preparación de alimentos por parte de los restaurantes. Al terminar el tratamiento, el efluente posee una calidad que cumple con la legislación vigente y que es reutilizado en las mismas instalaciones en las que se originó.

A continuación, se describe brevemente el tren de tratamiento (Fig. 8):

1. Recepción de aguas residuales en trampa de grasas vía gravedad y posterior filtrado mediante criba que separa residuos sólidos no degradables.
2. Paso por desarenador a través de bomba de 1 HP.
3. Digestión anaerobia en reactor UASB de 18,000 L no sellado totalmente.
4. Digestión aerobia con aireador extendido de 1.5 HP con posterior paso por un clarificador (Fig. 9).
5. Lecho de secado de lodos con bomba de 0.5 HP para trasladar agua.
6. Almacén de agua en aljibe y paso a través de tanque elevado.

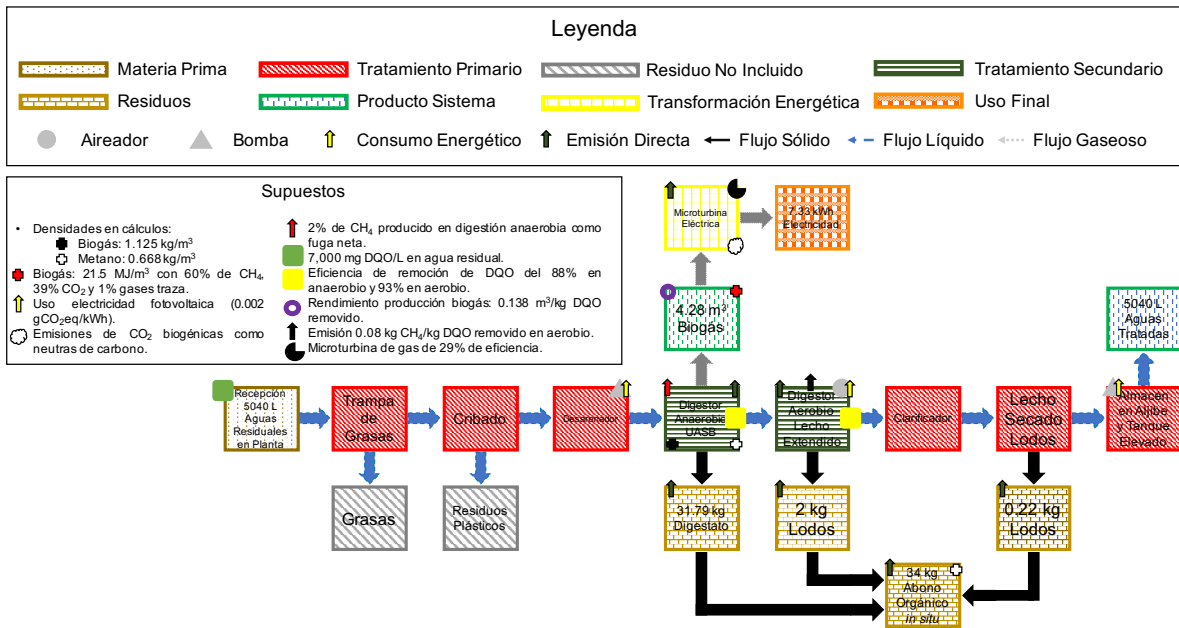


Figura 8. Diagrama sistema Aguas Residuales (Elaboración propia).



Figura 9. Reactor UASB y reactor aerobio de lodos activados en planta Aguas Residuales.

Cabe destacar que en la actualidad el biogás producido por el UASB no está siendo aprovechado, por lo que se considera que el biogás resultante es una emisión neta de GEI. Debido a esto, se agregará al sistema un escenario de aprovechamiento energético a partir de una micro-turbina de gas Capstone C65 iCHP de 65 kW.

De acuerdo a los operadores de la planta, la electricidad consumida por la maquinaria instalada proviene de paneles fotovoltaicos de 1.1 kW de

potencia presentes en la planta, por lo que se considerará que la electricidad consumida tiene dicho origen (Fig. 10).



Figura 10. Paneles fotovoltaicos en planta Aguas Residuales.

En cuanto a emisiones directas durante el tren de tratamiento, se utilizó la ecuación desarrollada por la EPA para la estimación de emisiones de N_2O provenientes del tratamiento de aguas residuales (EPA, 2010).

Relativo a los residuos generados, los lodos residuales originados durante el tratamiento anaerobio y aerobio son aprovechados *in situ* como abono para los jardines adyacentes a las instalaciones de la planta de tratamiento.

b) FORSU

Este sistema corresponde a una planta modelada a partir de datos provenientes de plantas piloto y de la bibliografía revisada con capacidad de brindar tratamiento a 1 ton diaria de FORSU en México. El sustrato que ingresa al sistema corresponde a residuos generados en zonas residenciales, educativas y comercios basado en composición y tasas de generación de la ciudad de Morelia, Michoacán. Se agregará un escenario en donde el biogás generado es utilizado para generación de electricidad *in situ* mediante una unidad de cogeneración de 160 kW (Boulamanti, Donida Maglio, Giuntoli, & Agostini, 2013).

El sistema consta de los siguientes procesos (Fig. 11):

1. Recolección de 1 ton de FORSU mediante un camión de carga de 3.5 ton desde su punto de generación hasta las instalaciones de la planta modelada.

2. Pretratamiento de materia prima con molienda de FORSU a través de molino martillo de 5 HP (Fig. 12).
3. Transporte de sustrato a digestor mediante bomba de 1 HP.
4. Digestor en condiciones ácidas de 15 m³ con un agitador mecánico de 2 HP y un rociador de agua de 0.125 HP.
5. Transporte de digestor ácido a UASB mediante bomba de 1 HP.
6. Digestor UASB de 60 m³ con un agitador mecánico de 2 HP (Fig. 13).
7. Almacén de biogás en bolsa de polietileno de alta densidad de 11 m³.
8. Generación de electricidad *in situ* mediante turbina de cogeneración de 160 kW.
9. Traslado del digestato por 10 km a zona agrícola donde es usado como fertilizante orgánico.

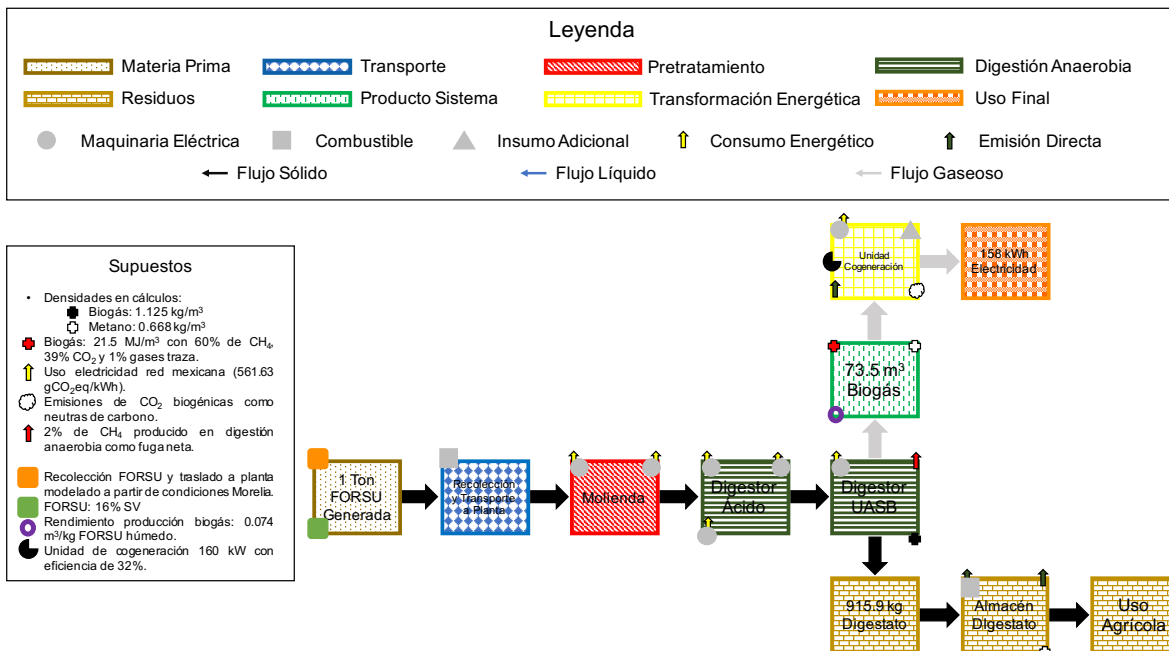


Figura 11. Diagrama sistema FORSU (Elaboración propia).



Figura 12. Molino martillo 5 HP para pretratamiento en planta piloto FORSU.



Figura 13. Reactor UASB y tornillo en planta piloto FORSU.

El digestato resultante de la digestión anaerobia puede ser aprovechado como un fertilizante orgánico; no obstante, al originarse de la digestión de FORSU su uso agrícola dependerá de su composición y de la existencia de metales pesados y patógenos (Giuntoli, Agostini, Edwards, & Marelli, 2014). Se asumirá que este residuo es aprovechado como fertilizante orgánico capaz de sustituir nitrógeno y fosfato disponible proveniente de fertilizante inorgánico.

3.1.2 Supuestos y Consideraciones

Los sistemas analizados por el presente ACV utilizarán los siguientes supuestos:

a) Generales:

- Se asume que en los procesos modelados no hay ninguna pérdida de masa a lo largo de la cadena productiva.
- Las densidades utilizadas para los cálculos son 0.832 kg/L, 0.745 kg/L, 1.125 kg/m³ y 0.668 kg/m³ para diésel, gasolina, biogás y metano, respectivamente (Woon, Lo, Chiu, & Yan, 2016).
- El biogás será modelado a partir de un poder calorífico de 21.5 MJ/m³ con una composición promedio de 60% CH₄, 39% CO₂ y 1% gases traza (Giuntoli et al., 2014).
- Los factores de emisión usados para la electricidad son de 561.63 gCO₂eq/kWh para la red eléctrica mexicana; para los paneles fotovoltaicos se considera un factor de 0.002 gCO₂eq/kWh (Ecoinvent, 2016).
- Se considera que las emisiones de CO₂ provenientes del aprovechamiento energético son biogénicas, por lo que su contribución al GWP es nula.
- En referencia a la digestión anaerobia, se toma que un 2% del CH₄ obtenido en la digestión se fuga del sistema comportándose como una emisión neta de GEI (Noyola, Paredes, Güereca, Molina, & Zavala, 2018).
- Se asume que únicamente se está aprovechando la electricidad proveniente de las tecnologías de aprovechamiento energético del biogás, por lo que no se cuantifica la producción de calor útil; la totalidad de los impactos ambientales calculados es asignada a la electricidad.

b) Aguas Residuales:

- Se utilizó una eficiencia de 88% de remoción de DQO y un rendimiento de producción de biogás de 0.138 m³/kg DQO removido; la digestión aerobia presenta una eficiencia de remoción de DQO de 93% (CONAGUA, 2016; Güereca, 2018).
- Se considera que la digestión aerobia provoca emisiones de CH₄ determinadas por la cantidad de DQO en el influente; se hace uso de un factor de emisión estándar desarrollado por el Global Water Research Council (0.08 kg CH₄ / kg DQO) (Foley et al., 2011).
- La microturbina de gas utilizada tiene una eficiencia eléctrica de 29% (Capstone, 2018).

c) FORSU:

- El transporte y recolección de FORSU a la planta de biogás fue modelado a partir de un camión de carga de 3.5 ton que realiza un traslado de 9.2 km (distancia necesaria para la recolección de 1 ton de FORSU de acuerdo a la generación diaria de residuos *per cápita* en la ciudad de Morelia, porcentaje de fracción orgánica y densidad poblacional) (Hernández-Berriel et al., 2017).

- Se asume que la FORSU aprovechada posee un 16% de SV (sólidos volátiles) en peso húmedo y un rendimiento de biogás de 0.074 m³/kg FORSU húmedo.
- La unidad de cogeneración eléctrica de 160 kW modelada para FORSU presenta una eficiencia eléctrica de 32% (Boulamanti et al., 2013).

3.1.3 Criterios de Asignación

Las normas ISO establecen directrices para aquellos estudios que incluyen procesos multifuncionales (ej. que obtienen numerosos productos y co-productos) con el fin de repartir las cargas ambientales entre las distintas salidas del sistema. La jerarquía establecida consiste en la subdivisión de procesos, expansión del sistema, asignación basada en parámetros físicos y asignación basada en otros parámetros (Björn et al., 2018).

En el caso de este ACV, los sistemas estudiados poseen características multifuncionales, ya que se obtienen dos productos utilizados, electricidad proveniente de biogás y digestato (sistema FORSU), y electricidad y provisión de agua limpia (sistema AR). Debido a lo anterior, los resultados serán presentados simultáneamente de la siguiente forma:

- a) La totalidad de los impactos ambientales del sistema es asignada a la unidad funcional (1 kWh de electricidad).
- b) Mediante la expansión del sistema, a los impactos calculados se les otorgarán créditos (resta de impactos) por el reemplazo de electricidad de la red mexicana, y, específicamente, por producción de fertilizantes nitrogenados y fosfatados (FORSU), así como por bombeo de agua potable en la ciudad de Morelia (AR) (Arroyo, 2010; Poeschl, Ward, & Owende, 2012).

3.1.4 Impactos a Evaluar

El presente ACV se basará en la medición de impactos de punto medio. A continuación, se enumeran las categorías de impacto utilizadas y una breve explicación metodológica:

- Cambio Climático:
El indicador internacionalmente estandarizado para medir la contribución de GEI al cambio climático es el GWP, introducido por el IPCC. Dicha métrica cuantifica el forzamiento radiativo acumulado sobre 100 años para cada GEI en relación al CO₂ a partir de la siguiente fórmula:

$$GWP_i = \frac{\int_0^T a_i \cdot C_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt}$$

Donde:

- a_i : Absorción de radiación térmica por un incremento de una unidad para la concentración del gas i .
- $C_i(t)$: Concentración de gas i que permanece en el tiempo t después de la emisión.
- T : Número de años para los que se lleva a cabo la integración. (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

- Acidificación Terrestre:

Se hace uso del AP (Potencial de Acidificación) como indicador tipo *midpoint* de la contribución de distintas sustancias a la acidificación (en términos de iones de hidrógeno liberados), la cual modela desde la propia emisión hasta su deposición y consecuente cambio en la sensibilidad ambiental. CML 2002 utiliza como unidad a los kg SO_{2eq} dentro de una resolución espacial genérica (van Zelm, Roy, Hauschild, & Huijbregts, 2015).

- Eutrofización:

Para las metodologías tipo *midpoint* el EP (Potencial de Eutrofización) resulta comúnmente aplicado. Dicho indicador incluye la aportación de sustancias ricas en nitrógeno y fósforo a procesos de eutrofización con un destino estándar basado en estequiometría acuática básica en metodologías que carecen de consideraciones espaciales delimitadas. La unidad empleada por la metodología de impacto seleccionada es kg PO₄⁻ eq (Henderson, 2015).

- Toxicidad Humana:

La mayoría de modelos existentes para dicha categoría de impacto se basan en el factor de caracterización de número de casos por kg de sustancia emitida; dicho factor es considerado indicador de un aumento en riesgo de enfermedad para la población e incluye un modelado previo del destino, exposición y efecto. CML 2001 se basa en efectos marginales, incluye a más de 800 sustancias en su clasificación y utiliza kg 1,4DB eq como unidad (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

- Formación Ozono Troposférico:

Esta categoría utiliza comúnmente al POCP (Potencial de Formación de Ozono Fotoquímico) como indicador *midpoint* al asociar una meteorología general, química ambiental y la emisión de contaminantes de manera simplificada con el fin de obtener un factor de emisión para cada compuesto orgánico volátil. La unidad empleada para esta evaluación serán los kg C₂H₄ eq (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

- **Uso de Energía:**
Esta categoría será medida con el indicador de TRE, la cual se define como el cociente entre la energía producida por el sistema y la consumida por el mismo a través de la siguiente fórmula:

$$TRE = \frac{\text{Energía producida por biocombustible}}{\text{Energía consumida durante ciclo de vida de biocombustible}}$$

Cabe destacar que la energía consumida por el sistema fue calculada a partir de la metodología de impacto de CED, la cual cuantifica la energía usada a lo largo del ciclo de vida de un producto o servicio.

3.1.5 Método de Evaluación de Impactos

Ante la gran diversidad de metodologías de impacto existentes en la literatura científica y en el software especializado, se debe de tener claridad en los objetivos del estudio y en el alcance que tendrán sus resultados. Dicho lo anterior, es necesario elegir un método de impacto que sea consistente con los impactos de interés, la ubicación geográfica de la evaluación, relevancia científica, tipo de modelado deseado, documentación necesaria y recomendaciones de organismos relevantes (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018).

Con el fin de ejemplificar al proceso de selección de métodos de impacto, se realizaron distintas tablas para facilitar la comparación entre metodologías. La primera contiene datos generales de alta importancia como el año de creación y el enfoque utilizado (Tabla 3):

Metodología de Impacto								
	Eco-Indicator 99	CML-2001	IMPACT 2002+	EDIP 2003	ReCiPe	TRACI 2.0	ILCD	IMPACT World+
País	Países Bajos	Países Bajos	Suiza	Dinamarca	Países Bajos	EEUU	Unión Europea	Canadá, EEUU, Dinamarca, Francia Suiza
Año de Creación	2000	2001	2002	2004	2009	2011	2012	2015
Enfoque	<i>Endpoint</i>	<i>Midpoint</i>	<i>Midpoint / Endpoint</i>	<i>Midpoint</i>	<i>Midpoint / Endpoint</i>	<i>Midpoint</i>	<i>Midpoint</i>	<i>Midpoint / Endpoint</i>

Tabla 3. Comparación entre metodologías de impacto. Elaboración propia con datos de Marni & Curran, 2012; Rosenbaum et al, 2018.

Debido a su naturaleza altamente compleja (y basada en condiciones europeas), no se hará uso de metodologías del tipo *endpoint*. Con respecto a los métodos del tipo *midpoint*, resulta de suma importancia identificar las categorías de impacto incluidas, así como la región modelada por default; dichos factores se presentan a continuación (Tabla 4):

Metodología de Impacto							
	CML 2001	IMPACT 2002+	EDIP 2003	ReCiPe	TRACI 2.0	ILCD	IMPACT World+
Cambio Climático	Global	Global	Global	Global	Global	Global	Global
Agotamiento de Ozono	Global	Global	Global	Global	Global	Global	Global
Formación de Material Particulado	Incluida en Toxicidad Humana	Europa	-	Europa	EEUU	Genérico	Genérico y Continental
Formación de Ozono Troposférico	Europa Occidental	Europa	Europa	Europa	EEUU	Europa	Europa
Radiación Ionizante	Global, Europa (Francia)	Global, Europa (Francia)	-	Global, Europa (Francia)	-	Global, Europa (Francia)	Global, Europa (Francia)
Toxicidad Humana	Europa	Europa	Europa	Europa	Genérico	Genérico	Genérico - Global
Ecotoxicidad	Europa	Europa	Genérico	Europa	Genérico	Genérico	Genérico - Global
Eutrofización	Genérico Global	Genérico Global	Europa	Europa	EEUU	Europa	Global
Acidificación	Europa	Europa	Europa	Europa + Países Específicos	Norteamérica	Europa	Global
Uso de Suelo	-	Suiza	-	Genérico Global	-	Global	Global
Recursos	Global	Global	Global	Global	Global	Global	Global
Uso de Agua	-	-	-	-	-	Global	Global

Tabla 4. Modelado y categorías de impacto incluidas por metodología de impacto. Elaboración propia con datos de Rosenbaum et al, 2018.

En conclusión, se decidió seleccionar a CML 2001 como la metodología empleada debido a su inclusión de categorías de impacto de interés, amplio uso en estudios dedicados al biogás (y en opciones de bioenergía en general), y a su enfoque global.

3.1.6 Análisis de Sensibilidad

Aunque no es una etapa obligatoria para la realización de un ACV según las normas ISO, el análisis de sensibilidad resulta muy útil para identificar procesos de gran influencia en los resultados, el peso de decisiones metodológicas, o bien, deficiencias en los datos con los que se alimenta al modelo de ciclo de vida (Rosenbaum, Georgiadis, & Fantke, 2018). Este consiste en la modificación de parámetros clave para el modelo estudiado a partir de la cuantificación de cambios en los resultados.

Para el caso de este trabajo, se realizarán análisis de sensibilidad para las categorías de Cambio Climático y Uso de Energía al modificar los valores de rendimiento de producción de biogás, fuente de electricidad, fugas de CH₄ durante digestión, almacén de digestato y distancia de recorrido durante recolección.

Capítulo 4 Resultados

4.1 Análisis de Inventario

A continuación, se muestran los inventarios pertenecientes a los sistemas estudiados en relación a la unidad funcional (Tabla 5 y 6):

ACV AR	Tratamiento Primario	Agua Residual Pretratada	687.4 L
		Biomass	4.81 kg
		Electricity, low voltage (MX) electricity production, photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, multi-Si, panel, mounted Alloc Def, U	2.441 kWh
	Digestión Anaerobia	Agua Residual con Digestión Aerobia	687.4 L
		Biogás	0.58 m3
		Methane	0.004 kg
		Dinitrogen monoxide	4.16E-09 kg
	Digestión Aerobia	Agua Residual con Digestión Anaerobia	687.4 L
		Electricity, low voltage (MX) electricity production, photovoltaic, 3kWp	3.66 kWh
		Methane	0.04 kg
		Dinitrogen monoxide	4.99E-10 kg
	Almacenamiento	Agua Tratada	687.4 L
		Bombeo Agua Potable Morelia	27.55*Exp kWh
		Electricity, low voltage (MX) electricity production, photovoltaic, 3kWp	0.05 kWh
	Tratamiento Digestato	Digestato	1.532 kg
		Methane	5.30E-04 kg
	Generación Electricidad	Electricidad	1 kWh
		Electricity, high voltage (MX) production mix Alloc Def, U	1*Exp kWh
		Nitrogen oxides	4.61E-06 kg
		Carbon monoxide	1.73E-04 kg
		Methane	1.00E-03 kg

Productos
Productos evitados
Materiales/ensamblajes
Procesos
Emissiones a aire
Residuo a tratamiento

Criterio Asignación
Asignación Total cuando Exp = 0
Expansión Sistema cuando Exp=1

Tabla 5. Inventario de sistema Aguas Residuales.

ACV FORSU	Recolección FORSU	Biomasa Recolectada	6.327	kg
		Biomass	6.327	kg
		Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 (GLO) market for Alloc Def, U	0.058	tkm
	Pretratamiento	Biomasa Pretratada	6.327	kg
		Electricity, high voltage (MX) production mix Alloc Def, U	0.065	kWh
	Digestión Anaerobia	Biogás	0.465	m3
		Digestato de FORSU	5.802	kg
		Electricity, high voltage (MX) production mix Alloc Def, U	0.087	kWh
		Methane	3	g
	Tratamiento Digestato	Digestato de FORSU	5.802	kg
		Nitrogen fertiliser, as N (GLO) market for Alloc Def, U	0.025*Exp	kg
		Phosphate fertiliser, as P2O5 (GLO) market for Alloc Def, U	0.001*Exp	kg
		Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 (GLO) market for Alloc Def, U	0.053	tkm
		Methane	4.9	g
	Generación Electricidad	Dinitrogen monoxide	0.32	g
		Electricidad	1	kWh
		Electricity, high voltage (MX) production mix Alloc Def, U	1*Exp	kWh
		Lubricating oil (RoW) production Alloc Def, U	0.599	g
		Electricity, high voltage (MX) production mix Alloc Def, U	0.027	kWh
		Carbon monoxide	3.1	g
		Nitrogen oxides	5.3	g
Dinitrogen monoxide		5.1	mg	
Methane		537	g	
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin		0.1	g	
Sulfur dioxide		0.2	g	
Formaldehyde	0.2	g		
Waste mineral oil (RoW) market for waste mineral oil Alloc Def, U	0.599	g		

Productos
Productos evitados
Materiales/ensamblajes
Procesos
Emisiones a aire
Residuo a tratamiento
Criterio Asignación
Asignación Total cuando Exp = 0
Expansión Sistema cuando Exp=1

Tabla 6. Inventario de sistema FORSU.

4.2 Evaluación de Impactos

4.2.1 Cambio Climático

El sistema que presentó un mayor impacto para la categoría de Cambio Climático en relación a la unidad funcional de 1 kWh fue el sistema AR, con 1,525 gCO₂ eq, frente al sistema FORSU que arrojó un resultado de 577.7 gCO₂ eq. Al utilizar la expansión del sistema, es el sistema AR el que obtiene un menor impacto con -14,591.66 gCO₂ eq contra los -251 gCO₂ eq de FORSU (Fig. 14).

Impacto Cambio Climático: Comparación y Contribución entre Sistemas

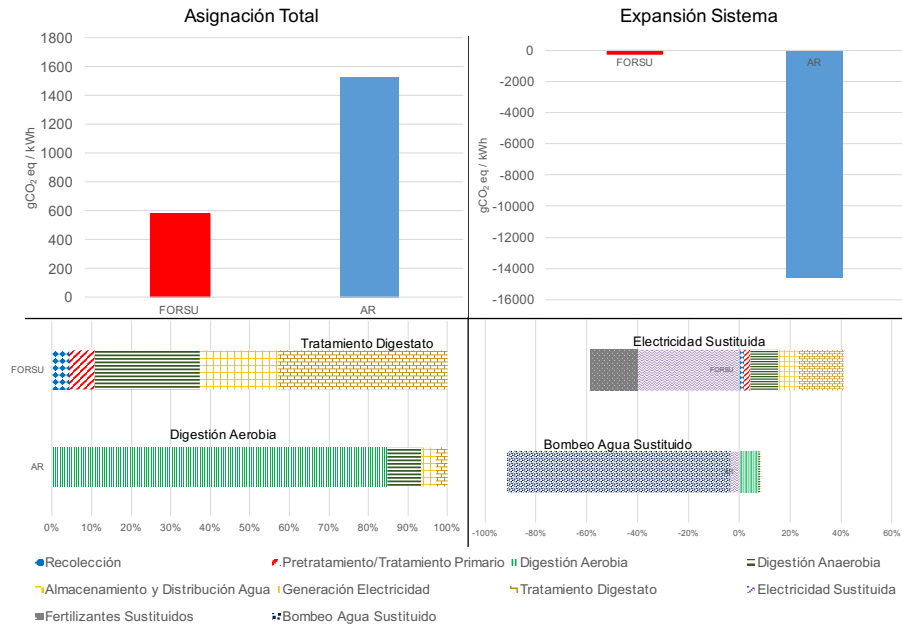


Figura 14. Impacto y contribución por etapa a Cambio Climático en sistemas estudiados.

En cuanto al sistema FORSU, la mayor contribución a la categoría de Cambio Climático provino de la etapa de Tratamiento de Digestato, cuyo aporte representó un 43%. Esto se explica por las emisiones de CH₄ y N₂O presentadas durante el almacenamiento del digestato previo a su distribución. A su vez, la etapa de Digestión Anaerobia aporta un 27% (donde también se presentan emisiones directas de CH₄), seguida de Generación Eléctrica con un 20% de los impactos, Pretratamiento con 6% y Recolección con el 4% restante. Al agregar los créditos por sustitución de productos, la Electricidad Sustituida representa un -97% de los impactos, mientras que los Fertilizantes Sustituidos aportan un -46% del total (Fig. 14).

A su vez, la etapa con mayor contribución en esta categoría dentro del sistema AR fue la Digestión Aerobia con 85% del total, lo que se debe a las emisiones directas de CH₄ cuantificadas. El resto del impacto se reparte entre Digestión Anaerobia (7%), Tratamiento Primario (6%), Generación Electricidad (3%), y Tratamiento Digestato (2%). Si se expande el sistema, la contribución de la Electricidad Sustituida resulta en -37% y del Bombeo Agua Sustituido asciende a -1,015% del impacto total (Fig. 14).

4.2.2 Acidificación Terrestre

Para la categoría de Acidificación, el sistema FORSU tiene un mayor potencial de impacto con 3.75 gSO₂ eq en contra de 0.002 gSO₂ eq de AR al asignar la totalidad del impacto a la electricidad. Si se realiza la expansión del sistema, la relación se

mantiene al resultar en $-0.613 \text{ gSO}_2 \text{ eq}$ para FORSU contra $-92.97 \text{ gSO}_2 \text{ eq}$ en AR (Fig. 15).

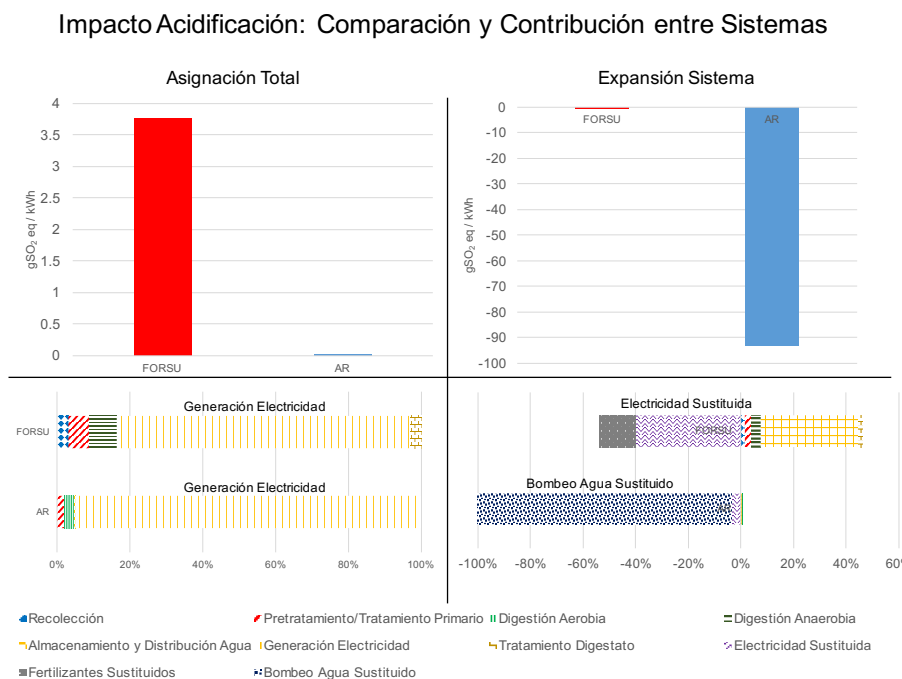


Figura 15. Impacto y contribución por etapa a Acidificación en sistemas estudiados.

El mayor aporte del sistema FORSU para la categoría de impacto de Acidificación Terrestre fue de la etapa de Generación Eléctrica con un 81%, lo que se debe principalmente a la emisión de NO_x (y, en menor medida, SO₂) durante la combustión del biogás en la unidad de cogeneración eléctrica. La contribución de las etapas restantes fue considerablemente menor, con un 8% de Digestión Anaerobia, 6% para Pretratamiento y 3% en Recolección y Tratamiento Digestato por igual. Si se incluyen los créditos por desplazamiento de productos, la contribución de la Electricidad Sustituida queda en -87% mientras que los Fertilizantes Sustituidos aportan un -30% del total (Fig. 15).

La principal contribución de este indicador en el sistema AR proviene de la etapa de Generación Electricidad con un 95% del impacto, el cual responde a la emisión de NO_x procedente de la microturbina utilizada. El impacto restante se origina en las etapas de Digestión Aerobia (3%) y Tratamiento Primario (2%). La contribución de los créditos por sustitución asciende a -134,058 y -3,694,369% para Electricidad y Bombeo Agua Sustituido, respectivamente (Fig. 15).

4.2.3 Eutrofización

El sistema de FORSU obtuvo una mayor emisión de sustancias relacionadas a impactos potenciales por Eutrofización con 1.042 y $-0.527 \text{ gPO}_4^- \text{ eq}$ con asignación total y al agregar los créditos, respectivamente. En contraste, AR tuvo un impacto

de 0.0008 y $-31.83 \text{ gPO}_4^- \text{ eq}$ bajo los mismos criterios de multifuncionalidad utilizados (Fig. 16).

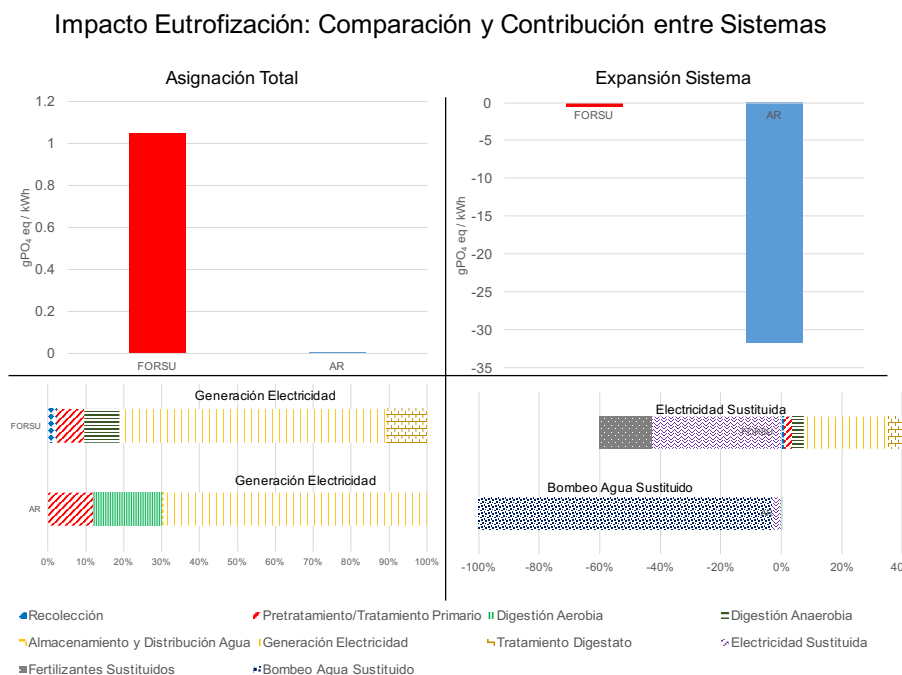


Figura 16. Impacto y contribución por etapa a Eutrofización en sistemas estudiados.

Dentro del sistema FORSU, la etapa de Generación de Electricidad presentó el aporte mayoritario para la categoría de Eutrofización con un 71%, seguida de las etapas de Tratamiento Digestato (11%), Digestión Anaerobia (9%), Pretratamiento (7%) y Recolección (2%). La contribución mayoritaria de la Generación de Electricidad se debe a las emisiones de NOx durante la combustión del biogás en la unidad de cogeneración (Fig. 15). Si se añaden los créditos por sustitución, la Electricidad Sustituida representa un -108% y los Fertilizantes Sustituidos un -44% del impacto total (Fig. 16).

La mayor contribución para esta categoría dentro del sistema AR viene de la Generación Electricidad con un 69% del total, lo que se debe a las emisiones de NOx originadas durante la combustión del biogás en la microturbina. El impacto restante se distribuye entre el resto de las etapas de la siguiente manera: Digestión Aerobia (18%), Tratamiento Primario (12%). Con la expansión del sistema se obtiene una contribución del -951,138% para la Electricidad Sustituida y de -26,211,449% para el Bombeo Agua Sustituido (Fig. 16).

4.2.4 Toxicidad Humana

En cuanto al impacto potencial de Toxicidad Humana con asignación total, el sistema FORSU obtuvo un mayor impacto con $40.81 \text{ g1,4DB}_{\text{eq}}$ frente a los $0.010 \text{ g1,4DB}_{\text{eq}}$ del sistema AR. Al expandir el sistema se mantiene dicha relación, pues

el sistema FORSU obtiene $-126.23 \text{ g1,4DB}_{eq}$ a comparación de los $-3,864.9 \text{ g1,4DB}_{eq}$ que resultaron para el sistema AR (Fig. 17).

Impacto Toxicidad Humana: Comparación y Contribución entre Sistemas



Figura 17. Impacto y contribución por etapa a Toxicidad Humana en sistemas estudiados.

En el sistema FORSU, la etapa de Digestión Anaerobia representó el mayor impacto con un 29% del total, seguida de Generación Electricidad (26%), Pretratamiento (23%), y con un 11% por igual Tratamiento Digestato y Recolección. Los flujos elementales considerados por el inventario con una mayor contribución fueron emisiones al agua de Selenio, Bario, y Nickel, así como emisiones al aire de NOx, Nickel y Antimonio; dichas emisiones provienen de la combustión del biogás, de la producción de la electricidad utilizada en los procesos, la cual proviene a partir de combustibles fósiles de la red mexicana, así como de la producción del diésel utilizado en la recolección del sustrato. Al incluir los créditos por electricidad y fertilizantes, estos productos evitados obtienen contribuciones de -337 y -72%, respectivamente (Fig. 17).

En el sistema AR la etapa con un mayor impacto en Toxicidad Humana es la Generación Electricidad con un 53% del total, lo que se explica principalmente por la emisión de NOx en la operación de la microturbina usada. A su vez, la Digestión Aerobia contribuye con el 28% del impacto, mientras que la contribución del Tratamiento Primario asciende a un 19%. Si son contabilizados los créditos por sustituir Electricidad y la energía por el agua que se dejó de bombear, estos ascienden a $-1,317,747$ y $-36,314,460\%$, respectivamente (Fig. 17).

4.2.5 Formación Ozono Troposférico

El mayor impacto potencial en términos de Formación de Ozono Troposférico se obtuvo en el sistema de AR con $0.33 \text{ gC}_2\text{H}_4 \text{ eq}$ a comparación del sistema FORSU con $0.31 \text{ gC}_2\text{H}_4 \text{ eq}$. Si se aplica el criterio de expansión del sistema se invierte esta relación al obtener un menor impacto en AR ($-3.51 \text{ gC}_2\text{H}_4 \text{ eq}$) frente al resultado del sistema FORSU ($0.141 \text{ gC}_2\text{H}_4 \text{ eq}$) (Fig. 18).

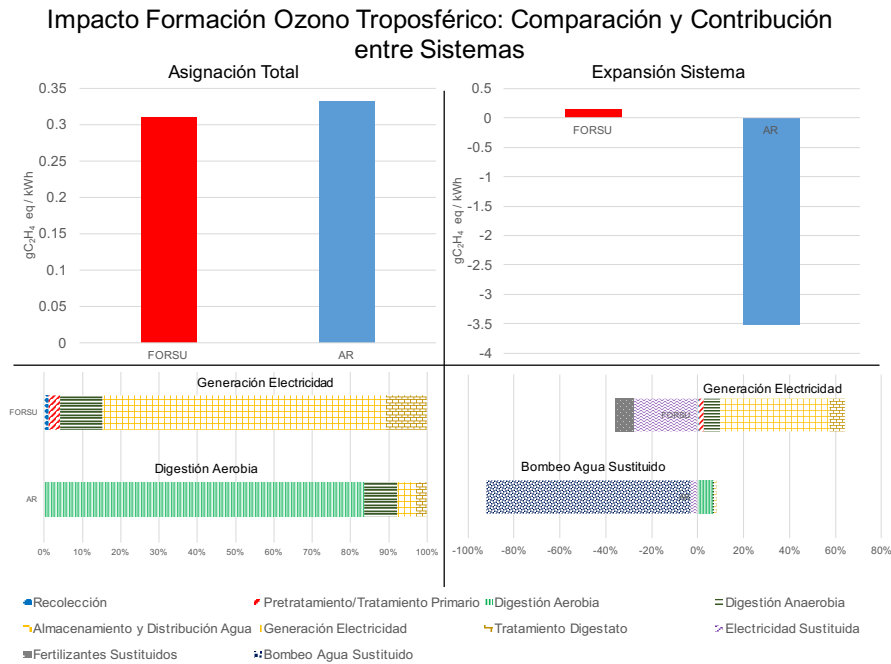


Figura 18. Impacto y contribución por etapa a Formación Ozono Troposférico en sistemas estudiados.

En el sistema FORSU, la mayor contribución provino de la etapa de Generación Eléctrica con un 74% del total, seguida por las etapas de Digestión Anaerobia y Tratamiento Digestato (11% cada una), Pretratamiento (3%) y Recolección (1%). La contribución mayoritaria de Generación de Electricidad se debe principalmente a la emisión de CO y CH₂O durante la operación de la unidad de cogeneración (Fig. 18).

La mayor contribución del sistema AR para esta categoría viene de la Digestión Aerobia, cuyo aporte asciende al 84% del total. A su vez, Digestión Anaerobia aporta un 8%, Generación Electricidad 5% y Tratamiento Digestato el 3% restante. Esto se puede explicar en mayor medida por las emisiones directas e indirectas de CH₄ en los distintos procesos de la planta. La contribución de los créditos asignados al sistema presenta un aporte de -41% para la Electricidad Sustituida, y de -1,118% para el Bombeo Agua Sustituido (Fig. 18).

4.2.6 Uso de Energía

El sistema de FORSU obtuvo una TRE de 1.42 contra 0.15 para el sistema de AR. En el caso del primer sistema, la principal fuente de consumo energético consistió en la Digestión Anaerobia (32%), seguida por Pretratamiento (25%), Recolección y Tratamiento Digestato con 15% cada una y, finalmente, 12% para Generación Electricidad. Cabe destacar que las etapas con mayor impacto en esta categoría fueron aquellas cuyos procesos requirieron de un mayor consumo de electricidad. Al expandir el sistema, la Electricidad Sustituída contribuye con un -66% y los Fertilizantes Sustituídos con un -89% (Fig. 19).

Impacto Uso Energía: Comparación y Contribución entre Sistemas

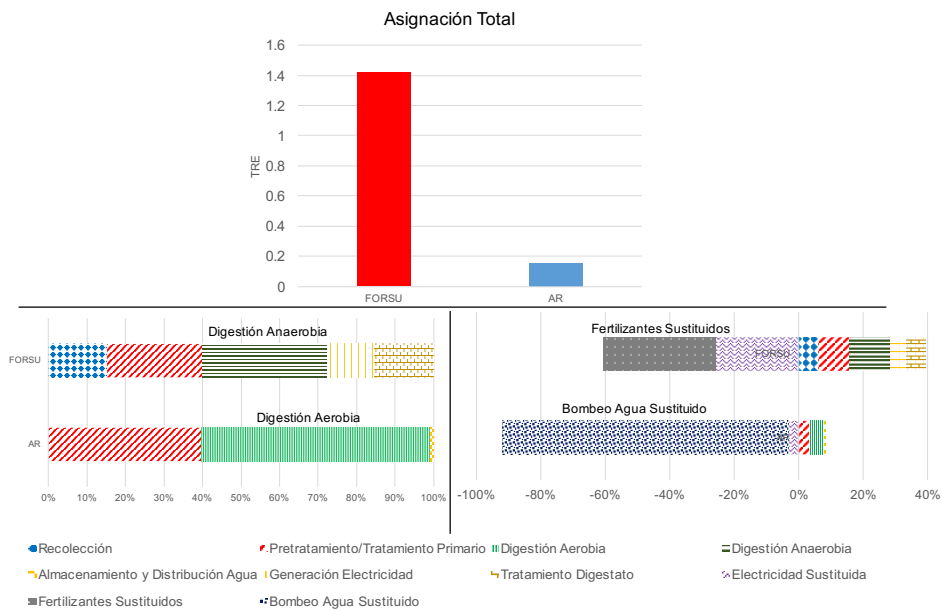


Figura 19. Impacto y contribución por etapa a Uso de Energía en sistemas estudiados.

Por su parte, el segundo sistema presentó un mayor impacto para esta categoría en la etapa de Digestión Aerobia con un 59%, seguida del Tratamiento Primario con 40% y de Almacenamiento y Distribución Agua con el 1% restante. La sustitución de productos provoca una contribución negativa de -40% para la Electricidad Sustituída y de -1,099% para el Bombeo Agua Sustituído (Fig. 19).

4.2.7 Resumen

En el caso de FORSU se puede observar que la mayoría de los impactos provienen de la etapa de Generación Electricidad, debido a las emisiones de diversos contaminantes durante la combustión del biogás en la unidad de cogeneración, y de Digestión Anaerobia, a las emisiones directas de CH₄ y al elevado consumo de electricidad, respectivamente. Cabe destacar que el Tratamiento Digestato posee la mayor contribución en la categoría de Cambio

Climático. En el resto de las categorías, los impactos se distribuyen de una manera más equitativa entre las distintas etapas incluidas. Al expandir el sistema se puede observar que los créditos por sustitución representan una proporción significativa de los impactos al resultar en impactos negativos netos en todas las categorías evaluadas salvo Oxidación Fotoquímica (Fig. 20).

Impacto por Etapa en Ciclo de Vida FORSU

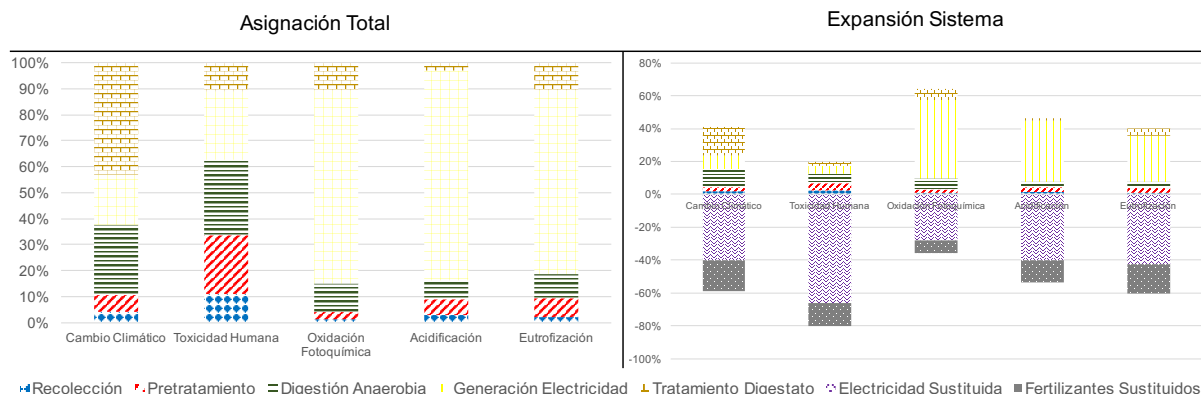


Figura 20. Impactos por etapa en Ciclo de Vida de sistema FORSU.

Para el sistema AR se puede observar que una mayor parte de los impactos son originados en las etapas de Digestión Aerobia y Generación Electricidad, principalmente a causa de la emisión directa de CH₄ en el reactor aerobio, consumo de electricidad y emisión de contaminantes durante la combustión del biogás. Si se procede con la expansión del sistema la totalidad de los impactos evaluados resulta negativa debido a la sustitución de electricidad (Fig. 21).

Impacto por Etapa en Ciclo de Vida AR

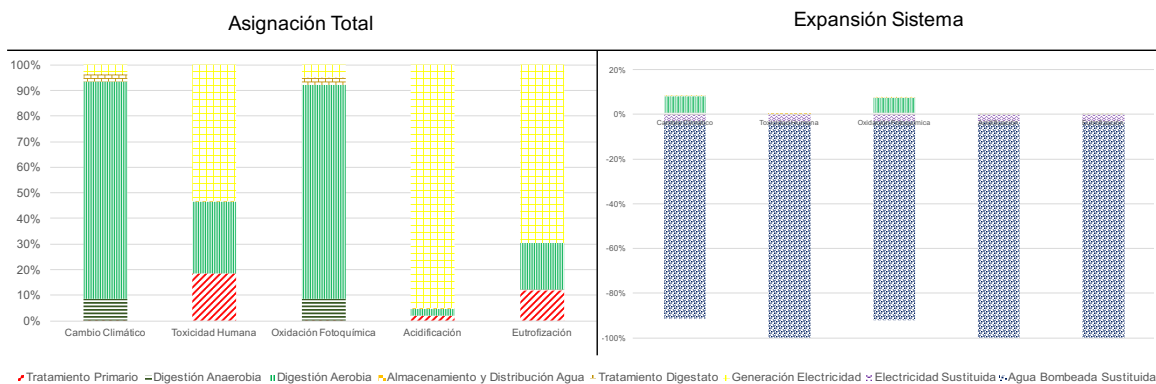


Figura 21. Impactos por etapa en Ciclo de Vida de sistema AR.

4.3 Análisis de Sensibilidad

En el caso del sistema FORSU, se observó que los parámetros que presentaron una mayor sensibilidad para la categoría de Cambio Climático fueron el almacén del digestato producido, el valor utilizado para el rendimiento de producción de biogás y el porcentaje de fugas de CH₄ durante la digestión anaerobia. Si se considera que, antes de su distribución como fertilizante, el digestato es almacenado de forma cerrada y bajo condiciones controladas, no se generan emisiones de CH₄ ni de N₂O, provocando que el impacto por kWh disminuya a 354.36 gCO_{2eq}. Por su parte, si se considera que el rendimiento de producción de biogás pasa de 74.4 a 100 m³/ton FORSU (promedio en literatura revisada), el impacto de Cambio Climático disminuye hasta 482.37 gCO_{2eq}, y, si se utiliza un rendimiento de 147 m³/ton FORSU (utilizado por RED), este impacto decrece de forma importante hasta los 397.82 gCO_{2eq}/kWh. Finalmente, al modelar que la etapa de digestión anaerobia carece de fugas de CH₄, el impacto en Cambio Climático se reduce a 465.41 gCO_{2eq}; de lo contrario, si las fugas de CH₄ se duplican este impacto aumenta hasta los 689.28 gCO_{2eq}/kWh (Fig. 22).

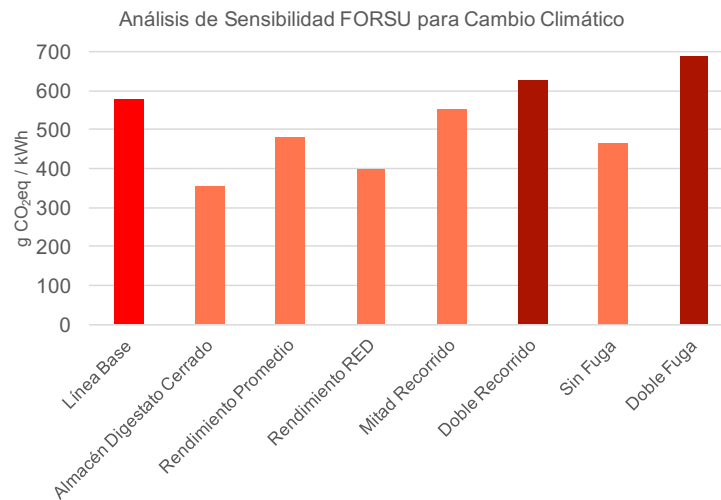


Figura 22. Resultados de Análisis de Sensibilidad para Cambio Climático en sistema FORSU.

Por su parte, los parámetros que ocasionaron cambios más significativos para la categoría de Uso de Energía (a partir del cálculo de la TRE) fueron aumentos en el rendimiento de producción de biogás y cambios en la distancia recorrida para la recolección de la materia prima. Si se aumenta el rendimiento de producción al valor promedio, la TRE aumenta a 1.84, y, de considerar el rendimiento señalado por RED, crece considerablemente hasta 2.53. Al disminuir en un 50% la distancia recorrida en la de recolección, la TRE aumenta a 1.67, y, si por el contrario, esta es duplicada, este indicador disminuye a 1.08 (Fig. 23).

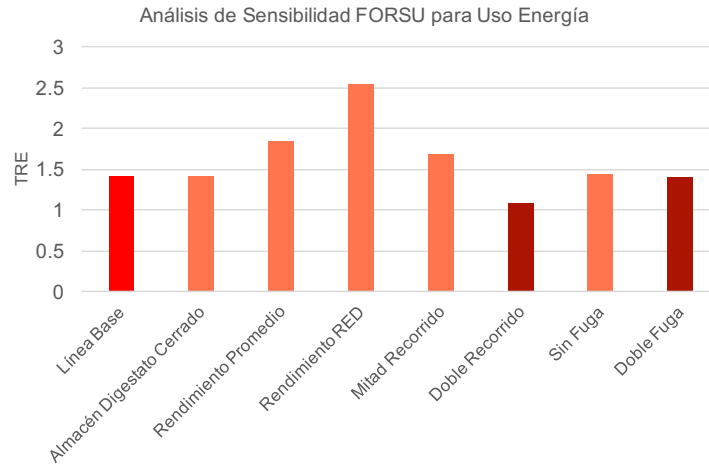


Figura 23. Resultados de Análisis de Sensibilidad para Uso Energía en sistema FORSU.

A su vez, en el sistema AR los parámetros que significaron un mayor cambio para la categoría de Cambio Climático fueron la fuente de la electricidad usada, la inclusión de emisiones de CH₄ durante la digestión aerobia, y los rendimientos de producción de biogás usados. Si la fuente de electricidad utilizada por el sistema tiene un origen fósil, como la red mexicana y el gas natural, el impacto en Cambio Climático aumenta hasta 4,982.2 y 4,139.7 gCO_{2eq}/kWh, respectivamente. Por otro lado, si no se toman en cuenta las emisiones de CH₄ originadas durante la digestión aerobia, el impacto en esta categoría disminuye hasta 231.27 gCO_{2eq}/kWh. Finalmente, si se utiliza algún otro rendimiento de producción de biogás existente en la literatura científica, este impacto puede reducirse hasta 1,024.5 gCO_{2eq}/kWh de duplicar dicho rendimiento, o bien, hasta 713.27 gCO_{2eq}/kWh si es triplicado (Fig. 24).

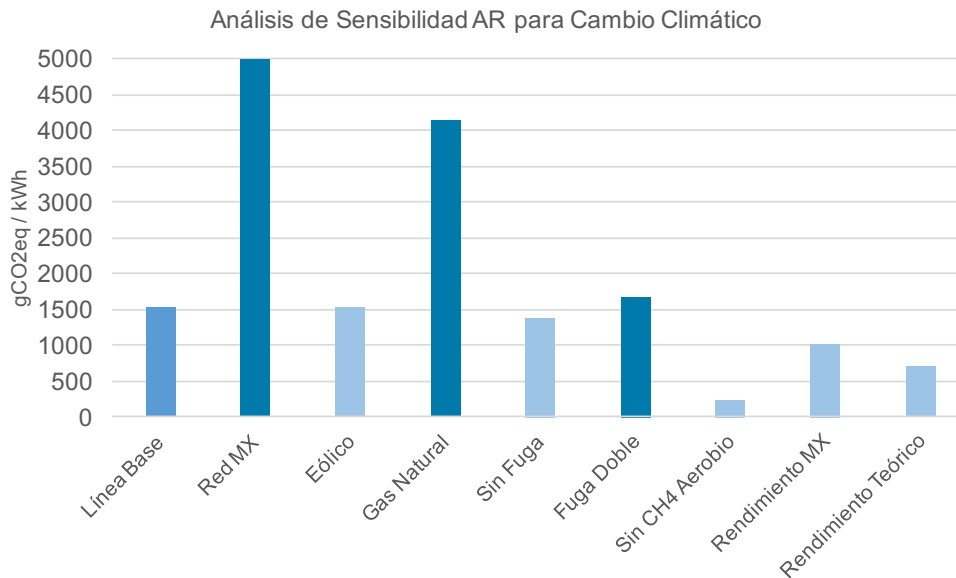


Figura 24. Resultados de Análisis de Sensibilidad para Cambio Climático en sistema AR.

Para el caso de Uso de Energía, los parámetros que presentaron un mayor nivel de sensibilidad en sus resultados fueron la fuente de electricidad y los rendimientos de producción de biogás modelados. En el caso de la fuente de electricidad, un cambio a fuentes fósiles representa una disminución en la TRE hasta valores de 0.06 y 0.07 para la red mexicana y gas natural, respectivamente. De aumentar el rendimiento de producción de biogás, la TRE puede aumentar a 0.24 de duplicarse dicho parámetro, o bien, a un valor de 0.38 de triplicarse (Fig. 25).

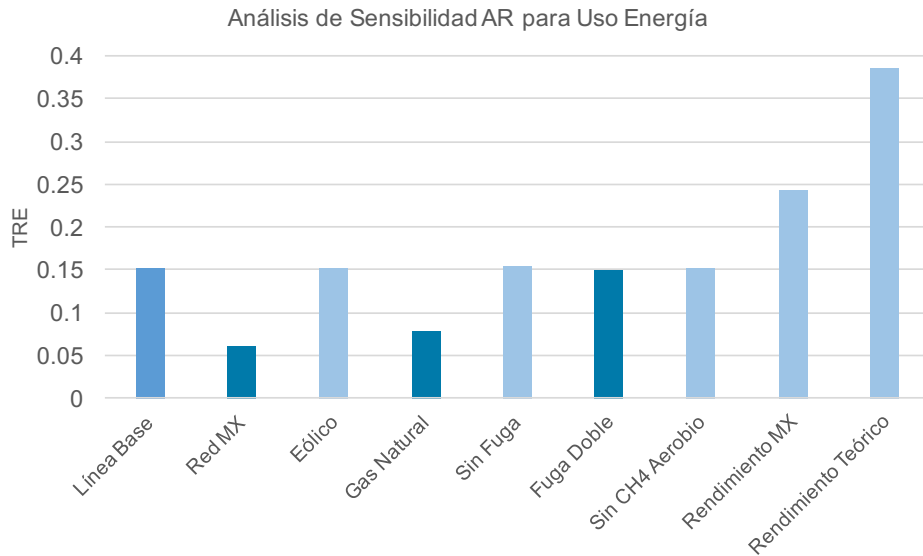


Figura 25. Resultados de Análisis de Sensibilidad para Uso Energía en sistema AR.

Capítulo 5 Discusión

5.1 Resumen

A grandes rasgos, se puede mencionar que los distintos ACV aplicados en sistemas de biogás han demostrado que los impactos ambientales potenciales serán determinados por el sustrato utilizado, los límites del sistema evaluado, los productos sustituidos y por el uso final del biogás (Morero, Vicentin, & Campanella, 2017). Estas elecciones metodológicas parten comúnmente de decisiones subjetivas, ya que, aunque se cumpla con las directrices establecidas en las normas ISO, la variabilidad metodológica (y, por ende, en los resultados) es una característica inherente de esta herramienta (Korres, 2013).

Cabe destacar que el ACV como metodología posee numerosas limitaciones, puesto que no evalúa directamente impactos ambientales (se basa en la cuantificación de impactos potenciales), requiere de numerosos supuestos con un alto nivel de incertidumbre, no considera las dinámicas temporales en los sistemas estudiados, utiliza mayormente datos promedio, entre otros (Rosenbaum, Hauschild, et al., 2018). No obstante, aunque los impactos potenciales estimados provengan de un caso modelo, esta metodología resulta bastante útil como referencia para la toma de decisiones y para identificar posibles mejoras en determinado sistema.

En el presente trabajo se encontró que, si se sigue el criterio de asignación total, los impactos de la producción de biogás para las categorías de Cambio Climático, Acidificación y Formación de Ozono Troposférico fueron mayores que los relativos a combustibles fósiles al compararlos directamente. Cuando se utiliza la expansión del sistema, la totalidad de los impactos en ambas cadenas (salvo por el caso de Formación de Ozono Troposférico en FORSU) arroja valores negativos, lo que se traduce en impactos ambientales potenciales evitados.

Se considera que los productos del sistema FORSU (158 kWh de electricidad y 916 kg de digestato) sustituyen directamente a la misma cantidad de electricidad de la red mexicana, así como a 4 y 0.27 kg de fertilizante nitrogenado y fosfatado, respectivamente. A su vez, los productos del sistema AR (7.33 kWh eléctricos y 5040 L de agua) reemplazan la producción de 7.33 kWh de la red eléctrica mexicana y de los 202 kWh eléctricos necesarios para bombear la misma cantidad de agua en el sistema municipal de distribución de agua de la ciudad de Morelia. Al utilizar el criterio de expansión del sistema los impactos del ciclo de vida de los productos evitados son restados a los impactos del sistema estudiado.

La elección del método de asignación es sumamente importante para la interpretación de los resultados a obtener en un ACV, puesto que los resultados cambian considerablemente. Si bien, con una asignación total los sistemas de biogás tienen un mayor impacto que los energéticos fósiles, la expansión demuestra que, con una perspectiva sistémica, los beneficios de utilizar un residuo

para la generación de biogás y sus subproductos representan un beneficio ambiental.

De manera general, se puede observar en la bibliografía que la producción de electricidad a partir de biogás presenta un potencial de mitigación para Cambio Climático al sustituir energéticos de origen fósil comparados directamente con asignación total y energética, aunque puede incrementar impactos para Toxicidad Humana, Ecotoxicidad, Eutrofización, Formación de Ozono Troposférico y Emisión de Partículas al compararse directamente con otras fuentes de electricidad (Agostini, Giuntoli, & Boulamanti, 2014). En el presente estudio se puede observar que el aprovechamiento energético de biogás a partir de electricidad obtuvo un mayor impacto en 3 de 6 categorías estudiadas (Cambio Climático, Acidificación y Formación de Ozono Troposférico para FORSU, y Cambio Climático, Formación de Ozono Troposférico y Uso de Energía para AR), por lo que, de acuerdo a este criterio, la obtención de electricidad a partir de biogás puede no resultar positiva desde el punto de vista ambiental.

No obstante, los estudios que han utilizado la expansión del sistema para manejar la multifuncionalidad de la producción de biogás han hallado que los impactos evitados por la sustitución de productos superan a los impactos brutos de la producción de biogás, por lo que se obtiene un impacto negativo que se traduce en un rendimiento ambiental positivo (Ardolino et al., 2018). Se debe agregar que la elección de productos sustituidos repercutirá considerablemente en los resultados obtenidos. La elevada participación de los combustibles fósiles en la matriz energética mexicana (caso de electricidad y bombeo sustituido) y en la producción de materiales agrícolas (caso de fertilizantes inorgánicos sustituidos) es responsable de gran parte de los impactos evitados.

Al expandir el sistema, el único impacto que resultó mayor al de la electricidad mexicana en ambos sistemas fue Formación de Ozono Troposférico para el caso de FORSU debido a las elevadas emisiones de CH_2O , NO_x y CH_4 durante la operación de la unidad de cogeneración (y, en el caso del último, por la totalidad de sus emisiones a lo largo del ciclo de vida de la producción de biogás). Este último punto hace énfasis en la importancia de monitorear y controlar las emisiones gaseosas en la producción y aprovechamiento energético del biogás.

En el caso del sistema AR vale la pena resaltar la forma en que se procedió con dicho criterio para la multifuncionalidad. Los trabajos revisados provenientes de la bibliografía se enfocan en el tratamiento de agua residual, por lo que, aun cuando se obtenga energía de dicho proceso, la unidad funcional hace referencia a la función específica del sistema (m^3 de agua tratada). Más aun, algunos trabajos que evaluaron sistemas de estas características hicieron uso de créditos por la energía y fertilizantes directamente reemplazados (tal como sucede en los análisis de FORSU).

No obstante, debido a que los lodos residuales no están sustituyendo actualmente a ningún producto en la planta estudiada, se decidió actuar de manera distinta al

proporcionar créditos por la energía usada para el bombeo de la cantidad equivalente de agua que es reusada por esta planta. Este criterio de multifuncionalidad únicamente fue aplicado por un estudio existente en la bibliografía (aun cuando el tren de tratamiento resulta distinto). Pintilie y colaboradores (2016) encontraron que, si la reutilización de aguas residuales domésticas tratadas en procesos industrial evitaba los procesos de potabilización y bombeo de una cantidad equivalente de agua, los impactos ambientales resultaban negativos para la categoría de Cambio Climático, tal como se encontró en el presente trabajo.

Los hallazgos anteriores permiten argumentar que la producción de electricidad a partir de biogás sí presenta mayormente beneficios ambientales al sustituir productos usados en escenarios *business-as-usual*. Esto concuerda con la perspectiva sistémica y holística sobre la cual se estableció la metodología del ACV, así como el marco teórico de la ecología industrial.

Se debe agregar que, de acuerdo a la literatura, la digestión anaerobia de residuos orgánicos como la FORSU facilita la mitigación de emisiones (con énfasis en GEI) para el tratamiento de estos a la vez que permite la recuperación de energía y materiales (Ardolino et al., 2018). La principal ventaja de aprovechar residuos para la generación de energía útil yace en que no se les puede asignar una carga ambiental previa (contrario a los cultivos energéticos), lo que proporciona una ventaja competitiva a la obtención de energía a partir de residuos. Aun cuando actualmente existe una discusión en la comunidad científica sobre si dicho supuesto es cierto, resulta complicado asociar una carga ambiental previa a los sustratos analizados por este trabajo.

Cabe destacar el papel que juegan los sistemas de estas características en la actualidad, ya que son capaces de producir energía útil y materiales diversos, mientras realizan simultáneamente un tratamiento a los residuos. Aunque dichos sistemas provoquen impactos ambientales debido a su establecimiento y operación, vale la pena resaltar que no han sido cuantificados los impactos ambientales que serían producidos de no realizar una disposición final de estos residuos.

Teniendo en cuenta lo anterior, se debe destacar el contexto específico en el que se encuentra la PTAR analizada (caso AR). Si bien sus impactos resultaron superiores en comparación a plantas de mayores dimensiones en términos de energía producida y volumen de agua tratado, esta planta proporciona tratamiento inmediato y especializado al efluente generado en esa zona. En las últimas décadas ha cobrado fuerza el enfoque de sistemas de tratamiento descentralizados capaces de disminuir costos e inversiones y de dar un saneamiento más específico y focalizado con el fin de expandir la cobertura de estos sistemas, especialmente en países en vías de desarrollo (Poustie et al., 2015). De manera particular, la digestión anaerobia se sitúa como una oportunidad para estas plantas al permitir la obtención de energía útil *in situ* y reducir la

dependencia a insumos externos (Chernicharo, van Lier, Noyola, & Bressani Ribeiro, 2015).

Finalmente, se debe enfatizar que los resultados descritos por el presente estudio corresponden a impactos ambientales potenciales, los cuales únicamente son modelados de acuerdo a la información existente y no representan casos idealizados, pues se encuentran relacionados con los datos disponibles. Aun así, esta metodología resulta útil para la identificación de posibles mejoras en los sistemas estudiados. Adicionalmente se debe mencionar que este método y la variabilidad en los datos que usa poseen cierto nivel de incertidumbre, por lo que se recomienda la obtención de la mayor cantidad de datos de alta calidad posibles.

5.2 Cambio Climático

Al comparar los resultados obtenidos para FORSU se puede observar que, para el caso de asignación total, el impacto por kWh eléctrico es mayor que en los sistemas existentes en la bibliografía, e inclusive que el factor de emisión para de la red mexicana (Fig. 22). No obstante, al revisar los sistemas e inventarios pertenecientes a cada uno de los casos de estudio provenientes de la bibliografía, se encontraron diferencias notables en algunos parámetros clave para esta categoría.

Giuntoli y colaboradores (2014) utilizaron un rendimiento de biogás considerablemente mayor y no contabilizaron fugas de CH₄ durante la digestión anaerobia. Ardolino y colaboradores (2018) usaron un rendimiento de biogás de 140 m³/ton (el doble del usado por el presente trabajo), no cuantificaron emisiones GEI para la etapa de disposición del digestato y no incluyeron emisiones de CH₄ durante la generación eléctrica, por lo que sus resultados son notablemente menores.

A su vez, Pérez-Camacho y colaboradores (2018) también utilizaron un mayor rendimiento de biogás, contabilizaron el aprovechamiento del calor proveniente de la unidad de cogeneración y no asumieron fugas para el digestor anaerobio. Finalmente, Tong y colaboradores (2018) usaron un rendimiento más bajo y cercano al valor usado en este trabajo, aplicaron el digestato como fertilizante y usaron un factor de emisión para la electricidad similar al mexicano (el estudio fue realizado en Singapur, donde el gas natural representa el 95% del *mix* eléctrico), por lo que este resultado se asemeja más al obtenido por el presente trabajo.

Asimismo, al comparar el resultado al aplicar la expansión del sistema se puede observar que, salvo el caso de Pérez-Camacho y colaboradores (2018) (cuyos créditos fueron mayores pues otorgaron créditos al evitar que la FORSU terminará en un relleno sanitario), los impactos de Cambio Climático resultaron muy similares (Fig. 26). La ligera variación en los resultados se asocia a la sustitución de *mixes* eléctricos distintos en cada país y a los rendimientos de biogás

aplicados. Asimismo, los dos sistemas con los que se está realizando la comparación contabilizaron la sustitución de electricidad como producción de fertilizantes inorgánicos, por lo que, de manera sistémica, se está realizando un impacto negativo, lo que resulta benéfico para el ambiente.

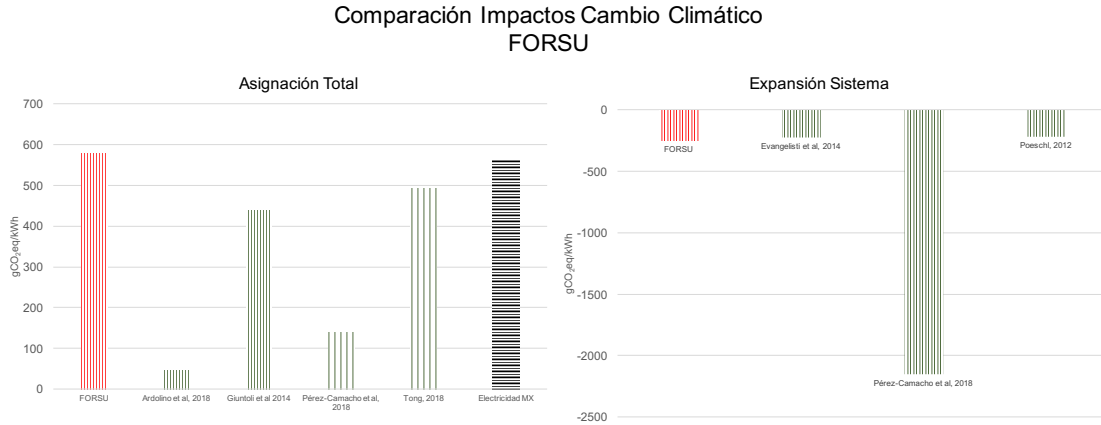


Figura 26. Comparación de impactos para Cambio Climático en FORSU.

Para el caso de la comparación entre PTARs, en la bibliografía se encontraron dos casos en los que se realizó un ACV a sistemas de tratamiento anaerobio-aerobio como el estudiado por el presente trabajo. Hernández-Padilla y colaboradores (2016) realizó ACV a distintos trenes de tratamiento con condiciones latinoamericanas y obtuvo un valor de 1,060 gCO₂ eq por la generación de electricidad a partir de biogás (Fig. 27). Este valor resultó menor que el obtenido en este trabajo debido a provenir de una planta de mayor escala (flujo diario de 5,356 m³) y de menor consumo energético por unidad de agua (0.297 kWh/m³). A su vez, la planta estudiada por Pasqualino y colaboradores (2009) obtuvo un impacto de -2,393 gCO₂ eq (un beneficio ambiental neto al presentar un valor negativo) al realizar expansión del sistema y cuantificar la sustitución de electricidad de la red; cabe destacar que esta PTAR realiza un tratamiento diario de 28,000 L (Fig. 27).

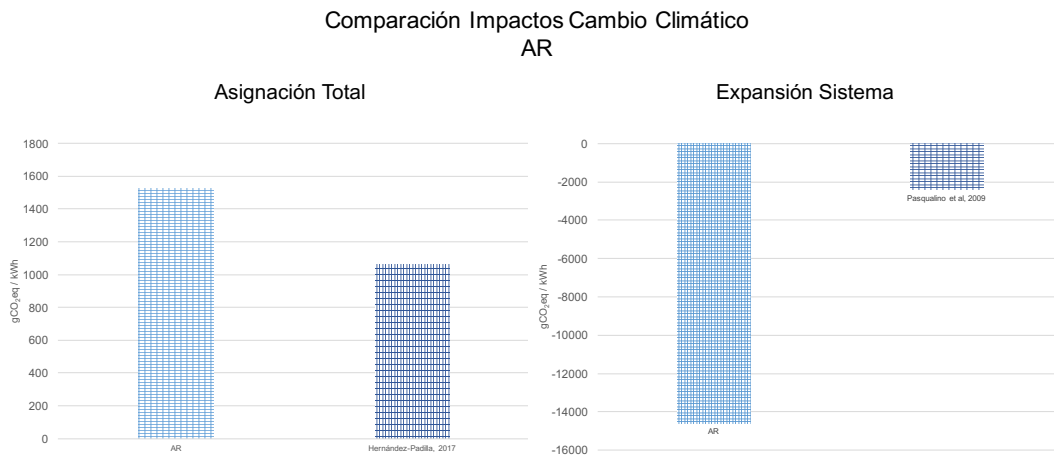


Figura 27. Comparación de impactos para Cambio Climático en AR.

Al cambiar la unidad funcional por m³ tratado, la planta estudiada continua con un mayor impacto que en los datos provenientes de la literatura. Güereca y colaboradores (2016) calcularon impactos para Cambio Climático en las tecnologías predominantes para el tratamiento de agua en América Latina y encontraron un impacto por m³ de 816 gCO₂ eq en sistemas UASB-lodos activados considerando un *mix* eléctrico con mayor participación de energía hidroeléctrica y un sistema de alta eficiencia. El impacto por m³ tratado del presente estudio se sitúa en los 2,217.95 gCO₂ eq, tres veces más alto, lo que se debe a la menor escala de esta planta, así como a una mayor cantidad de fugas y emisiones directas de CH₄ modeladas.

El presente caso resulta particular al consistir en una PTAR de tamaño pequeño que proporciona tratamiento a aguas residuales con una alta carga orgánica debido al procesamiento de alimentos de dos restaurantes. Esta alta saturación de contaminantes ocasiona que se requiera de un sistema híbrido UASB-lodos activados (común en toda Latinoamérica) para conseguir una alta remoción de materia orgánica como dicta la legislación vigente. A su vez, vale la pena resaltar que la electricidad consumida por el sistema proviene de paneles fotovoltaicos utilizados *in situ*, por lo que el elevado consumo energético del sistema aerobio (proceso que consume más electricidad) no tiene un impacto considerable en esta categoría de impacto.

Durante la búsqueda de datos para la construcción del inventario para este sistema se encontró un factor de emisión para fugas de CH₄ provenientes de la digestión aerobia, por lo que dicho flujo elemental fue incluido en el ACV (Foley et al., 2011). Analizando los resultados, se encontró que esta emisión representó un 71% del impacto total del sistema para Cambio Climático. No obstante, en los ACVs revisados no se encontró dicho flujo elemental al argumentar que las guías para inventarios de emisiones del IPCC no consideran esas emisiones. Sin embargo, una investigación desarrollada en PTARs mexicanas por Noyola y colaboradores (2018) realizó cuantificaciones *in situ* de emisiones GEI y encontró que dichas emisiones se encuentran subestimadas por las guías e inventarios internacionales al originarse de CH₄ disuelto en las mismas aguas tratadas, por lo que proponen que sean consideradas y, de ser posible, cuantificadas directamente.

Los resultados de este trabajo señalan que los principales impactos para Cambio Climático son originados por las emisiones de CO₂ de origen fósil y CH₄ de origen biogénico a lo largo del ciclo de vida, tal como se encuentra señalado en la bibliografía (Poeschl et al., 2012). Las principales fuentes de las emisiones de CO₂ de origen fósil son el transporte de la materia prima y residuos, así como la generación de electricidad en la red mexicana (caso FORSU). En los análisis de sensibilidad realizados se comprueba que el factor de emisión utilizado (indicador de la participación de fósiles en la fuente de electricidad usada) es un parámetro clave para la evaluación de tecnologías en término de Cambio Climático, tal como se señala en la bibliografía (Güereca et al., 2016). Para la reducción de estas emisiones, se recomienda disminuir las distancias recorridas por transporte

motorizado en la cadena de suministro y buscar un abastecimiento de electricidad de origen renovable.

Con respecto a las emisiones biogénicas de CH₄, se encontró que las principales fuentes de emisiones directas son fugas durante la digestión anaerobia y aerobia (cuando aplique), almacén ineficiente del digestato, y, en menor medida, la combustión del mismo biogás. En la bibliografía se tiene documentada el elevado porcentaje que representa el almacén del digestato en la categoría de Cambio Climático (Fusi, Bacenetti, Fiala, & Azapagic, 2016), por lo que se han propuesto sistemas de almacén cerrado a través de membranas herméticas como una medida efectiva para la reducción de emisiones (Boulamanti et al., 2013). De igual modo, existe evidencia robusta en el presente trabajo y en la bibliografía que señala la importancia de las fugas de CH₄ en los impactos de Cambio Climático (Evangelisti et al., 2014), por lo que se propone el monitoreo constante de estas emisiones a lo largo de la cadena de producción. De aplicar estas medidas, se espera que los impactos para esta categoría disminuyan considerablemente.

5.3 Acidificación Terrestre

Los impactos para esta categoría resultaron considerablemente mayores que los existentes en la bibliografía para el caso de FORSU (3.75 gSO_{2 eq}), ya que el sistema modelado produce una menor cantidad de electricidad y utiliza mayores factores de emisión para los gases emitidos durante la combustión. Evangelisti y colaboradores (2014) obtuvieron un valor de 1.23 gSO_{2 eq} al utilizar un menor factor de emisión para los NO_x generados durante la cogeneración. Pérez-Camacho y colaboradores (2018) encontraron un impacto de 0.53 gSO_{2 eq} al considerar un mayor rendimiento de producción de biogás. Por su parte, el impacto por Acidificación para 1 kWh proveniente de la red eléctrica mexicana se sitúa en 3.25 gSO_{2 eq}, por lo que el impacto de la planta estudiada resulta mayor al partir de una asignación total para la electricidad.

Si se consideran los créditos por reemplazo de productos, este sistema mejora comparativamente al arrojar un impacto de -0.63 gSO_{2 eq} por unidad funcional, valor que resulta menor que los obtenidos por Evangelisti y colaboradores (2014) y Pérez-Camacho y colaboradores (2018) de -0.058 y -0.14 gSO_{2 eq}, respectivamente.

A su vez, el sistema AR arrojó un resultado de 0.002 gSO_{2 eq}, de los cuales la principal contribución son las emisiones de NO_x durante la cogeneración eléctrica. Hernández-Padilla y colaboradores (2017) obtuvieron un valor considerablemente mayor de 0.7 gSO_{2 eq} al utilizar a la electricidad de la red mexicana como fuente energética. Si se utiliza el criterio de expansión del sistema, los -92.97 gSO_{2 eq} resultan mayores que los -22.45 gSO_{2 eq} conseguidos por Pasqualino y colaboradores (2009), aunque cabe destacar que ese estudio únicamente otorgó créditos por sustitución de energía útil generada y no por energía de bombeo sustituida, como se aplicó en este estudio.

Cabe destacar que, de acuerdo a los límites del sistema, se excluyó la infraestructura de los inventarios utilizados. Si bien esta decisión metodológica no posee mucho peso en algunas categorías como Cambio Climático, en Acidificación presenta una influencia considerable, en específico para el sistema AR. Al incluir la infraestructura como parte de los datos secundarios incluidos en el sistema, el impacto por kWh generado aumenta hasta los 2 gSO₂eq debido a la extracción de los minerales requeridos para la producción de los paneles fotovoltaicos utilizados.

En ambos sistemas se encontró que la principal contribución al impacto por Acidificación viene de las emisiones de NO_x durante la combustión del biogás en la unidad de cogeneración utilizada. Una medida eficiente para disminuir dicho impacto consiste en la instalación de convertidores catalíticos, los cuales permiten obtener reducciones importantes en los gases de combustión (93% para emisiones de NO_x) (Tong et al., 2018), y así disminuir el impacto ambiental de esta categoría.

5.4 Eutrofización

El sistema FORSU obtuvo un impacto de 1.04 gPO₄⁻ eq, valor mayor a los existentes en la literatura para sistemas de esta naturaleza debido al elevado factor de emisión del NO_x proveniente de la etapa de generación eléctrica. Börjesson y colaboradores (2010) reportaron 0.03 gPO₄⁻ eq en un sistema de biogás de altos rendimientos y cuya unidad de cogeneración presenta una mayor eficiencia. El resultado de Tong y colaboradores (2018) fue de 0.2 gPO₄⁻ eq, valor que los autores atribuyen a la emisión de compuestos nitrogenados (NO_x y N₂O) durante la combustión del biogás y del digestato. Por otra parte, el resultado de este trabajo mostró ser ligeramente menor que el factor de emisión de la electricidad mexicana (1.12 gPO₄⁻ eq). No se encontraron valores con expansión del sistema en las mismas unidades, por lo que este valor no pudo ser comparado.

Una situación parecida se presentó para el sistema AR (asignación total y expansión del sistema), pues los sistemas similares revisados en la bibliografía evaluaron esta categoría de impacto a partir de una metodología distinta, lo que dificulta la comparación de valores al presentarse en una unidad distinta. El resultado de 0.0008 gPO₄⁻ eq con asignación total es varios ordenes de magnitud inferior al de la electricidad mexicana. No obstante, al igual que se mencionó en la sección 5.2, el impacto aumenta considerablemente hasta 0.95 gPO₄⁻ eq al considerar la infraestructura de la electricidad fotovoltaica.

Vale la pena resaltar que, aún con los impactos resultantes de su operación, existe evidencia que el tratamiento de aguas residuales reduce considerablemente los impactos que serían provocados por dichos residuos de no recibir tratamiento alguno (Güereca et al., 2016), lo que cobra más importancia en el caso de la categoría de impacto de Eutrofización.

Las sustancias con una mayor contribución para este impacto son los NOx emitidos a la atmósfera durante la combustión del biogás en la etapa de generación eléctrica y, en menor medida, nitratos y fosfatos emitidos al agua durante el ciclo de vida de la electricidad consumida. La principal medida que puede ser aplicada para disminuir este impacto consiste en convertidores catalíticos para reducir las emisiones de NOx, tal como se mencionó en la sección 5.2.

5.5 Toxicidad Humana

Los impactos por Toxicidad Humana para FORSU aparecen mayores que los revisados en la bibliografía, pero notablemente menores que el factor de emisión de la electricidad en México (137.58 g1,4DB_{eq}). Morero y colaboradores (2017) obtuvieron 17.67 g1,4DB_{eq} en un sistema de codigestión FORSU y lodos residuales de gran escala y atribuyeron este impacto al consumo de electricidad de la red argentina y al transporte motorizado usado por la materia prima y residuos. Pérez-Camacho y colaboradores (2018) presentaron un valor ligeramente mayor de 21.64 g1,4DB_{eq} para un sistema a mayor escala y con un mayor rendimiento de producción de biogás. El presente trabajo obtuvo un impacto de 40.81 g1,4DB_{eq} al asignar la totalidad de la carga ambiental a la electricidad producida.

Si el sistema FORSU es expandido (-126.23 g1,4DB_{eq}), el impacto se encuentra en un punto medio al compararse con la bibliografía. Poeschl y colaboradores (2012b) reportan un valor superior de -29.93 g1,4DB_{eq} en esta categoría al sustituir producción de fertilizantes y electricidad de la red irlandesa, mientras que Tong y colaboradores (2018) obtuvieron un resultado de -133.28 g1,4DB_{eq} al atribuir créditos por reemplazo de electricidad y producción de fertilizantes (especificando que este último proceso implica la emisión de metales pesados durante el procesamiento de los minerales en su ciclo de vida).

Para el caso del sistema AR, su impacto por unidad funcional de 0.01 g1,4DB_{eq} es notablemente inferior que el valor obtenido por Hernández-Padilla y colaboradores de 16,607 g1,4DB_{eq}, quienes atribuyen dicho impacto a la emisión de zinc y cobre procedente de los lodos residuales durante la etapa de disposición final. Este punto debe resaltarse pues no se están incluyendo concentraciones ni emisiones de metales pesados en la PTAR analizada por el presente estudio, pues dichos datos no han sido generados por los operadores de la planta. Si se considera la infraestructura de los paneles fotovoltaicos (sección 5.2), el impacto aumenta a 386.63 g1,4DB_{eq}, lo que representa un impacto mayor que la red eléctrica mexicana.

Los impactos por Toxicidad Humana se relacionan directamente con el consumo de electricidad en los sistemas estudiados, tal como se menciona en la literatura (Fusi et al., 2016). De igual manera, se observa que, tal como sucede en otras

categorías de impacto, las emisiones directas de NO_x durante la combustión resultan importantes. Las principales recomendaciones para esta categoría de impacto consisten en buscar reducir el consumo de energía a lo largo del ciclo de vida (transporte y recolección, consumo de electricidad) y en la instalación de convertidores catalíticos (véase en sección 5.2).

5.6 Formación Ozono Troposférico

En el caso del sistema FORSU, el impacto por esta categoría (0.31 gC₂H₄ eq) resultó similar a los resultados reportados en la literatura. Evangelisti y colaboradores (2014) obtuvieron un impacto de 0.47 gC₂H₄ eq tras modelar una unidad de cogeneración con menor eficiencia y mayores factores de emisión para CH₄ y NMVOC. Si se expande el sistema y se incluyen créditos por sustitución, esta planta presenta un impacto de 0.13 gC₂H₄ eq, valor superior al presentado por Tong y colaboradores (2018), quienes obtuvieron 0.06 gC₂H₄ eq.

El sistema de AR, al asignar la totalidad de impactos a la electricidad producida, obtuvo un valor de 0.33 gC₂H₄ eq, ligeramente superior al sistema FORSU. No se encontraron resultados directamente comparables para esta categoría al considerar una asignación total. Por su parte, el sistema expandido de AR arrojó un valor de -3.51 gC₂H₄ eq, considerablemente mayor que el hallazgo de Pasqualino y colaboradores (2009), cuyo impacto para Formación Ozono Troposférico fue de -22.45 gC₂H₄ eq al contabilizar la sustitución de electricidad de la red española.

En ambos sistemas se puede observar que los principales impactos de esta categoría se originan por la emisión de CH₂O, CO, y SO₂ en la etapa de generación eléctrica, así como por las emisiones de CH₄ a lo largo de la cadena de producción. Debido a lo anterior, las medidas recomendadas para disminuir los impactos por Formación Ozono Troposférico consisten en mantener un monitoreo de CH₄ a lo largo de la cadena de producción, así como en instalar convertidores catalíticos para reducir las emisiones de gases de combustión.

5.7 Uso de Energía

El sistema FORSU se desempeña como un productor neto de energía útil al mostrar una TRE mayor a 1 (1.42) a diferencia del sistema AR, el cual consume una mayor cantidad de energía que la que produce (TRE de 0.15). No obstante, la TRE arrojada por el sistema FORSU resulta pequeña a comparación de valores existentes en la bibliografía, donde Poeschl y colaboradores (2012) consiguieron un valor de 2.19, mientras que Börjesson y colaboradores (2010) obtuvieron una TRE más alta con valor de 3.53. Para este apartado cabe destacar que ambos estudios previos utilizaron mayores rendimientos de producción de biogás, parámetro que fue identificado como clave para esta categoría de impacto en el análisis de sensibilidad expuesto anteriormente. De acuerdo a información proporcionada por Güereca (2018) se espera que el rendimiento de la planta

analizada aumente en un futuro tras la estabilización completa de la fauna microbiológica del reactor anaerobio.

Si bien la TRE del sistema AR dista mucho de ser un resultado óptimo, vale la pena resaltar que la totalidad de la energía consumida tiene un origen renovable debido al uso de paneles fotovoltaicos. A su vez, el análisis de sensibilidad demostró que la TRE de dicho sistema podría disminuir considerablemente de abastecerse con energéticos de origen fósil, lo que resalta el impacto positivo del uso de fuentes de energía renovable. En contraste a este resultado, Hernández-Padilla y colaboradores (2017) obtuvieron un valor considerablemente mayor de 0.95 para un sistema de tratamiento de características similares. No obstante, cabe destacar que ninguno de estos sistemas obtuvo valores esperados en productores netos de energía, lo que coincide con lo mencionado por Maktabifard y colaboradores (2018), quienes argumentan que los elevados consumos energéticos requeridos por los procesos de las PTAR dificultan que se les pueda considerar como fuentes netas de energía (y, por ende, que reflejen valores mayores a la unidad).

Las etapas con un mayor consumo energético para los sistemas FORSU y AR fueron la Digestión Anaerobia y Digestión Aerobia, respectivamente. En la bibliografía revisada se encontró que, para el caso de FORSU, cuando la materia prima es obtenida de sitios cercanos a la planta de procesamiento, la digestión anaerobia consume la mayor cantidad de energía debido al agitación y, especialmente en Europa, al calentamiento del biorreactor mediante el uso de gas natural. Por su parte, para el caso de AR se tiene bien documentado que el proceso de lodos activados consume grandes cantidades de energía. A su vez, los análisis de sensibilidad realizados a ambos sistemas permiten identificar al rendimiento de producción de biogás como un parámetro clave, lo que permite argumentar que su mejora aumentará el rendimiento energético del sistema. En la bibliografía se menciona que este parámetro puede ser aumentado al realizar co-digestión con distintos sustratos, así como al realizar un pretratamiento más efectivo (Pérez-Camacho et al., 2018).

En la Fig. 28 se muestra la TRE de diversas fuentes energéticas. Tal como se puede observar, la tasa perteneciente a los biocombustibles gaseosos supera al retorno energético de los biocombustibles líquidos (en el caso de FORSU). No obstante, la comparación con biocombustibles sólidos, renovables y combustibles fósiles muestra que la ganancia energética es considerablemente menor. Lo anterior señala que la electricidad a partir del biogás no puede ser considerada como una fuente de energía neta óptima al existir otras fuentes que lo superan notablemente, pero se debe considerar que proporciona tratamiento a un efluente, impacto positivo que no está siendo contabilizado.

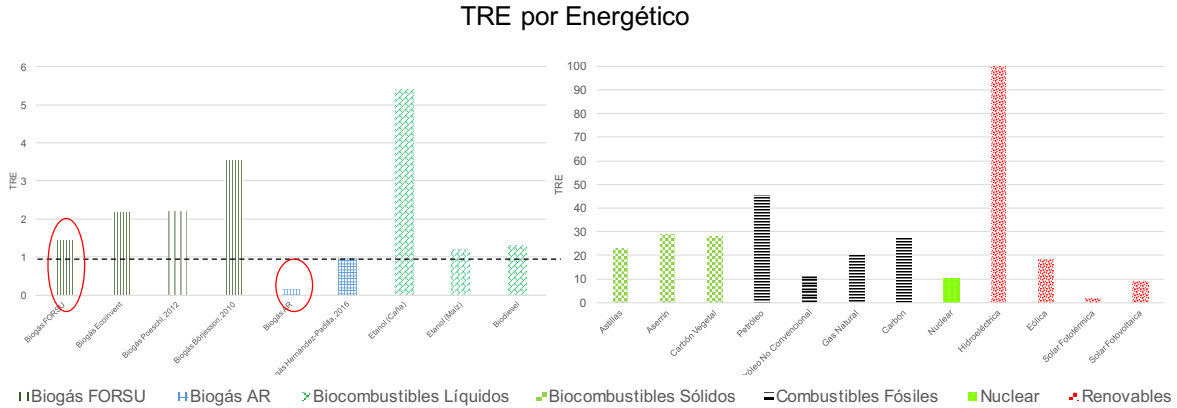


Figura 28. Tasa de Retorno Energético por combustible (Elaboración propia con datos de Hall *et al*, 2014 y Contreras, 2018). Nota. La línea punteada en la primera parte de la gráfica delimita a los generadores netos de energía.

Cabe destacar que, tal como se presentó en los resultados, al expandir los sistemas, los resultados indican que la producción de electricidad y demás co-productos tiene un impacto negativo al evitar el consumo energético de distintos procesos (de los cuales un porcentaje importante proviene de combustibles fósiles). Si bien el biogás dista de obtener un rendimiento óptimo desde un punto de vista energético por sí mismo, al ser analizado desde una perspectiva sistémica se puede observar que presenta una reducción considerable de consumo de energía fósil, lo que mejora su evaluación ambiental. Los resultados obtenidos por esta investigación en los dos casos analizados señalan que la implementación de sistemas de producción y aprovechamiento de biogás en México tiene un potencial de mitigación de impactos ambientales potenciales al ser evaluados desde una perspectiva sistémica.

Capítulo 6 Conclusiones

Esta tesis evaluó los impactos ambientales potenciales de la producción y aprovechamiento de biogás a partir de FORSU y Aguas Residuales como sustratos. Se obtuvieron las siguientes conclusiones:

- Los resultados del presente estudio varían completamente dependiendo del método de asignación utilizado en la modelación. De esta forma, el método de asignación total presenta que la generación eléctrica a partir de biogás presenta desventajas, mientras que la expansión del sistema muestra enormes beneficios ambientales en todas menos una categoría de impacto.
- Al ser comparados directamente, el sistema FORSU obtuvo un mejor rendimiento ambiental en las categorías de Cambio Climático, Formación de Ozono Troposférico y Uso de Energía, mientras que AR resultó mejor calificada en Acidificación, Eutrofización y Toxicidad Humana usando el criterio de asignación total. Si se contabilizan los créditos por expansión del sistema, el sistema AR presentó un mejor rendimiento en los impactos ambientales potenciales evaluados.
- La mayor contribución a los impactos del sistema FORSU se originó en las etapas de Tratamiento del Digestato, Digestión Anaerobia y Generación de Electricidad. Esto se explica por las emisiones fugitivas de CH_4 en la primera etapa, por el elevado consumo de electricidad en la segunda, y por las emisiones de diversos gases de combustión para la tercera.
- En lo que respecta a los impactos del sistema AR, estos provienen principalmente de las etapas de Digestión Aerobia y Generación de Electricidad. La aportación mayoritaria se explica por las emisiones de CH_4 procedentes de fugas del biogás generado durante la Digestión Anaerobia y del proceso de Digestión Aerobia, así como por las emisiones de gases de combustión.
- Al expandir el sistema, se obtuvieron impactos negativos en la totalidad de los impactos evaluados en ambos sistemas, excepto para Formación de Ozono Troposférico en el caso del FORSU. Teniendo en cuenta lo anterior, se concluye que el aprovechamiento energético de biogás en México es capaz de reducir impactos ambientales potenciales al ser analizado desde una perspectiva sistémica.
- Los rendimientos de producción de biogás juegan un papel fundamental en los impactos de acuerdo a los análisis de sensibilidad desarrollados, ya que se encontró que a un mayor rendimiento se obtendrán menores impactos. Por lo tanto, se recomienda aumentar los rendimientos de producción de biogás para disminuir el impacto ambiental potencial por unidad de energía. Una forma de conseguir esto es a través de la co-digestión de distintos sustratos.
- Se encontró que las fugas de CH_4 a lo largo del ciclo de vida son un factor clave para los impactos de la producción de biogás, por lo que se recomienda la implantación de sistemas de monitoreo y control de dichas emisiones. Se debe prestar atención especialmente a las emisiones

procedentes del digestato, las cuales pueden ser evitadas a través de la utilización de membranas herméticas.

- Con respecto a los impactos originados durante la etapa de Generación de Electricidad, se recomienda la implantación de convertidores catalíticos para reducir la emisión de gases contaminantes provenientes de la unidad de cogeneración eléctrica.
- Se plantea que el aprovechamiento de fuentes de energía renovable en sistemas de producción de biogás puede ayudar a reducir algunos impactos en el ciclo de vida, pero se debe tener cuidado con las etapas incluidas en la evaluación y con las implicaciones de dichas decisiones, puesto que los impactos potenciales de dichos energéticos pueden resultar subestimados.
- En términos energéticos, la electricidad proveniente de biogás presentó un retorno energético pequeño al ser comparado con otras fuentes de energía renovables y no renovables, por lo que se considera que sería interesante evaluar la ganancia neta de energía del biogás en otros usos finales.
- El establecimiento de sistemas de los cuales se puedan obtener diversos productos resulta benéfico para el ambiente, pues se facilita la obtención de energía útil y diversos materiales a la vez que se proporciona un tratamiento a los residuos orgánicos.
- Con el fin de poseer una mayor cantidad de información fidedigna para estas evaluaciones, se sugiere la generación de una mayor cantidad de datos de inventario para México con el fin de aumentar la precisión de los sistemas modelados y, así, mejorar su interpretación.
- Adicionalmente, se considera que los impactos ambientales de las líneas base de los sustratos usados, es decir, FORSU y aguas residuales sin tratar, deben ser evaluadas para conseguir un análisis más robusto. En el presente estudio dicho enfoque no pudo ser desarrollado debido a la falta de datos, pero se espera pueda realizarse en investigaciones futuras.
- Finalmente, se identificó la necesidad de evaluar la producción de electricidad a partir de biogás desde los puntos de vista social y económico para, posteriormente, integrar los hallazgos para averiguar cuál debe ser el papel del aprovechamiento energético del biogás en nuestro país.

Referencias

- Abbasi, T., Tauseef, S. M., & Abbasi, S. A. (2012).** *Biogas Energy*: Springer.
- Agostini, A., Giuntoli, J., & Boulamanti, A. K. (2014).** *Carbon accounting of forest bioenergy: Conclusions and recommendations from a critical literature review*. JRC Scientific and Policy Reports: Joint Research Centre.
- Ardolino, F., Parrillo, F., & Arena, U. (2018).** Biowaste-to-biomethane or biowaste-to-energy? An LCA study on anaerobic digestion of organic waste. *Journal of Cleaner Production*, 174, 462-476.
- Arroyo, T. (2010).** *Colecta de agua pluvial como medida para el aprovechamiento sustentable de la energía*. (Licenciatura en Ciencias Ambientales), Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán.
- Aubrecht, G. J. (2006).** *Energy: physical, environmental and social impact* (Third edition ed.): Pearson Prentice Hall.
- Berglund, M., & Börjesson, P. (2006).** Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy*, 30(3), 254-266.
- Bessou, C., Ferchaud, F., Gabrielle, B., & Mary, B. (2011).** Biofuels, greenhouse gases and climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31(1), 1.
- BioGrace_II. (2015).** *Harmonised Greenhouse Gas Calculations for Electricity, Heating and Cooling from Biomass*. Intelligent Energy Europe.
- Björn, A., Owsianiak, M., Laurent, A., Olsen, S. I., Corona, A., & Hauschild, M. Z. (2018).** Scope Definition. In M. Z. Hauschild & R. K. Rosenbaum (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 75-116): Springer.
- Bjørn, A., Owsianiak, M., Molin, C., & Hauschild, M. Z. (2018).** LCA History. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 17-30): Springer.
- Bjørn, A., Owsianiak, M., Molin, C., & Laurent, A. (2018).** Main Characteristics of LCA. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 9-16): Springer.
- Blomsma, F., & Brennan, G. (2017).** The Emergence of Circular Economy: A New Framing Around Prolonging Resource Productivity. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 603-614.
- Börjesson, P., Tufvesson, L., & Lantz, M. (2010).** Life cycle assessment of biofuels in Sweden. *Lund Tekniska Högskola, Lund University*.
- Boulamanti, A. K., Donida Maglio, S., Giuntoli, J., & Agostini, A. (2013).** Influence of different practices on biogas sustainability. *Biomass and Bioenergy*, 53(Supplement C), 149-161.
- Budzianowski, W. M. (2016).** A review of potential innovations for production, conditioning and utilization of biogas with multiple-criteria assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 1148-1171.
- Buitrón, G., Carrillo, J., Alatríste, F., & Razo, E. (2016).** Biocombustibles Gaseosos. In C. A. García & O. Maserá (Eds.), *Estado del arte de la bioenergía en México* (pp. 55-63): Red Temática de Bioenergía del Conacyt. Imagia.

- Capstone.** (2018, 01/11/2018). C65: Specifications. Retrieved from <https://www.capstoneturbine.com/products/c65>
- CE.** (2009). Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de abril de 2009, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables y por la que se modifican y se derogan las Directivas 2001/77/CE y 2003/30/CE. *Diario Oficial de la Unión Europea*, 5, 06-09.
- Chernicharo, C. A. L., van Lier, J. B., Noyola, A., & Bressani Ribeiro, T.** (2015). Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(4), 649-679.
- Chum, H., Faaij, A., Moreira, J., Berndes, G., Dhamija, P., Dong, H., . . . Pingoud, K.** (2011). Bioenergy. In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, & C. von Stechow (Eds.), *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- CONACYT.** (2014). CONACYT - SENER / Sustentabilidad Energética. Retrieved from <https://www.conacyt.gob.mx/index.php/fondos-sectoriales-constituidos2/item/conacyt-sener-sustentabilidad-energetica>
- CONAGUA.** (2014). *Estadísticas del Agua en México Edición 2014*. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- CONAGUA.** (2016). Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento* (Vol. 28). México D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Contreras, M.** (2018). *Análisis de los impactos ambientales del aprovechamiento de residuos como biocombustibles sólidos: Estudio de caso de una empresa forestal en Jalisco*. (Lic. en Ciencias Ambientales), Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán.
- Crites, R., & Tchobanoglous, G.** (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Colombia: McGraw Hill.
- Da Costa Gomez, C.** (2013). 1 - Biogas as an energy option: an overview A2 - Wellinger, Arthur. In J. Murphy & D. Baxter (Eds.), *The Biogas Handbook* (pp. 1-16): Woodhead Publishing.
- de Mes, T., Stams, A., Reith, J., & Zeeman, G.** (2003). Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes *Bio-methane & Bio-hydrogen. Status and perspectives of biological methane and hydrogen production* (pp. 58-94).
- Deutz, P., & Ioppolo, G.** (2015). From theory to practice: Enhancing the potential policy impact of industrial ecology. *Sustainability*, 7(2), 2259-2273.
- Ecoinvent.** (2016). The Life Cycle Inventory Data Version 3.2: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- EIA.** (2016). *International Energy Outlook 2016*. Washington DC: U.S. Energy Information Administration.
- EPA.** (2010). *Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal, Wastewater Treatment & Ethanol Fermentation*. United States Environmental Protection Agency: RTI International.

- Evangelisti, S., Lettieri, P., Borello, D., & Clift, R. (2014).** Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study. *Waste Management*, 34(1), 226-237.
- Field, C. B., Barros, V. R., Dokken, D. J., Mach, K. J., Mastandrea, M. D., Bilir, T. E., . . . White, L. L. (Eds.). (2014).** *Summary for policymakers. In: 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.* Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Finkbeiner, M. (2014).** The International Standards as the Constitution of Life Cycle Assessment: The ISO 14040 Series and its Offspring. In W. Klöpffer (Ed.), *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment* (pp. 85-106). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Foley, J., Yuan, Z., Keller, J., Senante, E., Chandran, K., Willis, J., . . . van Voorthuizen, E. (2011).** *N2O and CH4 emission from wastewater collection and treatment systems: Technical report.* London, United Kingdom: Global Water Research Coalition.
- Fusi, A., Bacenetti, J., Fiala, M., & Azapagic, A. (2016).** Life Cycle Environmental Impacts of Electricity from Biogas Produced by Anaerobic Digestion. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 4(26).
- Gallaud, D., & Laperche, B. (2016).** *Circular Economy, Industrial Ecology and Short Supply Chain* (Vol. 4). London, UK: Wiley.
- García, C. A., & Masera, O. (2016).** Sustentabilidad y políticas públicas de la bioenergía. In C. A. García & O. Masera (Eds.), *Estado del Arte de la Bioenergía en México* (pp. 64-80). México: Imagia.
- García, C. A., Riegelhaupt, E., & Masera, O. (2013).** Escenarios de bioenergía en México: potencial de sustitución de combustibles fósiles y mitigación de GEI. *Revista Mexicana de Física*, 59(2), 93-103.
- García, C. A., Riegelhaupt, E., & Masera, O. (2016).** Introducción. In C. A. García & O. Masera (Eds.), *Estado del Arte de la Bioenergía en México* (pp. 9-14). México: Imagia.
- Giuntoli, J., Agostini, A., Edwards, R., & Marelli, L. (2014).** *Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions.* Report EUR 27215 EN: JRC Science and Policy Reports. European Commission.
- Graedel, T. E., & Allenby, B. R. (2010).** *Industrial ecology and sustainable engineering:* Pearson College Division.
- Güereca, L. P. (2018).** [Comunicación personal].
- Güereca, L. P., Paredes, M. G., & Noyola Robles, A. (2016).** GHG Emissions from Municipal Wastewater Treatment in Latin America. In S. S. Muthu (Ed.), *The Carbon Footprint Handbook* (pp. 351-368): CRC Press.
- Guinée, J. (Ed.) (2004).** *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards* (Vol. 7). New York, NY, USA: Kluwer Academic Publishers.
- Hall, C. A. S., Lambert, J. G., & Balogh, S. B. (2014).** EROI of different fuels and the implications for society. *Energy Policy*, 64, 141-152.

- Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K., & Olsen, S. I. (Eds.). (2018).** *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*: Springer.
- Heijungs, R., & Guinée, J. (2012).** An Overview of the Life Cycle Assessment Method - Past, Present and Future. In M. A. Curran (Ed.), *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products*. Cincinnati, OH: Scrivener.
- Henderson, A. (2015).** Eutrophication. In M. Z. Hauschild & M. A. J. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 177-196): Springer.
- Hernández-Berriel, M. d. C., Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., Lima-Morra, R., Eljaiek-Urzola, M., Márquez-Benavides, L., & Buenrostro-Delgado, O. (2017).** Generación y composición de los residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32, 11-22.
- Hernández-Padilla, F., Margni, M., Noyola, A., Guereca-Hernandez, L., & Bulle, C. (2017).** Assessing wastewater treatment in Latin America and the Caribbean: Enhancing life cycle assessment interpretation by regionalization and impact assessment sensibility. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2140-2153.
- Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., & Effenberger, M. (2016).** Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 1291-1300.
- Hoorweg, D., & Bhada-Tata, P. (2012).** *What a Waste. A Global Review of Solid Waste Management*. World Bank.
- IEA. (2014).** *World Energy Outlook 2014*. International Energy Agency.
- IEA. (2017).** *Key world energy statistics*. International Energy Agency.
- IEA. (2018).** *World Energy Balances 2018: Overview*. International Energy Agency.
- IEA-Bioenergy. (2015).** *IEA Bioenergy Task 37 - Country Reports Summary 2014*. International Energy Agency Bioenergy.
- IPCC. (2014).** *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland: IPCC.
- ISO. (2006a).** *ISO 14040: Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework*: International Standard Organization.
- ISO. (2006b).** *ISO 14044: Environmental Management, Life Cycle Assessment, Requirements and Guidelines*: International Standardization Organization.
- ISWA. (2015).** *Circular Economy. Carbon, Nutrients and Soil. Report 4*. International Solid Waste Association.
- Klein, D., Wolf, C., Schulz, C., & Weber-Blaschke, G. (2015).** 20 years of life cycle assessment (LCA) in the forestry sector: state of the art and a methodical proposal for the LCA of forest production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(4), 556-575.
- Korres, N. (2013).** Life cycle assessment as a tool for assessing biomethane production sustainability. In N. Korres, P. O'Kiely, J. A. Benzie, & J. S. West (Eds.), *Bioenergy production by anaerobic digestion: using agricultural biomass and organics wastes* (pp. 317-358): Routledge.

- Laurent, A., Espinosa, N., & Hauschild, M. Z. (2018).** LCA of Energy Systems. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 633-668): Springer.
- Lifset, R., & Graedel, T. E. (2002).** Industrial ecology: goals and definitions. In R. U. Ayres & L. Ayres (Eds.), *A Handbook of Industrial Ecology* (pp. 3-15): Edward Elgar Publishing.
- Maktabifard, M., Zaborowska, E., & Makinia, J. (2018).** Achieving energy neutrality in wastewater treatment plants through energy savings and enhancing renewable energy production. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 17(4), 655-689.
- Méndez-Novelo, R. I., Chan-Gutiérrez, E. A., Castillo-Borges, E. R., Vázquez-Borges, E. R., & Espadas-Solís, A. E. (2012).** Digestión anaerobia de efluentes de fosas sépticas. *Ingeniería, investigación y tecnología*, 13, 339-349.
- Mills, N., Pearce, P., Farrow, J., Thorpe, R. B., & Kirkby, N. F. (2014).** Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. *Waste Management*, 34(1), 185-195.
- Morero, B., Vicentin, R., & Campanella, E. A. (2017).** Assessment of biogas production in Argentina from co-digestion of sludge and municipal solid waste. *Waste Management*, 61(Supplement C), 195-205.
- Muench, S. (2015).** Greenhouse gas mitigation potential of electricity from biomass. *Journal of Cleaner Production*, 103(Supplement C), 483-490.
- Murphy, J. D., & Thanasit, T. (2013).** 5 - Fundamental science and engineering of the anaerobic digestion process for biogas production *The Biogas Handbook* (pp. 104-130): Woodhead Publishing.
- Noyola, A., Paredes, M. G., Güereca, L. P., Molina, L. T., & Zavala, M. (2018).** Methane correction factors for estimating emissions from aerobic wastewater treatment facilities based on field data in Mexico and on literature review. *Science of The Total Environment*, 639, 84-91.
- Oswald, Ú. (2017).** Seguridad, disponibilidad y sustentabilidad energética en México. *Revista Mexicana de Ciencias Políticas y Sociales*, 62(230), 155-195.
- Pérez-Camacho, M. N., Curry, R., & Cromie, T. (2018).** Life cycle environmental impacts of substituting food wastes for traditional anaerobic digestion feedstocks. *Waste Management*, 73, 140-155.
- Pintilie, L., Torres, C. M., Teodosiu, C., & Castells, F. (2016).** Urban wastewater reclamation for industrial reuse: An LCA case study. *Journal of Cleaner Production*, 139, 1-14.
- Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2012).** Environmental impacts of biogas deployment – Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, 24, 168-183.
- Poustie, M. S., Deletic, A., Brown, R. R., Wong, T., de Haan, F. J., & Skinner, R. (2015).** Sustainable urban water futures in developing countries: the centralised, decentralised or hybrid dilemma. *Urban Water Journal*, 12(7), 543-558.
- Ramalho, R. S. (1990).** *Tratamiento de aguas residuales*: Reverté.

- Rehl, T., Lansche, J., & Müller, J. (2012).** Life cycle assessment of energy generation from biogas—Attributional vs. consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(6), 3766-3775.
- REN21. (2017).** *Renewables 2017 Global Status Report*. Paris: REN21 Secretariat.
- Rios, M., & Kaltschmitt, M. (2013).** Bioenergy potential in Mexico—status and perspectives on a high spatial distribution. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 3(3), 239-254.
- Rios, M., & Kaltschmitt, M. (2016).** Electricity generation potential from biogas produced from organic waste in Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 384-395.
- Robertson, M. (2017).** *Sustainability: Principles and Practices* (Second ed.). New York, NY, USA: Routledge.
- Rosenbaum, R. K., Georgiadis, S., & Fantke, P. (2018).** Uncertainty Management and Sensitivity Analysis. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 271-322): Springer.
- Rosenbaum, R. K., Hauschild, M. Z., Boulay, A.-M., Fantke, P., Laurent, A., Núñez, M., & Vieira, M. (2018).** Life Cycle Impact Assessment. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 167-270): Springer.
- SEMARNAT. (2015).** *Consulta Temática - Residuos Sólidos Urbanos*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Retrieved from http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RS_M01_03&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREANIO=*.
- SENER. (2017a).** *Balance Nacional de Energía 2016*. México: Secretaría de Energía.
- SENER. (2017b).** *Reporte de Avance de Energías Limpias 2016*. Ciudad de México: Secretaría de Energía.
- Singh, A., Olsen, S. I., & Pant, D. (2013).** Importance of Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources. In A. Singh, D. Pant, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment of Renewable Energy* (pp. 1-12). New York, NY, USA: Springer.
- Stocker, T., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., . . . Midgley, P. M. (Eds.). (2014).** *Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Tong, H., Shen, Y., Zhang, J., Wang, C.-H., Ge, T. S., & Tong, Y. W. (2018).** A comparative life cycle assessment on four waste-to-energy scenarios for food waste generated in eateries. *Applied Energy*, 225, 1143-1157.
- van Zelm, R., Roy, P.-O., Hauschild, M. Z., & Huijbregts, M. A. J. (2015).** Acidification. In M. Z. Hauschild & M. A. J. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 163-176): Springer.
- WBA. (2017).** *WBA Global Bioenergy Statistics 2017*. World Bioenergy Association.
- Wellinger, A., Murphy, J. D., & Baxter, D. (2013).** *The biogas handbook: science, production and applications*: Elsevier.

- Wiloso, E. I., & Heijungs, R. (2013).** Key Issues in Conducting Life Cycle Assessment of Bio-Based Renewable Energy Sources. In A. Singh, D. Pant, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources* (pp. 13-36). London: Springer London.
- Woon, K. S., Lo, I. M. C., Chiu, S. L. H., & Yan, D. Y. S. (2016).** Environmental assessment of food waste valorization in producing biogas for various types of energy use based on LCA approach. *Waste Management*, 50, 290-299.

