

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS**



**EVALUACIÓN DEL APROVECHAMIENTO INTEGRAL DE LOS
RESIDUOS SÓLIDOS DE LAS CENTRALES DE ABASTO EN ÁREAS
METROPOLITANAS DE LATINOAMÉRICA**

POR

RAFAEL ARTURO BRIONES CRISTERNA

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN PROCESOS
SUSTENTABLES**

FEBRERO, 2020

“Evaluación del aprovechamiento integral de los residuos sólidos de las
centrales de abasto en áreas metropolitanas de Latinoamérica”

Aprobación de la Tesis

Dr. Pasiano Rivas García

Presidente

Dr. Héctor Javier Amézquita García

Secretario

Dr. José Julián Cano Gómez

Vocal

Dra. María Elena Cantú Cárdenas

Sub-Directora de Posgrado

RESUMEN

Rafael Arturo Briones Cristerna

Fecha de entrega: febrero 2020

**Universidad Autónoma de Nuevo León
Facultad de Ciencias Químicas**

Título del Estudio: Evaluación del aprovechamiento integral de los residuos sólidos de las centrales de abasto en áreas metropolitanas de Latinoamérica.

Número de páginas: 85

**Candidato para el grado de
Maestría en Ciencias con
Orientación en Procesos
Sustentables**

Área de Estudio: Procesos sustentables

Propósito y Método de estudio: La co-digestión anaerobia (CoDA) de residuos sólidos de las centrales de abasto (RSCA), ofrece una solución parcial al manejo de residuos y producción de energía. En este estudio se realizó un análisis de ciclo de vida (ACV) del aprovechamiento de RSCA a partir de un proceso de CoDA a escala industrial, modelado a través del *Anaerobic Digestion Model n. 1*, tomando en cuenta el transporte y tratamiento de los sustratos, considerando dos escenarios de estudio para el aprovechamiento del biogás: i) generación electricidad (GE) y ii) producción de biometano (PBM). Se consideró además la influencia del entorno de dos ciudades latinoamericanas —Ciudad de México (CDMX) y São Paulo (SP)— en los resultados de cada escenario. El análisis ambiental fue implementado en SimaPro PhD v 8.0.1 siguiendo la metodología ReCiPe *Midpoint* (H).

Conclusiones y contribuciones: Los resultados indican una reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (EGEI) en la GE en comparación con la obtenida a partir de recursos fósiles del 96% (-0.56 kg CO_{2eq}/kWh) y 74% (-0.139 kg CO_{2eq}/kWh) para la CDMX y SP, respectivamente. El escenario para PBM presento una reducción de EGEI con respecto al uso de combustibles fósiles del 92% y 79% para CDMX y SP, respectivamente. Un análisis económico se está realizando, considerando la inversión inicial y los costos de operación para estimar la rentabilidad del proceso; el costo de GE (81 y 85 \$US, CDMX y SP) y PBM (2.8 y 3.15 \$US) se evaluó para calcular la tasa de retorno interno y calcular la rentabilidad de los escenarios.

FIRMA DEL ASESOR:

Dr. Pasiano Rivas García

Agradecimientos

A mis familia Briones Cristerna por el apoyo incondicional que siempre me brindan, a mi papá Arturo Briones Zuñiga por siempre tener una respuesta a todas mis dificultades y darme un buen consejo justo cuando lo necesito, por enseñarme a ver el lado alegre de la vida y a ser un buen hombre, estudiante, compañero, hermano y sobretodo un buen hijo.

A la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León por el apoyo brindado y el uso de las instalaciones.

A mi asesor el Dr. Pasiano Rivas García por el apoyo y confianza depositada en mí para la realización de este proyecto.

A mis compañeros y amigos de posgrado y del grupo de investigación GIBIOS.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada y por el financiamiento del proyecto CVU 888790.

Tabla de contenido

1. INTRODUCCIÓN	10
1.1. GENERACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS EN ÁREAS METROPOLITANAS.....	10
1.2. ESCENARIO ACTUAL DE GESTIÓN DE RESIDUOS ALIMENTICIOS Y SUS PROBLEMÁTICAS ACTUALES.....	12
2. ANTECEDENTES.....	16
3. HIPÓTESIS.....	25
4. OBJETIVO GENERAL	26
4.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	26
5. METODOLOGÍA.....	27
5.1. DISEÑO DE EXPERIMENTOS NUMÉRICOS.....	28
5.1.1. <i>Factores y respuestas</i>	29
5.1.2. <i>Análisis de sensibilidad en las relaciones de mezclado para el mejor co-sustrato</i>	30
5.1.3. <i>Ensayos numéricos e implementación del Anaerobic Digestion Model N. 1</i>	31
5.2. IMPLEMENTACIÓN DEL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	33
5.2.1. <i>Fronteras del sistema y unidad funcional</i>	33
a) Generación y transporte de los sustratos	34
b) Proceso de producción de biogás	36
c) Generación eléctrica a partir de biogás (GE).....	40
d) Producción de biometano a partir de biogás (PBM)	40
e) Producción de biofertilizante	40
f) Sustitución y uso final de los productos energéticos y biofertilizante	41
5.2.2. <i>Modelo de análisis de ciclo de vida e inventario</i>	41
a) Generación y transporte de los sustratos	42
b) Proceso de producción de biogás	43
c) Generación eléctrica y producción de biometano a partir de biogás	43
d) Producción de biofertilizante	43
5.3. EVALUACIÓN ECONÓMICA	44
5.3.1. <i>Modelos de costos</i>	44
5.3.2. <i>Estimación de la rentabilidad</i>	46
6. RESULTADOS Y DISCUSIONES	51
6.1. RESULTADO DEL DISEÑO DEL REACTOR.....	51
6.1.1. <i>Caracterización de los sustratos</i>	51

6.1.2.	<i>Diseño del digestor anaerobio</i>	54
6.1.3.	<i>Análisis de sensibilidad en la relación de alimentación entre el sustrato y co-sustrato</i> 58	
6.2.	RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DEL SISTEMA DE GESTIÓN	59
6.2.1.	<i>Inventario de ciclo de vida</i>	59
a)	Generación y transporte de residuos	60
b)	Proceso de producción de biogás	62
c)	Generación de electricidad	63
d)	Producción de biometano.....	64
e)	Producción de biofertilizante	65
f)	Sustitución y uso final de los productos energéticos y biofertilizante	66
6.2.2.	<i>Evaluación de impacto ambiental</i>	67
a)	Cambio climático	70
b)	Acidificación terrestre	74
c)	Formación de material particulado.....	75
7.	CONCLUSIONES	76
8.	REFERENCIAS	77
	ANEXOS	84

Lista de Figuras

Figura 2.1. Jerarquía de los desechos de alimenticios. Adaptada de Papargyropoulou et al. [30].....	21
Figura 2.2. Evaluación de la jerarquización de RA y RSCA. Adaptada de Papargyropoulou et al. [30].....	22
Figura 5.1. Estructura general de la metodología.....	27
Figura 5.2. Sistema de gestión de residuos orgánicos a partir de un proceso de digestión anaerobia.....	34
Figura 5.3. Diagrama de flujo del sistema de gestión de RSCA a partir de DA.....	37
Figura 6.1. Diagrama de pareto del diseño central compuesto con punto medio. 1)Productividad de CH ₄ , 2) CH ₄ /CO ₂ , 3) AGV/BA, 4) ICoD	56
Figura 6.2. Productividad de CH ₄ y relación de VFA/BA de la CoDA entre RSCA y RR, variando su proporción de alimentación de los sólidos volátiles.....	59
Figura 6.3. Resultados de impactos ambientales del ACV para los tres escenarios de estudio según el método ReCiPe Midpoint (H).....	69
Figura 6.4. Impacto por escenario en el indicador de cambio climático y una comparación con los mix nacionales de electricidad y producción de diesel en cada país. GE= Generación eléctrica; MN= Mix eléctrico Nacional; PBM= Producción de biometano; MX= México; BR= Brasil.	71
Figura 6.5. Análisis de puntos críticos en la categoría de impacto de cambio climático por los principales procesos de los cuatro escenarios. GE= Generación eléctrica; PBM= Producción de biometano; MX= México; BR= Brasil.....	73

Lista de tablas

<i>Tabla 2.1. Estrategias de gestión de los RSCA. Adaptada de Kibler et al [29].</i>	19
<i>Tabla 5.1. Factores con sus rangos y niveles</i>	29
<i>Tabla 5.2. Umbrales de los indicadores de alerta, productividad y índice de codigestión.</i>	30
<i>Tabla 5.3. Características de la planta de digestión anaerobia.</i>	36
<i>Tabla 5.4. Parámetros de diseño del digestor anaerobio.</i>	38
<i>Tabla 5.5. Parámetros para la evaluación del requerimiento energético.</i>	39
<i>Tabla 5.6. Tasas de cambio utilizadas en este trabajo.</i>	45
<i>Tabla 5.7. Valores e impuestos comerciales de los productos y servicios utilizados</i>	48
<i>Tabla 5.8. Parámetros utilizado en el flujo de caja.</i>	50
<i>Tabla 6.1. Caracterizaciones de sustratos para inicializar el Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1).</i>	53
<i>Tabla 6.2. Resultados de algunas simulaciones del diseño factorial 2^a</i>	57
<i>Tabla 6.3. Requerimientos de combustible y emisiones de cargas ambientales del módulo de Generación y transporte de residuos.</i>	61
<i>Tabla 6.4. Requerimientos de materiales, combustibles, energía y emisiones del módulo de Proceso de producción de biogás.</i>	63
<i>Tabla 6.5. Requerimientos de materiales, combustibles y emisiones para el módulo de Generación de electricidad del escenario GE.</i>	64
<i>Tabla 6.6. Requerimientos de materiales, combustibles y emisiones para el módulo Producción de biometano del escenario PBM.</i>	65
<i>Tabla 6.7. Requerimientos de materiales, combustibles y emisiones para el módulo de producción de biofertilizante.</i>	66
<i>Tabla 6.8. Materiales sustituidos y emisiones evitadas.</i>	67
<i>Tabla 6.9. Resultados del análisis del ICV de los dos escenarios de aprovechamiento del biogás para México y Brasil, usando el método ReCiPe Midpoint (H). Los resultados están relacionados a 1 t de RSCA por gestionar.</i>	68
<i>Tabla A.1. Diseño de experimentos 2^a</i>	84

1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se establecen las diferentes problemáticas asociadas a la generación de residuos orgánicos por las actividades realizadas en las cadenas de suministro de alimentos en áreas urbanas; la gestión actual de este tipo de residuos en un contexto latinoamericano; así como la comparación con los sistemas de gestión en países desarrollados, haciendo énfasis en la digestión anaerobia como principal sistema de gestión de este tipo de residuos y como su implementación ha sido estudiada en la actualidad.

1.1. Generación de residuos orgánicos en áreas metropolitanas

A nivel mundial se estimó que el 32 % de los alimentos producidos fueron perdidos en la cadena de suministro alimentario, ascendiendo a 1,300 millones de t al año [1], representando un tercio de la alimentos producidos para el consumo humano. La pérdida de alimentos hace referencia a la disminución en masa de los alimentos durante los diferentes procesos dentro de la cadena de suministro para alimentación humana. Dichos procesos constan de cinco etapas principales: 1-producción agrícola, 2-procesamiento, 3-manejo y almacenamiento, 4-venta y 5-consumo [2]. Dentro de estas cinco etapas fueron consideradas las diferentes formas de generación de residuos: i) por daños mecánicos o derrames mientras se cosecha en la producción agrícola, ii) deterioro de los productos durante el manejo, almacenamiento y transporte entre los campos agrícolas y la distribución, iii) desperfectos de los productos en los procesos

industriales en la etapa de procesamiento, iv) mengua debido al sistema de venta en los mercados y v) las generadas en el consumo en el hogar [1].

A nivel mundial existe la tendencia a generar una mayor cantidad de residuos alimenticios en los países de ingresos altos y medianos, por ejemplo, en la Unión Europea y América del Norte se estimó la generación entre 280 a 300 kg anuales per cápita, mientras que en América Latina se calculó en 220 kg anuales per cápita [3]. Esto quiere decir que Europa, América del Norte y América Latina generaron 208 y 127 millones de t de residuos anuales [4], respectivamente; donde el 68 %, 60 % y 90 % de los residuos son generados antes de llegar al consumidor —es decir en las primeras cuatro etapas de la cadena de suministro— en Europa, América del Norte y Latinoamérica, respectivamente.

Las actividades relacionadas a las etapas de 2-procesamiento, 3-manejo y almacenamiento, 4-ventas y 5-consumo se llevan a cabo en su mayoría dentro de las áreas metropolitanas, provocando una problemática ambiental y económica al generar residuos alimenticios y/o orgánicos. La ausencia de estrategias apropiadas para abordar la disminución y gestión de los residuos alimenticios es una problemática clave para alcanzar el desarrollo sustentable de las ciudades [5], el diseño de un sistema de gestión y prevención contribuirá a favorecer la seguridad alimentaria, disminuir el cambio climático y el consumo de recursos naturales [6].

1.2. Escenario actual de gestión de residuos alimenticios y sus problemáticas actuales

En los países desarrollados más del 40 % de los alimentos se pierden y/o desperdician en las etapas de venta minorista y de consumo [7]. En China, 90 millones de t de alimentos se pierden anualmente, representando el 37-62 % de los residuos sólidos municipales [8]. Liu et al., [No.] resalta que los desechos de los consumidores son el mayor contribuyente a la pérdida y el desperdicio de alimentos a lo largo de la cadena de suministro de alimentos en China [9]; estos residuos alimenticios son generalmente mezclados con residuos sólidos urbanos y dispuestos en rellenos sanitarios.

Los países desarrollados han enfocado sus esfuerzos en la reducción de pérdidas y desperdicios, así como su disposición final en rellenos sanitarios, los cuales emiten 5.8 millones de t de gases de efecto invernadero (GEI) en EE. UU. [10]. En Canadá, en el año 2001 cerca del 25 % de las emisiones antropogénicas de metano (CH_4) provenían de rellenos sanitarios [11]. El uso de energía en la recolección y transporte hacia el relleno sanitario, el transporte de los lixiviados a plantas tratadoras y el tratamiento de estos para cumplir con estándares regulatorios de descarga acarrea consigo una serie de emisiones al ambiente, por lo tanto, el uso de rellenos sanitarios no es el mecanismo óptimo para la disposición final de residuos alimenticios u orgánicos.

Una vía para disminuir los residuos alimenticios y su gestión en rellenos sanitarios es el diseño, evaluación e implementación de políticas, metas y marcos regulatorios bien fundamentados. La Comisión Europea estableció la reducción del 50 % de los desperdicios de alimentos para el 2020. En el 2015, el Departamento de Agricultura (USDA, por sus siglas en inglés) y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) anunciaron la reducción de pérdidas y desperdicio de alimentos a un 50 % para el 2030 en relación con la tendencia actual. Algunos ejemplos que demuestran el buen funcionamiento de la legislación, en materia de residuos alimenticios, es el Programa de Residuos y Recursos del Reino Unido, que entre el 2007 a 2012, logró una reducción del 21 % de los residuos alimenticios en todo el país, de los cuales el 15 % corresponde a ahorros de desperdicio en los hogares [12]. En Japón, la legislación nacional de reciclaje de residuos alimenticios reporto en el 2011 una reducción y/o reciclaje del 43 % de los desperdicios en la cadena de suministro [13].

En los países en desarrollo el 60 % del desperdicio de alimentos se genera principalmente antes y después de la cosecha y como desechos de procesamiento [7]. En México se estima que alrededor del 55 % de la producción agrícola de frutas y hortalizas se desperdicia durante las primeras 4 etapas de la cadena de suministro [1]. Sin embargo, México cuenta con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) que garantiza propiciar el desarrollo sustentable mediante la prevención de la generación, valorización y la gestión integral de los residuos. Asimismo, establece cuatro instrumentos de política de prevención y gestión de los residuos: los programas de gestión integral, los planes de manejo, la participación social y el derecho a la información.

El programa “Cruzada nacional sin hambre” se encarga de minimizar las pérdidas en la cadena de suministro alimenticio, implementando el índice de desperdicio de alimentos para determinar la magnitud y la búsqueda de soluciones [14]. Si bien, estas estrategias constituyen un punto de partida, no establecen metas de reducción de residuos alimenticios, no integra acciones para fomentar la prevención de residuos, ni alternativas de manejo de residuos diferentes a los rellenos sanitarios.

A pesar de la creciente atención y concientización pública de los últimos años, en México existe una ausencia de información sobre la generación y gestión de los residuos alimenticios. La etapa de distribución, que consisten en mercados mayoristas o centrales de abasto (CA), supermercados y mercados tradicionales, son una de las principales fuentes de pérdidas y desperdicios de alimentos. En México existen 89 CA [15] particularmente, la CA de la Ciudad de México, la segunda más grande del mundo, genera alrededor de 930 t de residuos sólidos de CA (RSCA) por día [4]. En el entorno local, la central de abastos más grande del norte del país “La Estrella”, ubicada en San Nicolás de los Garza, Nuevo León, genera en promedio 150 t de RSCA por día, de los cuales el 100% es transportado a un relleno sanitario (Leal, comunicación personal, 26 de febrero 2018).

Este trabajo tiene como objetivo proponer una metodología para la evaluación ambiental y económica de procesos de generación de energía a partir de los residuos sólidos de las centrales de abasto (RSCA), haciendo uso de un proceso de producción de biogás. Para el estudio se utilizaron como herramientas el análisis de ciclo de vida e ingeniería de costos, para generar indicadores ambientales y económicos que permitan la evaluación de la sustentabilidad de este tipo de procesos a escala industrial. Para el estudio se consideró el aprovechamiento de los

RSCA de la Ciudad de México y la ciudad de São Paulo, tomando en cuenta las particularidades energéticas, legislativas y fiscales de ambos entornos geográficos; la finalidad es analizar los escenarios de producción energética más sustentables en un entorno latinoamericano. Una metodología de este tipo ofrecerá información valiosa para la toma de decisiones en la proposición de procesos de aprovechamiento de residuos alimenticios u orgánicos de CA alternativos al relleno sanitario.

2. ANTECEDENTES

Las ciudades son puntos focalizados de generación de RSU, Ramachandra et al. [16], los define como todos los residuos no líquidos que provengan de actividades humanas y animales que son descartados como inútiles o no deseados. Estos incluyen fracciones orgánicas e inorgánicas y generalmente no tienen ningún valor para el primer usuario. Los RSU abarcan residuos heterogéneos de las regiones urbanas y periurbanas; según la LGPGIR, estos son los materiales que pueden ser susceptible de ser valorizado o requieren ser sujetos a tratamiento o disposición final [17].

Los residuos generados en una ciudad se dividen en tres clasificaciones: residuos sólidos urbanos (RSU), residuos peligrosos (RP) y residuos de manejo especial (RME). Los residuos generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de materiales usados en las actividades domésticas; y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos con características domiciliarias son definidos como RSU. Los RP son todos aquellos que posean características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables, o que contengan agentes infecciosos. Los RME son generados en procesos productivos que no reúne las característica para ser considerado como RP o RSU, o son producidos por grandes generadores de RSU (10 o más toneladas al año) [17].

Los RME son generalmente conformados por residuos generados en la industria de construcción, servicios a la salud, actividades agroindustriales, servicios de transporte

(puertos, aeropuertos, terminales ferroviarias y aduanas), tratamiento de aguas, fábricas de productos electrónicos, en tiendas departamentales o centros comerciales y CA [17].

En particular la CA de Joburg en Sudáfrica, recibe los productos de unos 5000 agricultores, generando en promedio 47 t de RSCA por día [18]; el mercado en la isla de Cerdeña (Italia), es una CA que anualmente recibe 150,000 t de frutas y verduras, con una producción de RSCA de entre 8-10 t por día [19]. En la ciudad de Tehran (Irán), los mercados de venta por mayoreo de toda la metrópoli originan 150 t de RSCA por día [20]; En Suecia un supermercado, genera 0.75 t de RSCA en un día, las frutas y verduras contribuyen con el 29 % [21]. En Medellín (Colombia), la CA produce 8.35 t por día de RSCA, conformada por 43% de frutas, 30% de verduras y 27% de cascaras, hojas y raíces no comestibles [22]. En la Ciudad de México se encuentra la segunda CA más grande del mundo, que recibe 24,000 t de alimentos y genera 895 t de residuos sólidos por día, aproximadamente el 84 % de los RSCA son orgánicos y el 50 % es aportado por frutas y verduras [23].

La generación de RSCA aumenta los costos operativos de los mercados debido a la disminución en ventas y a los costos de manejo y disposición final [19]. Masebinu et al. [18], denotan que algunos de los desafíos que presenta la disposición de los RSCA en los RS es debido a su alto contenido de materia orgánica (95% en base seca) y humedad (85%), que son responsables de su alta biodegradabilidad, formación de malos olores y lixiviados. Estas características y la particularidad del RS fomentan la degradación anaerobia, con producción de biogás (60% de CH₄ y 40% de CO₂; vol.). Angulo et al. [22], reportan que 1 t de RSU con 52.3 % de RA produce 62 m³ de CH₄, con un potencial de calentamiento

global 34 veces mayor que el del CO₂ [24]. El RS genera a su vez un efluente de con altas concentraciones de demanda química y bioquímica de oxígeno (DQO y DBO, respectivamente) y nitrógeno amoniacal (N-(NH₄⁺ y NH₃)). En Irlanda durante el 2013, Brennan et al.[25], reportaron que se recolectaron y trataron 1.1 millones de m³ de lixiviados de RSU.

El RS es la tecnología más aplicada por los países en vías de desarrollo y aún es una alternativa con alta participación en los países desarrollados, combinado con tecnologías alternas. Los RSCA de Irán son colectados junto con los RSU, generando un alto costo en transporte y disposición en un RS [20]. En la capital de Sudáfrica (Johannesburgo) se generaron 1.6 millones de t de RSU en el 2016, la principal tecnología de manejo de los RSU y RSCA, son los RS [18]. Estados Unidos produjo 32 millones de t de RSCA, representando el 15% de los RSU generados en el 2014, de los cuales el 52.6% se dispuso en RS [26]. China es el principal productor de RA en el mundo, con 90 millones de t [9], en el 2012 se estima que más del 81% de los RSCA fueron transportados y gestionados en RS, junto con los RSU, 18% se incinero y el 1% se composteo [27]. En el 2012 la UE genero 246 millones de t de RSCA, recicló 42%, confino en RS 39%, composteo o sometió a DA 15% e incinero 4%; sin embargo, esta no es la realidad de toda Europa, países como Hungría, Letonia y Portugal depositan más del 70% de sus RSCA en RS [25]. En Brasil generaron 67 millones de t de RSCA en el 2011, compuesto del 51.4% de RA, el 97 % de los RSCA son dispuestos en RS y tiraderos a cielo abierto, 2% es reciclado y 1% se utiliza para la generación de composta [28].

Alrededor del mundo se usan tecnologías alternativas a los RS, donde se trata una parte de los RSU y RSCA, como la implementación de programas de separación, valorización de los residuos, composteo y digestión anaerobia (DA). En la Tabla 2.1, se describen algunas de las tecnologías más utilizadas en el mundo para la gestión de RSCA (Composteo, DA, RS), además de presentar las características de uso de agua y energía. Existen diferentes métodos de gestión de RA y RSCA que han sido jerarquizados, postulando la prevención como la opción más atractiva, la segunda opción implica la distribución de excedentes alimentarios a grupos afectados por la pobreza alimentaria, la tercera es la generación de alimento para ganado, como cuarta opción se encuentra la recuperación de energía y por último la disposición, como se muestra en la Figura 2.1. El objetivo de la jerarquía es identificar las opciones que ofrezcan el mejor resultado para el medio ambiente.

Una gestión integral de los RSCA, debe considerar una combinación de diferentes estrategias de gestión, tal como se muestra en la Figura 2.2, como se puede apreciar se va de la tecnología más favorable a la menos siendo estas las de recuperación de energía.

Tabla 2.1. Estrategias de gestión de los RSCA. Adaptada de Kibler et al [29].

<i>Tecnología de gestión</i>	<i>Descripción</i>	<i>Agua</i>		<i>Energía</i>	
		<i>Consumo</i>	<i>Beneficios</i>	<i>Consumo</i>	<i>Beneficios</i>
Composteo	El composteo implica la degradación aeróbica de los desechos	Se adiciona agua durante el proceso	Mejora la retención de humedad del suelo;	Recolección de residuos; operaciones de mezclado y aireación	Evita la generación de fertilizantes

	orgánicos, que se convierten en CO ₂ , NH ₃ y en humus Durante la degradación anaeróbica de RA los materiales orgánicos complejos Digestión Anaerobia (carbohidratos, lípidos, proteínas) se hidrolizan a productos solubles y finalmente a CH ₄ y al CO ₂ a través de la metanogénesis		evita el uso fertilizantes		
			Mejora la retención de humedad del suelo	Recolección de residuos; mezcla de residuos y control de temperatura	Generación de biogás; evita la generación de fertilizantes
Relleno sanitario	El carbono y los nutrientes que ingresan a los vertederos como desechos de alimentos	Asimilación de lixiviados; requiere agua	Irrigación de lixiviados para evitar la generación	Recolección de residuos; operaciones del RS; transporte y	Generación de biogás

producen emisiones gaseosas (NH_3 , CO_2 , CH_4) y lixiviados o se almacenan en el vertedero de polvo tratamiento de los lixiviados



Figura 2.1. Jerarquía de los desechos de alimenticios. Adaptada de Papargyropoulou et al.

[30].

El estudio de estas combinaciones no es trivial, debido a la falta de información en el área de investigación, al poco apoyo gubernamental para mitigar los problemas asociados a lo RSCA, además el potencial de implementación de estos planes de manejo integral tienen que ser evaluados desde una perspectiva económica y ambiental. Gharfalkar et al. [31], concluyó que la jerarquía de residuos actúa como una directriz prioritaria, pero para la

decisión final de implementación de diferentes medidas de prevención y gestión, pueden requerirse metodologías basadas en análisis de ciclo de vida (ACV) para determinar la opción que ofrezca los mejores desempeños en los indicadores de impacto ambientales, de salud humana, económicos y sociales.

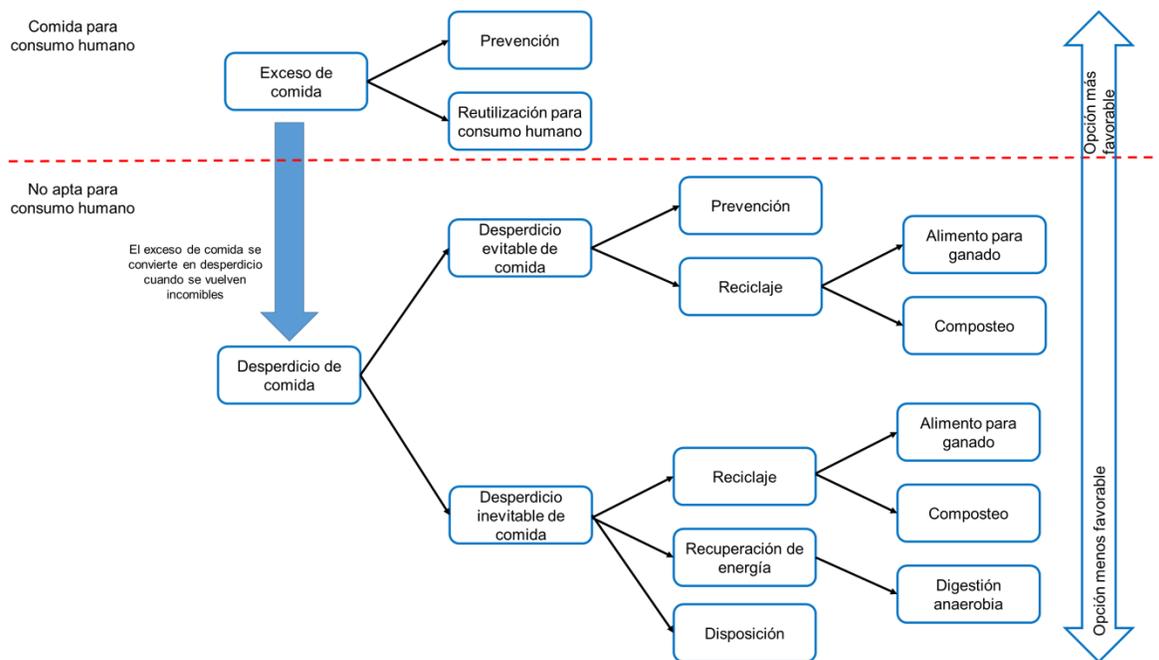


Figura 2.2. Evaluación de la jerarquización de RA y RSCA. Adaptada de Papargyropoulou et al. [30].

El ACV, estudia los aspectos ambientales y los impactos potenciales a lo largo del ciclo de vida de un producto, servicio o actividad. Thyberg y Tonjes [32] analizaron los residuos domiciliarios en los EE. UU., para determinar si la implementación de tratamientos alternativos a la incineración (escenario base) mejorarían el perfil ambiental de los

residuos. Suponiendo que los RA eran separados en la fuente con una eficiencia del 70%. Con una unidad funcional de 93.3 kg de RA tratados.

Propusieron tres escenarios para el tratamiento de los RA: composteo en túnel, composteo por hilera y DA; modelados a través de la plataforma EASETECH. Llegaron a la conclusión que el escenario de composteo por hilera es el menos viable, debido a que obtuvo el peor desempeño en los indicadores de cambio climático (CC) con 12.9 kg CO_{2eq}, 8.3x10⁻¹⁰ kg CFC-11_{eq}, en agotamiento de ozono estratosférico (AOE), 0.0039 kg de N_{eq}, en eutrofización marina (EM) y 13.31 MJ en agotamiento de recursos fósiles (ARF). En contraste la DA es el mejor escenario, asociado a los impactos positivos de esta tecnología, en el indicador de CC con -9.25 kg CO_{2eq}, -6.3x10⁻⁹ kg CFC-11_{eq}, en AOE, -0.0013 kg de N_{eq}, en EM y -73.9 MJ en ARF.

En Inglaterra, Salemdeeb et al.[33] , realizó un ACV donde compara los impactos ambientales asociados al tratamiento de 1 t de RA por 4 técnicas de gestión: alimento para ganada líquido y seco, DA y composteo; amplían los límites del sistema para considerar las emisiones evitadas por las diferentes alternativas de gestión, que fueron analizadas de procesos industriales montados en la región, realizó un análisis de incertidumbre de las variables con mayor incidencia en las tecnologías (ej. indicadores ambientales) usando el método de Monte Carlo, los estudios sobre las incertidumbres relacionadas con dichos indicadores no son muy comunes en la literatura.

Encontraron que las alternativas de alimento para ganado tienen un mejor desempeño en 13 de 14 impactos evaluados, tal como la eutrofización terrestre con -4.38 de excedente acumulado (EA) para el alimento líquido y el peor desempeño registro 9.45 de EA para la DA. En cambio, para el indicador de CC, el peor desempeño lo obtuvo el composteo con

2.80×10^2 kg CO_{2eq.} y de 2.09 kg CO_{2eq.} para el alimento líquido. Sin embargo, este estudio no contempla indicadores económicos de las tecnologías propuestas.

Conjuntar los indicadores económicos con ambientales, para proponer un adecuado sistema integral de manejo de RSCA, debe considerar la interacción sinérgica entre ambos tipos de evaluación, es decir, buscar el mayor impacto ambiental evitado al menor costo posible.

Cristóbal et al. [34], proponen una metodología basada en ACV y programación matemática para determinar las estrategias de gestión aplicables para un escenario, tomando en cuenta los indicadores ambientales y económicos.

Llevaron a cabo una cuantificación de los residuos alimentarios evitados gracias a la implementación de medidas de prevención y gestión; calcularon los impactos ambientales evitados por las medidas y el costo de instalar y/o implementar dichas medidas, tomaron en consideración la totalidad de la CSA de los diferentes alimentos.

Encontraron que la inclusión de criterios económicos, como restricción presupuestaria, no siempre priorizan las medidas de prevención antes que las de reutilización y/o reciclaje que llegan a ser más rentables.

3. HIPÓTESIS

La evaluación en el perfil de sustentabilidad de los procesos actuales de gestión de RSCA, en las principales áreas metropolitanas de Latinoamérica, mejorará cuando se implementan estrategias de aprovechamiento alternativas al relleno sanitario, las cuales consideren los aspectos locales del sector energético en la evaluación ambiental y económica de dichos procesos.

4. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el potencial de aprovechamiento de los residuos orgánicos generados en las centrales de abasto/centros de suministro (RSCA) de alimentos en áreas metropolitanas de Latinoamérica, considerando indicadores de huella ambiental y económica.

4.1. Objetivos específicos

- Revisar el estado del arte de los principales centros de suministro de alimentos en los grandes centros urbanos de América Latina, poniendo énfasis en la cantidad, tipo y caracterización de sus residuos, así como sus diferentes estrategias de gestión.
- Diseñar un proceso de aprovechamiento energético de los RSCA,
- Realizar un análisis de ciclo de vida de las diferentes estrategias de aprovechamiento de biogás (generación de electricidad y producción de biometano) generado a partir de los RSCA en las diferentes ciudades de latinoamerica.
- Evaluar indicadores económicos de la estrategia de aprovechamiento de RSCA en los escenarios planteados.

5. METODOLOGÍA

La metodología planteada permitirá generar información para determinar la mejor ruta de gestión para residuos sólidos de central de abasto o centros de abastecimientos de alimentos en una realidad latinoamericana, estableciendo como escenarios de análisis la Ciudad de México y São Paulo. Se estableció una secuencia de trabajo como se muestra en la Figura 3.1, que se divide en cuatro etapas principalmente: (1) diseño de experimentos (DE), (2) diseño de planta, (3) análisis de ciclo de vida (ACV), (4) evaluación económica.

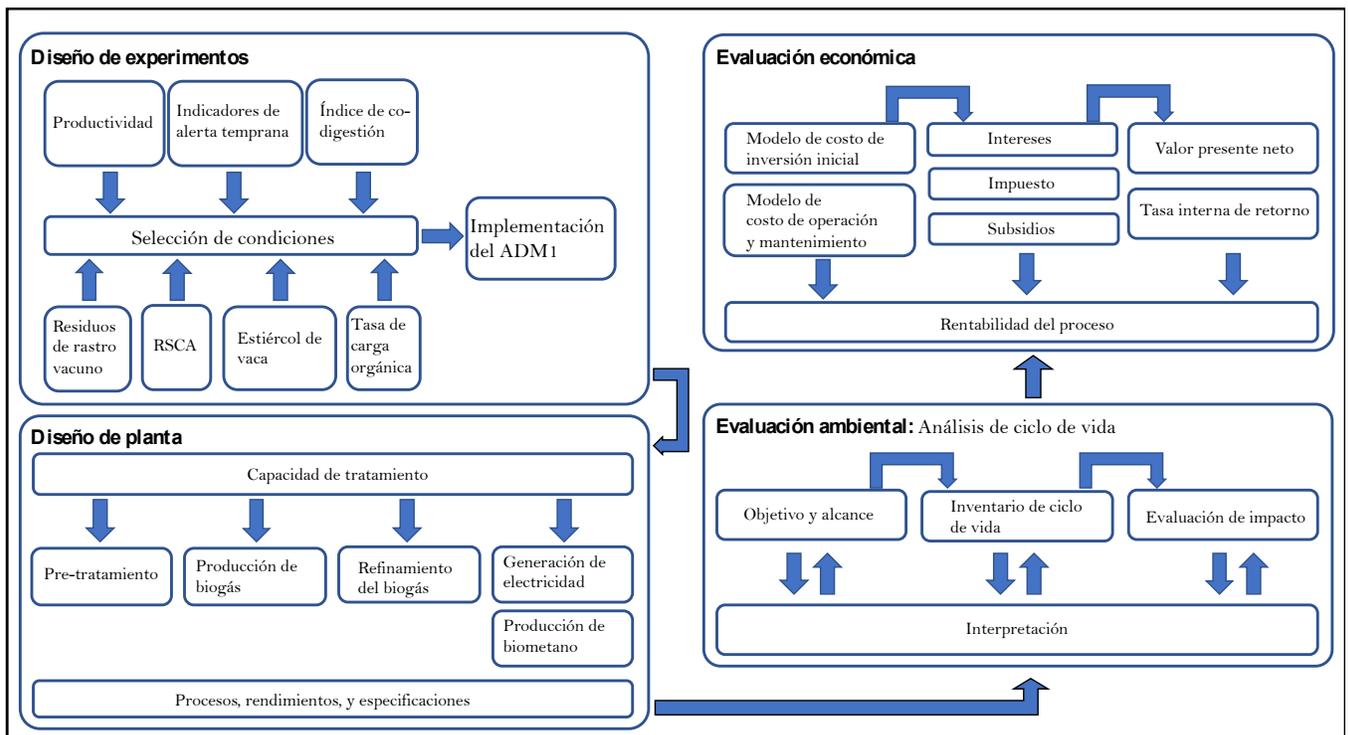


Figura 5.1. Estructura general de la metodología.

En la primera etapa se realizó un diseño de experimentos con la finalidad de elegir el mejor co-sustrato y su relación de alimentación con respecto a los RSCA, tomando en

cuenta la productividad de metano y estabilidad del proceso de digestión anaerobia (DA). El diseño de planta se tomó como punto de partida la información del diseño de experimentos, la capacidad de gestión por año de la planta y los procesos necesario para su correcta operación. En la tercera etapa de análisis de ciclo de vida se siguió la metodología establecida en las normas ISO 14000 e ISO 14040 [1, 2], para evaluar el perfil ambiental de dos casos propuestos para el aprovechamiento del biogás: (i) generación de electricidad (GE) y (ii) producción de biometano para uso vehicular (PBM). Por último, la cuarta etapa de evaluación económica se analizó la rentabilidad de los procesos (1) y (2) a través del valor presente neto (VPN) y tasa interna de retorno (TIR) como criterios de rentabilidad.

5.1. Diseño de experimentos numéricos

El diseño de experimentos en el presente trabajo se realizó considerando cuatro factores, los cuales son: (1) residuos sólidos de central de abastos (RSCA), (2) estiércol de vaca (EV), (3) residuos de rastro (RR) y (4) tasa de carga orgánica (TCO). Donde los tres primeros factores son categóricos y el cuarto es numérico. Se evaluaron cuatro variables de respuesta: (1) productividad de metano (P_{CH_4}), (2) relación de CH_4 y CO_2 , (3) relación de ácidos grasos volátiles (AGV) con alcalinidad de bicarbonato (AB) e (4) índice de co-digestión. Para el DE se consideró un diseño central compuesto (DCC), el cual toma en consideración las interacciones entre los factores y el comportamiento no lineal de las respuestas. Este diseño permitirá la elección del mejor co-sustrato y TCO, para la obtención del mejor desempeño en las co-digestiones anaerobias.

5.1.1. Factores y respuestas

En la Tabla 5.1, se muestra los rangos y niveles para los cuatro factores, tomando como punto central para los co-sustratos (RSCA, EV y RR) una presencia del 50%_p de los sólidos volátiles (SV), el nivel alto representa la mono-digestión del sustrato i con un 100%_p y con un 0%_p se entiende que no forman parte de la mezcla a tratar, en el nivel bajo. Para la TCO los niveles alto y bajo se consideró un valor de 2.1 y 3.5 kg SV m⁻³ día⁻¹, respectivamente, con un punto central de 2.8 kg SV m⁻³ día⁻¹.

Tabla 5.1. Factores con sus rangos y niveles

Factores	Unidades	Nivel		
		Bajo	Medio	Alto
TCO	kg SV m ⁻³ día ⁻¹	2.1	2.8	3.5
RSCA	% SV	0	50	100
RR	% SV	0	50	100
EV	% SV	0	50	100

Las cuatro respuestas seleccionadas cubren los aspectos más importantes en la DA que son la P_{CH_4} , el porcentaje de CH₄ (CH₄/CO₂), la capacidad buffer del medio ante cambios de pH (AGV/AB) y los efectos por el cambio de co-sustrato (IcoD).

En la Tabla 5.2, se muestra el valor a partir del cual se considera un proceso estable o con un buen desempeño, según sea la respuesta seleccionada y asimismo el escenario contrario o el valor a partir del cual se considera al proceso inestable y con tendencia a presentar un problema de inhibición.

Tabla 5.2. Umbrales de los indicadores de alerta, productividad y índice de codigestión.

Respuestas	Estabilidad	Riesgo de inhibición	Referencia
Productividad CH ₄	>1 m ³ CH ₄ m ⁻³ d ⁻¹	<1.00	[37]
CH ₄ /CO ₂	>1.20	<0.90	[38]
AGV/AB	<0.40	>0.40	
IcoD	> 1.00	<1.00	[39]

Para los efectos provocados por los diferentes co-sustratos se implementó el índice de co-digestión (IcoD) propuesto por Ebner et al., (2016) el cual es calculado por medio de la Ecuación 5.1 [39].

$$IcoD = \frac{P_{CH_4}}{\sum_i^n f_{SV} P_{i,CH_4}} \quad [5.1]$$

Donde el P_{CH_4} es la productividad de CH₄ en co-digestión, P_{i,CH_4} es la productividad en mono-digestión del sustrato i , n el número total de sustratos, f_{SV} es la fracción alimentada de SV del sustrato i en la co-digestión.

5.1.2. Análisis de sensibilidad en las relaciones de mezclado para el mejor co-sustrato

Se planteó un análisis de sensibilidad para el mejor desempeño obtenido del DCC, en esta sección se centro la atención en la relación que existe entre los porcentajes de mezcla para cada sustrato participante, se realizó variando el porcentaje de presencia de los RSCA

desde 0 hasta 100%p/p de SV con intervalos de 20%, hasta encontrar el punto óptimo para las respuestas establecidas en la sección anterior.

5.1.3. Ensayos numéricos e implementación del *Anaerobic Digestion*

Model N. 1

Los experimentos numéricos necesarios para el DE fueron realizados a través del ADM1, el cual fue modificado para procesos de co-digestión. El modelo original propuesto por Batstone et al. en el 2001 [40] no es capaz de representar los procesos de co-digestión, ni la alcalinidad dinámica del medio líquido, sin embargo, con la adición de una estructura matemática (ecuaciones de primer orden) que evalúa el cambio en la concentración de los SV que componen a los carbohidratos, proteínas, grasa e inertes en el sustrato alimentado a través del tiempo; se modela de forma satisfactoria el proceso. El modelo para la medición de alcalinidad es una representación matemática de la determinación experimental basada en las normas APHA, (1992) [41].

El ADM1 modificado requiere de la caracterización bromatológica de la mezcla de sustratos que fueron seleccionados para las co-digestiones, dicha caracterización requiere la presencia de sólidos totales (ST), SV, cenizas, ácidos grasos volátiles (AGV), el contenido de fibras, carbohidratos, proteínas, lípidos, concentración de nitrógeno amoniacal ($N-NH_3$), nitrógeno total kjendal (TKN), alcalinidad, pH y su relación carbón nitrógeno (C:N).

Esta información será obtenida a partir de estudios realizados por la comunidad científica, gubernamental y el grupo de investigación (GIBIOS), al ser residuos se ven afectados por la temporada, posición geográfica y disponibilidad de la información, por esta razón fueron sometidos a un análisis estadístico, donde se calcularon las desviaciones estándar, valores mínimos, máximos y el promedio de las propiedades fisicoquímicas y el contenido de los macronutrientes (fibras, carbohidratos, proteínas y lípidos) de los diferentes reportes o artículos científicos.

Por otro parte, es necesario determinar las condiciones de operación del digester dentro de la estructura del *ADMI* modificado como: el volumen de trabajo (fase líquida), volumen del cabezal (fase gaseosa), tiempo de retención hidráulica (TRH), concentración de alimentación y volumen de alimentación. Estas condiciones de operación requeridas por el modelo matemático serán explicadas más adelante en la sección 5.2.1. “Proceso de producción de biogás”. El modelo arroja los siguientes datos de salida importantes para este estudio, P_{CH_4} , la presencia en volumen de CH_4 , CO_2 y H_2 en el biogás, el comportamiento dinámico de la alcalinidad y pH, así como el porcentaje de degradación de los SV. Con esta información se complementa el diseño del digester anaerobio y se establece el primer paso en el diseño de la planta de gestión de los RSCA.

5.2. Implementación del análisis de ciclo de vida

5.2.1. Fronteras del sistema y unidad funcional

El análisis de ciclo de vida (ACV) se inicia definiendo el sistema a estudiar, delimitando el alcance y profundidad del estudio, dejando en claro el objetivo del estudio y los resultados que se esperan obtener.

La Figura 3.2, muestra el sistema de manejo para tratar residuos sólidos y orgánicos de CA por DA, el cual considera dentro de las fronteras el transporte de los sustratos, su preparación para ser degradados, la etapa de producción de biogás, el refinamiento del biogás y dos alternativas de uso: i) generación de energía eléctrica y ii) la producción de un biocombustible para uso vehicular, así como la producción de biofertilizantes, el uso final de los energéticos y la sustitución de los productos de origen fósil y sus emisiones evitadas en dos ciudades latinoamericanas –Ciudad de México (CDMX) y São Paulo (SP)–.

Se toma en cuenta la producción de los insumos químicos necesarios para la operación de los equipos auxiliares, refinamiento y además los productos energéticos (diesel, gas natural, electricidad, aceites lubricantes, etc.) utilizados en las operaciones unitarias del proceso. Para este trabajo, el objetivo será la elaboración de una metodología para determinar los impactos ambientales y económicos asociados al tratamiento y gestión de los RSCA a partir de DA en áreas metropolitanas de Latinoamérica.

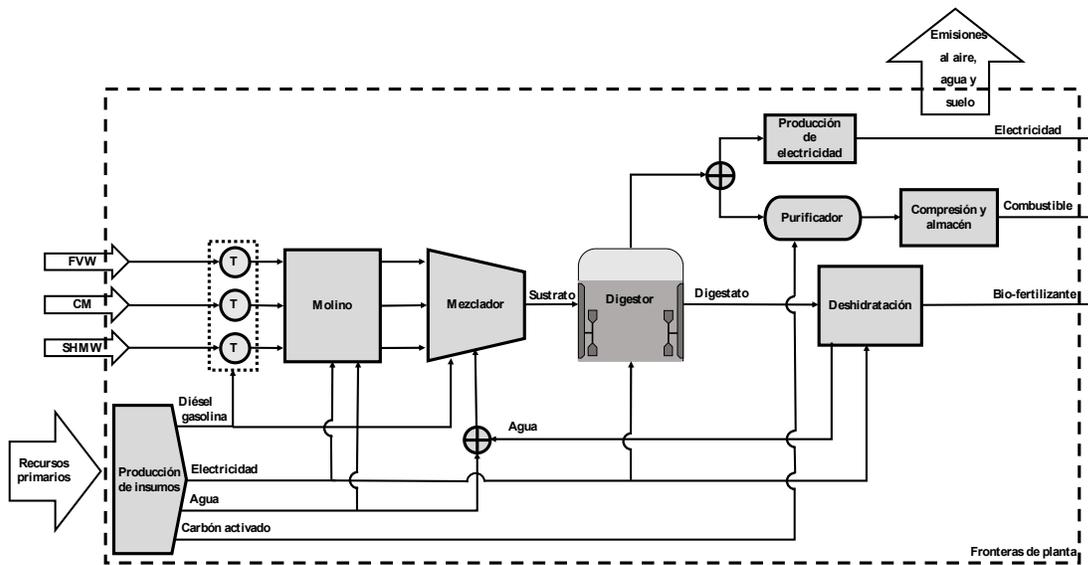


Figura 5.2. Sistema de gestión de residuos orgánicos a partir de un proceso de digestión anaerobia.

La definición de la unidad funcional del ACV es de suma importancia, ya que fueron referidos todos los flujos y requerimientos de los procesos unitarios, esto sirvió para establecer comparaciones con otros sistemas/tecnologías de gestión de residuos orgánicos. La unidad funcional para este análisis fue definida en 1 tonelada de RSCA (base húmeda) a gestionar.

a) *Generación y transporte de los sustratos*

Las actividades de la planta de DA están sujetas a la cantidad de residuos orgánicos generados en la CA, considerando una producción constante a lo largo del año, además estos centros de venta generan residuos inorgánicos tal como madera, papel, cartón y plástico. La CDMX cuenta con la segunda CA más grande del mundo, con una producción de 585 t de residuos al día con una eficiencia del 36% de separación de residuos orgánicos

[42]. Para la ciudad de São Paulo cuenta con la generación de # toneladas de residuos orgánicos.

Se trasladan 90 t día^{-1} de RSCA y 10 t día^{-1} de RR que como se mostrará en el capítulo de resultados fue seleccionado como el mejor sustrato a co-digestionar con los RSCA. Los RR son considerados residuos de manejo especial, según la normativa de cada país [17]; las cuales considera que la temperatura del transporte debe mantenerse en condiciones de refrigeración o congelación (0 a -4 °C) [43].

La distancia considerada para el transporte de los sustratos (RSCA y RR) es de 20 km hacia la planta industrial desde sus respectivos sitios de origen, establecida a través de una revisión geográfica de las distancias recorridas por los residuos a sus sistemas actuales de gestión (rellenos sanitarios, campos agrícolas e incineradores).

Dentro del sistema de gestión propuesto, se tomaron las siguientes consideraciones: todos los procesos asociados a la separación de los residuos (RSCA y RR) y actividades de almacenamiento no son consideradas dentro del sistema de gestión propuesto. Los RSCA y RR al ser residuos por naturaleza, no se les confiere la emisión directa por la creación de estos, ya que las emisiones generadas en sus respectivos sistemas o procesos fueron emitidas con la finalidad de crear otros productos.

b) Proceso de producción de biogás

El diseño de la planta de DA, consta de cuatro etapas principales: pre-tratamiento, producción de biogás, generación de productos energéticos y bio-fertilizante. Además de contar con áreas destinadas a la descarga de los co-sustratos, y el almacenamiento del bio-fertilizante. En la Tabla 5.3, se muestran datos característicos de la planta propuesta de DA.

Tabla 5.3. Características de la planta de digestión anaerobia.

Parámetros	Unidades	Valor
Capacidad de tratamiento	t día ⁻¹	100
Producción de biogás ^a	Nm ³ biogás día ⁻¹	9103
Generación de electricidad	kWh día ⁻¹	18,102
Producción de biometano	m ³ día ⁻¹	6,068
Producción de bio-fertilizante	t día ⁻¹	15.75

a:Condiciones normales: 273 k y 101 kPa

En la Figura 5.3, se muestra el sistema de gestión basado a partir de Pösch et al., Scano et al., y Woon et al. [19,44,45], la planta tiene una capacidad de tratamiento de 100 t día⁻¹, la recepción de los co-sustratos se da en un área designada y descargados para ser transportados a la etapa de pre-tratamiento, los co-sustratos son sometidos a una reducción mecánica de tamaño por medio de un molino con capacidad de procesar 70 t h⁻¹, son reducidos a un tamaño de partícula de 8 mm.

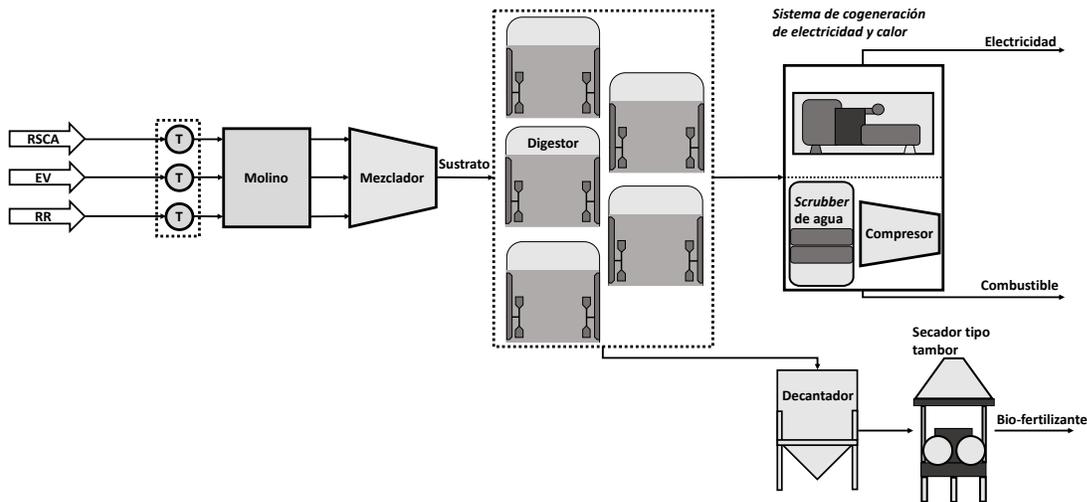


Figura 5.3. Diagrama de flujo del sistema de gestión de RSCA a partir de DA.

Los co-sustratos son mezclados en una proporción 4:1 de RSCA con RR, respectivamente y diluidos con 8.1 m^3 de agua hasta llegar a una concentración de 87 kg SV m^{-3} , en el 2018 De Vrieze et al. encontró que los proceso de DA de residuos de frutas y verduras eran estables con una concentración inicial entre $80\text{-}145 \text{ kg SV m}^{-3}$ [46].

El digestor anaerobio es isotérmico completamente agitado (CSTR, por sus siglas en inglés), opera a una temperatura de 35°C , con un volumen de trabajo de $1,000 \text{ m}^3$ (700 m^3 para la fase líquida y 300 m^3 para la fase gaseosa). Según Vasco-Correo et al. los rendimientos de biogás para los reactores CSTR a escala industrial con RSCA y RR en monodigestiones son de $0.3\text{-}0.6$ y $0.8\text{-}1.2 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, respectivamente [47]. Al considerar una co-digestión de dos o más co-sustratos, se espera un rendimiento entre $0.3\text{-}1.2 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, los principales parámetros del digestor, así como los requerimientos energéticos, son presentados en la Tabla 5.4.

Tabla 5.4. Parámetros de diseño del digestor anaerobio.

Parámetros	Unidades	Valor
Tasa de carga orgánica	kg SV m ⁻³ digestor día ⁻¹	3.5
Productividad de biogás	m ³ biogás m ⁻³ digestor día ⁻¹	2.05
Tiempo de retención hidráulica	días	25
Volumen de alimentación	m ³ día ⁻¹	28
<i>Requerimientos energéticos</i>		
Calor necesario para mantener 35°C	kWh día ⁻¹	420
Energía eléctrica para mezclado	kWh día ⁻¹	72

Los requerimientos mecánicos y energéticos del digestor fueron calculados a partir de la metodología propuesta por Passos y Ferrer [48], la demanda de calor (E_{calor} , kWh día⁻¹) fue calculada como la demanda energética del flujo entrante a una temperatura ambiente (T_a) hasta la temperatura del digestión (T_d), como lo muestra la Ecuación 5.2. Donde ρ (kg m⁻³) es la densidad y γ (kWh kg⁻¹ °C⁻¹) es el calor específico del sustrato. El calor perdido a través de las paredes del digestor κ (kWh m⁻² °C⁻¹). El área superficial del reactor A (m²) considerando una relación 2:1 diámetro con altura y Q es el volumen de alimentación (m³ día⁻¹).

$$E_{\text{calor}} = \rho Q \gamma (T_d - T_a) + \kappa A (T_d - T_a) \quad [5.2]$$

La demanda de electricidad para el mezclado del digestor fue calculado por medio de la Ecuación 5.3, donde θ es la energía requerida por bombeo (kWh m^{-3}), y V es el requerimiento por mezclado (kWh m^{-3}). Los datos utilizados para estos calculos son presentados en la Tabla 5.5.

$$E_{\text{mezclado}} = Q\theta + V\omega \quad [5.3]$$

Tabla 5.5. Parámetros para la evaluación del requerimiento energético.

Parámetros	Unidades	Valor
Temperatura ambiente, T_a	$^{\circ}\text{C}$	25
Temperatura del digestor, T_d	$^{\circ}\text{C}$	35
Densidad, ρ	kg m^{-3}	25
Calor específico del sustrato, γ	$\text{kWh kg}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$	4.18
Coefficiente de transferencia de calor, κ	$\text{kWh m}^{-2} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.024
Área superficial, A	m^2	314
Caudal de entrada, Q	$\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$	28
Energía requerida por bombeo, θ	kWh m^{-3}	0.5
Energía requerida por mezclado, V	kWh m^{-3}	0.083
Volumen de trabajo, ω	m^3	700

c) Generación eléctrica a partir de biogás (GE)

El biogás producido en el digestor es convertido en electricidad y calor por medio de una central de co-generación (CHP). La productividad de biogás fue estimada en 2.05 m^3 biogás m^{-3} digestor día^{-1} y la composición del biogás consta de 54% de CH_4 y 46% de CO_2 en volumen. La electricidad generada es usada en los procesos de la planta y el excedente es exportado a la red nacional. El calor generado es recirculado hacia el digestor anaerobio (25% aproximadamente) y el excedente es liberado a la atmósfera. El CHP requerido es de escala industrial para una planta de biogás, con eficiencias de 0.38 y 0.48, para la generación de electricidad y calor, respectivamente [44].

d) Producción de biometano a partir de biogás (PBM)

Para este caso, el biogás generado es purificado y aumentado hasta el 98% en volumen de CH_4 con la finalidad de producir combustible de biogás para uso de vehículos. Según Sahota et al. [49], la tecnología más implementada en sistemas industriales ($>100 \text{ Nm}^3$ biogás h^{-1}) para la purificación y concentración del biogás es vía *water scrubbing*, este proceso se caracteriza por tener la mayor eficiencia energética (0.3 kWh m^{-3}) [45], bajo costo de operación y una pérdida de 1% CH_4 [50], considerada baja entre las otras tecnologías como absorción por cambio de presión y lavado con aminas.

e) Producción de biofertilizante

El efluente sólido del digestor anaerobio sale con una humedad de 88% y es transportado por medio de bombas a un decantador centrífugo con capacidad de $4.5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ hasta alcanzar una humedad cercana al 67%. El digestato pasa a un secador rotatorio mecánico

con un rendimiento térmico de $3 \text{ MJ kg agua}^{-1}$ y $0.31 \text{ MJ kg agua}^{-1}$ de eléctrico y quedar con un 10% de humedad. Los procesos posteriores no son considerados dentro de este sistema de gestión, tal como el empaquetado y transporte. Esta metodología de tratamiento al efluente de un digestor anaerobio fue tomado de Rehl y Müller [51].

f) Sustitución y uso final de los productos energéticos y biofertilizante

Para el caso *i*, en cada país se supone que los 295 kWh UF^{-1} creados en la planta son transmitidos a la red nacional de México y Brasil, sustituyendo electricidad del mix nacional para cada país. En el caso *ii*, el biometano es distribuido en un puesto de abastecimiento instalado en las cercanías de la planta, donde la presión del biometano es elevada desde 10 kPa a 20 MPa por medio de un compresor adiabático de cuatro etapas, para la sustitución se considera el equivalente del poder calorífico inferior (PCI) entre el diésel (35.8 MJ L^{-1}) y el biometano para uso vehicular (50.1 MJ kg^{-1}) y su rendimiento de combustible de un autobús urbano por kilómetros recorridos (2.3 km L^{-1}) [20, 21]. El biofertilizante generado en el proceso cuentan con un 2.3% en contenido de nitrógeno en peso, las cuales sustituirán urea que es el fertilizante químico comercial de mayor uso en ambos países, relacionando los contenidos de nitrógeno de la urea ($0.46 \text{ kg N kg Urea}^{-1}$) y el biofertilizante.

5.2.2. Modelo de análisis de ciclo de vida e inventario

El objetivo de implementar el análisis de ciclo de vida al proceso de DA de RSCA es para evaluar su potencial de aprovechamiento en áreas metropolitanas de Latinoamérica,

considerando indicadores de huella ambiental, a través de la generación de bioenergéticos que pueden suplir la demanda energética a partir de recursos fósiles. El ACV es implementando un enfoque atribucional siguiendo la normativa *ISO* estándar 14040 y 14044 [2, 18]. Los flujos del proceso y las emisiones generadas son referidos a 1 t de RSCA (en base húmeda) a ser tratada. La información colectada y generada fue analizada usando el *software* SimaPro 8.1, y la metodología ReCiPe 1.04 para la evaluación de impacto. Los inventarios para los datos *background* como la producción de insumos, combustible y energía son tomados de EcoInvent v3.1. Las emisiones y requerimientos energéticos por la construcción de infraestructura no serán tomados en consideración en este trabajo. Las emisiones generadas durante el proceso son consideradas *foreground* y serán descritas las consideraciones y metodologías a continuación.

a) *Generación y transporte de los sustratos*

Para el transporte de los RSCA se consideró el uso de dos camiones de carga pesada con capacidad de 10-15 t., con un recorrido de 20 km (viaje redondo) para cada camión. Los RR son transportados en camiones equipados con caja refrigerada según lo establecido por la norma mexicana NOM-046 y la NORMA BRASIL para el transporte de residuos de manejo especial con capacidad de 10 t y sistema de refrigeración. En el año 2018, las normativas mexicanas y brasileñas siguen las normativas estándar de emisiones Euro VI, reconocidas internacionalmente. La base de datos de emisiones de contaminantes del aire se obtiene del programa de monitoreo y evaluación europeo (EMEP) [55].

b) Proceso de producción de biogás

Las principales fuentes de cargas ambientales provienen de los procesos de pre-tratamiento y las emisiones fugitivas de metano en las etapas posteriores al digestor. Estas emisiones fueron evaluadas mediante el capítulo 5.B.2 para el tratamiento biológico de residuos con las metodologías de EMEP, sin incluir las emisiones de CO₂ que son consideradas emisiones biogénicas [56].

c) Generación eléctrica y producción de biometano a partir de biogás

Los dos casos de aprovechamiento del biogás y la generación de electricidad cuentan con equipos que generan cargas ambientales, las emisiones generadas por la planta de cogeneración fueron evaluadas con la base de datos ecoinvent v3.1 y los factores de emisión obtenidos de Woon et al. [45]. Para la purificación por absorción física con agua, las emisiones fueron evaluadas según Sahota et al. [49].

d) Producción de biofertilizante

El tratamiento del digestato en específico el secado por tambor rotatorio, según Rehl y Müller [51] este proceso libera un 85% de NH₄⁺ disponible al ambiente en forma de NH₃. Esto debido al contacto del lodo con la superficie del equipo que esta a una temperatura de 160°C, lo que propicia la evaporación de agua y algunos contaminantes. La concentración de NH₄⁺ en el digestato fue evaluado por medio del ADM1.

5.3. Evaluación económica

5.3.1. Modelos de costos

Para la evaluación económica, se realizó una búsqueda bibliográfica de los datos disponibles sobre los costos de inversión inicial, de operación y mantenimiento (O&M), y los parámetros de operación para el funcionamiento de una planta de DA con i) generación de electricidad y ii) producción de biometano para uso vehicular.

El primer paso en las evaluaciones económicas es establecer un año de referencia, en este estudio fue seleccionado el 2019; para después trasladar los valores del dinero encontrados en bibliografía al año de referencia y se realizó por medio de la Ecuación 5.4. Donde considera el interés compuesto (i), la diferencia entre los años estudiados (n), el $V_{presente}$ es el valor del dinero en el año 2019 y el V_{pasado} valor del dinero al año que fue realizado en el trabajo. En la Tabla 5.6, se muestran los valores de las tasas de cambio del peso mexicano y el real brasileño con el dólar y euro, durante los años 2005-2019.

$$V_{presente} = V_{pasado} (1+i)^n \quad [5.4]$$

Tabla 5.6. Tasas de cambio utilizadas en este trabajo.

Año	Peso mexicano		Real brasileño	
	Dólar	EURO	Dólar	EURO
2005	10.88	18.14	2.60	3.43
2010	13.07	16.74	1.88	2.61
2011	12.26	17.28	1.65	2.27
2012	12.99	16.90	1.71	2.27
2013	12.75	16.96	2.00	2.69
2014	13.03	17.65	2.40	3.24
2015	14.69	17.61	2.69	3.01
2016	17.17	20.66	4.01	4.32
2017	20.69	21.32	3.14	3.36
2018	18.62	22.70	3.20	3.95
2019	19.11	21.67	3.64	4.17

El siguiente paso se basa a partir de funciones de costos de otros proyectos de ingeniería, aun con la limitada información de costo de este tipo de proyectos, se espera que estas funciones tengan la forma de la Ecuación 5.5. Donde α y β son constantes económicas, X es la entrada de residuos a la planta por año (tpa) [57].

$$Y = \alpha X^{\beta} \quad [5.5]$$

Para el caso *i* de generación de electricidad, los datos de capacidad de toneladas tratadas al año y los costos de inversión y O&M fueron extraídos de Tsilemou y Panagiotakopoulos [58]. En el caso *ii* la producción de biometano considera el 75% de los costos de inversión, O&M del caso *i*, que son asociados a la tecnología de DA, y el 25% restante corresponden a los equipos de generación de electricidad (motor de combustión interna, motogenerador, instalaciones eléctricas y limpieza de biogás) [59], en su lugar se adicionan los costos de los equipos de refinamientos y compresión; los datos fueron rescatados de Persson et al. [60]. Esto quiere decir que los costos de inversión inicial y O&M de los equipos de refinamiento y compresión son sumados al costo de la tecnología de DA del caso *i*. Con esta información se generan gráficos de dispersión y se generan los modelos que mejor ajusten los datos y permitan generar estimaciones según el tamaño y cantidad de biogás tratado para el caso *i* e *ii*, respectivamente.

5.3.2. Estimación de la rentabilidad

El tercer paso en la evaluación económica de proyectos ingenieriles es la definición clara de las suposiciones económicas entorno a los precios de venta de los productos energéticos ganancias, gastos, impuesto, intereses, y subsidios. A continuación, se explicarán a detalle las consideraciones para los dos escenarios (GE, PBM).

Dentro de las ganancias para ambos casos *i* e *ii*, se consideró la comercialización del biofertilizante como un mejorador del suelo, estableciendo su precio de venta a partir del contenido de nitrógeno a los precios de venta promedio de la tonelada de fertilizante urea de origen químico adquiridos de la Secretaria de Economía y PetroBras para México y

Brasil [29;30]. También se considera en ambos casos los ingresos por la gestión por tonelada de los RSCA y RR desde el punto de origen hasta la ubicación de la planta.

Para el caso *i*, la electricidad generada es comercializada en la red nacional de ambos países y se recopiló el precio de venta de la electricidad, junto con los impuestos asociados a este servicio fueron recopiladas de la Secretaria de energía y el Ministerio de Minas y Energía, para México y Brasil [31, 32].

Para el caso *ii*, el biometano producido es comercializado para uso de autobuses urbanos en la Ciudad de México y São Paulo, la metodología para el cálculo del precio de venta e impuestos fueron obtenidos de Comisión Reguladora de Energía (CRE) y Agencia Nacional do Petróleo (ANP) [33, 34] y un impuesto especial en México sobre la producción de algunos productos energéticos [67]. En la Tabla 5.7, se muestra el compilado de la información descrita anteriormente.

Tabla 5.7. Valores e impuestos comerciales de los productos y servicios utilizados

	Unidades	México	Brasil
Precio de urea	\$USD t ⁻¹	398.9	276
Costo por gestión de RSCA	\$USD t ⁻¹	9.63	10.35 ^a
Costo por gestión de RR	\$USD t ⁻¹	19.23	19.00
Precio de la electricidad comercial	\$USD kWh ⁻¹	0.086	0.057
Precio del diésel comercial	\$USD L ⁻¹	1.11	0.91
Impuestos			
Electricidad	%	22 ^b	21.6
Biometano	%	20 ^c	23.5 ^d
Biofertilizante	%	16	30.8 ^e

a: [59]; b: IVA (16%) +DAP (6%); c: IVA (16%) + IEPS (4%); d: Tributos Federais (9%) y Estaduales (14.5%); e: ICMS + CFEM

El cuarto paso fue realizar un flujo de caja, donde se consideró un horizonte de tiempo de 25 años, una depreciación lineal, impuesto sobre la renta, y una tasa de interés. Para evaluar el valor presente neto del proyecto (VPN) y la tasa interna de retorno (TIR) se utilizaron las Ecuaciones 5.6 y 5.7.

$$VPN = -I_0 + \sum_{t=0}^n \frac{F_c}{(1+i)^t} \quad [5.6]$$

$$0 = -I_0 + \sum_{t=0}^n \frac{F_c}{(1+TIR)^t} \quad [5.7]$$

Donde I_0 es la inversión inicial del proyecto (\$USD), F_c es el flujo de caja después de impuestos (\$USD), i es la tasa de descuento (%), t es el horizonte de tiempo (años) y TIR es el porcentaje de la tasa interna de retorno del proyecto. La Ecuación 5.6 posibilita el análisis de viabilidad del proyecto, indicando el retorno mínimo que se espera alcanzar ($VPN > 0$) o no ($VPN < 0$); la Ecuación 5.7 indica la viabilidad de un proyecto cuanto la TIR es mayor que una tasa mínima de atractividad (TMA) esperada por el inversionista para hacer el proyecto rentable, en caso contrario el proyecto no genera ganancias.

Para calcular el F_c se utiliza la Ecuación 5.8, donde se toma en consideración todos los ingresos y egresos del negocio. Donde los ingresos de efectivo por la venta de los productos y co-productos en un año de operaciones vienen denotados como I y los egresos como C . Las operaciones y actividades del proceso tienen asociados impuestos o “responsabilidades” económicas con el estado (C_{im} , \$USD año⁻¹); como el impuesto sobre la renta que es aplicado a las ganancias netas del proyecto, una parte de este impuesto es pagado con los intereses que se generen en el proyecto, por ejemplo, se supone que la inversión inicial (C_{I_0} , \$USD año⁻¹) fue financiada por medio de un préstamo bancario y este préstamo genera intereses que son considerados costos (C_{in} , \$USD año⁻¹), junto con los costos anuales por O&M ($C_{O\&M}$).

$$F_c = I_{\text{Electricidad}} + I_{\text{Biofertilizante}} + I_{\text{Gestión}} + I_{\text{subsidio}} - (C_{I_0} + C_{O\&M} + C_{im} + C_{in}) \quad [5.8]$$

$$D_t = \frac{I_0 - V_s}{n} \quad [5.9]$$

Un ingreso en el que vale la pena profundizar es $I_{\text{subsídios}}$ ya que en este ingreso se toma en consideración las entradas de efectivo por la depreciación de los equipos en la planta durante los primeros 10 años del horizonte propuesto (25 años); se debe considerar la depreciación lineal de la planta de DA a 25 años calculándola con la Ecuación 5.9; donde D_t es el cargo de depreciación, V_s (\$USD) es el valor de salvación de la planta que se estima como el 16% de la inversión inicial [57], y n (años) es el horizonte de tiempo propuesto. Los parámetros necesarios para generar el flujo de caja de las 4 evaluaciones económicas son mostrados en la Tabla 5.8.

Tabla 5.8. Parámetros utilizados en el flujo de caja.

	Unidades	México	Brasil
Impuesto sobre la renta	%	35 ^a	34 ^b
Tasa de descuento	%	10	10
Tasa de interés aplicada al préstamo	%	7.75 ^c	5.50 ^b
Horizonte de tiempo	años	25	25

a: [68]; b: [69]; c:[70]

6. RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los resultados serán mostrados en el orden de cumplimiento de los objetivos del trabajo y la secuencia seguida en la metodología. En esta sección se presentan *i)* los resultados de diseño del reactor de CoDA de residuos sólidos de central de abasto con residuos de rastro (RSCA-RR). *ii)* La estructura de la planta de aprovechamiento de los RSCA que es la base para el planteamiento, análisis y comparación de los escenarios de aprovechamiento del biogás: GE y PBM. *iii)* Posteriormente se discutirán los resultados del ACV del escenario GE y PBM a partir de los RSCA en la ciudad de México, MX y en São Paulo, BR; considerando la situación fiscal y legislativa vigentes, las matrices energéticas en cada entorno geográfico, así como los distintos usos potenciales que se les puede dar a los productos energéticos de cada escenario, considerando esquemas de sustitución de productos convencionales como electricidad, así como diésel para transportes urbanos. *iv)* Finalmente, se exponen los resultados provenientes de las evaluaciones económicas, considerando desde los modelos de costos hasta los indicadores de rentabilidad (VPN y TIR).

6.1. Resultado del diseño del reactor

6.1.1. Caracterización de los sustratos

Las condiciones de operación utilizadas en los ensayos numéricos del ADM1 modificado se encuentran descritas en la sección 5.2.1.b. Las constantes de inicialización del ADM1

modificado fueron obtenidos de literatura [1,2]. En la Tabla 6.1 se presenta la caracterización del inóculo, de los RSCA, del EV y de los RR utilizados en los ensayos numéricos.

Las caracterizaciones del inóculo se obtuvieron de reactores anaerobios mesofílicos que degradaron los sustratos seleccionados para analizar en este trabajo; las características fisicoquímicas que resaltan son pH de 7.44, SV de 65 %_{ST} en peso y un 79.26 g L⁻¹ de N-NH₃, un pH neutro predominó en el inóculo a pesar de provenir de digestores que trabajan con RSCA y tener una baja cantidad de nitrógeno amoniacal en presencia de EV y RR. Los RSCA están compuestos por frutas y verduras principalmente, su pH es de 4.8 lo cual es causado por la generación de ácidos grasos volátiles provenientes de la hidrólisis de carbohidratos presentes en la lignina, celulosa, hemicelulosa, fructuosa y otros azúcares solubles (68 %_{sv}) y baja presencia de N-NH₃ con 0.061 g L⁻¹; se asocia un desbalance en los macronutrientes por el alto contenido en carbohidratos respecto a la concentración de proteínas y lípidos, generando problemas de acidificación en los procesos de DA. Las once caracterizaciones de EV fueron rescatadas de literatura, proveniente de vacas que se encuentran en granjas lecheras y sistemas de crianza de ganado para la producción de carne, el pH es de 7.28, presentan un 33%_{sv} en forma de fibras no solubles, que no son digeridas por la flora microbiana presente en el proceso digestivo de las vacas, debido a la naturaleza recalcitrante del estiércol, también cuenta con una alcalinidad de 4155 mg CaCO₃ L⁻¹ lo cual puede ser indicativo de poseer capacidad *buffer*. Por otra parte, los RR están compuestos principalmente de sangre, contenido ruminal y grasa en proporciones no especificadas, su caracterización muestra un pH de 6.03, el 91 %_{ST} son de SV, además de

mostrar un contenido de 28 y 29 %_{SV} en proteínas y lípidos, respectivamente, y una concentración de 0.202 g L⁻¹ de N-NH₃.

Tabla 6.1. Caracterizaciones de sustratos para inicializar el *Anaerobic Digestion Model* No. 1 (ADM1).

Parámetros	Unidades	Inóculo ^[2-12]		RSCA ^[4, 7, 11, 14-18]		EV ^[2,9,10,12-20]		RR ^[8,21-25]	
		Media	DS	Media	DS	Media	DS	Media	DS
Sólidos totales	%	5.39	4.45	12.14	5.14	12.91	9.14	28.55	23.36
Sólidos volátiles	% ST	65.54	15.99	89.57	6.06	78.04	5.95	91.31	8.75
Sólidos fijos	% ST	17.84	8.68	11.28	7.34	20.55	7.09	6.90	
Ácidos grasos volátiles	g L ⁻¹	0.75	0.58	1.04	0.72	4.30	2.09	7.30	1.27
Fibras	% SV	24.04	20.54	10.70	9.57	33.34	18.00		
Carbohidratos	% SV	41.16	22.21	68.44	18.41	47.83	21.85	8.74	12.36
Proteínas	% SV	19.88	18.13	8.66	6.60	16.04	3.81	28.54	33.28
Lípidos	% SV	10.14	13.57	3.30	2.56	4.30	2.73	29.85	34.30
N-NH ₃	g L ⁻¹	79.27	191.76	0.06	0.09	1.31	1.18	0.28	0.54

TKN	g L ⁻¹	3.89	2.57	2.30	1.37	3.54	2.23	10.93	14.1
									3
Alcalinidad	mg CaCO ₃	1956.5	2640.4	2028.0	101.8	4155.8	2472.9		
	L ⁻¹	4	3	0	2	3	7		
pH		7.44	0.87	4.83	0.77	7.28	0.62	6.03	1.37
C:N		15.57	7.60	17.33	6.55	14.34	6.83		

DS: desviación estándar. RSCA: residuos sólidos de central de abasto. EV: estiércol de vaca. RR: residuos de rastro. ST: sólidos totales. SV: sólidos volátiles. NTK: nitrógeno total kjeldahl. C:N: relación carbono nitrógeno.

6.1.2. Diseño del digestor anaerobio

Con el objetivo de seleccionar el mejor co-sustrato para la CoDA de RSCA se planteó un diseño de experimentos factorial 2⁴ con punto central, variando los parámetros proporción de los co-sustratos EV y RR con respecto al sustrato RSCA y la TCO alimentados al reactor; considerando como variables de respuesta la productividad de CH₄ (P_{CH_4} , m³ biogás m⁻³ digestor día⁻¹) y la relación CH₄/CO₂ en el biogás, el indicador de alerta temprana AGV/AB, así como el índice de co-digestión reportado por Ebner et al. (2016) (ICoD) [18]. Los resultados del diseño de experimentos, se muestran a través de los diagramas de Pareto de la Figura 6.1; que nos ayudan a interpretar de forma cualitativa los efectos principales que ejerce cada factor en las variables de respuesta seleccionadas.

La inclusión de los RR tanto en mono-digestiones como en co-digestiones tiene efectos benéficos en las cuatro respuestas: P_{CH_4} , CH_4/CO_2 , AGV/AB e $ICoD$; este comportamiento

es asociado a sus características fisicoquímicas, la ausencia de fibras en este residuo elimina la problemática que existe con el EV, que al acumularse en los digestores este material lignocelulósico provoca ineficiencias en el proceso, la presencia de aproximadamente 60%_{SV} entre proteínas y lípidos aportan el nitrógeno necesario para conferirle capacidad *buffer* al medio líquido y mantener el proceso sin riesgo de inhibición, esto se ve reflejado en el contenido de NTK que es 2.75 y 4.8 veces mayor que el del EV y RSCA, respectivamente; tal como se mostró en la Tabla 6.1.

En la Figura 6.1a-b, presenta los efectos de los factores en la P_{CH_4} , la presencia de RR son el factor con mayor incidencia en esta respuesta y afecta de manera benéfica, al igual que el nivel alto de TCO que fue de 3.5 kg SV m⁻³ día⁻¹, la corrida 21 de la Tabla 6.2 se puede apreciar que la mayor productividad obtenida en el diseño de experimentos fue la co-digestión de RSCA con RR. En la Figura 6.1c se observa el indicador de alerta temprana AGV/AB , que mide la concentración de los ácidos grasos volátiles respecto a la alcalinidad de bicarbonatos, el efecto negativo de los RSCA se debe a su rápida degradación y una acidificación del medio e inhibir el crecimiento de los microorganismos metanogénicos [26]. En la Figura 6.1d, se observa que la adición de EV y RR es benéfica en la CoDA de RSCA, estableciendo que los dos co-sustratos propuestos ayudan a mitigar los problemas de acidificación e inhibición.

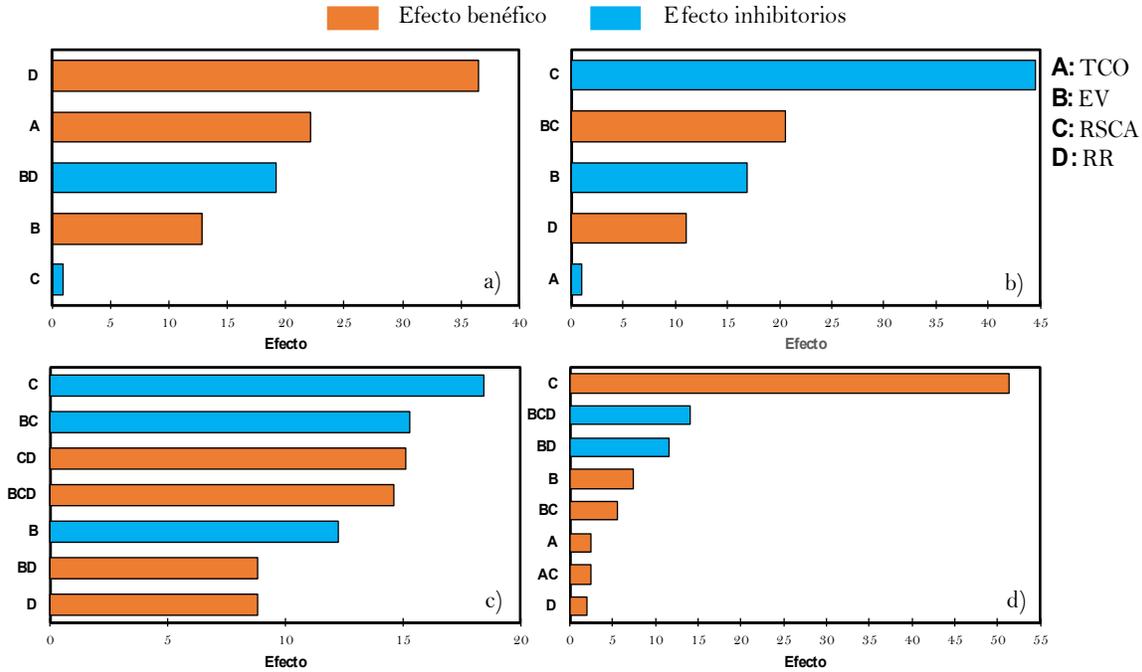


Figura 6.1. Diagrama de Pareto del diseño central compuesto con punto medio. a) Productividad de CH₄, b) CH₄/CO₂, c) AGV/AB, d) ICoD.

El diseño 2⁴ con punto central generó veinticuatro simulaciones numéricas presentadas en el Anexo A, en la Tabla 6.2, se muestran los ensayos numéricos n. 7, 18 y 21; en las cuales se encuentra la mono-digestión de RSCA con una TCO con nivel bajo (2.1 kg SV m⁻³ día⁻¹), el uso de RSCA como único sustrato fue asociado con las más bajas P_{CH_4} de 0.50 m³ de CH₄ m⁻³digestor día⁻¹, una mayor presencia de CO₂ en el biogás (CH₄/CO₂ de 0.99) y 0.65 en la relación VFA/AB, lo cual indica que la mono-digestión tuvo problemas de inhibición, presentándose al día 53 de operación, dejando de generar biogás y un pH de 4.5 [26]. La CoDA entre RSCA y EV del ensayo numérico n. 18, presentó una P_{CH_4} de 1.06 m³ de CH₄ m⁻³digestor día⁻¹ obteniendo una mejora significativa con respecto a las mono-digestiones de RSCA, sin embargo, el ICoD obtuvo un valor de 1.01 mostrando una baja sinergia con el

sustrato, esto puede ser atribuido a la presencia de biofibras, como resultado de la nutrición alimentaria del ganado vacuno [19], la cual está compuesta por lignina, hemicelulosa, y celulosa; la relación CH_4/CO_2 es de 1.48, lo cual representa un 58 % en volumen de CH_4 en el biogás, la relación ente AGV/AB que mide la capacidad *buffer* del medio líquido se encuentra dentro del rango considerado estable (<0.40) con 0.07, al igual que el ensayo n. 21 que es la CoDA entre RSCA y RR con la TCO en nivel alto; el ensayo produjo 1.18 m^3 de $\text{CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ digester día}^{-1}$ con 56% de CH_4 en el biogás y 1.23 en el ICoD considerando como una buena sinergia, este aumento es atribuido al alto contenido de proteínas y lípidos, además de la inexistente presencia de biofibras por parte de los RR.

Tabla 6.2. Resultados de algunas simulaciones del diseno factorial 2^4

Número de Simulación	TCO ^a	EV	RSCA	RR	P_{CH_4} ^b	CH_4/CO_2	AGV/AB	ICoD
7.0	2.1	0	1	0	0.50	0.99	0.65	1.00
18.0	3.5	1	0	1	1.06	1.48	0.07	1.01
21.0	3.5	0	1	1	1.18	1.34	0.07	1.23

TCO: tasa de carga orgánica. EV: estiércol de vaca. RSCA: residuos sólidos de central de abasto. RR: residuos de rastro. P_{CH_4} : productividad de metano. AGV/AB: ácidos grasos volátiles/alcalinidad de bicarbonatos. ICoD: índice de co-digestión.

a: $\text{kg SV m}^{-3} \text{ día}^{-1}$. *b*: m^3 de $\text{CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ digester día}^{-1}$

6.1.3. Análisis de sensibilidad en la relación de alimentación entre el sustrato y co-sustrato

En esta sección se presenta el análisis de sensibilidad diseñado en la Sección 5.2, con la finalidad de encontrar la mejor formulación RSCA:RR en la alimentación al digestor. En la Figura 6.2 se muestran los resultados de dicho análisis, se observó que la relación 4:1 (80%_{SV} de RSCA– 20%_{SV} de RR) exhibe un valor de AGV/AB de 0.175 –lo cual indica bajos riesgos de inhibición en la producción de CH₄ por acidificación– y una P_{CH_4} de 1.1 m³ de CH₄ m⁻³_{digestor}día. Esta formulación de alimentación presenta además una relación CH₄/CO₂ de 1.15, una presencia del 56 % en volumen de CH₄ en el biogás y un ICoD de 1.49, lo cual demuestra una sinergia degradativa entre el sustrato RSCA y el co-sustrato RR.

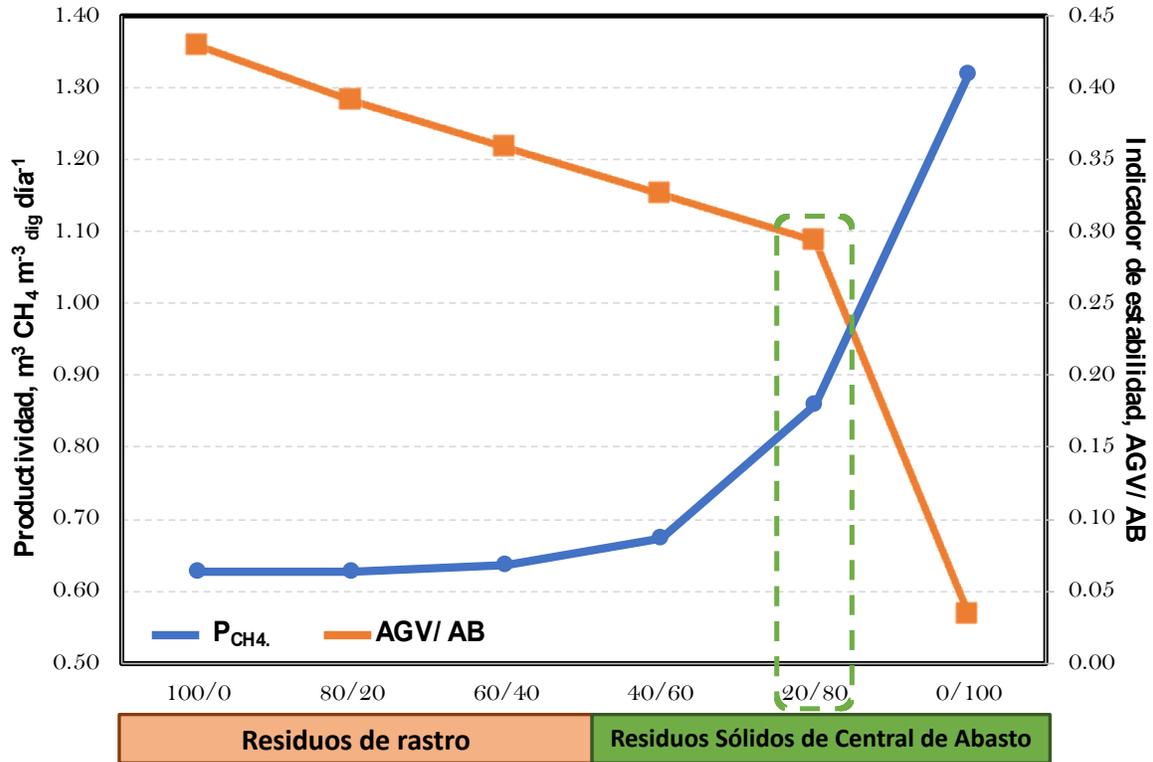


Figura 6.2. Productividad de CH_4 y relación de VFA/AB de la CoDA entre RSCA y RR, variando su proporción de alimentación de los sólidos volátiles.

6.2. Resultados del análisis de ciclo de vida del sistema de gestión

6.2.1. Inventario de ciclo de vida

La información del sistema de gestión de RSCA a partir de DA para la producción de productos valorizables, fue dividida en cuatro módulos —a) Generación y transporte de residuos, b) Proceso de producción de biogás, c) Generación de electricidad, d) producción de biometano y e) Producción de biofertilizante y f) Sustitución y uso final de los productos energéticos y biofertilizante—; con el fin de organizar la información y

mantener el orden establecido en la metodología, como se ilustró en la Figura 5.1. Los inventarios de insumos y emisión de cargas ambientales son presentados para cada módulo a continuación. Todos los datos de inventario en relación al flujo de referencia de la unidad funcional (UF): 1 t de RSCA.

a) Generación y transporte de residuos

El primer módulo fue el transporte del sustrato y co-sustrato, se consideró una distancia promedio de 20 km entre los sitios de origen de los residuos y la ubicación de la planta de DA. El camión de carga de los RSCA tiene una capacidad entre 16-32 t métricas y opera bajo la normativa de control de emisiones EURO5. Fueron necesarios 6 viajes de ida y vuelta para trasladar las 90 t de RSCA al día que son necesarias en la operación del proceso; las 10 t de RR requieren sólo de un viaje redondo. La Tabla 6.3, muestra el inventario de insumos y emisiones, la generación de este inventario se basó en los ecoinventarios de ecoinvent v3.1 y el modelo GREET [27] para calcular las emisiones por uso de combustible.

Tabla 6.3. Requerimientos de combustible y emisiones de cargas ambientales del módulo de Generación y transporte de residuos.

Parámetro de inventario	RSCA	RR	Unidades
Distancia recorrida	20	20	km
Toneladas transportadas	1802.34	200.00	tkm
<i>Materiales y Combustibles</i>			
Consumo de combustible vacío	1.63E-06	1.47E-05	m ³ diésel tkm ⁻¹
Consumo de combustible lleno	1.5412E-06	1.39E-05	m ³ diésel tkm ⁻¹
Consumo total por viaje	3.17E-06	2.86E-05	m ³ diésel tkm ⁻¹
Número de viajes	6.01	1.0	
Consumo de combustible por viaje	3.81E-04	6.35E-05	m ³ diésel
<i>Emisiones al aire'</i>			
Componentes orgánicos volátiles, VOC	3.5E-04	6.4E-05	kg
Monóxido de carbono, CO	1.2E-03	2.2E-04	kg
Óxidos de nitrógeno, NO _x	2.9E-03	5.4E-04	kg
Material particulado de 10 μ de diámetro, PM ₁₀	9.8E-05	1.8E-05	kg
Material particulado de 2.5 μ de diámetro, PM _{2.5}	4.8E-05	8.9E-06	kg
Óxidos de sulfuro, SO _x	7.1E-06	1.2E-06	kg
Carbón negro, BC	3.8E-06	7.0E-07	kg
Carbón orgánico, OC	6.9E-06	1.3E-06	kg
Metano, CH ₄	2.9E-04	5.4E-05	kg
Óxido nitroso, N ₂ O	1.7E-06	3.2E-07	kg
Dióxido de carbono, CO ₂	1.01	0.17	kg

: calculado con el modelo GREET 2018.

b) *Proceso de producción de biogás*

La Tabla 6.4, presenta los datos sobresalientes del inventarios de la planta de digestión anaerobia para la producción de biogás. La producción de biogás fue evaluada con el *ADMI*, tal como se presentó en la Sección 5.1.3, obteniendo un flujo volumétrico de 101 $\text{Nm}^3 \text{UF}^{-1}$ con un 56% en volumen de CH_4 . El digestato generado, $1.55 \text{ m}^3 \text{UF}^{-1}$, fue tratado para su venta como mejorador de suelos, su inventario se encuentra en la Sección 6.2.1-e. El requerimiento de agua calculado en 91 L UF^{-1} en las etapas de pre-tratamiento y dilución, permiten una concentración de la mezcla inicial de $87.5 \text{ kg SV m}^{-3}$, con un volumen de 28 m^3 , el cual es alimentado diariamente a cada digestor (Figura 5.3). Los gastos de electricidad del digestor son considerados para mantener una condición de mezcla completa y el calor para mantener una temperatura constante de $35 \text{ }^\circ\text{C}$. El consumo de materiales y energía de los equipos auxiliares se obtuvieron de Ecoinvent v3.1 y compañías fabricantes. Las emisiones fueron calculadas con la metodología de EMEP[28]. La liberación de NH_3 se deben a la reducción de tamaño en la etapa de pre-tratamiento del sustrato y co-sustrato. En cuanto a las emisiones de CO_2 y CH_4 son debido a las fugas en el proceso en las etapa de refinamiento de biogás. Los requerimientos eléctricos y térmicos de la planta fueron autoabastecidos por la estación de co-generación (CHP) de 25.15 kWh y 21.17 kWh , respectivamente.

Tabla 6.4. Requerimientos de materiales, combustibles, energía y emisiones del módulo de Proceso de producción de biogás.

Parámetros de inventario	Cantidad	Unidad
Biogás ¹	101	Nm ³
Digestato	1.55	m ³
<i>Materiales y combustibles</i>		
Agua, pre-tratamiento	0.001	m ³
Agua, dilución	0.090	m ³
RSCA	1.00	t
Residuos de rastro (RR)	0.11	t
Aceite lubricante	0.029	kg
Transporte de RSCA	20.00	tkm
Transporte de RR	2.22	tkm
<i>Energía y calor</i>		
Electricidad, pre-tratamiento	3.12	kWh
Electricidad, mezclador	7.95	kWh
Electricidad, agitador ²	4.01	kWh
Electricidad, equipos auxiliares	10.07	kWh
Calor, digestor ^{2,3}	21.17	kWh
<i>Emisiones al aire⁴</i>		
Metano, CH ₄ biogénico	2.02	kg
Dioxido de carbono, CO ₂ biogénico	9.98	kg
Amoniaco, NH ₃	0.026	kg
1: Condiciones normales 273 K (0 °C) y 1.01 bar. 2: Calculado a través de la metodología Passos y Ferrer [29]. 3: Caso i) GE el calor proviene de CHP, caso ii) PBM es generado y comprado a paritr de gas natural. 4: Calculado a través de la metodología EMEP [28]		

c) *Generación de electricidad*

La electricidad y calor generado por la planta de co-generación fueron usados para sustituir las necesidades de la planta, alrededor de un 9.5% de electricidad y un 25% de calor es suministrado a la planta, el calor restante se libera al ambiente, al no contar con un mercado formal y establecido en el contexto latinoamericano. Este estudio considera

que la electricidad es vendida y transmitida en la red nacional para México y Brasil. Las emisiones al aire son debido a la combustión del biogás, donde son consideradas emisiones biogenicas. En la Tabla 6.5 se muestra los inventarios de insumos y emisiones calculados siguiendo la metodología descrita en la Sección 5.2.2.c.

Tabla 6.5. Requerimientos de materiales, combustibles y emisiones para el módulo de Generación de electricidad del escenario GE.

Parámetros de inventario	Cantidad	Unidad
Electricidad	295	kWh
<i>Materiales y combustibles</i>		
Biogás	101	m ³
Estación de co-generación	1.15E-05	p
Aceite lubricante	0.07	kg
<i>Emisiones al aire</i>		
Óxido nitroso, N ₂ O	0.01	kg
Dióxido de carbono, CO ₂ biogénico	192	kg
Metano, CH ₄ biogénico	0.05	kg
Monóxido de carbono, CO	0.11	kg
Compuestos orgánicos volátiles distintos del metano, NMVOC	4.60E-03	kg
Dióxido de sulfuro, SO ₂	0.06	kg
Óxidos de nitrógeno, NO _x	0.03	kg
Partículas >2.5 um, <10 um	0.00151	kg
<i>Flujos finales de residuos</i>		
Residuos de aceite	0.07	kg

d) Producción de biometano

La producción del biocombustible se planteó en dos etapas: refinamiento y compresión (como se indica en la Figura 5.3). En la etapa de refinamiento se remueve el contenido de CO₂ y el H₂S hasta obtener un biogás con un contenido del 98% en volumen de CH₄, esta remoción se lleva a cabo en a través del proceso “*water scrubbing*” el cual captura el CO₂ en

agua y el H₂S en carbón activado, posteriormente el CH₄ es presurizado hasta 10 bares. La etapa de compresión aumenta la presión del CH₄ de 10 a 200 bares, ésta se realizó en un ciclo adiabático con cuatro etapas, las emisiones son debido a el cambio drástico en la presión, lo cual emite en fugas hasta un 4 % del gas que entra a refinamiento [30]. En la Tabla 6.6, se muestra los inventarios de insumos y emisiones calculados siguiendo la metodología descrita en la Sección 5.2.2.d.

Tabla 6.6. Requerimientos de materiales, combustibles y emisiones para el módulo Producción de biometano del escenario PBM.

Parámetros de inventario	Cantidad	Unidad
Biometano	56	m ³
<i>Materiales y combustibles</i>		
Biogás	101	m ³
Industria química	2.96E-08	p
<i>Energía y calor</i>		
Electricidad, refinación	30.31	kWh
Electricidad, compresión	3.67	kWh
<i>Emisiones al aire</i>		
Metano, CH ₄ biogénico	0.15	kg
Sulfuro de hidrógeno, H ₂ S	2.34E-04	kg
Dióxido de sulfuro, SO ₂	0.037	kg
Dióxido de carbono, CO ₂ biogénico	48.47	kg

e) Producción de biofertilizante

En el proceso se generan 174 kg UF⁻¹ de biofertilizante, el cual abandona la etapa de tratamiento con una humedad del 15 % y un contenido en peso de nitrógeno del 2.3 %, este subproducto sirve como mejorador de suelo y puede contribuir a la sustitución parcial de fertilizantes químicos. La principal emisión de contaminantes fue dirigida al aire en la

etapa de secado térmico, a través de un secador rotatorio, reduciendo el contenido de humedad un 65 %; emitiendo 1.2 g de NH_3 y 1.4 g de N_2O por kg de N presente en el digestato [28,31]. El excedente de 0.31 m³ agua UF⁻¹ removido en el decantador, es recirculado a la etapa de mezclado para suplir la demanda de agua de la planta. Los requerimientos energéticos son de 1.12 kWh de electricidad y 0.85 kWh de calor, para este escenario esta energía es comprada y abastecida por la red nacional para México y Brasil, respectivamente.

Tabla 6.7. Requerimientos de materiales, combustibles y emisiones para el módulo de producción de biofertilizante.

Parámetros de inventario	Cantidad	Unidad
Biofertilizante	0.175	t
<i>Energía y calor</i>		
Electricidad, equipos auxiliares	7.91	kWh
Electricidad, decantador	3.79	kWh
Electricidad, secador rotatorio	1.12	kWh
Calor, secador rotatorio	0.85	kWh
<i>Emisiones al aire</i>		
Amoníaco, NH_3	5.57E-03	kg
Monóxido de nitrógeno, N_2O	0.018	kg

f) Sustitución y uso final de los productos energéticos y biofertilizante

En la Tabla 6.8, se encuentra los productos evitados y sustituidos, la electricidad generada en el caso *i*, con sustitución de urea por el uso de mejorador de suelo con 2.3% en peso de nitrógeno. En el caso *ii* el biometano producido sustituye la fabricación y uso de diésel, la sustitución fue evaluada en un autobús urbano el cual se estima que recorrería 126 km UF⁻¹ y las emisiones evitadas por la combustión se encuentran en la tabla; la sustitución de urea también aplicó para este caso.

Tabla 6.8. Materiales sustituidos y emisiones evitadas

Sustitución de productos		
<i>Producto</i>		
Electricidad	269	kWh
Diésel	45.9	kg
Urea	8.27	t
<i>Emisiones evitadas al aire</i>		
Dióxido de carbono, CO ₂	143.71	kg
Monóxido de carbono, CO	55.87	g
Metano, CH ₄	7.62	g
Compuestos orgánicos volátiles distintos del metano, NMVOC	267.05	g
Óxido de nitrógeno, NO _x	4.19	g
Partículas >2.5 um, <10 um	2.54	g

6.2.2. Evaluación de impacto ambiental

La Figura 6.3 y la Tabla 6.9 presentan la evaluación de los indicadores de punto medio del método ReCiPe para el sistema de gestión de RSCA, considerando los dos escenarios para el aprovechamiento del biogás en cada país de estudio. Las emisiones negativas en la Figura 6.3 significan emisiones evitadas por la sustitución de un producto en específico de uso comercial debido al uso de los co-productos del proceso propuesto.

Tabla 6.9. Resultados del análisis del ICV de los dos escenarios de aprovechamiento del biogás para México y Brasil, usando el método ReCiPe *Midpoint* (H). Los resultados están relacionados a 1 t de RSCA por gestionar.

Categoría de impacto	Unidad	Sistema de gestión de RSCA con diferentes escenarios de aprovechamiento del biogás.			
		GE-MX	GE-BR	PBM-MX	PBM-BR
Cambio climático	kg CO ₂ eq	-171.34	-20.46	-98.92	-114.18
Agotamiento de ozono	kg CFC-11 eq	-1.95E-05	-7.03E-06	-3.24E-05	-3.18E-05
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq	-1.05	-0.24	-0.20	-0.22
Eutrofización de terrestre	kg P eq	-0.11	-0.02	-3.17E-03	8.84E-04
Eutrofización marina	kg N eq	-0.05	-0.02	-0.009	-0.005
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	-76.44	-16.78	-4.11	-2.07
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC	-0.47	-0.12	-0.39	-0.38
Formación de partículas	kg PM ₁₀ eq	-0.71	-0.14	-0.08	-0.07
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DB eq	-0.02	-0.07	-0.003	0.01
Ecotoxicidad en agua fresca	kg 1,4-DB eq	-1.98	-0.38	-0.08	-0.10
Ecotoxicidad marina	kg 1,4-DB eq	-1.78	-0.34	-0.10	-0.06
Radiación ionizante	kBq U ₂₃₅ eq	-17.69	-8.96	-11.95	-9.98
Ocupación de tierra agrícola	m ² a	-8.11	-53.31	-0.35	12.19
Ocupación de tierra urbana	m ² a	0.08	-0.08	0.10	0.17
Transformación de tierra natural	m ²	-0.001	-0.10	-1.63E-04	0.02
Agotamiento de agua	m ³	-1.88	-9.94	-1.60	0.36
Agotamiento de metales	kg Fe eq	-0.39	-1.55	-0.13	0.20
Agotamiento de combustibles fósiles	kg oil eq	-75.40	-21.05	-54.05	-61.87

GE-MX= Generación de electricidad en México; GE-BR= Generación de electricidad en Brasil;
PBM-MX= Producción de biometano en México; PBM-BR= Producción de biometano en Brasil.

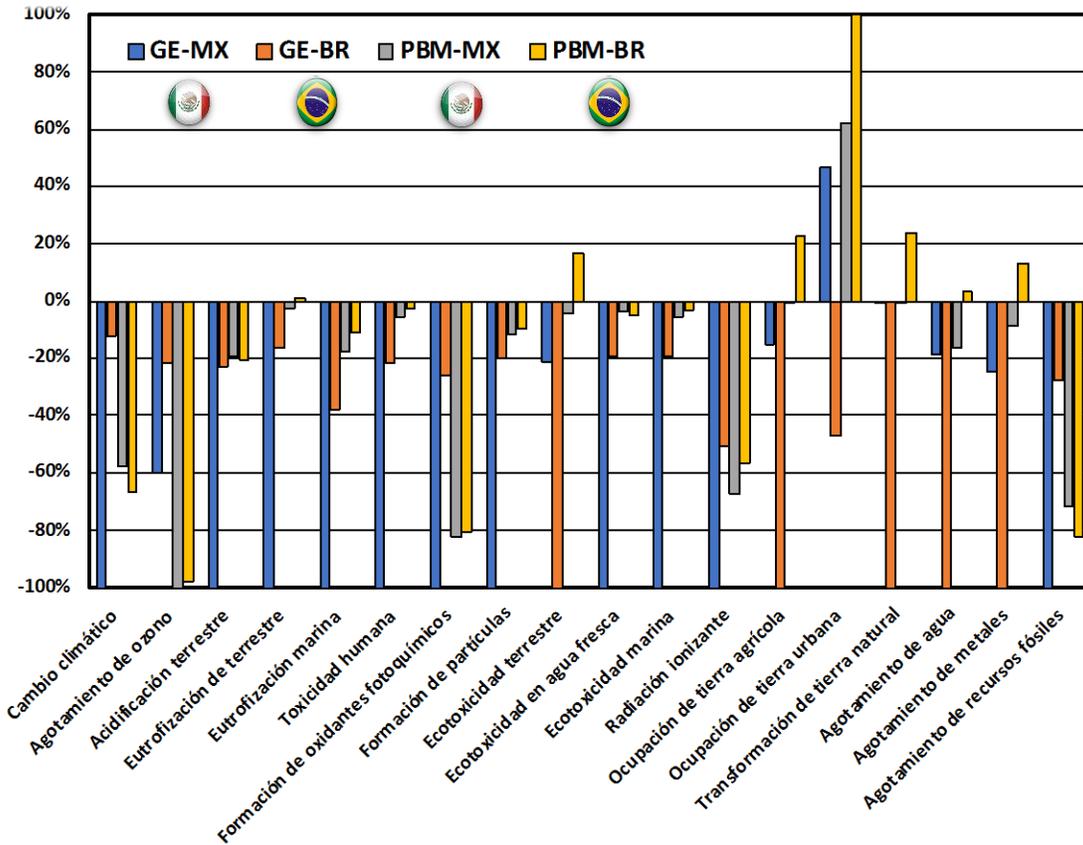


Figura 6.3. Resultados de impactos ambientales del ACV para los tres escenarios de estudio según el método ReCiPe *Midpoint* (H).

Se puede apreciar que ningún escenario obtuvo el mejor desempeño en cada uno de los dieciocho indicadores. El escenario GE-MX es el escenario con mayor desempeño, pues presenta impactos negativos en once indicadores. Por otra parte, los escenarios GE-BR, PBM-MX y PBM-BR presentan una variación importante entre los indicadores, sin tendencia definitiva. Los resultados cuantitativos de la Figura 6.3, se pueden apreciar en la Tabla 6.9.

En los estudios ambientales de gestión de residuos y tratamientos de digestión anaerobia con aprovechamiento de biogás es común encontrar como principales indicadores de impacto ambiental aquellos que cuantifican el cambio climático, acidificación terrestre, y formación de material particulado [30]. En este análisis se dio énfasis en estos indicadores. Se aprecia que el aprovechamiento del biogás generado por la gestión de residuos orgánicos, a través de diferentes tecnologías como la GE y PBM trae consigo beneficios ambientales al proceso.

a) Cambio climático

El indicador de cambio climático afecta principalmente las áreas de daño a la salud humana y daño a los ecosistemas, estos daños son realizados por la contribución a la absorción de radiación infrarroja en la atmósfera por la emisión de gases antropogénicos como CO_2 , CH_4 y N_2O . El escenario GE-MX para este indicador presentó el mayor impacto evitado ($-171.34 \text{ kg CO}_2 \text{ eq t de RSCA}^{-1}$) debido a los $269 \text{ kWh t de RSCA}^{-1}$ sustituidos de la matriz energética mexicana, y los 8.27 kg de urea, siendo este uno de los fertilizantes químicos más empleados en la agricultura mexicana.

En la Figura 6.4, se muestra el indicador de cambio climático para cada escenario evaluado. La barra roja representa la contribución a este indicador correspondiente a las emisiones de los 295 kWh que se van a sustituir por la electricidad generada en el escenario GE-MX, lo que representa para este escenario una reducción del 195 % en las emisiones de $\text{CO}_2 \text{ eq}$.

El segundo mejor escenario, en términos de este indicador, es el PBM-BR con 114.2 kg CO₂ eq evitados. En un escenario en donde parcialmente se puedan sustituir transportes urbanos a base de diésel, por base de gas natural, el biometano producido en este escenario (relacionado a la UF) puede sustituir la fabricación de diésel y las emisiones generadas por su combustión; así como aquellas relacionadas por la sustitución de urea por el uso del biofertilizante producido.

Con una diferencia del 13.37 % el escenario PBM-MX se posiciona como el tercer mejor escenario con aprovechamiento de biogás, la principal diferencia entre los escenarios PBM-MX y PBM-BR, reside en el uso de electricidad que proviene de la matriz energética; esto se atribuye debido a la diferencia que existe en sus fuentes de energía para cada país.

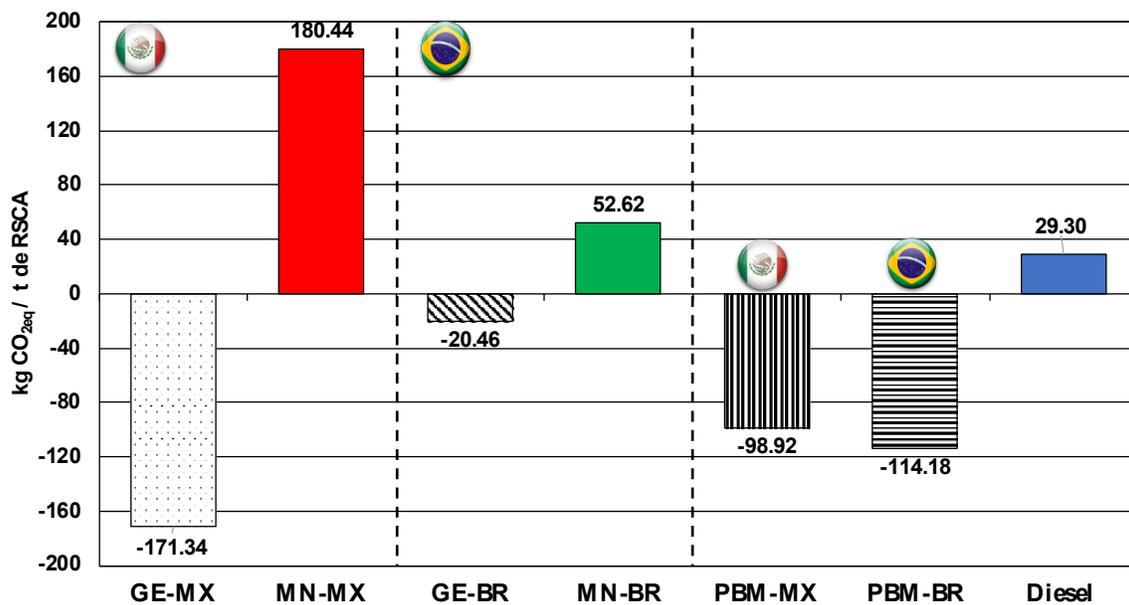


Figura 6.4. Impacto por escenario en el indicador de cambio climático y una comparación con los mix nacionales de electricidad y producción de diésel en cada país.

GE= Generación eléctrica; MN= Mix eléctrico Nacional; PBM= Producción de biometano; MX= México; BR= Brasil.

La base de datos Ecoinvent v3.1 no cuenta actualmente con el ecoinventario para la producción de diésel con bajo contenido de sulfuros en México y Brasil; esto limita la evaluación de sustitución de este producto en el escenario PBM para este estudio. La matriz eléctrica para Brasil en el 2016 fue del 68% a partir de hidroeléctrica, 4.45% de carbón, 2.64% de petróleo, 9.76% de gas, 8.75% de biomasa, 2.74% de nuclear y 5.79% de eólica. Es por esta razón que el escenario GE-BR tuvo el peor desempeño en este indicador evitando 20.46 kg CO₂ eq t de RSCA⁻¹; y de la misma forma el escenario PBM-BR tiene un 13.37% de ventaja sobre PBM-MX, la energía eléctrica de Brasil tiene menos cargas ambientales asociadas que la matriz eléctrica mexicana.

La Figura 6.5 muestra las emisiones generadas por los módulos dentro todos los escenarios de gestión de RSCA propuestos. Las emisiones evitadas por la producción de urea se encuentran en los cuatro escenarios con un valor de 24.70 kg CO₂ eq t de RSCA⁻¹, las etapas de “Producción de biogás, Biofertilizante y Generación de electricidad” de los escenarios GE-MX y GE-BR, tienen atribuidas las mismas cargas ambientales ya que la planta se autoabastece de energía. Este hecho se aprecia mejor en los escenarios PBM-MX y PBM-BR, los consumos energéticos fueron los mismos, sin embargo, las emisiones de los principales procesos varían; esta diferencia es atribuida a el uso de energías eléctricas con diferentes perfiles ambientales.

La sustitución de 263 kWh en México evita la emisión de 213 kg CO_{2eq} t de RSCA⁻¹, mientras que en Brasil solo de 62 kg CO_{2eq} t de RSCA⁻¹. Por otra parte, la sustitución de 45 kg de diésel evita 23.5 kg CO_{2eq} en ambos países y esto es debido a la inexistencia de inventarios cargados en Ecoinvent v3.1 para cada realidad energética, de la misma forma que con la urea y las emisiones evitadas por la combustión del diésel sustituido, este ultimo sin sufrir modificaciones importantes para que represente la realidad.

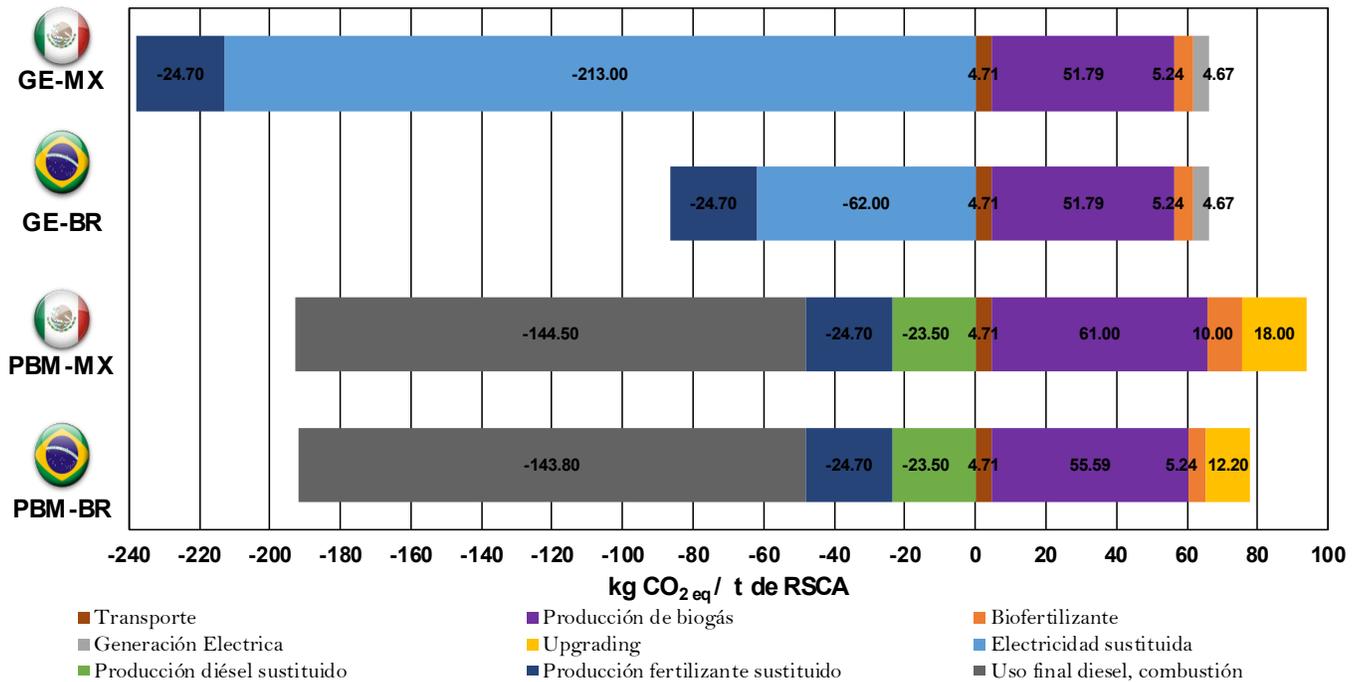
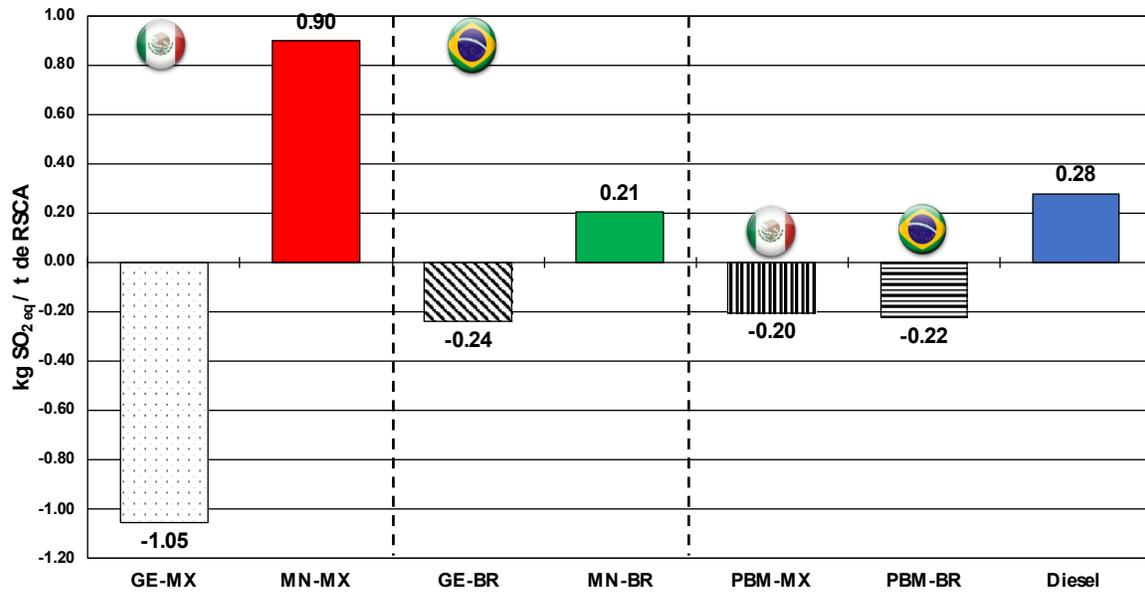
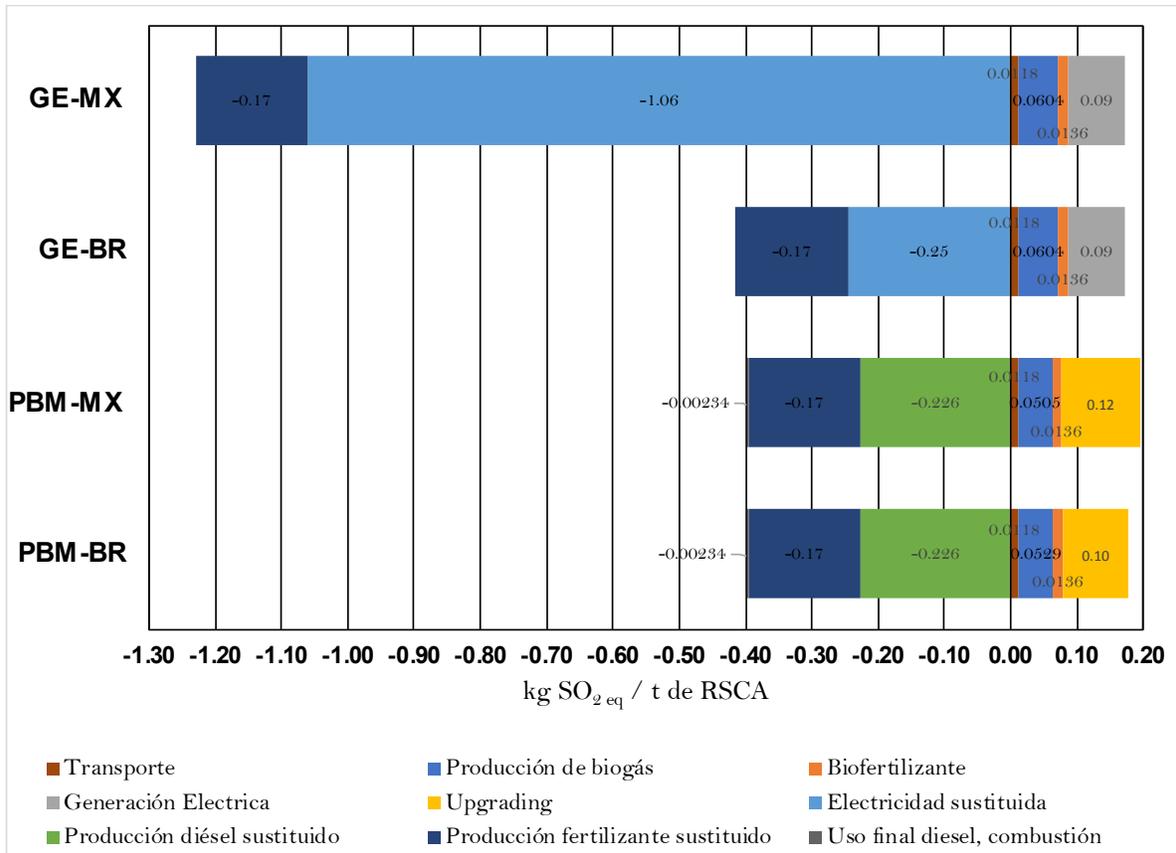


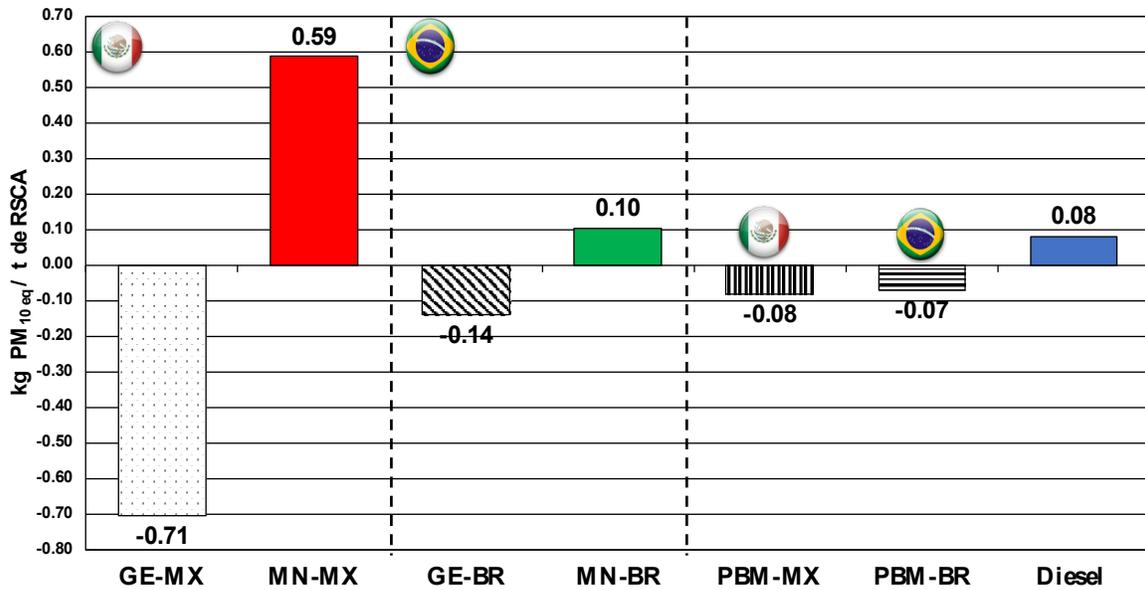
Figura 6.5. Análisis de puntos críticos en la categoría de impacto de cambio climático por los principales procesos de los cuatro escenarios. GE= Generación eléctrica; PBM= Producción de biometano; MX= México; BR= Brasil.

b) Acidificación terrestre





c) Formación de material particulado



7. CONCLUSIONES

Los resultados ambientales muestran que la sustitución de energía eléctrica en México, tiene un mayor impacto ambiental favorable, dos de los tres indicadores evaluados con mayor relevancia en este tipo de procesos obtuvieron el mejor desempeño general: cambio climático y formación de partículas. Esto se debe principalmente al uso de hidrocarburos en la matriz energética, con más del 70% de participación.

El caso brasileño cuenta con un 66% de electricidad a partir de fuentes hídricas, esto hace que la sustitución de electricidad no sea tan favorable en este país, sin embargo, la sustitución de un combustible fósil, como el diesel representa el mejor escenario en todos los indicadores ambientales para Brasil.

8. REFERENCIAS

- [1] J. Parfitt, M. Barthel, S. Macnaughton, Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050, *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365 (2010) 3065–3081.
- [2] Fao, Pérdidas y desperdicio de alimentos en el mundo – Alcance, causas y prevención., 2012. doi:10.3738/1982.2278.562.
- [3] WRAP, UK food Waste - Historical Changes and How Amounts Might Be Influenced in the Future, (2018) 1. <http://www.wrap.org.uk/node/29936>. (accessed March 15, 2018).
- [4] FAO, Pérdidas y desperdicios de alimentos en America Latina y el Caribe, (2016) 23. <http://www.fao.org/3/a-i5504s.pdf>.
- [5] T. Stuart, *Waste: uncovering the global food scandal*, WW Norton & Company, 2009.
- [6] M. Mourad, Recycling, recovering and preventing “food waste”: Competing solutions for food systems sustainability in the United States and France, *J. Clean. Prod.* 126 (2016) 461–477. doi:10.1016/j.jclepro.2016.03.084.
- [7] O. de las N.U. para la A. y la A. FAO, Pérdidas y desperdicios de alimentos en América Latina y el Caribe - Julio 2014, (2014) 7. <http://www.fao.org/3/a-i3942s.pdf>.
- [8] FAO, G. Bizzarri, P. Thekiso, O. Asselin, La función de las organizaciones de productores en la reducción de las pérdidas y el desperdicio de alimentos, (2011).
- [9] C. Zhang, H. Su, J. Baeyens, T. Tan, Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 38 (2014) 383–392. doi:10.1016/j.rser.2014.05.038.
- [10] J. Liu, J. Lundqvist, J. Weinberg, J. Gustafsson, Food losses and waste in china and their implication for water and land, *Environ. Sci. Technol.* 47 (2013) 10137–10144. doi:10.1021/es401426b.
- [11] J.D. Maasackers, D.J. Jacob, M.P. Sulprizio, A.J. Turner, M. Weitz, T. Wirth, C. Hight, M. DeFigueiredo, M. Desai, R. Schmeltz, L. Hockstad, A.A. Bloom, K.W. Bowman, S. Jeong, M.L. Fischer, Gridded National Inventory of U.S. Methane Emissions, *Environ. Sci. Technol.* 50 (2016) 13123–13133. doi:10.1021/acs.est.6b02878.
- [12] L.F. Pearse, J.P. Hettiaratchi, S. Kumar, Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste - A review, *Bioresour. Technol.* 254 (2018) 312–324. doi:10.1016/j.biortech.2018.01.069.
- [13] C. Liu, Y. Hotta, A. Santo, M. Hengesbaugh, A. Watabe, Y. Totoki, D. Allen, M. Bengtsson, Food waste in Japan: Trends, current practices and key challenges, *J. Clean. Prod.* 133 (2016) 557–564. doi:10.1016/j.jclepro.2016.06.026.
- [14] J. Bloom, R. De Pérdidas, IV ¿ Qué son las Pérdidas Alimentos (PDA)? Las pérdidas suceden, (2015).
- [15] AMAE, CONACCA, S. de Economía, Prologya, Primer censo nacional de centrales de abasto en México, (2012) 12.

- <http://www.prologyca.economia.gob.mx/docs/acercaDe/DirectorioNacionaldeCentralesdeAbasto.pdf>.
- [16] T. V. Ramachandra, H.A. Bharath, G. Kulkarni, S.S. Han, Municipal solid waste: Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 82 (2018) 1122–1136. doi:10.1016/j.rser.2017.09.085.
 - [17] DOF, Reglamento De La Ley General Para La Prevención Y Gestión, (2006) 1–61.
 - [18] S.O. Masebinu, E.T. Akinlabi, E. Muzenda, A.O. Aboyade, C. Mbohwa, Experimental and feasibility assessment of biogas production by anaerobic digestion of fruit and vegetable waste from Joburg Market, *Waste Manag.* (2018). doi:10.1016/j.wasman.2018.02.011.
 - [19] E.A. Scano, C. Asquer, A. Pistis, L. Ortu, V. Demontis, D. Cocco, Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: Experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant, *Energy Convers. Manag.* 77 (2014) 22–30. doi:10.1016/j.enconman.2013.09.004.
 - [20] R. Zeynali, M. Khojastehpour, M. Ebrahimi-Nik, Effect of ultrasonic pre-treatment on biogas yield and specific energy in anaerobic digestion of fruit and vegetable wholesale market wastes, *Sustain. Environ. Res.* 27 (2017) 259–264. doi:10.1016/j.serj.2017.07.001.
 - [21] P. Brancoli, K. Rousti, K. Bolton, Life cycle assessment of supermarket food waste, *Resour. Conserv. Recycl.* 118 (2017) 39–46. doi:10.1016/j.resconrec.2016.11.024.
 - [22] J. Angulo, L. Mahecha, S.A. Yepes, A.M. Yepes, G. Bustamante, H. Jaramillo, E. Valencia, T. Villamil, J. Gallo, Quantitative and nutritional characterization of fruit and vegetable waste from marketplace: A potential use as bovine feedstuff?, *J. Environ. Manage.* 95 (2012) S203–S209. doi:10.1016/j.jenvman.2010.09.022.
 - [23] E.I. Garcia-Peña, P. Parameswaran, D.W. Kang, M. Canul-Chan, R. Krajmalnik-Brown, Anaerobic digestion and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: Process and microbial ecology, *Bioresour. Technol.* 102 (2011) 9447–9455. doi:10.1016/j.biortech.2011.07.068.
 - [24] C. Klein, R. Novoa, S. Ogle, K. Smith, P. Rochette, T. Wirth, Emisiones de N₂O de los suelos gestionados Y Emisiones De CO₂ derivadas de la aplicación de cal y uera, *Directrices Del IPCC 2006 Para Los Inventar. Nac. Gases Ef. Invernadero.* (2006) 1–56.
 - [25] R.B. Brennan, M.G. Healy, L. Morrison, S. Hynes, D. Norton, E. Clifford, Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives, *Waste Manag.* 55 (2016) 355–363. doi:10.1016/j.wasman.2015.10.010.
 - [26] E.D. Wikramanayake, O. Ozkan, V. Bahadur, Landfill gas-powered atmospheric water harvesting for oilfield operations in the United States, *Energy.* 138 (2017) 647–658. doi:10.1016/j.energy.2017.07.062.
 - [27] X. Liu, X. Gao, W. Wang, L. Zheng, Y. Zhou, Y. Sun, Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction, *Renew. Energy.* 44 (2012) 463–468. doi:10.1016/j.renene.2012.01.092.
 - [28] T. Edwiges, L. Frare, B. Mayer, L. Lins, J. Mi Triolo, X. Flotats, M.S.S. de Mendonça Costa, Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste, *Waste Manag.* 71 (2017) 618–625. doi:10.1016/j.wasman.2017.05.030.
 - [29] K.M. Kibler, D. Reinhart, C. Hawkins, A.M. Motlagh, J. Wright, Food waste and the food-energy-water nexus: A review of food waste management alternatives,

- Waste Manag. 74 (2018) 52–62. doi:10.1016/j.wasman.2018.01.014.
- [30] E. Papargyropoulou, R. Lozano, J. K. Steinberger, N. Wright, Z. Bin Ujang, The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste, *J. Clean. Prod.* 76 (2014) 106–115. doi:10.1016/j.jclepro.2014.04.020.
- [31] M. Gharfalkar, R. Court, C. Campbell, Z. Ali, G. Hillier, Analysis of waste hierarchy in the European waste directive 2008/98/EC, *Waste Manag.* 39 (2015) 305–313. doi:10.1016/j.wasman.2015.02.007.
- [32] K.L. Thyberg, D.J. Tonjes, The environmental impacts of alternative food waste treatment technologies in the U.S., *J. Clean. Prod.* 158 (2017) 101–108. doi:10.1016/j.jclepro.2017.04.169.
- [33] R. Salemdeeb, E.K.H.J. zu Ermgassen, M.H. Kim, A. Balmford, A. Al-Tabbaa, Environmental and health impacts of using food waste as animal feed: a comparative analysis of food waste management options, *J. Clean. Prod.* 140 (2017) 871–880. doi:10.1016/j.jclepro.2016.05.049.
- [34] J. Cristóbal, V. Castellani, S. Manfredi, S. Sala, Prioritizing and optimizing sustainable measures for food waste prevention and management, *Waste Manag.* (2017). doi:10.1016/j.wasman.2017.11.007.
- [35] Standard International Organization, International Standard 14040, *Int. Organ.* 2006 (2006) 1–11. doi:10.1021/es0620181.
- [36] I.O. for Standardization, Environmental Management: Life Cycle Assessment; Principles and Framework, (2006). https://scholar.google.com.mx/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=International+Organization+for+Standardization%2C+2006.+ISO+14044+International+Standard.+In%3A+Environmental+Management+-+Life+Cycle+Assessment+-+Requirements+and+Guidelines.+ISO%2C+Geneva%2C+CH.&btnG= (accessed February 22, 2019).
- [37] J. De Vrieze, L. Raport, H. Roume, R. Vilchez-Vargas, R. Jáuregui, D.H. Pieper, N. Boon, The full-scale anaerobic digestion microbiome is represented by specific marker populations, *Water Res.* 104 (2016) 101–110. doi:10.1016/j.watres.2016.08.008.
- [38] L. Chen, Q. Cao, Z. Mei, Z. Yan, H. Ren, D. Li, X. Liu, Instability mechanisms and early warning indicators for mesophilic anaerobic digestion of vegetable waste, *Bioresour. Technol.* 245 (2017) 90–97. doi:10.1016/j.biortech.2017.07.098.
- [39] J.H. Ebner, A.A. Williamson, T.A. Trabold, R.A. Labatut, J.S. Lodge, Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects, *Waste Manag.* 52 (2016) 286–294. doi:10.1016/j.wasman.2016.03.046.
- [40] D.J. Batstone, S.V. Kalyuzhnyi, V.A. Vavilin, S.G. Pavlostathis, H. Siegrist, W.T.M. Sanders, A. Rozzi, I. Angelidaki, J. Keller, The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1), *Water Sci. Technol.* 45 (2001) 65–73. doi:10.2166/wst.2002.0292.
- [41] APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Edition, Washingt. APHA, AWWA, WWCf. (1992) 2–56.
- [42] C. de M. Gobierno, Inventario de residuos sólidos urbanos de la cdmx, 2017.
- [43] DOF, E.E. Rubio, E. Sanitarias, E.N.L.O.S. Establecimientos, D. Al, Y.F.D.E. Animales, P. Abasto, E.S.D.E. Productos, S.D.E. Salud, C. Federal, P. La, P. Contra, R. Sanitarios, S.Y. Servicios, D.E.S.D.E. Las, E. Federativas, P. Federal, D.E.L. Consumidor, Official Mexican Standard: NOM-194-SSA1-2004. Sanitary

- specifications in establishments dedicated to the slaughter of animals for supply, storage, transport and distribution., (2004) 11–30.
- [44] M. Pöschl, S. Ward, P. Owende, Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways, *Appl. Energy*. 87 (2010) 3305–3321. doi:10.1016/j.apenergy.2010.05.011.
- [45] K.S. Woon, I.M.C. Lo, S.L.H. Chiu, D.Y.S. Yan, Environmental assessment of food waste valorization in producing biogas for various types of energy use based on LCA approach, *Waste Manag.* 50 (2016) 290–299. doi:10.1016/j.wasman.2016.02.022.
- [46] J. De Vrieze, A.M. Saunders, Y. He, J. Fang, P.H. Nielsen, W. Verstraete, N. Boon, Ammonia and temperature determine potential clustering in the anaerobic digestion microbiome, *Water Res.* 75 (2015) 312–323. doi:10.1016/j.watres.2015.02.025.
- [47] J. Vasco-Correa, S. Khanal, A. Manandhar, A. Shah, Anaerobic digestion for bioenergy production: Global status, environmental and techno-economic implications, and government policies, *Bioresour. Technol.* 247 (2018) 1015–1026. doi:10.1016/j.biortech.2017.09.004.
- [48] F. Passos, I. Ferrer, Influence of hydrothermal pretreatment on microalgal biomass anaerobic digestion and bioenergy production, *Water Res.* 68 (2015) 364–373. doi:10.1016/j.watres.2014.10.015.
- [49] S. Sahota, G. Shah, P. Ghosh, R. Kapoor, S. Sengupta, P. Singh, V. Vijay, A. Sahay, V.K. Vijay, I.S. Thakur, Review of trends in biogas upgradation technologies and future perspectives, *Bioresour. Technol. Reports*. 1 (2018) 79–88. doi:10.1016/j.biteb.2018.01.002.
- [50] R.M. Leme, J.E.A. Seabra, Technical-economic assessment of different biogas upgrading routes from vinasse anaerobic digestion in the Brazilian bioethanol industry, *Energy*. 119 (2017) 754–766. doi:10.1016/j.energy.2016.11.029.
- [51] T. Rehl, J. Müller, Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies, *Resour. Conserv. Recycl.* 56 (2011) 92–104. doi:10.1016/j.resconrec.2011.08.007.
- [52] Brasil, Ministério do Meio Ambiente Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental Departamento de Mudanças Climáticas Gerência de Qualidade do Ar, (2011) 114.
- [53] V.M. Islas-Rivera, E. Navarro-Moctezuma, S. Hernandez-Garcia, M. Lelis-Zaragoza, J.I. Ruvalcaba-Martinez, *Urbanización y motorización en México*, (2011) 54.
- [54] ISO, *Environmental Management: Life Cycle Assessment: Principles and Framework*, International Organization for Standardization, ISO, 2006.
- [55] EMEP, *COPERT Guidebook 2016*, (2018) 1–143.
- [56] EMEP, *Biological treatment of waste – anaerobic digestion at biogas facilities*, (2013) 1–14.
- [57] M.S. Peters, K.D. Timmerhaus, R.E. West, K. Timmerhaus, R. West, *Plant design and economics for chemical engineers*, McGraw-Hill New York, 1968.
- [58] K. Tsilemou, D. Panagiotakopoulos, Approximate cost functions for solid waste treatment facilities, *Waste Manag. Res.* 24 (2006) 310–322. doi:10.1177/0734242X06066343.
- [59] M.C. dos S. Mamede, *Avaliação Econômica e Ambiental do Aproveitamento*

- Energético de Resíduos Sólidos no Brasil, 2013.
- [60] M. Persson, Evaluation of upgrading techniques for biogas, Rep. SGC. 142 (2003).
- [61] S. de Economía, Sistema nacional de información e integración de mercados, (2019). <http://www.economia-sniim.gob.mx/nuevo/Home.aspx?opcion=Consultas/MercadosNacionales/PreciosDeMercado/Agricolas/ConsultaInsumos.aspx?SubOpcion=9%7C0> (accessed June 10, 2019).
- [62] PetroBras, MFRURAL. Site de Classificados de Agronegócio, (2019). <https://www.mfrural.com.br/busca.aspx?palavras=ureia> (accessed June 5, 2019).
- [63] Diario Oficial de la Federación, Resolución Núm. RES/370/2012 por la que la Comisión Reguladora de Energía expide la metodología para la determinación de las contraprestaciones que pagará el suministrador a los generadores que utilicen energías renovables, y que estén interconectados al, (2012) 1–6. https://www.dof.gob.mx/website/nota_to_imagen_fs.php?codnota=5276067&fecha=31/10/2012&cod_diario=249072.
- [64] A. Tetraplan, Produto 6-Resumo Executivo Estudo sobre o Potencial de Geração de Energia a partir de Resíduos de Saneamento (lixo, esgoto), visando incrementar o uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento-, (n.d.).
- [65] CRE, Precios de gasolinas y diésel reportados por los permisionarios, (2019). <http://www.cre.gob.mx/ConsultaPrecios/GasolinasyDiesel/GasolinasyDiesel.html> (accessed September 2, 2019).
- [66] ANP, Sistema de levantamento de preços, (n.d.). http://preco.anp.gov.br/include/Resumo_Por_Estado_Index.asp (accessed September 3, 2019).
- [67] DOF, Ley del impuesto especial sobre producción y servicios, (2011) 1–39.
- [68] S. de Hacienda, Ley de impuesto sobre la renta, (2019). <https://www.sat.gob.mx/ordenamiento/18355/ley-del-impuesto-sobre-la-renta> (accessed September 20, 2019).
- [69] B. central do Brasil, Taxas de juros básicas – Histórico, (2019). <https://www.bcb.gov.br/controleinflacao/historicotaxasjuros> (accessed September 20, 2019).
- [70] B. central de México, Indicadores Económicos, (2019). <https://www.banxico.org.mx/> (accessed September 20, 2019).
- [71] P. Rivas-García, J.E. Botello-Álvarez, A. Estrada-Baltazar, J.L. Navarrete-Bolaños, Numerical study of microbial population dynamics in anaerobic digestion through the Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1), Chem. Eng. J. 228 (2013) 87–92. doi:10.1016/j.cej.2013.05.013.
- [72] M. Safari, R. Abdi, M. Adl, J. Kafashan, Optimization of biogas productivity in lab-scale by response surface methodology, Renew. Energy. 118 (2018) 368–375. doi:10.1016/j.renene.2017.11.025.
- [73] K. Koch, M. Wichern, M. Lübken, H. Horn, Mono fermentation of grass silage by means of loop reactors, Bioresour. Technol. 100 (2009) 5934–5940. doi:10.1016/j.biortech.2009.06.020.
- [74] J. Ariunbaatar, F. Pirozzi, P.N.L. Lens, A. Panico, G. Esposito, E. Scotto Di Perta, L. Frunzo, Effect of ammoniacal nitrogen on one-stage and two-stage anaerobic

- digestion of food waste, *Waste Manag.* 38 (2015) 388–398. doi:10.1016/j.wasman.2014.12.001.
- [75] Z. Zahan, M.Z. Othman, T.H. Muster, Anaerobic digestion/co-digestion kinetic potentials of different agro-industrial wastes: A comparative batch study for C/N optimisation, *Waste Manag.* 71 (2018) 663–674. doi:10.1016/j.wasman.2017.08.014.
- [76] S. Pavi, L.E. Kramer, L.P. Gomes, L.A.S. Miranda, Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste, *Bioresour. Technol.* 228 (2017) 362–367. doi:10.1016/j.biortech.2017.01.003.
- [77] P.W. Harris, T. Schmidt, B.K. McCabe, Evaluation of chemical, thermobaric and thermochemical pre-treatment on anaerobic digestion of high-fat cattle slaughterhouse waste, *Bioresour. Technol.* 244 (2017) 605–610. doi:10.1016/j.biortech.2017.07.179.
- [78] M.A. Schoen, D. Sperl, M. Gadermaier, M. Goberna, I. Franke-Whittle, H. Insam, J. Ablinger, B. Wett, Population dynamics at digester overload conditions, *Bioresour. Technol.* 100 (2009) 5648–5655. doi:10.1016/j.biortech.2009.06.033.
- [79] K. Aboudi, C.J. Álvarez-Gallego, L.I. Romero-García, Influence of total solids concentration on the anaerobic co-digestion of sugar beet by-products and livestock manures, *Sci. Total Environ.* 586 (2017) 438–445. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.178.
- [80] A. Galí, T. Benabdallah, S. Astals, J. Mata-Alvarez, Modified version of ADM1 model for agro-waste application, *Bioresour. Technol.* 100 (2009) 2783–2790. doi:10.1016/j.biortech.2008.12.052.
- [81] A. Lehtomäki, S. Huttunen, J.A. Rintala, Laboratory investigations on co-digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: Effect of crop to manure ratio, *Resour. Conserv. Recycl.* 51 (2007) 591–609. doi:10.1016/j.resconrec.2006.11.004.
- [82] D. Almeida Streitwieser, Comparison of the anaerobic digestion at the mesophilic and thermophilic temperature regime of organic wastes from the agribusiness, *Bioresour. Technol.* 241 (2017) 985–992. doi:10.1016/j.biortech.2017.06.006.
- [83] L. Alibardi, R. Cossu, Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials, *Waste Manag.* 36 (2015) 147–155. doi:10.1016/j.wasman.2014.11.019.
- [84] K. Li, R. Liu, S. Cui, Q. Yu, R. Ma, Anaerobic co-digestion of animal manures with corn stover or apple pulp for enhanced biogas production, *Renew. Energy.* 118 (2018) 335–342. doi:10.1016/j.renene.2017.11.023.
- [85] P. Buffiere, D. Loisel, N. Bernet, J.P. Delgenes, Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties, *Water Sci. Technol.* 53 (2006) 233–241. doi:10.2166/wst.2006.254.
- [86] M. Lübken, M. Wichern, M. Schlattmann, A. Gronauer, H. Horn, Modelling the energy balance of an anaerobic digester fed with cattle manure and renewable energy crops, *Water Res.* 41 (2007) 4085–4096. doi:10.1016/j.watres.2007.05.061.
- [87] H. Hartmann, B.K. Ahring, Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure, *Water Res.* 39 (2005) 1543–1552. doi:10.1016/j.watres.2005.02.001.
- [88] H. Zhou, D. Löffler, M. Kranert, Model-based predictions of anaerobic digestion of agricultural substrates for biogas production, *Bioresour. Technol.* 102 (2011)

- 10819–10828. doi:10.1016/j.biortech.2011.09.014.
- [89] R. Alvarez, G. Lidén, Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste, *Renew. Energy*. 33 (2008) 726–734. doi:10.1016/j.renene.2007.05.001.
- [90] F.J. Callaghan, D.A.J. Wase, K. Thayanithy, C.F. Forster, Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure, *Biomass and Bioenergy*. 22 (2002) 71–77. doi:10.1016/S0961-9534(01)00057-5.
- [91] P. Tsapekos, P.G. Kougias, S. Kuthiala, I. Angelidaki, Co-digestion and model simulations of source separated municipal organic waste with cattle manure under batch and continuously stirred tank reactors, *Energy Convers. Manag.* 159 (2018) 1–6. doi:10.1016/j.enconman.2018.01.002.
- [92] J. Palatsi, M. Viñas, M. Guivernau, B. Fernandez, X. Flotats, Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions, *Bioresour. Technol.* 102 (2011) 2219–2227. doi:10.1016/j.biortech.2010.09.121.
- [93] J. Pagés-Díaz, I. Pereda-Reyes, M.J. Taherzadeh, I. Sárvári-Horváth, M. Lundin, Anaerobic co-digestion of solid slaughterhouse wastes with agro-residues: Synergistic and antagonistic interactions determined in batch digestion assays, *Chem. Eng. J.* 245 (2014) 89–98. doi:10.1016/j.cej.2014.02.008.
- [94] M. Mainardis, V. Cabbai, G. Zannier, D. Visintini, D. Goi, Characterization and BMP tests of liquid substrates for high-rate anaerobic digestion, *Chem. Biochem. Eng. Q.* 31 (2018) 508–518. doi:10.15255/CABEQ.2017.1083.
- [95] S. Borowski, P. Boniecki, P. Kubacki, A. Czyżowska, Food waste co-digestion with slaughterhouse waste and sewage sludge: Digestate conditioning and supernatant quality, *Waste Manag.* 74 (2018) 158–167. doi:10.1016/j.wasman.2017.12.010.
- [96] L. Yan, J. Ye, P. Zhang, D. Xu, Y. Wu, J. Liu, H. Zhang, W. Fang, B. Wang, G. Zeng, Hydrogen sulfide formation control and microbial competition in batch anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater sludge: Effect of initial sludge pH, *Bioresour. Technol.* 259 (2018) 67–74. doi:10.1016/j.biortech.2018.03.011.
- [97] C.T. R&D, Emissions Modeling : GREET TM Life Cycle Analysis Peer Evaluation Meeting, Arlington, VA., 2018.

ANEXO A

Tabla A.1. Diseño de experimentos 2^4

Simulació n	TCO	EV	RSCA	RR	P_{CH_4}	CH_4/CO_2	VFA/BA	CPI
1.0	2.1	0	0	0	0.39	1.90	0.00	1.00
2.0	2.8	0	0	0	0.39	1.90	0.00	1.00
3.0	3.5	0	0	0	0.39	1.90	0.00	1.00
4.0	2.1	1	0	0	0.78	1.17	0.04	1.00
5.0	2.8	1	0	0	0.94	1.16	0.04	1.00
6.0	3.5	1	0	0	1.12	1.17	0.04	1.00
7.0	2.1	0	1	0	0.50	0.99	0.65	1.00
8.0	2.8	0	1	0	0.70	0.99	0.54	1.00
9.0	3.5	0	1	0	0.57	0.97	0.41	1.00
10.0	2.1	1	1	0	0.76	1.09	0.06	1.18
11.0	2.8	1	1	0	0.92	1.08	0.06	1.11
12.0	3.5	1	1	0	1.08	1.09	0.06	1.29
13.0	2.1	0	0	1	0.95	1.85	0.06	1.00
14.0	2.8	0	0	1	1.15	1.81	0.06	1.00
15.0	3.5	0	0	1	1.36	1.83	0.06	1.00
16.0	2.1	1	0	1	0.87	1.49	0.04	1.01
17.0	2.8	1	0	1	1.06	1.48	0.07	1.02
18.0	3.5	1	0	1	1.25	1.48	0.05	1.01

19.0	2.1	0	1	1	0.83	1.36	0.08	1.15
20.0	2.8	0	1	1	1.01	1.35	0.08	1.09
21.0	3.5	0	1	1	1.18	1.34	0.07	1.23
22.0	2.1	1	1	1	0.82	1.30	0.06	1.12
23.0	2.8	1	1	1	1.00	1.29	0.06	1.09
24.0	3.5	1	1	1	1.18	1.29	0.06	1.17
