



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
POLÍTICA, GOBERNANZA E INSTITUCIONES**

**“LIMITACIONES Y
OPORTUNIDADES DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE BIOMASA
RESIDUAL DE ORIGEN
INDUSTRIAL DESDE UN ENFOQUE DE CICLO DE VIDA Y DE COHERENCIA
DE POLÍTICAS”**

**TESIS PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**

PRESENTA:

XIMENA ADELA GARCÍA RODRÍGUEZ

TUTORA PRINCIPAL

**DRA. LEONOR PATRICIA
GÜERCA HERNÁNDEZ
INSTITUTO DE INGENIERÍA
UNAM**

COMITÉ TUTORAL

**DR. FEDERICO MORALES
BARRAGÁN
CENTRO DE
INVESTIGACIONES
INTERDISCIPLINARIAS EN
CIENCIAS Y HUMANIDADES
UNAM**

**DR. CARLOS
GARCÍA
BUSTAMANTE**

**ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES UNIDAD MORELIA
UNAM**

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, DICIEMBRE, 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente

Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su sexagésima sesión del 8 de septiembre del presente año, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **MAESTRA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, de la alumna **García Rodríguez Ximena Adela** con número de cuenta **519009765** con la tesis titulada "Limitaciones y oportunidades de sistemas de tratamiento de biomasa residual de origen industrial desde un enfoque de ciclo de vida y de coherencia de políticas", bajo la dirección de la Dra. Leonor Patricia Güereca Hernández.

PRESIDENTE: DR. JOSÉ FEDERICO MORALES BARRAGÁN
VOCAL: DR. CARLOS ALBERTO GARCÍA BUSTAMANTE
SECRETARIO: DR. ALEJANDRO DE JESÚS PADILLA RIVERA
VOCAL: DR. HARLAN KOFF
VOCAL: DRA. LEONOR PATRICIA GÜERECA HERNÁNDEZ

Sin más por el momento me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE,

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"

Cd. Universitaria, Cd. Mx., 5 de noviembre de 2020.



Dr. Alonso Aguilar Ibarra
Coordinador
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

Financiamiento

Esta tesis fue financiada por el Fondo CONACYT-SENER/Sustentabilidad Energética a través del proyecto 247006 Centro Mexicano de Innovación en Energía, Clúster de Biocombustibles Gaseosos (CEMIE-Bio).

Dedicatoria

A mi familia, mi madre, mi padre, mi tía Gela, mi hermano Gonzalo y mi abuela Hilda, que siempre han conformado mi hogar, el espacio más seguro que conozco. Por siempre apoyarme en todas las decisiones que he tomado en la vida, por su apoyo y amor incondicional. Este logro en mi desarrollo profesional es gracias a ustedes.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado de Ciencias de la Sostenibilidad, por darme la oportunidad de dar mi primer acercamiento a la investigación y conocer otras posibilidades para comprender la complejidad de México.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para la realización de los estudios de maestría.

A la Dra. Leonor Patricia Güereca por recibirme en su grupo de investigación Ciclo de Vida, Cambio Climático y Sostenibilidad (CIVICCS), su confianza para el desarrollo de esta tesis y el proyecto del que surgió, además de los consejos brindados a lo largo del camino.

Al Dr. Federico Morales, por todo el apoyo para la construcción del segundo pilar de esta investigación, al igual que sus comentarios puntuales y optimistas sobre mi desempeño como investigadora. Sin duda fueron parte esencial en la determinación de mi futuro profesional y en la realización de esta tesis.

A mi jurado, Dr. Carlos García, Dr. Alejandro de Jesus Padilla Rivera y al Dr. Harlan Koff, por sus valiosas contribuciones al presente trabajo.

A todos mis compañeros de CIVICCS, Elena Villalba, Itzel Rolón, Eliana Toro, Sergio Zamorano, Adriana Rivera, Maribel García, Dora Ruiz, Daniela Henao, Cristina y Kenia, por sus consejos y acompañamiento en este viaje que ha sido la maestría.

ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 1. Origen y producción de vinazas y agua residual industrial
- Tabla 2. Sustancias inhibitorias de la digestión anaerobia
- Tabla 3. Contribuciones de diferentes tecnologías a la remoción de material orgánico mediante el tratamiento biológico de las biomazas elegidas
- Tabla 4. Tipos principales biocombustibles a partir de la biomasa
- Tabla 5. Composición química del biogas producido a partir de residuos agroindustriales
- Tabla 6. Empresas productoras de tequila en el estado de Jalisco
- Tabla 7. Antecedentes de ACV de aprovechamiento de biomasa residual
- Tabla 8. Síntesis de investigaciones revisadas con base en los niveles de análisis de CP y sus elementos
- Tabla 9. Relación entre producto principal y biomasa de estudio.
- Tabla 10. Consideraciones para la modelación de la etapa de extracción de materia prima
- Tabla 11. Caracterización de vinazas de tequila
- Tabla 12. Datos de procesos para el tratamiento de vinaza de tequila.
- Tabla 13. Caracterización de agua residual de la producción de vino tinto concentrada, diluida y agua residual municipal.
- Tabla 14. Datos de procesos para el tratamiento de agua residual de vino concentrada
- Tabla 15. Categorías de impacto seleccionadas
- Tabla 16. Criterios para calificar el nivel global de la calidad de los datos
- Tabla 17. Aplicación de la matriz pedigrí a los inventarios desarrollados para la investigación.
- Tabla 18. Indicadores de Coherencia entre Políticas
- Tabla 19. Inventario de entradas de la producción de energía eléctrica a partir de vinazas de tequila
- Tabla 20. Inventario de salidas de la producción de energía eléctrica a partir de vinazas de tequila
- Tabla 21. Inventario de entradas de la producción de energía eléctrica a partir de agua residual de vino tinto concentrada
- Tabla 22. Inventario de salidas de la producción de energía eléctrica a partir de agua residual de vino tinto concentrada
- Tabla 23. Inventario de entradas de la producción de energía eléctrica a partir de agua residual de vino tinto diluida
- Tabla 24. Inventario de salidas de la producción de energía eléctrica a partir de agua residual de vino tinto diluida
- Tabla 25 y 26. Impacto total de los escenarios base de los sistemas estudiados
- Tabla 27. Impacto total porcentual de los escenarios base de los sistemas estudiados
- Tabla 28. Impacto total porcentual del análisis de sensibilidad de los sistemas estudiados

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Diagrama de las principales materias primas para la producción de etanol
- Figura 2. Diagrama de la generación de residuos y potenciales coproductos a partir de la producción de vino y de la industria de la destilación (Jin y Kelly, 2009)
- Figura 3. Esquema del proceso anaerobio de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.
- Figura 4. Tipos de biomasa
- Figura 5. Capacidad instalada y generación bruta a partir de biogás de México, 2004-2018
- Figura 6. Producción de total de tequila anual en los últimos diez años
- Figura 7. Estructura de la metodología de ACV
- Figura 8. Ruta de impacto simplificada para la relación entre calentamiento global y flujos elementales del inventario a las áreas de protección
- Figura 9. Diagrama de niveles de análisis de Coherencia de PP (Cejudo y Michel, 2016).
- Figura 10. Diagrama de tipos de Coherencia entre Políticas (CeP) (Cejudo y Michel, 2016).
- Figura 11. Tipos de arreglos de gobernanza a partir de su relación con políticas existentes
- Figura 12. Vínculo entre fronteras de mezclas de políticas, consistencia y coherencia
- Figura 13. Coherencia de políticas en un marco político-analítico
- Figura 14. Marco de referencia para la coherencia de políticas climáticas
- Figura 15. Etapas de ciclo de vida y límites del sistema.
- Figura 16. Diagrama de flujo de operaciones incluidas en la etapa de extracción de materia prima de la producción de tequila.
- Figura 17. Diagrama de flujo de operaciones incluidas en la etapa de generación de biomasa.
- Figura 18. Laguna microalgal conectada a columna de adsorción de gases
- Figura 19. Diagrama de los procesos para el tratamiento biológico de vinazas de tequila.
- Figura 20. Diagrama de flujo de operaciones incluidas en la etapa de extracción de materia prima de la producción de vino
- Figura 21. Diagrama de flujo de operaciones incluidas en la etapa de extracción de generación de biomasa.
- Figura 22. Diagrama de los procesos para el tratamiento biológico del agua residual de vino concentrada y diluida
- Figura 23. Representación gráfica de la relación entre niveles de análisis y dominios de la problemática planteada
- Figura 24. Contribución de las etapas al impacto total de la categoría de cambio climático
- Figura 25. Contribución de las etapas al impacto total de la categoría de acidificación terrestre
- Figura 26. Contribución de las etapas al impacto total de la categoría de disminución de la capa de ozono
- Figura 27. Contribución de las etapas al impacto total de la categoría de eutrofización de agua dulce
- Figura 28. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos
- Figura 29. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de toxicidad humana
- Figura 30. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de cambio climático en el análisis de sensibilidad
- Figura 31. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de acidificación terrestre en el análisis de sensibilidad
- Figura 32. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de deterioro de la capa de ozono en el análisis de sensibilidad
- Figura 33. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de eutrofización de agua dulce en el análisis de sensibilidad

Figura 34. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos en el análisis de sensibilidad.

Figura 35. Políticas, instrumentos y arreglos institucionales de la gestión de Residuos de Manejo Especial a nivel federal, estatal y municipal.

Figura 36. Políticas, instrumentos y arreglos institucionales de energías renovables y bioenergía a nivel federal, estatal y municipal para el caso de estudio.

Figura 37. Representación gráfica de los elementos que conforman los instrumentos formales de energías renovables.

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS
ÍNDICE DE FIGURAS
ÍNDICE
GLOSARIO
RESUMEN

Capítulo 1

1. Introducción

- 1.1 Planteamiento de problema
- 1.2 Pregunta de investigación
- 1.3 Objetivo
- 1.4 Objetivos específicos

2. Marco teórico

- 2.1 Vinazas
 - 2.1.1 Digestión anaerobia
- 2.2 Energía a partir de la biomasa
 - 2.1.2 Implementación de proyectos de bioenergía
- 2.3 Análisis de Ciclo de Vida
 - 2.3.1 Metodología de Análisis de Ciclo de Vida
 - 2.3.2 Antecedentes de ACV de energía eléctrica generada a partir de biomasa residual industrial
- 2.4 Coherencia de Políticas
 - 2.4.1 Fundamentos conceptuales y estructura
 - 2.4.2 Coherencia interna
 - 2.4.3 Coherencia entre Políticas
 - 2.4.4 Coherencia entre Espacios de Política
 - 2.4.5 Coherencia de Políticas de gestión de residuos y energía renovable
 - 2.4.5.1 Gestión de Residuos
 - 2.4.5.2 Energía renovable
 - 2.4.6 Gobernanza y coherencia de políticas
 - 2.4.6.1 Gobernanza y recursos hídricos
 - 2.4.6.2 Gobernanza climática
 - 2.4.7 Síntesis

3. Metodología

- 3.1 ACV
 - 3.1.1.1 Definición de objetivo y alcance
 - 3.1.1.2 Límites

- 3.1.1.3 Sistema estudiados y función
- 3.1.1.4 Metodología de ACV
- 3.1.1.5 Categorías de impacto elegidas
- 3.1.1.6 Software utilizado
- 3.1.1.7 Tipo y fuentes de datos
- 3.1.1.8 Análisis de Inventario de Ciclo de Vida
- 3.1.1.9 Validación de datos
- 3.2 Coherencia de Políticas
 - 3.2.1 Definición de enfoque
 - 3.2.2 Criterios de evaluación

4. Resultados y discusión

- 4.1. Análisis de Ciclo de Vida
 - 4.1.1. Inventario de ACV
 - 4.1.2 Evaluación de Ciclo de Vida
 - 4.1.3 Conclusiones
- 4.2 Coherencia de políticas
 - 4.2.1 Gestión de residuos
 - 4.2.2 Energía renovable
 - 4.2.3 Conclusiones

5. Conclusión y futuras líneas de investigación

6. ANEXO A. Salidas de campo

7. ANEXO B. Módulos utilizados en la modelación de los impactos ambientales

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue analizar e identificar las áreas de oportunidad para mejorar el desempeño ambiental de dos sistemas tecnológicos de tratamiento de residuos industriales como alternativas de gestión de residuos y de aprovechamiento energético, al igual que las barreras para la implementación efectiva de proyectos con estas características. En tanto estos sistemas tienen el potencial de cambiar la composición de la matriz energética nacional mediante un tipo de energía renovable, se argumenta que son en primera instancia, una medida para reducir impactos ambientales ante la inadecuada gestión actual y problemática generada por dos residuos particulares generados en el estado de Jalisco y Querétaro. Dicho análisis fue realizado a partir de dos enfoques: Análisis de Ciclo de Vida y Coherencia de Políticas.

Se analizaron dos sistemas tecnológicos: uno de ellos trabaja con la digestión anaerobia de la vinaza de tequila 100% de Agave, mientras que el segundo realiza la digestión anaerobia de agua residual de la producción de vino tinto. La principal diferencia entre los sistemas fue la adición la dilución previa con agua residual municipal a la producción de vino tinto, la disociación de las etapas previas a la generación de biomasa y un postratamiento de biogás, todas a un sistema base. El estudio se realizó con base en las Normas ISO 14040 y 14044, con 1 kWh de energía eléctrica generada como unidad funcional. Los límites del estudio abarcan el ciclo de vida completo, desde la extracción de materia prima, generación de la biomasa, su transporte, la generación de biogás, producción de energía eléctrica y la disposición de residuos. De los dos sistemas evaluados, el sistema de vinazas de tequila (VT_e) generó el mayor impacto ambiental, mientras que la variación en el análisis de sensibilidad de este mismo sistema con el postratamiento del biogás (VT_a-post) tuvo el mejor desempeño. Con base en esto, el aumento de eficiencia de los insumos derivado de dicho postratamiento fue la implementación que permitió alcanzar un mejor desempeño ambiental. La mayoría de los sistemas evaluados presentaron un mayor impacto en comparación al mix eléctrico nacional. Las etapas que tuvieron una mayor contribución a lo largo del ciclo de vida fueron la extracción de materia prima, generación de energía eléctrica y el tratamiento aerobio correspondiente de cada sistema, lo cual está relacionado con las altas emisiones por la aplicación de insumos agrícolas en el cultivo de la materia prima y el elevado consumo de energía eléctrica, es decir, la dependencia de combustibles fósiles del mix eléctrico nacional.

Por otro lado, se realizó el análisis de los instrumentos gubernamentales del ámbito de energías renovables y gestión de residuos dirigidos hacia el fomento de sistemas tecnológicos con estas características, a partir del enfoque de Coherencia de Políticas. Con este enfoque se analizaron objetivos, instrumentos y poblaciones objetivo de leyes, planes y programas, para identificar algunas de las barreras que existen actualmente en la implementación efectiva de estos sistemas, y en última instancia del acceso a sus beneficios ambientales. Los elementos identificados de los que carece el marco normativo de ambos ámbitos son instrumentos que garanticen el aprovechamiento de residuos y eviten su generación en primera instancia, vigilancia para el cumplimiento de las normas ambientales, instrumentos que fomenten el aprovechamiento de los coproductos derivados de la tecnología y que consideren la diversidad de capacidades económicas y administrativas de los generadores y usuarios de la tecnología. Los resultados mostraron un bajo nivel de coherencia entre políticas, que puede ser causada por la falta de herramientas e instrumentos particulares para el uso e incorporación del biogás como una fuente de energía renovable, que no visibiliza la diversidad de las poblaciones objetivo a las que necesitaría dirigirse.

Por tanto, como resultado de ambos análisis se puede concluir que el desarrollo de tecnologías que permitan aumentar la eficiencia en el uso de insumos para el tratamiento de residuos, reducir la dependencia de combustibles fósiles en el mix eléctrico de México, al igual que de instrumentos particulares que correspondan a la diversidad de actores involucrados en proyectos de aprovechamiento de biogas, son elementos necesarios para garantizar una efectiva implementación y el acceso a los beneficios ambientales en los que resultaría una adecuada gestión de residuos. Aunado a ello, el uso de enfoques de análisis que conformen una perspectiva interdisciplinaria permite proveer a las investigaciones de un marco holístico, en este caso, para aproximar con mayor puntualidad algunas de las causas que han evitado alcanzar el fin último de la política ambiental de gestión de residuos y de energías renovables, específicamente, el desarrollo de sistemas tecnológicos que permitan ambos fines.

Capítulo 1

1.1 Introducción

Ante la contribución dominante de las actividades antropogénicas al fenómeno del cambio climático y el efecto de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) derivadas estas actividades, se han realizado esfuerzos internacionales para evitar los impactos ambientales graves e irreversibles consecuentes del posible aumento de temperatura a finales de siglo. En particular, la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible aprobada en el 2015 como un plan de Acción Integral, involucra en su séptimo objetivo a la generación de energía asequible y no contaminante como un elemento clave para garantizar el acceso universal y mitigar los impactos de los sistemas energéticos y sus emisiones de GEI. Esto a través de la inclusión de energías renovables, el aumento de eficiencia energética e inversión en infraestructura, investigación y tecnología para prestar servicios energéticos modernos y sostenibles (Naciones Unidas, 2015).

Específicamente el compromiso internacional en materia climática establece para los países miembros de la Convención Marco de Naciones Unidas, de la que México es parte, la reducción significativa de emisiones de GEI a través de diferentes marcos normativos internacionales y nacionales. Particularmente desde la Conferencia de las Partes (COP) en el año 2015 y el Acuerdo de París, para la reducción del 22% de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) en el año 2030 y el 50% en el 2050 con respecto a las registradas en el año 2000.

Para cumplir con dichos marcos, México se ha comprometido a que su matriz energética se base en la generación del 35% de energía limpia¹ para el 2024 y el 43% al 2030 con energías renovables², al igual que la sustitución de combustibles pesados por gas natural y biomasa (DOF, 2015). Con base en ello a nivel nacional se han ejecutado estrategias, programas y aprobado leyes en materia de cambio climático. En esa materia, el instrumento rector de la política climática es la Ley General de Cambio Climático (LGCC), de donde emanan las atribuciones, objetivos y materias de las acciones de mitigación y adaptación al mismo fenómeno. Allí se reitera que la descarbonización de la matriz energética nacional, como parte esencial de la transición hacia una economía baja en carbono, necesita el desarrollo del potencial nacional de generación eléctrica a partir de energías renovables.

Uno de dichos potenciales es el atribuido a la materia orgánica presente en residuos domésticos, agrícolas e industriales (DOF, 2015) que al ser conducidos por procesos biológicos tienen la capacidad de generar gases (biogás) para producir energía térmica o eléctrica (bioenergía). En el contexto nacional, México tiene registrada una capacidad de generación de energía por medio de biomasa de 1,469 GWh/año a partir del estado de centrales de generación que califican como energía eléctrica limpia (ibid.) De esta generación, el 19% de la energía obtenida por biomasa es mediante el biogás, con centrales ubicadas en Nuevo León, Estado de México, Guanajuato, Aguascalientes, Querétaro, Morelos, Coahuila y Jalisco.

¹ La Ley de la Industria Eléctrica define fuentes de energía limpia como “aquellas fuentes de energía y procesos de generación de electricidad cuyas emisiones o residuos, cuando los haya, no rebasen los umbrales establecidos en las disposiciones reglamentarias que para tal efecto se expidan”. Es decir, se hace referencia a fuentes de energía no fósil como: hidroeléctrica a gran escala, gas natural y la energía nuclear, energías que para otros países son diferenciadas de las energías renovables por sus impactos ambientales y sociales (Villareal y Tornel, 2017).

² La Estrategia Nacional de Cambio Climático las define como “que utilizan energía aprovechable por la humanidad, que se regeneran naturalmente, por lo que se encuentran disponibles de forma continua o periódica”, incluye la energía solar, eólica, oceánica en sus distintas formas, geotérmica y por bioenergéticos.

Existen 19 plantas registradas por la Comisión Reguladora de Energía (CRE) y el Centro Nacional de Control de la Energía (CENACE) que generan biogás, generan energía y operan mediante organismos privados y 11 de ellas corresponden a alguna planta de tratamiento, de aguas industriales y municipales y 8 obtienen el biogás de rellenos sanitarios (SENER, 2018). La mayoría de estos proyectos se encuentran bajo un modelo de asociación público-privada, por lo que aunque pueden tener la modalidad de permiso autoabastecimiento por la CRE, proveen de energía eléctrica a los municipios a los que pertenece o a clientes privados, como el caso de Energía Eléctrica de Juárez y el relleno sanitario de la misma ciudad (EnRes, 2018).

Con respecto al potencial de generación de energía por biomasa, México cuenta con un potencial probable de generación de 248.04 GWh/año (SENER, 2018), derivado de residuos agrícolas, forestales, municipales, pecuarios e industriales, tala y cultivos, que representan fuentes de energía por centrales en construcción o sitios que cuentan con estudios que respaldan dicho potencial. Los estados con mayor contribución a la generación de biogás mediante la transformación de la biomasa que generan son Yucatán, Durango, Colima y Jalisco (*ibid*).

1.2 Planteamiento del problema

El proceso biológico que permite la transformación del material orgánico contenido en la biomasa, como sustrato para el crecimiento y reproducción de microorganismos y generación de biogás, es la digestión anaerobia. Este proceso es considerado como una tecnología de energía renovable, con un gran potencial para la conversión de sustratos de bajo valor a combustibles con un alto grado de utilidad. Muchas materias primas biodegradables como las aguas residuales industriales, los desechos de alimentos, el estiércol animal, los residuos agrícolas, los lodos de depuración, la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales, entre otros, se han empleado como sustratos para la producción comercial de biogás.

Uno de estos residuos industriales es la vinaza, generada a partir de la destilación del etanol para la producción de bebidas o como subproducto del etanol de segunda generación, que tiene una relación entre 9 a 14 por litro de producto (España-Gamboa *et al*, 2012). Ambos procesos pueden encontrarse en los estados de Veracruz, Jalisco y Oaxaca en la industria azucarera y en la industria de bebidas como el tequila o mezcal, respectivamente. Mientras que, en Baja California, Coahuila, Querétaro y Guanajuato (Consejo Mexicano Vitivinícola, 2018) se concentra la producción de vino. Las vinazas en general presentan altos niveles de carga orgánica, en su mayoría ácidos orgánicos, convirtiéndolo en un residuo ácido, con altas concentraciones de sólidos volátiles, sales y metales pesados; por lo que, al ser descargadas en suelos y cuerpos de agua, la práctica más común, tiene efectos diversos. Se ha reportado que, en los suelos, por los compuestos fenólicos que contiene, puede inhibir la germinación y crecimiento de cultivos en el largo plazo, promover la eutrofización de suelos, disminuyendo su aireación y saturación, derivado del exceso de fósforo (Morán-Salazar *et al*, 2016; Tapie *et al*, 2016). También, su aplicación en suelos provoca cambios en la población de microorganismos, por su alta carga orgánica, resultando en alteraciones en procesos químicos como la nitrificación, desnitrificación (Carrilho, Labuto y Kamogawa, 2016) y el aumento de pH (Yang *et al*, 2013 en Morán-Salazar *et al*, 2016). Por otro lado, en los cuerpos de agua, por la coloración que posee provoca la reducción de actividad fotosintética y concentraciones de oxígeno disuelto, es decir, condiciones de riesgo para la vida acuática, incluso con casos de intoxicación de peces por los efectos en el pH del medio (Prasad y Shih, 2016). Además, los compuestos fenólicos y meladoininas presentes en la vinaza pueden inhibir la actividad de microorganismos, al igual que dificultar su tratamiento biológico. Al igual que, por los cambios en procesos químicos que provocan, se han registrado aumento de emisiones de gases como N_2O , CO_2 y CH_4 (Morán-Salazar *et al*, 2016). En general,

las características anteriores son comunes entre las vinazas, sin embargo, existen matices entre ellas derivadas de su materia prima, edad, cocimiento y condiciones de destilación.

Por otro lado, otro tipo de residuo derivado de la producción de bebidas alcohólicas es el agua residual de la producción de vino, que al igual que en la producción de tequila, tiene un alto contenido de materia orgánica y sólidos, éstos últimos en mayor cantidad. Se ha reportado que comúnmente su gestión es realizada mediante la disposición en suelos de cultivo, parcelas de árboles y pastizales, al ser simple, de bajo costo y los mínimos requerimientos de experiencia técnica (Arienzo et al., 2009). En literatura internacional se ha reportado que su descarga en ecosistemas acuáticos tiene un efecto tóxico sobre la diversidad y supervivencia de organismos del medio, al igual que su disposición en suelos ha provocado el atraso en el crecimiento vegetativo de ciertos cultivos y aumento en la concentración de material orgánico, sodio y potasio del mismo (CSIRO, 2006). Aunque en México no se ha discutido sobre su generación ni potencial de contaminación de este residuo, se ha evaluado el potencial que tiene para la generación de metano mediante su digestión anaerobia en forma de biometano y biohidrógeno (Buitrón et al., 2019; Carrillo-Reyes et al., 2019).

Dicho lo anterior, las afectaciones por la descarga de vinazas y de agua residual de vino pueden evitarse a través de su revalorización como fuente de energía, ya que si son conducidas por un tratamiento biológico generan gases que pueden ser aprovechados para la generación de energía térmica o eléctrica. Esta posibilidad es directamente atribuible a los altos niveles de carga orgánica ya mencionados.

En Jalisco, estado en que la industria del tequila tiene las empresas con mayor producción y área cultivada de agave (76%) del país (INEGI, 2019), se ha documentado que prevalece la descarga y el uso de vinaza sobre su tratamiento. En el año 2010, se tuvo un registro para la descarga en ríos y afluentes del 33%, 49% para riego agrícola y 18% para composta (SEMADET, 2017). Aunque las consecuencias particulares de su uso en suelos como un fertilizante tienen un alto potencial de contaminación, como los efectos ya descritos en el párrafo anterior, poca literatura específica sobre vinazas de tequila se ha realizado a la actualidad. Respecto a su descarga en cauces naturales, se han documentado afectaciones relacionadas en la fauna acuática, salud humana y la provisión de servicios básicos en los municipios de Tonaya, Amatitán, Tequila y Atotonilco el Alto (Rodríguez et al. 2017).

Simultáneamente, existe un marco jurídico propio para la contaminación del agua³, suelos y tratamiento de residuos⁴ por lo que la evidencia anterior sugiere que las estrategias gubernamentales para su aplicación⁵ no han sido adecuadas. Hasta ahora pocos estudios identifican la causa de estos sucesos, en la actualidad se les ha atribuido a cambios administrativos de autoridades ambientales (Rodríguez, 2017), a la relativa vigilancia del cumplimiento de la normatividad estatal y los costos de inversión para el

³ A nivel federal, la Ley de Aguas Nacionales (LAN), Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) y la Ley Federal de Metrología y Normalización, de la cual derivan las Normas Oficiales Mexicanas (NOM), como la NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997. Además de los tratados internacionales suscritos y ratificados por México en materia ambiental. A nivel estatal, la Ley del Agua para el Estado de Jalisco y sus Municipios regula el uso, explotación, aprovechamiento de las aguas de jurisdicción estatal, y establece los principios y regulaciones para la gestión de todos los recursos hídricos en el Estado (Secretaría General de Gobierno del Estado de Jalisco, 2007).

⁴ La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos clasifica a las vinazas como Residuo de Manejo Especial (RME) y le otorga a las Entidades Federativas la facultad para verificar el cumplimiento de los instrumentos y disposiciones jurídicas en materia de RME; como identificar a los generadores de RME y autorizar su manejo. Al igual que la NOM-161-SEMARNAT-2011 identifica los requisitos de los instrumentos de gestión de RME.

⁵ Para el Estado de Jalisco, en materia de Cambio Climático, el Programa Estatal de para la Acción ante el Cambio Climático (PEACC, 2015-2018) elaborado por la Secretaría Estatal de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable o el Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de Residuos del Estado de Jalisco (PEPJIR, 2016-2022), entre otros que se discutirán más adelante. Solo en el último se identifica la gestión de residuos (en general) como un reto y se identifican los obstáculos de la dependencia estatal para atender la problemática y para la elaboración de un diagnóstico.

tratamiento del residuo por los emisores (Hernández López, 2003). También, titulares de la vigilancia ambiental estatal y el presidente del Consejo Regulador del Tequila (CRT), han mencionado a medios de comunicación que, aunque se realiza el tratamiento, este continúa siendo marginal⁶, en especial por los productores de tequila con bajos volúmenes de producción.

Hoy día las explicaciones acerca de las causas de la descarga de vinaza en agua y suelos evidencian una desvinculación entre los instrumentos regulatorios de la política ambiental y el ejercicio de los actores, usuarios y ejecutores en el cumplimiento para el fin último de dicha política, además de que hasta la fecha no se ha desarrollado una evaluación científica que aborde esta situación. Ante esto, es necesario un análisis profundo que permita un primer acercamiento a la problemática, que identifique el tratamiento de los residuos industriales como un elemento fundamental para implementar proyectos de energía renovable de biogás y a su vez, cumplir con los objetivos nacionales de mitigación de cambio climático. Es decir, un análisis que cuestione los fundamentos de dichos instrumentos, su ejecución en la práctica y la relación con los sujetos que interactúan para que aquellos objetivos puedan llevarse a cabo. Incluso, en el curso de la investigación, un antiguo colaborador en el sector energético gubernamental perteneciente al área de residuos⁷, señaló que una mejor estrategia sería la atención primaria hacia la gestión de residuos por el valor o beneficios que tendría por sí misma. Esto derivado de las diferentes manifestaciones de la inadecuada gestión de residuos en diferentes sectores del país, por su cantidad, composición y afectaciones ambientales, los esfuerzos tendrían un mayor potencial si se enfocaran en el aumento y potencial del tratamiento adecuado de los residuos, una de ellas mediante energía renovable, y no, principalmente, dirigidos hacia el cumplimiento de las metas de mitigación de cambio climático.

Los aspectos descritos hasta ahora abordan la contextualización local de los compromisos y propuestas nacionales de energía renovable por biomasa, particularmente para el estado de Jalisco, específicamente sus posibles limitaciones. De tal manera, para atender la problemática descrita y contribuir a su posible solución, es necesaria una aproximación que contemple distintas dimensiones del problema, como lo son el impacto ambiental de la descarga de este residuo, las implicaciones del desarrollo de la industria del tequila en la entidad o la efectividad del marco normativo que corresponde a este residuo y al aprovechamiento de su potencial energético.

Para analizar la problemática descrita anteriormente, desde una perspectiva sistemática y objetiva, en esta tesis se realiza una evaluación de los impactos ambientales a través de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y una evaluación de coherencia de políticas (CP). Por un lado, el ACV permite la evaluación de los impactos ambientales potenciales generados a lo largo de todas las etapas involucradas en la generación de energía a partir de vinazas. Mientras que la evaluación de coherencia de políticas provee las bases para identificar el grado de coherencia entre estrategias de la política ambiental y de energías renovables para el tratamiento de la vinaza en el estado de Jalisco.

Actualmente no se cuenta con estudios nacionales de ACV para la generación de energía eléctrica por vinazas, sin embargo, existen varios estudios que evalúan diversas etapas del ciclo de vida de dicho proceso para sustratos con diferentes orígenes, en regiones de Brasil (Barrera *et al*, 2016; Rocha, Venturini y Lora, 2008), Italia (Longati, Cavalett y Cruz, 2017) y Tailandia (Papong y Malakul, 2010). En ellos se evalúa el desempeño de distintos escenarios con base en categorías de impacto de mayor interés, y a partir de ello, se proponen alternativas para la disminución de impactos ambientales. A la par, tampoco existen

⁶ El Informador (3 de marzo del 2012) Señalan a tequileras y a Conagua por contaminación con vinazas. El informador. Recuperado de <https://www.informador.mx/Jalisco/Senalan-a-tequileras-y-a-Conagua-por-contaminacion-con-vinazas-20120303-0146.html>, entre otros.

⁷ Comunicación personal.

investigaciones que aborden la coherencia de políticas ambientales o de energía renovable a nivel nacional, aunque la coherencia del nexo entre las políticas energéticas, de energía renovable y del recurso hídrico o de gestión de residuos se ha abordado muy poco en otros contextos (Huttunen et al. 2016; King et al, 2013). Por tales motivos los resultados de esta investigación permitirán conocer con mayor detalle los obstáculos para la instrumentación de la de la política ambiental y de energías renovables para la generación de energía por biogás, al igual que sus impactos ambientales en el estado de Jalisco.

1.2 Pregunta de investigación

¿Cuáles son los impactos ambientales de la generación de energía eléctrica a partir de vinazas tequileras y agua residual vinícola, y los obstáculos para instrumentar una política orientada a su producción?

1.3 Objetivo

Tomando como referencia lo anterior, la presente investigación tiene como objetivo:

Evaluar los impactos ambientales y el grado de coherencia entre la ley, planes, programas y estrategias relacionados con la gestión como residuos y generación de energía eléctrica a partir de vinaza tequilera y agua residual vinícola en México.

1.4 Objetivos específicos

4.1 Evaluar los impactos ambientales de 1kWh de energía eléctrica generado a partir de vinazas tequileras y agua residual vinícola, mediante un Análisis de Ciclo de Vida, para identificar las etapas con mayores contribuciones ambientales y con base en ello, proponer mejoras.

4.2 Analizar los obstáculos que impiden instrumentar una política orientada a la producción de biogás a partir de vinazas de tequila mediante una evaluación desde un enfoque de Coherencia de Políticas, para identificar las limitaciones de los proyectos de aprovechamiento energético y gestión de la vinaza de tequila desde la relación entre los instrumentos formales que lo regulan.

Capítulo 2

Marco teórico

Este capítulo comienza con las características de las biomásas elegidas y los avances tecnológicos en materia de su aprovechamiento, al igual que la metodología de Análisis de Ciclo de Vida de acuerdo con la Norma ISO 14040 e ISO 14044 (ISO, 2006a y 2006b). Después se abordará la relevancia del concepto de coherencia de políticas y el enfoque desarrollado en la literatura a partir de él para el análisis de diferentes problemáticas, y los elementos más relevantes para la presente investigación. Ambas contribuciones se enmarcarán en el contexto nacional del desarrollo de proyectos de bioenergía a partir de las biomásas elegidas y la problemática asociada a su gestión como residuos industriales.

2.1 Vinazas

Derivado de procesos específicos en la producción de etanol en la industria de bebidas alcohólicas o de biocombustibles se genera, mediante la destilación de diferentes materias primas, un residuo líquido conocido como vinaza⁸. Aunque la composición de este residuo depende principalmente de la materia prima y del proceso que le da origen, las vinazas comparten características que las han clasificado como un tipo de agua residual compleja (Ince *et al*, 2005). Se ha señalado que su importancia recae en su potencial impacto ambiental negativo en cuerpos de agua y suelo, destacado por su alto contenido de materia orgánica, sólidos, su pH ácido, la relación de generación con el producto principal (tabla 1) y las prácticas empleadas para su disposición.

Tabla 1. Origen y producción de vinazas* y agua residual industrial

Tipo de vinaza/agua residual	Materia prima	Origen	Generación estimada	Productores en el mundo	Referencia
Azúcar de caña	<i>Saccharum officinarum</i> L.	Destilación para obtener etanol	En Brasil: 10-15 L por litro de etanol	Brasil, India, China, Pakistán, Tailandia, México, Colombia, Australia, Sudafrica y Cuba	Bassanta et al. (2003)
Remolacha	<i>Beta vulgaris</i> L.	Destilación para obtener etanol	9-14 L por litro de etanol	Alemania, Francia, Polonia, Reino Unido, Canadá.	Prasad et al., (2008)
Mezcal	<i>Agave salmiana</i> , <i>Agave angustifolia</i> , <i>Agave potatorum</i>	En la etapa de destilación y rectificación	8-15 L por litro de mezcal	México	Robles-González et al. (2012)
Tequila	<i>Agave tequilana</i> <i>Weber var. Azul</i>	En la etapa de destilación	10-12 L por litro de tequila	México	Méndez-Acosta et al. (2010); Tuesta (2017); Morán-Salazar et al. (2016)
Vino	<i>Zea mays</i> L.	Numerosas operaciones dentro de la producción del vino	0.4-5 L por litro de vino	Italia, Francia, España, Argentina	Benitez et al. (2000); Ioannou et al. (2015); Salgado et al. (2011).

⁸ En inglés vinasse, stillage o molasses spent wash.

A nivel mundial el 85% de la producción de etanol se concentra en Estados Unidos y Brasil, con 15.8 y 7.06 billones de galones al año 2017 respectivamente. Los diferentes procesos para la producción de etanol generan vinazas con composiciones físicoquímicas particulares. A pesar de que uno de los procesos más estudiados es aquel del azúcar de caña y la producción de bioetanol, por su papel en la matriz energética de Brasil, en la literatura se han reportado hasta 9 tipos de vinaza. Estas pueden describirse a partir de los compuestos dentro de las materias primas que permiten la producción de etanol: carbohidratos fermentables, almidón, celulosa e inulina (figura 1).

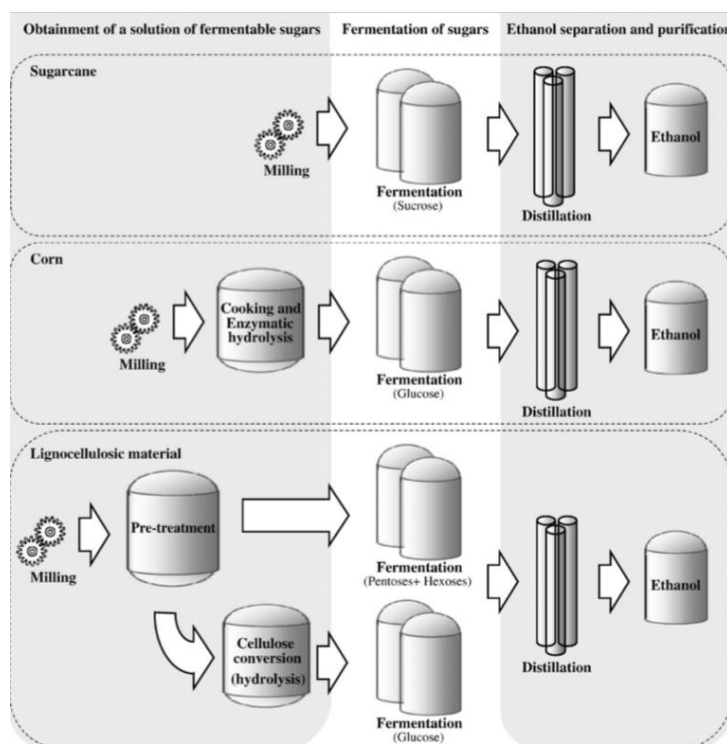


Figura 1. Diagrama de las principales materias primas para la producción de etanol (Mussatto et al., 2010)

La sacarosa, al ser la forma más sencilla de azúcares, es de los compuestos más comunes empleados para la producción de etanol. Se encuentra en la caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.), remolacha (*Beta vulgaris* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) y uva (*Vitis vinifera* L.). Debido a que el etanol puede obtenerse a partir de la fermentación directa de las azúcares simples, la incorporación de procesos para la obtención de etanol desde obtención de azúcar puede volverse relativamente simple (Mussatto et al., 2010). La vinaza generada a partir de la sacarosa de la caña de azúcar puede obtenerse directamente de la destilación del jugo de caña o de la melaza⁹, esta última teniendo un mayor nivel de materia orgánica (63.4 g/L), calcio (0.45-5.18 g CaO/L) y magnesio (0.420.52 g MgO/L) comparada con el mosto de caña (materia orgánica 19.5 g/L, calcio 0.13-1.54 g CaO/L y magnesio 0.20-0.49 g MgO/L) (España-Gamboa et al., 2011). Incluso, Wilkie et al (2000) al comparar con otras ocho vinazas, concluyeron que las vinazas de melaza de azúcar de caña tienen el mayor nivel de material orgánico (DQO). En general, este efluente presenta compuestos orgánicos como el glicerol, ácido láctico, ácido acético y etanol, y altas concentraciones de fósforo, nitrógeno, potasio y sólidos totales (*ibid.*). En su uso más común, esta vinaza

⁹ La melaza es el producto de la concentración del jugo, la precipitación del azúcar y de sus impurezas, al separarse mediante la adición de reactivos químicos como la cal o el azufre.

es un agente para la fertirrigación, esto es fertilización acoplada con irrigación, una práctica en los campos de cultivo ubicados en la cercanía de las destilerías de etanol (Dos Reis et al., 2019), práctica ya reportada desde 1950 en Brasil.

Aunque en estos sitios en Brasil, se ha descrito el aumento en la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en reservas de agua subterráneas por su lixiviación (Gianchini y Ferraz, 2009; Dos Reis et al., 2019; da Silva et al., 2007), el aumento de contenido de NO_3^- en el suelo y alteraciones en los procesos de descomposición de materia orgánica, denitrificación y aumento de pH en suelos y cuerpos de agua (Moran-Salazar et al., 2016) la fertirrigación continua como una alternativa de reuso, principalmente porque requiere una pequeña inversión y bajos costos de mantenimiento, por lo que ha reemplazado parcialmente el uso de fertilizantes químicos en dicho país (Christofolletti et al., 2013). A su vez, Sao Paulo, estado en el que se encuentran el 55% de las plantas de producción de etanol, solo 8 de las 165 destilerías implementan procesos alternativos a la fertirrigación, como la digestión anaerobia (Bernal et al., 2018). Al igual que la caña de azúcar, las vinazas de remolacha tienen altas concentraciones de sólidos totales, nitrógeno y potasio. La remolacha es una de las materias primas más utilizadas en los países de la Unión Europea para la producción de sacarosa, por lo que no se realiza la producción de etanol directamente de este producto, sino de la melaza¹⁰. Posterior a la extracción de azúcar se obtiene la vinaza, un líquido viscoso con un contenido aproximado del 50% en peso de azúcar, rica en nitrógeno y potasio y suele utilizarse como alimento de ganado o fertilizante. Los efectos de la aplicación de esta vinaza en el suelo han sido el aumento de nitrógeno Kjeldahl (NK) y de salinidad (Madejón et al., 2001).

Por otra parte el almidón es otra de las materias primas para la producción de etanol. Este se encuentra en cultivos de cereales como el maíz (*Zea mays* L.), trigo (*Triticum aestivum*) y cebada (*Hordeum vulgare* L.) y en tubérculos como la papa (*Ipomoea batatas* (L.) Lam. y *Solanum tuberosum* L.) y la yuca (*Manihot esculenta* Crantz). Debido a que el almidón es un polisacárido, es necesario convertirlo a monómeros de glucosa para que pueda ser fermentado por microorganismos, usualmente mediante la adición de enzimas para su hidrólisis previa, al igual que la trituración de las materias primas que lo contienen (figura 1). La producción de etanol a partir del almidón de maíz es liderada por Estados Unidos, con incrementos importantes desde el año 2005¹¹ (Crago et al., 2010) que lo ha colocado como el biocombustible de mayor generación a nivel mundial¹². En la obtención de etanol por el procesamiento de almidón de maíz, se generan subproductos que dan como último resultado un residuo líquido que podría considerarse como vinaza (España-Gamboa et al., 2010). El proceso comienza en la obtención de “whole stillage” en la destilación de un material conocido como “beer”¹³. El “whole stillage” incluye granos y almidón no fermentado, que al continuar con su refinamiento tiene un valor como alimento de ganado. Esta refinación consiste en la separación de la fracción sólida insoluble, mediante decantación, centrifugación y evaporación, obteniendo un fluido viscoso que es mezclado de nuevo con los sólidos separados para crear un alimento de ganado conocido como granos húmedos con sólidos solubles de destilería¹⁴. Es el fluido viscoso que puede considerarse un tipo de vinaza, ya que contiene 30-40% de materia seca, 40% de proteínas, 15% de cenizas, 20% de grasas y 25% de otros compuestos, al igual que altas

¹⁰ Sugar beet molasses.

¹¹ Causado por dos legislaciones que dictan la oferta en el combustible de los medios de transporte y su contenido específico de biocombustibles. La incorporación establecida para el etanol de maíz comenzó en 34.07 billones de litros en el 2008, aumentó a 56.78 billones de litros en el 2015, manteniéndose para el 2022 (Lewandrowski et al., 2019).

¹² Renewable Fuels Association (2017) <https://ethanolrfa.org/statistics/#1454098996479-8715d404-e546>

¹³ “Beer” es el resultado de la fermentación de almidón licuado en dextrosa, que consiste en 10% de alcohol, agua y sólidos no fermentados (Yang, 2013).

¹⁴ Distillers Wet Grains with Solubles (DWGS)

concentraciones de sodio, potasio y fósforo. Aunque existe un continuo interés en las implicaciones económicas, financieras y ambientales de la producción de etanol a partir del almidón de maíz, como el cambio de uso de suelo a nivel mundial y en Estados Unidos (Tyner, Theripour y Fiegel 2013), las emisiones de GEI asociadas a ello (Bicalho, Sauer y Patiño-Echeverri, 2019), los impactos ambientales desde un enfoque de ACV (Lewandrowski et al., 2019; Pereira et al, 2019) o su competitividad frente a otros biocombustibles (Crago et al., 2010), poco se ha discutido sobre los efectos de la generación de este tipo de vinaza, lo cual puede ser causado por su uso estandarizado como insumo para un subproducto.

Aunque el almidón constituye el 60-65% del peso de grano de trigo, el destilado obtenido de ellos contiene menos del 2% de almidón y altos niveles de fibra y proteína comparados con el del maíz. El proceso de obtención de etanol de esta materia prima es muy similar a aquel del de maíz, también con la generación de granos húmedos con sólidos solubles de destilería, aunque las vinazas de trigo tienen un mayor contenido de lípidos y nitrógeno (Hutnan et al., 2003). De la misma manera, las vinazas de cebada son generadas en procesos similares a aquellas del maíz y trigo. Estas vinazas tienen alto contenido de nitrógeno, lo cual puede producir efectos inhibitorios de amoníaco en los efluentes de las destilerías (España-Gamboa et al., 2011).

La materia prima en la que se puede encontrar la celulosa es referida como biomasa lignocelulósica, que al igual que el almidón, es un polisacárido, por lo que requiere de procesos adicionales para su fermentación (figura 1). A diferencia de los cultivos que contienen azúcares simples y almidón, las materias primas que contienen celulosa suelen no ser comestibles por el ser humano, sino son obtenidas de residuos de actividades, como hierbas, residuos de la agricultura o maderas particulares, clasificando al etanol producto de estas materias primas como de segunda generación. Este tipo de materia prima consiste principalmente en lignina y holocelulosa, la última compuesta de celulosa y hemicelulosa. La complejidad de la biomasa lignocelulósica se debe a su estructura robusta y recalcitrante a la despolimerización. Por ello su conversión a etanol involucra distintos pasos, siendo los principales el pretratamiento, hidrólisis, fermentación y recuperación de producto. La vinaza es generada durante la recuperación del producto, mediante la destilación (Zabed et al., 2016) para separar el etanol del agua y alcanzar una concentración del 95%. Su composición depende del tipo de materia prima usada en el proceso de fermentación, pero suele estar compuesta por lignina residual, celulosa y hemicelulosa sin reaccionar, ceniza, enzimas. También, su coloración suele ser la más oscura, debido a los compuestos fenólicos liberados en la degradación de la lignina (España-Gamboa et al., 2011).

2.2.1 *Vinazas de tequila*

El tequila es una bebida típica México obtenida de mostos fermentables de plantas de agave (*Agave tequilana* Weber var. Azul), una planta endémica del país. Dentro del agave se encuentra la inulina, un polímero de fructosa y glucosa que necesita ser hidrolizado para su posterior fermentación y destilación. El proceso de elaboración de la bebida está compuesto por la jima de la planta de agave, cocción, extracción, fermentación, destilación y maduración. Estas etapas están en función del tipo de tequila a producir, que puede ser de dos tipos: 100% de agave que no contienen más que azúcares provenientes del mismo y los tequilas mixtos o simplemente tequilas que contienen un máximo de 49% de azúcares provenientes de fuentes diferentes al Agave (Luna, 2003). Los residuos principales de estas operaciones son el bagazo de agave, producto de la extracción y cocción de la planta, y la vinaza, el residuo líquido derivado de la destilación del mosto.

La destilación tradicional del tequila consiste en dos pasos. Comienza con la destilación del mosto de agave, con un contenido de etanol entre 4% y 9% V/V (volumen/volumen), con el objetivo de eliminar

azúcares residuales, levadura, minerales y fibras, dando como resultado un efluente llamado “ordinario”. Después, este destilado se enriquece en una segunda destilación, obteniendo un producto con 55-60% de etanol. Los residuos líquidos resultantes de ambas destilaciones están compuestos por agua y ácidos orgánicos de cadena larga, conocidos como vinazas (Rodríguez-Félix et al., 2018).

Las vinazas de la producción de tequila están compuestas por sustancias no volátiles que permanecen en el fondo de la columna de destilación, al igual que fibras de agave, fructosa, levadura, aldehídos y minerales como calcio y magnesio. Por su alto contenido de materia orgánica (30-80 g DQO/L), al igual que por los bajos costos que ello representa, las vinazas de la producción de tequila suelen descargarse en suelos de cultivo como fuente de nutrientes y en cuerpos de agua para evitar su tratamiento. Aunque poco se ha descrito sobre los efectos de esta vinaza particular en el suelo, Morán-Salazar et al. (2016) señalan que se podrían esperar efectos negativos como el aumento de la salinidad por la acumulación de cationes, al igual que la posible reducción de porosidad en el suelo por el material orgánico que ésta contiene. Recientemente, Tuesta (2017) señaló que, resultado del análisis del efecto de la aplicación de soluciones con diferentes concentraciones de vinazas de la producción de tequila en cultivos de maíz, se observó la disminución en un 30% de la tasa de germinación de semillas¹⁵, al igual que la disminución en un 40% de densidad de esporas de hongos micorrizicos arbusculares¹⁶. Lo cual demuestra los efectos negativos potenciales de su uso como agente fertilizante en el crecimiento de algunos cultivos.

A su vez, como consecuencia de la baja conversión de azúcar a etanol, se ha estandarizado que por cada litro de tequila se generan de 10-12 L de vinaza, con un color oscuro que, debido a la práctica común de su descarga en cuerpos de agua y suelos a la temperatura a la que salen del proceso (90°C), las convierte también en un contaminante térmico (Íñiguez y Hernández, 2010). De manera paralela al conocimiento y caracterización de este residuo, se ha señalado su potencial para la obtención de subproductos mediante su tratamiento en procesos biológicos, como el biogás con alto contenido en metano, mejoradores de suelo, entre otros (López-López y Contreras, 2010).

Por otro lado, el bagazo de agave es el residuo sólido más importante de la industria de la producción de tequila. Es un material lignocelulósico compuesto de fibra y agua, generado durante el proceso de molienda para la extracción de mosto de ambas materias primas. Es principalmente corteza y los conjuntos fibrovasculares dispersos en el interior de la cabeza del agave, y representa alrededor del 40% del peso total del agave molido sobre una base de peso húmedo (Íñiguez et al., 2005). Por cada litro de tequila producido se generan 1.4 kg de bagazo húmedo (60% humedad promedio) (López-López y Contreras, 2015). Su uso más común es la combustión directa en sistemas de cogeneración de energía, como un insumo para satisfacer la demanda energética de las plantas de producción de azúcar o etanol, principalmente en Brasil e India, los mayores productores a nivel mundial de azúcar de caña. El desarrollo de tecnologías para la valorización del bagazo de caña se ha diversificado en más de 40 aplicaciones, incluyendo la producción de pulpa, papel, fabricación de ladrillos, laminas, alimento animal y la producción de bioetanol (Martínez-Hernández et al., 2018). Mientras que, en México, el bagazo de caña de azúcar representa la mayor contribución de generación de energía por biomasa a nivel nacional mediante su uso combustión para la generación de energía, y el bagazo de agave “como combustible, material de relleno en la elaboración de colchones y de asientos de vehículos automotores, en la manufactura de ladrillos, en la producción de macetas y más comúnmente sólo depositarlo o quemarlo

¹⁵ Vinaza en una concentración del 25%

¹⁶ Vinaza en una concentración del 75%

en terrenos cercanos a la empresa, lo que deriva en otro tipo de contaminación, del suelo y de la atmosfera”(López-López y Contreras, 2015: 366).

2.2.2 Vinazas y agua residual de vino

La disposición de los efluentes residuales de la producción de vino es uno de los problemas principales de la industria vinícola, especialmente para los países de la Unión europea, como Francia, Italia y España, que concentran el 61% de la producción mundial de vino (Jin y Kelly, 2009). Estos residuos consisten en el orujo de uva, lías de vino, lodos de bodega y aguas residuales (*ibid.*).

El orujo de uva¹⁷, es el principal residuo sólido del proceso y consiste en el conjunto de tallos de uva, semillas y cáscaras generadas por el estrujamiento, drenado y prensando de la uva para la producción de vino. Es común que el orujo de uva sea usado para producir etanol de baja calidad y ácido tartárico, mediante su destilación en conjunto con las lías de vino, resultando en la generación de vinaza. Aunque los residuos sólidos de la producción de vino se han aprovechado como forraje para ganado y la producción de etanol de baja calidad, es debido a su alto contenido de material orgánico que se clasifican también como una materia prima para la producción de bioenergía, de enzimas, polímeros y de biomasa microbiana. A su vez, la vinaza y el agua residual también se han colocado como un residuo y subproducto de interés para la generación de bioenergía.

Mientras que la vinaza generada a partir de la destilación de estos residuos sólidos suele contener compuestos solubles del orujo de uva, lías y ácido sulfúrico e hidroclicórico (Bustamante et al., 2005), el agua residual es generada en diferentes etapas de la producción de vino, por lo que su composición cambia a lo largo de las operaciones. Se ha reportado que contiene residuos de pulpa de uva, cáscaras o pieles y semillas, al igual que diferentes compuestos utilizados en la filtración, precipitación y limpieza de los equipos.

Se ha registrado que la generación del agua residual de vino es variable, que depende de la temporada, tipo de vino producido y las operaciones realizadas en el proceso (figura 2) (Bolzonella et al., 2019). Por ejemplo, la materia orgánica se ha reportado con una elevada concentración durante la temporada de cosecha, con caudales entre 3.05 m³/ ton uva, 2.86 m³ por botella de vino y 0.2-4 L por L de vino (Bolzonella et al., 2019; Welz et al., 2016). A su vez, se ha señalado que el caudal de generación de ésta es una representación de las pérdidas de producto (vino, mosto de uva) en procesos de limpieza o derrames. Esto quiere decir que el manejo de sólidos y eficiencia en el uso de agua, además de representar una potencial reducción en los costos de producción, también tiene implicaciones en su gestión como agua residual compleja y la huella hídrica del producto, reportado previamente como responsable del 98% de la huella hídrica de una botella de vino (Mosse et al., 2011; Saraiva et al., 2019; Sustainable Winegrowing British Columbia, 2018).

Debido a que el proyecto en el que se enmarca la presente investigación se centra en el aprovechamiento energético del agua residual de la producción de vino, se describirán algunas de sus características a continuación.

¹⁷ También llamado “grape marc” en la literatura en inglés.

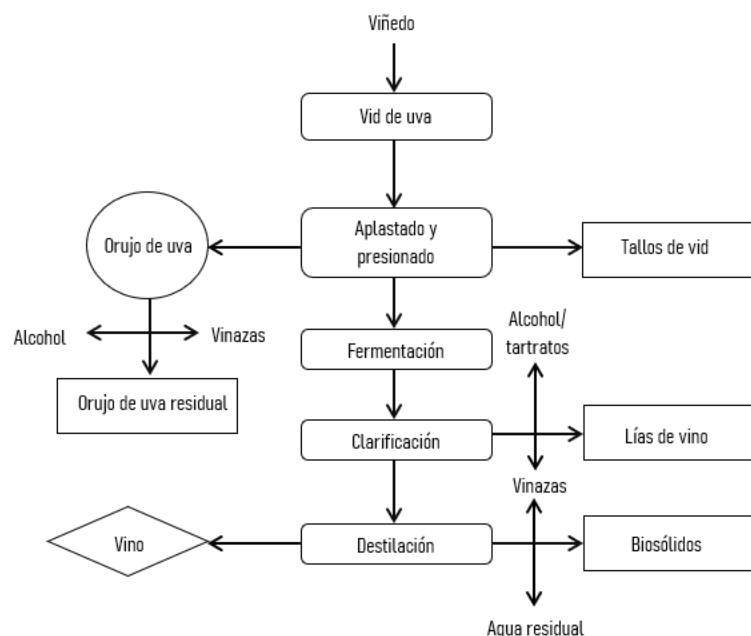


Figura 2. Diagrama de la generación de residuos y potenciales coproductos a partir de la producción de vino y de la industria de la destilación (Jin y Kelly, 2009)

Algunas características en común de esta agua residual son un alto contenido de materia orgánica (DQO) y sólidos, con una DQO en un rango de 0.7-296 g/L y sólidos totales (ST) de 1.6-79.6 g/L, al igual que un pH ácido y la presencia de esteres, compuestos polifenólicos, metales pesados y residuos de levadura (Buitrón et al., 2019). A diferencia de los residuos descritos en los párrafos anteriores, Bolzonella et al. (2019) enfatizan que debido a que el agua residual de la producción de vino suele presentar bajos niveles de nitrógeno (N) y fósforo (P), por lo que las altas concentraciones de materia orgánica (DQO) comparada con éstos nutrientes, convierte a la relación DQO:N:P un factor crucial para el crecimiento de microorganismos y, como consecuencia, también para la elección de la tecnología utilizada para su tratamiento. En la literatura se han discutido frecuentemente la implementación de tratamientos biológicos, principalmente debido al contenido de materia orgánica soluble y fácilmente biodegradable en el agua residual (*ibid.*).

Como ya se describió, actualmente la vinaza es aplicada en suelos como un tipo de fertilizante o es destinada como alimento animal debido a su contenido de nutrientes, al igual que su descarga en cuerpos de agua, usualmente para evitar su tratamiento. El aumento de generación de vinaza como consecuencia de la demanda creciente de etanol, por ejemplo por la contribución de Brasil de 588 billones de litros para el año 2019 (Fernandes et al., 2017 en Parsaee et al., 2018) y de bebidas alcohólicas, al igual que el impacto adverso que puede resultar de estas prácticas, requiere de un campo de investigación de las alternativas para su tratamiento y oportunidades de uso como un insumo industrial, como lo podría ser la generación de bioenergía.

2.1.2 Digestión Anaerobia

De acuerdo con todo lo anteriormente mencionado, es importante brindar un apropiado tratamiento a las vinazas para evitar impactos ambientales. Cabe comentar que en la industria azúcar de caña-etanol, el tratamiento de aguas residuales también es uno de los retos principales de las biorrefinerías para

encontrar formas alternas de aprovechamiento que eviten su aplicación en suelos de cultivo (Barrera et al., 2016; Fuess et al., 2018). Una de las alternativas que se ha descrito con mayor viabilidad, por su eficiencia (Moraes et al., 2017), recuperación de nutrientes y generación de bioenergía (Fuess et al., 2018), es la digestión anaerobia. La Digestión Anaerobia (DA) ha sido ampliamente estudiada en su aplicación para el tratamiento de vinazas de azúcar de caña (Cabrera-Díaz et al., 2017; Parsaei et al., 2019; Wilkie, Riedesel y Owens, 2000) y estudios nacionales también la han referido como una tecnología apta para el tratamiento de vinazas de tequila (Espinoza-Escalante et al., 2009; Ilangovan et al., 1996; Méndez-Acosta et al., 2010), y en menor medida ha sido estudiada para tratar vinazas de vino (Apóstolos et al., 2010).

Diferentes métodos de tratamiento han sido propuestos para eliminar o reducir los niveles de contaminantes que componen a la vinaza, pero la DA es el proceso que ha permitido la remoción significativa de material orgánico, al igual que la ha convertido en un sustrato ideal para la generación de bioenergía (Moraes et al., 2017, Tian et al., 2013). Su implementación se ha basado desde hace décadas en su uso como método de estabilización de residuos, pero recientemente ha crecido el interés en su uso por su potencial de generación de energía desde diferentes sustratos (Sawatdeenarunat et al., 2017). Específicamente, los mejores resultados reportados para la vinaza de tequila mediante su digestión anaerobia han sido del 90-95% de remoción (Méndez-Acosta et al., 2010) de Demanda Química de Oxígeno (DQO), con rangos similares para la vinaza de vino (Moletta, 2005), mientras que el potencial de producción de biogás a partir de cualquier tipo de vinaza es alto, debido a su alto nivel de material orgánico.

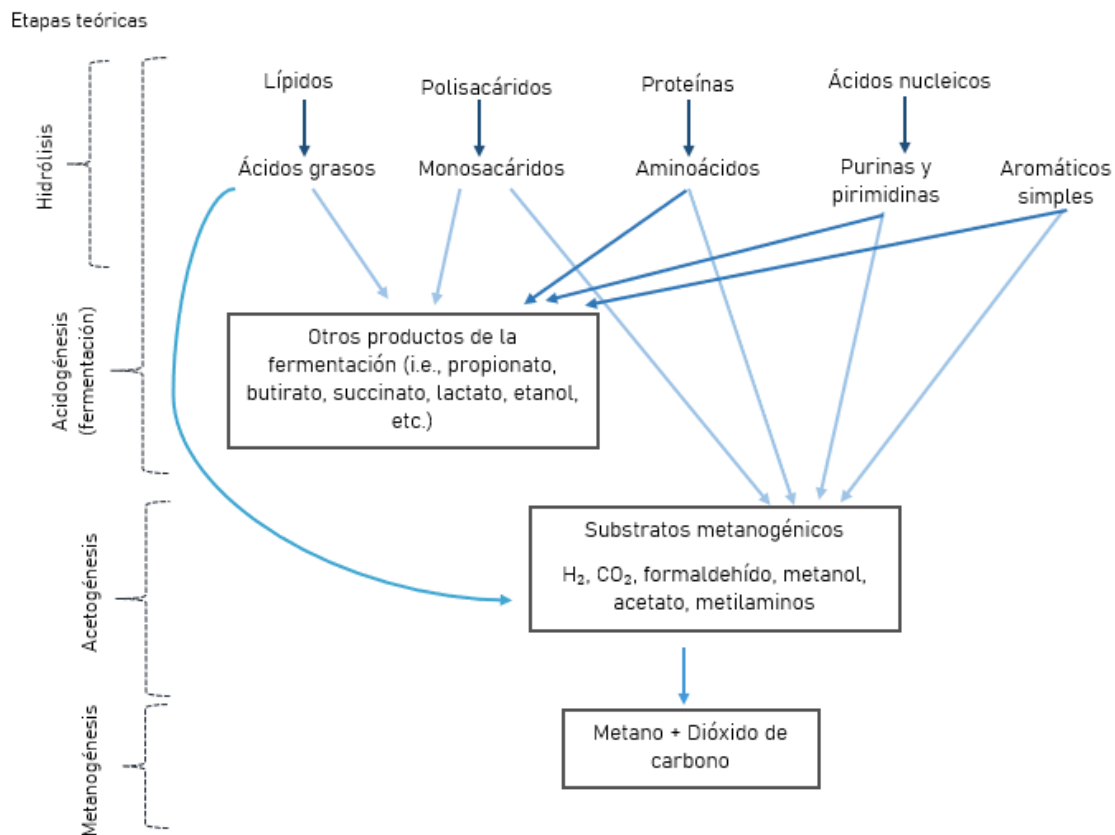


Figura 3. Esquema del proceso anaerobio de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

Fuente: Adaptado de Metcalf y Eddy (2003).

La DA es un proceso realizado por un grupo de microorganismos anaerobios y facultativos en ausencia de oxígeno, que se ha dividido en cuatro etapas paralelas: hidrólisis, etapa acidogénica, acetogénica y metanogénica (figura 4). La hidrólisis es la degradación de material particulado en componentes solubles, de moléculas complejas (proteínas, polisacáridos, lípidos y ácidos nucleídos) a monómeros más simples, por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos. Seguido, los compuestos más sencillos serán metabolizados por las bacterias acidogénicas generando productos como Ácidos Grasos Volátiles (AGV), alcoholes, dióxido de carbono, hidrógeno y otros productos intermedios. Posteriormente, en la etapa acetogénica dichos productos son convertidos en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. Por último, los microorganismos metanogénicos producen metano a partir de ácido acético, H_2 y dióxido de carbono.

En la DA el material orgánico biodegradable presente en el sustrato se convierte en una mezcla de gases, principalmente CH_4 y CO_2 , llamada biogás que es removido de la fase líquida en un estado gaseoso. Solo una pequeña porción de material orgánico se convierte en biomasa microbiana (5-15%), que constituye el lodo en exceso del sistema, y que con un acondicionamiento propio, puede ser utilizado como mejorador de suelos. Este proceso es llevado a cabo mediante un consorcio de tres grupos principales de microorganismos: bacterias fermentativas acidogénicas, bacterias acetogénicas; y arqueobacterias metanogénicas.

Este proceso ocurre naturalmente en humedales, pantanos y vertederos, así como dentro del estómago de los rumiantes. Es considerado un método de biodegradación para el tratamiento a gran escala de residuos orgánicos con un alto contenido de humedad (Parsaei et al., 2019) y su aplicación ha sido particularmente exitosa en el tratamiento de agua de origen industrial. Como se mencionó, su implementación para el tratamiento de vinaza se fundamenta en las ventajas técnicas y económicas (López-López et al., 2010), particularmente como mejor método de estabilización en comparación con la digestión aerobia (Rolón, 2019).

El contenido de material orgánico en el sustrato que será digerido anaeróbicamente necesita ser altamente biodegradable, debido a que la degradación biológica se basa en la recuperación de la energía bioquímica por los microorganismos degradadores, para procesos catabólicos y anabólicos. Además, debido a que los organismos anaerobios son particularmente susceptibles a las condiciones ambientales dentro de los reactores, sus interacciones requieren que se mantenga un equilibrio del sistema, especialmente durante la etapa de metanogénesis (López-López et al., 2017).

Algunos de los factores que tienen mayor influencia en estas interacciones son la temperatura del proceso, valor de pH, la concentración de materia orgánica en los sustratos y el exceso de sustratos de fácil degradación, al igual que la presencia de sustancias inhibitorias como el oxígeno, los AGV y los compuestos sulfurados (Tabla 2), estos últimos con mayor concentración en aguas residuales de fábricas de levadura, celulosa, tela sintética (viscosa), curtiembres y de producción de etanol.

Tabla 2 Sustancias inhibitorias de la digestión anaerobia.

Inhibidor	Concentración	Observaciones
Oxígeno	> 0.1 mg/L O ₂	Inhibición de bacterias anaerobias metanogénicas
Sulfuro de hidrógeno	>50 mg/L H ₂ S	El efecto inhibitorio aumenta con el descenso del valor de pH
Ácidos Grasos Volátiles	> 2000 mg/L Hac (pH=7.0)	El efecto de los inhibidores aumenta con el descenso del valor de pH. Alta adaptabilidad de las bacterias.
Nitrato de amonio	> 35000 mg/L NH ₄ (pH= 7.0)	El efecto inhibidor aumenta con el incremento de valor de pH (debido a la formación de amoníaco), así como de la temperatura. Alta adaptabilidad de las bacterias.
Antibióticos, desinfectantes	No se aplica	El efecto inhibidor es específico del producto

Fuente: López et al. (2017).

Un ejemplo particular de los efectos de las altas concentraciones de compuestos sulfurados en la DA se ha observado en el tratamiento de vinazas de caña de azúcar. Kiyuna, Fuess y Zaiat (2017) describen el potencial inhibitorio de estos compuestos para el crecimiento de poblaciones de arqueas metanogénicas. Debido a que la DA de sustratos con estas concentraciones estimula la reducción de sulfato (SO₄) a sulfuro (H₂S, HS⁻ o S₂) mediante bacterias reductoras de sulfato¹⁸, estas bacterias crean relaciones de competencia con las arqueas metanogénicas por el consumo de sustratos comunes, como el acetato, inhibiendo la producción de arqueas y en consecuencia, reduciendo la eficacia de generación de biogás, además de que el sulfuro de hidrógeno liberado también causa problemas de corrosión y malos olores en el medio ambiente del reactor (López et al., 2017). De acuerdo con los autores, estas concentraciones de sulfato se deben al uso de ácido sulfhídrico para la prevención de contaminación microbiana y floculación de levadura en los recipientes para la fermentación de la producción de etanol, generando concentraciones de 9 g de sulfato por litro de vinaza.

La presencia de compuestos de compleja degradación también es una característica de las aguas residuales industriales, como vinazas de azúcar de caña, aguas residuales de mataderos y de cervecerías, al igual que de la fracción orgánica de residuos municipales (Gie, 2007; Napolini et al., 2018; Rajagopal et al., 2019), principalmente lípidos y proteínas en la forma de altas concentraciones de Sólidos Suspendidos Totales (SST). Se ha reportado que en función de la temporada y proceso de producción de la bebida, las aguas residuales de vino también pueden presentar altos niveles de concentración de SST (Cheng et al., 1990; Mosse et al., 2011; Nataraj et al., 2006). Es así, que la diversidad en las características del agua residual industrial ha convertido el diseño de diferentes configuraciones para su tratamiento en un ámbito del desarrollo científico de alta demanda (Ray y Ghangrekar, 2019). Un ejemplo es la implementación de los sistemas anaerobios como el Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), que por su alta eficiencia de remoción de materia orgánica, bajos tiempos de retención hidráulica, bajas tasas de producción de lodo y bajo consumo de energía eléctrica e insumos, han sido operados en conjunto con pretratamientos

¹⁸ Sulfate Reducing Bacteria (SRB) por sus siglas en inglés.

físicos, procesos biológicos o fisicoquímicos para su refinamiento o purificación de una amplia variedad de aguas residuales industriales (Durra, Davies e Ikumi, 2018).

Mientras que algunas de las configuraciones convencionales para el tratamiento de vinazas y agua residual industrial son recopiladas por autores ya mencionados (Bolzonella et al., 2019; España-Gamboa et al., 2011; Gosh y Ghangrekar, 2018; Wilkie et al., 2000), los procesos biológicos que se han reportado en la literatura para el tratamiento de las biomasas involucradas en los sistemas tecnológicos estudiados en esta investigación se muestran en la Tabla U.

Se puede observar que para las vinazas de tequila, en condiciones anaerobias, se han obtenido altas remociones de material orgánico (>90%), comúnmente para su posible implementación dentro de un marco de aprovechamiento como fuente de bioenergía (García-Depraect, Osuna-Laveaga y León-Becerril, 2019). Por otro lado, la eficiencia de remoción de material orgánico para el tratamiento de aguas residuales de la producción de vino también ha reportado ser alta (80-99%), particularmente mediante procesos aerobios con tecnologías como los reactores MBR y SBR (Tabla 3). A la vez que la principal contribución a la huella de carbono de los procesos aerobios es el consumo de energía eléctrica para el suministro de oxígeno, se ha señalado que a pesar de los menores costos de operación de los sistemas anaerobios son, en general, insuficientes para alcanzar la calidad requerida del efluente para su descarga en aguas superficiales (Bolzonella et al., 2019), por lo que la implementación de sistemas anaerobios-aerobios es una alternativa a la que se le ha dado una mayor atención.

Tabla 3. Contribuciones de diferentes tecnologías a la remoción de material orgánico mediante el tratamiento biológico de vinaza de tequila y agua residual de la producción de vino tinto.

Tecnología	Reducción de DQO (%)	Condiciones	Biomasa	Fuente
Reactor Secuencial por lotes (SBR por sus siglas en inglés)	90-97	Aerobias	A.R vino	Cordioli(2007) Lopez-Palau et al, (2012) Moletta (2006) Pirra et al. (2004)
Bioreactor de membrana (MBR por sus siglas en inglés)	94-99	Aerobias	A.R vino	Artiga et al. (2007) Lobos (007)
Reactor UASB y ozonificación previa y posterior	95	Anaerobia	A.R vino	Sigge et al. (2007)
Reactor UASB en serie	78	Anaerobia	A.R vino	Keyser et al. (2003)
Reactor Secuencial por lotes (SBR por sus siglas en inglés)	80-88	Anaerobias	A.R vino	Laing (2016)
Reactor de Lecho Fluidizado (FBR por sus siglas en inglés)	62-91	Anaerobias	A.R vino	Converti et al. (1990) Peng et al. (2008)
Reactor UASB y Filtro Anaerobio	50-70	Anaerobias	Vinazas de tequila	García-Dueñas (1991)
Filtro Anaerobio	65	Anaerobias	Vinazas de tequila	Pinedo (1990)
Reactor UASB	83	Anaerobias	Vinazas de tequila	Noyola et al. (1996)
Reactor UASB sin y con recirculación	74 y 36	Anaerobias	Vinazas de tequila	Álvarez et al. (1995) Ilangovan et al. (1996) Chávez (1997)
Reactor de Lecho Fluidizado	90	Anaerobias	Vinazas de tequila	Voellger (2000)
Reactor UASB	70	Anaerobias	Vinazas de tequila	Linerio (1998) Linerio (2000)
Reactor de Tanque Agitado y Flujo Continuo (CSTR por sus siglas en inglés)	90-95	Anaerobias	Vinazas de tequila	Méndez-Acosta et al. (2010)
Reactor UASB	85	Anaerobias	Vinazas de tequila	López-López (2010)
Reactor UASB y fILtro Anaerobio	85-90	Combinado	A.R vino	Fernández et al. (2007)
Filtro Anaerobio y Reactor UASB	>93	Combinado	A.R vino	Andreottola et al. (1998)

2.2 Energía a partir de la biomasa

La bioenergía es la energía obtenida de la conversión de productos sólidos, líquidos o gaseosos derivados de la biomasa. Se ha descrito como una fuente de energía renovable, por su presencia natural en el planeta, su generación continua y particularmente, por la remoción de CO₂ de la atmósfera que conlleva el metabolismo fotosintético (International Energy Agency, 2020; Gradin y Nogueira., 2019). Esta última característica le ha conferido la designación como fuente energía neutra en carbono, ya que posterior a la absorción de CO₂, cuando la biomasa es procesada éste es liberado de nuevo a la atmósfera, generando un balance neto de cero emisiones (Perea-Moreno et al., 2019). Como consecuencia, del aprovechamiento de la biomasa se obtiene energía renovable.

La incorporación de fuentes de energía alternativas a la matriz energética mundial es uno de los retos principales para la mitigación de los efectos del cambio climático. Por ello, las características de la biomasa, como su obtención en forma de subproductos de actividades agrícolas y procesos de la agroindustria y la diversidad geográfica de su generación, hacen que represente una fuente de energía renovable con un potencial importante. Actualmente, se ha estimado que este potencial necesita contribuir con el 19% de la implementación total de energías renovables en el consumo final de la energía global¹⁹, con un crecimiento de 12 GW/año para el año 2050 y así evitar el aumento en la temperatura global de 2°C, de acuerdo con el análisis Remap²⁰. Esto quiere decir, de acuerdo con los autores, que se requiere de la implementación de bioenergía “moderna”, como biocombustibles líquidos o pellets para el aumento de su uso en sectores clave, como la aviación y aplicaciones industriales.

Aunado a lo anterior, los sistemas de bioenergía también poseen retos conceptuales y operacionales sobre su contribución a la transición hacia economías bajas en carbono (Gradin y Nogueira., 2019), causadas por la relación intrínseca y el traslape de problemáticas sociales y ambientales, principalmente de los sistemas agrícolas, como la justicia alimentaria y energética, el cambio de uso de suelo o contaminación por aplicación de insumos para la agricultura (*ibid.*). Particularmente los cultivos de biomasa a gran escala (cultivos energéticos) podrían tener efectos negativos en la disponibilidad de agua y en los precios mundiales de los alimentos. Esta multidimensionalidad, los aspectos ambientales, tecnológicos, sociales e institucionales de la bioenergía, representa en sí mismo un reto para la evaluación de su sostenibilidad²¹ y cuestionan la medida en que aseguran un suministro de energía a largo plazo, contribuyen a la mejora de condiciones sociales y reducen las emisiones atmosféricas locales y mundiales (Furtado et al., 2014; Goldemberg y Coelho, 2004).

Los combustibles provenientes de la biomasa pueden clasificarse dependiendo de su apariencia física (Tabla 4) y a partir del tipo de materia prima que le dio origen. Los biocombustibles que se obtienen de materia prima generada con el propósito principal de su aprovechamiento energético son llamados de primera generación. Estos incluyen el etanol a base de azúcar y almidón, el biodiésel a base de cultivos oleaginosos y el aceite vegetal puro, con algunas de sus materias primas ya descritas en párrafos anteriores. Cuando la materia prima no es considerada un cultivo de alimentación humana y es en primera instancia, un residuo o subproducto de otro proceso, la energía obtenida de su procesamiento es llamada

¹⁹ Alcanzar una participación de 2/3 en la demanda final de energía.

²⁰ IRENA (2019), Global energy transformation: The REmap transition pathway (Background report to 2019 edition), International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi.

²¹ Se ha señalado en la literatura que los sistemas de bioenergía requieren políticas públicas integradas de energía, uso de suelo, gestión de agua y residuos, al igual que la cooperación internacional, regulación y mecanismos de certificación para aumentar el grado de sostenibilidad de su implementación.

biocombustible de segunda o tercera generación. Algunos ejemplos de combustibles de segunda generación son el etanol celulósico, el aceite de pirólisis, el diesel o etanol de algas, el bagazo, el biometano y el hidrógeno.

Tabla 4. Tipos de principales biocombustibles a partir de la biomasa

Apariencia física	Biocombustible
Sólido	> Leña
	> Carbon vegetal
	> Bagazo
	> Pellets
Líquido	> Alcoholes
	> Biohidrocarburos
	> Aceites vegetales
	> Aceites de Pirólisis
Gaseoso	> Biohidrocarburos
	> Gas de síntesis
	> Biogás
	> Hidrógeno

Fuente: Bustamante y Cerutti (2017).

El biogás es una mezcla de gases que corresponde a uno de los productos de la digestión anaerobia. En la Prospectiva de Energías Renovables (2016-2030) se define al biogás como: *“un producto de la descomposición anaerobia de la materia orgánica. Es generado por una serie de reacciones en distintas etapas de degradación, relacionadas con la actividad de un consorcio microbiano de diversas bacterias incluyendo metanogénicas. Está compuesto principalmente por dióxido de carbono y metano y proviene principalmente de rellenos sanitarios y de plantas de biodigestión”* (SENER, 2016).

Aunque su composición depende de las condiciones ambientales dentro del reactor y del sustrato consumido por los microorganismos, el biogás está conformado por gases como el CH₄ (60-70%), CO₂ (30-40%), N₂ (<1%) y H₂ (10-2000 ppm) (Konrad et al., 2016), siendo el primero de ellos el que aporta el valor de su poder calorífico. Dependiendo de su aplicación es necesario reducir la concentración de los otros gases que lo componen y en consecuencia, aumentar la cantidad de metano. A este proceso se le conoce como purificación de biogás, que es importante por dos razones principales: aumentar el poder calorífico y cumplir con los requerimientos de algunas aplicaciones (motores, calderas, celdas de combustible, vehículos, entre otros) (Rolón, 2019). A manera de ejemplo, las concentraciones de dos de estos gases generados en la digestión anaerobia de residuos agroindustriales se muestran en la Tabla 5, tomados de la base de datos de sustratos caracterizados por el Clúster de Biocombustibles Gaseosos del Centro Mexicano de Innovación en Bioenergía (CEMIE-Bio).

Como ya se mencionó, la biomasa residual se define como uno de los subproductos derivados de otras actividades y no son producidas para su uso como una fuente directa de energía, siendo el biogás uno de estos tipos de energía. Algunas ventajas de este tipo de biomasa son que no se requiere área adicional para producirla, lo que evita el cambio de uso de suelo y si se convierte en un insumo de nuevas cadenas de producción, y que reduce en cierta medida la generación de otro tipo de residuos. Además de la mayor atracción que posee por su no competencia con fuentes de alimentación, la abundancia con la que se encuentra y las consiguientes ventajas de una disposición adecuada. Los residuos y desechos orgánicos, de cultivos, abonos, Residuos Sólidos Urbanos (RSU), lodos de plantas de tratamiento de agua residual municipal y residuos de la agroindustria (como la vinaza) son ejemplos de biomasa residual que poseen un potencial para su aprovechamiento energético ya identificado en la literatura.

A nivel mundial la investigación y desarrollo de la valorización de biomasa residual se ha enfocado en avances en la producción a nivel laboratorio y esquemas piloto, la mayoría con biomásas de bajo valor y altos volúmenes de generación (Dessie et al., 2020). Derivado de esto y de los diferentes esquemas de implementación, la Agencia Internacional de Energía señaló que hubo un crecimiento del 5% a nivel mundial al año 2019 de la generación de bioenergía²², y que en los próximos años se espera un aumento, derivado de los cambios en el desarrollo de los mercados en China, Brasil e India, que fomentan mediante incentivos económicos y planes a nivel gubernamental su aprovechamiento principalmente mediante la cogeneración y producción de biocombustibles para el transporte (International Energy Agency, 2020). Por otro lado, en la región de América Latina y el Caribe, Silva-Martínez et al. (2020) señalan que el bagazo y pajilla de caña son los residuos de la agroindustria que son más utilizados para la generación de energía a gran escala. En Guatemala y Honduras con plantas de cogeneración, el 67% y el 100% de los molinos de azúcar operan con estos esquemas mediante la combustión de bagazo de caña. A su vez, Brasil cuenta con una diversa base de plantas de generación de energía mediante la combustión de biomasa, como licor negro (1.7 GW), residuos maderables (371 MW), cáscara de arroz (36 MW) y palma (4 MW). A la par, la DA también es una de las tecnologías con mayor implementación en la región, promovida principalmente por la Red de Biodigestores para Latino América y el Caribe (RedBioLAC), con casos de éxito de biodigestores de pequeña escala en su mayoría. Respecto a la implementación de esta tecnología, Brasil registra el mayor número de la región, con 406 plantas que usan estiércol porcino y vacuno para la generación de biogas. Países como Haití, Perú y Puerto Rico también han registrado avances en esta implementación a pequeña escala, usando sustratos derivados de actividades agropecuarias principalmente. Para el caso de gran escala, Argentina ha registrado 105 biodigestores en 16 provincias que pertenecen al sector público y privado y a organizaciones no gubernamentales. Mientras que en Chile, las plantas de tratamiento de aguas residuales de la producción de leche como “La Farfana”, “Santa Irene” y “Las Pampas” tienen actualmente una gran generación de biogás, capaz de suministrar energía a 2,500 familias aproximadamente.

²² Desde el 2011.

Tabla 5. Composición química del biogás producido a partir de residuos agroindustriales

Sustrato	Potencial del biogás (m ³ CH ₄ /ton biomasa)	Composición del biogás (%)
FORSU (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos)	90	CH ₄ : 65 H ₂ S: 0.09
Estiércol de ave	35.5	CH ₄ : 68 H ₂ S: 0.35
Estiércol de cerdo	31.5	CH ₄ : 58 H ₂ S: 0.99
Estiércol vacuno (carne)	20.8	CH ₄ : 58 H ₂ S: 1
Lodos de PTAR	11.2	CH ₄ : 63 H ₂ S: 0.5
Residuos de nopal	25.1	CH ₄ : 63 H ₂ S: 0.01
Lirio acuático	52.6	CH ₄ : 63 H ₂ S: 0.99
Lixiviados de rellenos sanitarios	111	CH ₄ : 69 H ₂ S: 0.5
Pulpa de café	111	CH ₄ : 54 H ₂ S:
Suero de queso	10.2	CH ₄ : 58 H ₂ S:
Vinaza de la caña de azúcar	14	CH ₄ : 65 H ₂ S: 0.01
Residuos de pesca	121.2	CH ₄ : 63 H ₂ S: 0.99
Nejayote	6.5	CH ₄ : 58 H ₂ S: 0.01

Fuente: Biogas Tool (Programa México-Dinamarca en Energía y Cambio Climático 2017-2020)

Aunque la vinaza de tequila ha sido poco descrita como un tipo de biomasa, ha sido identificada como un tipo de sustrato para la generación de bioenergía (Albanez et al., 2016; Fuess et al., 2017) principalmente mediante su transformación a través de procesos biológicos (Buitrón et al., 2014; Hariastuti y Marlana, 2018; Hoarau et al., 2018; Khanal et al., 2008; Tadeu y Loureiro, 2012). Sin embargo, existen diferentes definiciones para la biomasa en las que la vinaza podría incorporarse. Por ejemplo, Cárdenas (2012) menciona que el término biomasa se refiere a toda la materia orgánica que puede ser convertida en energía, mientras que Roldán (2012) la define como cualquier tipo de materia que tenga origen inmediato con un proceso biológico.

A su vez, Rolón (2019) señala que de acuerdo con diferentes autores los tipos de biomasa identificados son:

- a) Biomasa natural. Aquella biomasa que se produce en ecosistemas naturales.
- b) Biomasa residual seca. Incluye los subproductos sólidos que no fueron utilizados en las actividades forestales, agrícolas, así como los residuos de sus respectivas industrias.
- c) Biomasa residual húmeda. Son los vertidos denominados biodegradables, tal como las aguas residuales domésticas e industriales, los lodos producto de ellas, los residuos ganaderos y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.
- d) Cultivos energéticos. Creados con el único propósito de producir biomasa transformable en combustible, este tipo de cultivos son característicos por su alta producción por unidad de superficie y año.

En la Figura 4 se especifican los tipos de biomasa conforme al Atlas Nacional de Biomasa (ANBIO) generado por la Secretaría de Energía (SENER) y la Comisión Federal de Electricidad (CFE) (2018), en donde la biomasa se clasifica en dos grupos principales: biomasa y biomasa residual. El primer grupo corresponde a aquella generación a partir de cultivos con fines energéticos, tal como la caña de azúcar para la obtención de bioetanol, la palma de aceite, cultivada con la finalidad de obtener biodiesel. El segundo grupo se clasificó en cuatro grupos de acuerdo con las actividades productivas más importantes que generan materia orgánica: agrícola y forestal, pecuaria, urbana e industrial.

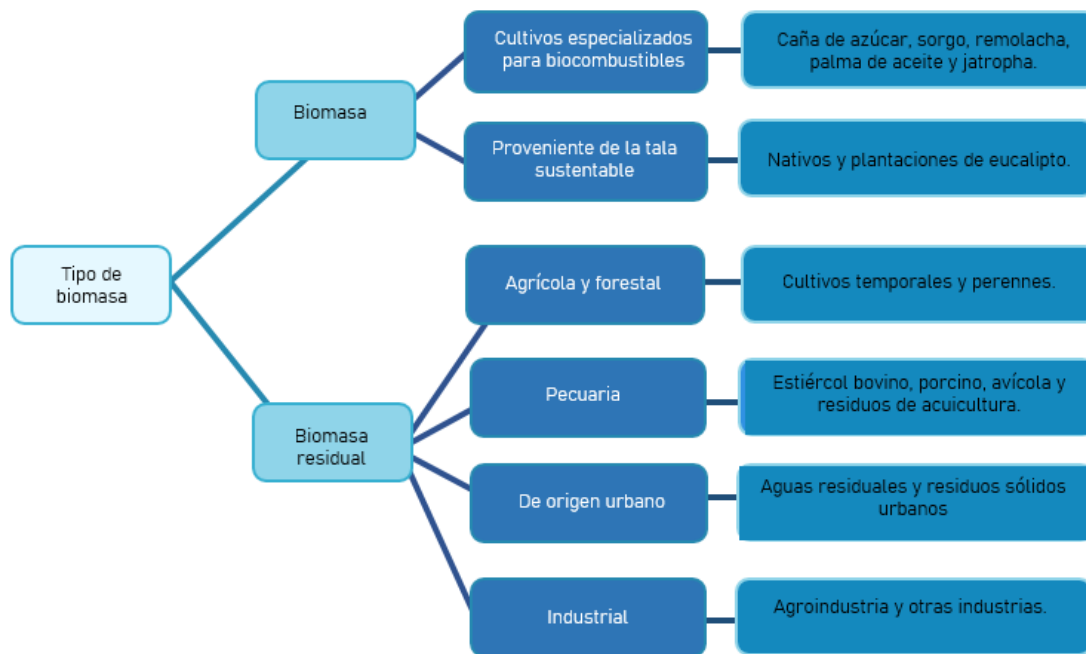


Figura 4. Tipos de biomasa

Fuente: SENER Y CFE (2018).

Para la presente investigación se adoptó la clasificación del ANBIO, ya que los sustratos que se analizan, vinazas de tequila y agua residual de la producción de vino, se encuentran dentro de la biomasa residual industrial.

2.2.1 Implementación de proyectos de bioenergía

A pesar del gran potencial que presentan diversos países de la región de América Latina y el Caribe para la implementación de tecnologías que permitan la transformación biológica y térmica de residuos orgánicos, los obstáculos para ello también han sido señalados por diversos autores (Silva-Martínez et al., 2020) como institucionales, financieros, técnicos y educacionales. La carencia o deficiencia del marco institucional para la legislación ambiental y modelos de negocios, la necesidad de fomentar mercados para el biogás y políticas de incentivos para la implementación de la tecnología, al igual que investigación que pueda comprobar la competitividad social y ambiental de la producción de bioenergía comparada con la generación a partir de combustibles fósiles, son algunos de ellos. Uno de los mayores retos es el desarrollo suficiente de estas tecnologías que permita su rentabilidad económica y así, los costos de mantenimiento y de producción de bioenergía sean menores que la alternativa con combustibles fósiles.

En México al primer semestre del 2018, la aportación de la bioenergía a la generación de energía es de 1.04% (1,744.5 GWh) del 17.29% del total de energías renovables (29,026.54 GWh) y 1.43% en la capacidad instalada (20,620.20 MW) (SENER, 2018b). Esta aportación es representada por el uso de bagazo de caña para la cogeneración en los ingenios azucareros (77.8%) y en menor medida, por la generación de biogás (22.1%).

Por otro lado, Ríos y Kaltsmitt (2016) señalan que las tres principales fuentes de residuos orgánicos con potencial de generación eléctrica a partir de biogás en México son la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU), agua residual municipal e industrial y estiércol de ganado. El mayor potencial técnico identificado por los autores lo provee el estiércol de ganado (5 TWh/a), a partir de residuos bovinos, porcinos y avícolas generados en granjas de gran producción, ya que éstas tienen condiciones suficientes para la generación eléctrica. En segundo lugar, el 65% de los municipios en el país tienen las condiciones técnicas para la producción de electricidad mediante el tratamiento de sus residuos orgánicos, especialmente Mexicali, Baja California, Aguascalientes, Aguascalientes y Culiacán, Sinaloa tienen el mayor potencial, sumando 1.5 TWh/a. Por último, el tratamiento de agua residual municipal (1.9 TWh/a) e industrial (0.9 TWh/a) tiene el mayor potencial económico en conjunto, lo cual remite a un alto valor presente neto de la inversión necesaria para la generación eléctrica a partir de la viabilidad del sustrato, el rendimiento del biogás y su uso en una máquina de cogeneración. Estos potenciales, por separado, poseen particularidades que en cierta medida, han hecho que el biogás continúe siendo una de las tecnologías con menor aportación a la matriz energética nacional (*ibid.*).

El estado de los sistemas de biodigestión poco se ha descrito a nivel nacional. El trabajo pionero sobre este tema fue realizado por SAGARPA (ahora SADER) y el Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO) para la construcción del “*Diagnóstico general de la situación actual de los sistemas de biodigestión en México*” (SAGARPA-FIRCO, 2011), en donde se señala que existían al menos 721 sistemas de biodigestión, instalados en el periodo de 2005 a 2010. De este total, el 76% de ellos operaban a partir de residuos agropecuarios, concentrándose en los estados de Jalisco y Sonora, debido a su producción de ganado porcino en el país, con 107 y 116 sistemas respectivamente. Al menos el 37.1% del total fueron

implementados mediante el esquema de Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) y los restantes, a través de proyectos gubernamentales.

Aunque se ha estimado que existe un potencial en el país del 8.3% y 23.1% de las granjas porcícolas y bovinas para la generación de biogas y electricidad a partir de estiércol porcino y bovino para su aprovechamiento en grupos consorciales que manejan grandes producciones, al año 2024 y 2030 respectivamente (Gutiérrez, 2018), experiencias recientes describen que la mayoría de los biodigestores registrados de pequeña y mediana escala están fuera de servicio. Pérez-Espejo y Cervantes-Hernández (2018), mediante un análisis financiero y entrevistas a porcicultores y funcionarios de las instituciones involucradas en el programa de instalación de biodigestores de residuos porcícolas, concluyeron que los sistemas de biodigestión no están manejados adecuadamente, los costos de inversión para la transformación de metano generado en energía eléctrica al igual que la dificultad para la sincronía con la interconexión a la red eléctrica, son algunos de los factores que contribuyeron a la falla de dicho programa. Como enfatizan las autoras, en este caso particular la implementación del programa no tuvo como fin último la reducción de contaminación de las descargas de las granjas porcícolas o el interés de los porcicultores, sino en su mayoría, el uso de un incentivo para generar energía eléctrica y la participación en el mercado de metano, una de las iniciativas derivadas del Protocolo de Kioto.

Lo descrito por las autoras resulta del seguimiento de las fallas presentadas en el Diagnóstico que ya presentaban estos sistemas, como biodigestores sobredimensionados, fallas en los sistemas de agitación y en el quemador, al igual que los propietarios no tenían suficiente familiarización con el funcionamiento del sistema. Esta experiencia también visibiliza que, aunque los factores principales de la implementación fueron diversos, las implicaciones financieras que el programa tuvo para los porcicultores, al igual que el conocimiento para la operación del equipo, no fueron considerados. Además, el propio sistema carece de la efectividad necesaria para el cumplimiento de la normatividad para su descarga en cuerpos de agua (NOM-001), por lo que la contaminación de acuíferos, al menos en el estado de Yucatán, por aguas residuales de la porcicultura continúa siendo una problemática grave²³.

Además de los residuos pecuarios, los residuos agrícolas que podrían tener potencial para la generación de biogás fueron identificados recientemente en el Programa México-Dinamarca en Energía y Cambio Climático 2017-2020 en el documento “Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México”²⁴. En él se señalan los residuos de la producción de nopal, la pulpa de café y el lirio acuático como sustratos para la digestión anaerobia y generación de biogás, con altos potenciales de generación de metano²⁵. La tasa de generación de dichos residuos, al igual que su composición, son las características principales por las que su aprovechamiento energético es un ámbito de desarrollo científico con gran potencial. Además de que ya se han identificado problemáticas asociadas a su disposición. Por ejemplo, los residuos líquidos de la industria del café se han identificado como un residuo con un alto potencial de contaminación, debido a sus altos niveles de acidez y carga orgánica (18,000 – 30,000 mg/L) el agua residual de la pulpa de café provoca condiciones anaerobias que causan la muerte de fauna y flora acuática, al igual que por su contenido de ácidos grasos volátiles, compuestos fenólicos y carotenos (Hughes et al., 2017). Mientras que el lirio acuático, especialmente por la velocidad de su reproducción, reduce los nutrientes y el oxígeno de los cuerpos de agua, lo que afecta negativamente a la flora y fauna (Villamagna

²³ Animal político (12 de mayo del 2020) Espacios naturales ocupados y agua contaminada: las irregularidades de las granjas porcícolas en Yucatán. animalpolitico.com/2020/05/irregularidades-granjas-porcicolas-yucatan-greenpeace/

²⁴ Disponible en <https://clusterbiogas.ipicyt.edu.mx/publicaciones>

²⁵ Los potenciales de generación de metano de estos sustratos se encuentran en rangos de 340 a 670 N-m³/ ton_{DQO}

y Murphy, 2010) y aumenta las tasas de sedimentación y de evapotranspiración, provocando en algunas áreas escasas de agua (Sharma et al. 2016), al igual que se han reportado casos de bloqueo total de las vías navegables y la creación de condiciones para la reproducción de vectores (*ibid.*).

De manera paralela, algunos de los residuos industriales identificados que también tienen potencial para la generación de biogás en México son la vinaza generada por la destilación de melaza de caña de azúcar y de la industria de las bebidas alcohólicas, el suero de queso, los residuos de la pesca, de los sitios de sacrificio animal y el agua residual de los procesos de nixtamalización (nejayote) (Programa México-Dinamarca en Energía y Cambio Climático 2017-2020). Para tres de los seis residuos anteriores se les da uso como alimento para animales y fabricación de alimentos derivados, como lactosa, suero en polvo y aceite de pescado (*ibid.*). De manera similar a las vinazas, este tipo de residuos se caracterizan por altas concentraciones de material orgánico y niveles entre medios y altos de biodegradabilidad, por lo que son sustratos con alto potencial para la generación de biogás mediante la Digestión Anaerobia. A su vez, debido a la relación de generación que tienen respecto al producto principal²⁶, también son clasificados como un tipo de residuo particular dentro de la legislación nacional, Residuos de Manejo Especial (RME). Debido a sus características, los efectos de la descarga en drenajes y suelo de estos residuos tienen un alto potencial contaminante (Arvanitoyannis y Kassaveti, 2008; Franke-Whittle y Heribert Insam, 2013; Gómez et al., 2000; Lappa et al., 2019; Olawuni, Daramola y Soumah, 2017), por lo que se han reportado estrategias para su valorización, principalmente para la generación de bioenergía mediante su tratamiento (Bücker et al., 2020; Janke et al., 2015; Jasko et al., 2011; Rodríguez et al., 2016).

A pesar de que, como se mencionó en párrafos anteriores, se han identificado diversas fuentes para la generación de biogás y de energía, de acuerdo con el Inventario Nacional de Energías Limpias, las plantas registradas que realizan ambas actividades pertenecen a productores privados y el tipo de biomasa tratada se concentra en fuentes de tipo residual urbano: rellenos sanitarios y lodos de agua residual municipal (SENER, 2016). Esta generación se estimó, para junio del 2018, en 378.88 GWh, un aumento del 208.65% respecto al año anterior, 122.72 GWh (Figura 5). De acuerdo con el Reporte de Avance de Energías Limpias (SENER, 2018), el aumento en la generación de energía se debe a la instalación de proyectos de biodigestores en el sector agroalimentario y por aprovechamiento energético de RSU.

Mientras que la capacidad instalada de estas plantas también aumentó (144.96%), el desarrollo de proyectos de biodigestión anaerobia de biomasa de origen industrial con aprovechamiento de bioenergía aún no se reporta en el escenario nacional, a pesar de la existencia de 3,025 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación al año 2017 a nivel nacional (CONAGUA, 2018).

²⁶ Registros de diferentes fuentes describen una tasa de generación estimada a nivel nacional de 144,360 m³/a de vinaza a partir de melaza de caña de azúcar, 1.04 millones m³/a de suero de queso, 646,617.6 ton/a de desechos de pesca, 14.4 ton/a de nejayote y 11.5 millones de toneladas/a de efluentes residuales de los sitios de sacrificio animal (Programa México-Dinamarca en Energía y Cambio Climático 2017-2020).

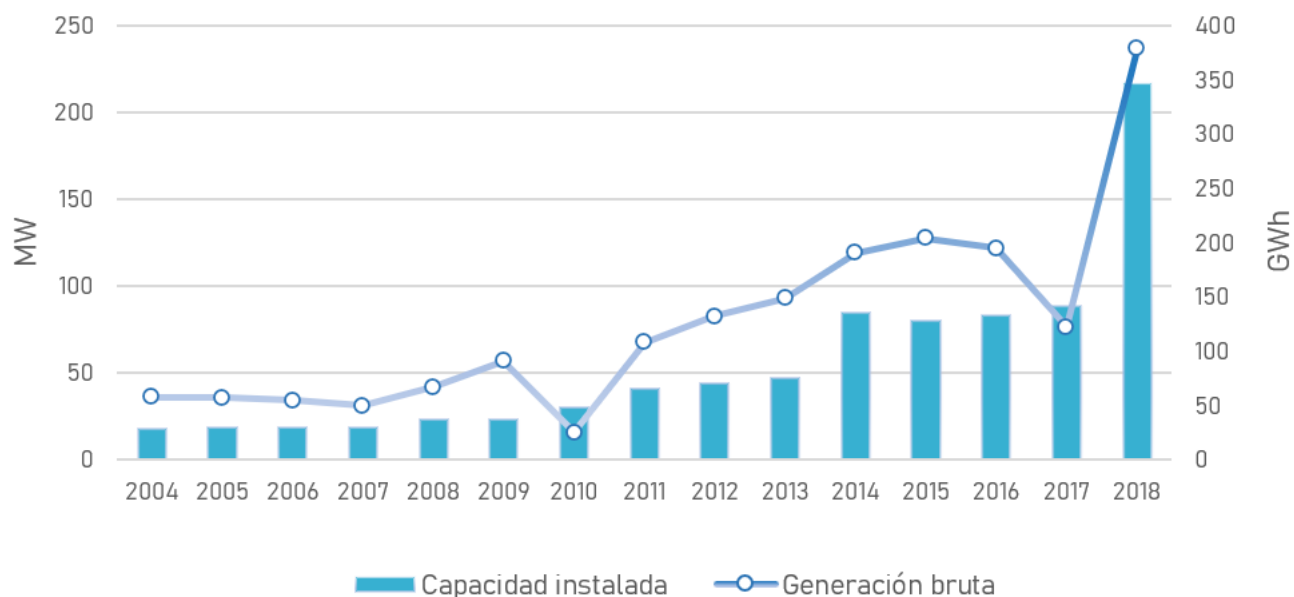


Figura 5. Capacidad instalada y generación bruta a partir de biogás en México, 2004-2018.

Fuente: SENER (2018)

En el escenario nacional el Mapa de Ruta Tecnológica del biogas (SENER, 2017) describe que los impulsores que guían el desarrollo de la industria de biogás son el aprovechamiento de residuos orgánicos generados por actividades humanas, la disminución de la contaminación de suelo y agua, generación de ahorros económicos para productores agropecuarios y la diversificación de la matriz energética, al igual que reducir la dependencia de fuentes fósiles. Este último impulsor se relaciona con la aportación en el ámbito internacional y nacional al derecho de un medio ambiente sano y reducción de emisión de GEI. Algunas de las barreras particulares del país para la implementación de proyectos de aprovechamiento de biogás y de tratamiento de residuos, que ya han sido mencionadas en los documentos anteriores, remiten a la baja efectividad del marco legal de la gestión, manejo y aprovechamiento energético de estos residuos, la legislación nacional en materia de producción de biogás²⁷ y la creación de estándares de competitividad que fomenten la profesionalización de los actores involucrados en la producción de este bioenergético. Por tanto, la implementación de sistemas de tratamiento anaerobios necesita de políticas públicas intencionadas que promuevan de manera decisiva el desarrollo de esta industria (López et al., 2017), mientras que son capaces de integrar las actividades tecnológicas, económicas, sociales y ambientales que los rodean (*ibid.*).

Vinazas de tequila en el estado de Jalisco

A raíz de las necesidades para la implementación de los proyectos de generación de biogás descritos en el párrafo anterior, se describirá el contexto de la gestión de una de las biomásas elegidas, vinazas de tequila en el estado de Jalisco.

El tequila es una bebida con reconocimiento internacional y forma parte de los 10 productos de mayor exportación del país dentro del sector de bebidas alcohólicas. Además de ello, cuenta con dos organismos encargados de la regulación de su comercio y producción: el Consejo Regulador del Tequila y la Cámara

²⁷ Estandarización de los procesos de conducción, almacenamiento, incineración, tratamiento y uso del biogás mediante una norma específica (López et al., 2017).

Nacional del Tequila. Para 1991 Jalisco ya contaba con la infraestructura industrial y procesos químicos controlados para la producción centralizada de tequila, al igual que con un paisaje agavero con la mayor riqueza al occidente del país (Puerto y Prudencio, 2009 en Rodríguez, 2017). Aunque es una actividad con siglos de desarrollo, es a partir de la década de 1970 con la denominación de origen del tequila, la demanda internacional y la publicación de la norma oficial mexicana NOM 006 SCFI – 1994, que su monocultivo se expandió en dicha entidad al igual que la producción de tequila. Como señalan reportes oficiales y estadísticas, para el año 2018 la producción de tequila a nivel nacional alcanzó 309.1 millones de litros,²⁸ con un índice de exportación internacional de 224.8 millones de litros (Figura 6) (CRT, 2018).

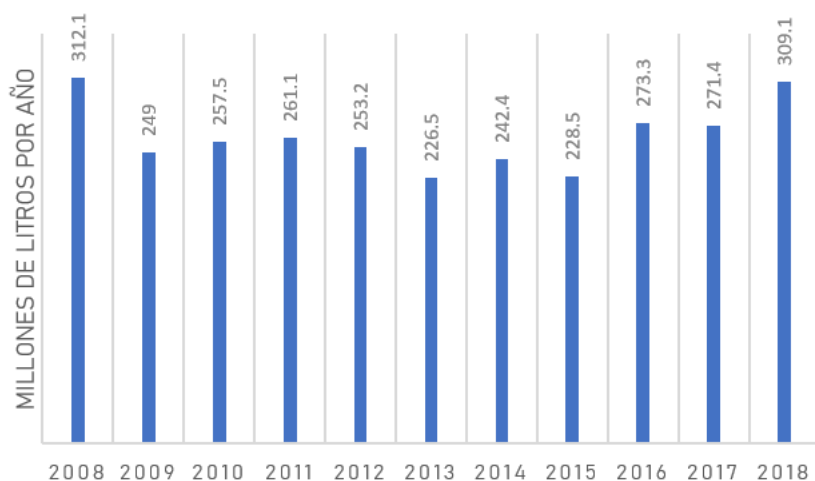


Figura 6. Producción de total de tequila anual en los últimos diez años.

Fuente: CRT (2018)

El Consejo Regulador del Tequila, asociación civil que verifica y certifica el cumplimiento de dicha norma y promueve la calidad de la bebida, reporta 142 empresas productoras en el estado al año 2018 (Tabla 6). Además de que, como expone la Cámara Nacional de la Industria Tequilera y el Sistema Nacional de Información de Jalisco, al 2004 eran cerca de 40,000 trabajadores en el estado quienes percibían ingresos de la industria del tequila; entre campesinos, técnicos, obreros y empleados, por lo que se puede considerar como una fuente significativa de generación de empleo para los jaliscienses (Díaz, 2004).

Tabla 6. Empresas productoras de tequila en el estado de Jalisco (CRT²⁹, 2018)

Tamaño de empresa	Rango de producción de tequila al año	Total de empresas	Estimación de generación de vinazas al año por empresa
Micro	1 a 300 mil litros	103	10 a 3,000 m ³
Pequeña	301 mil a 1 millón de litros	12	3,010 a 10,000 m ³
Mediana	1 millón a 3 millones de litros	13	10,000 a 30,000 m ³
Grande	Más de 3 millones de litros	14	más de 30,000 m ³
Total		142	

²⁸ Tequila 100% de agave y tequila.

²⁹ Comunicación personal enero 2020.

Paralelamente a la dinámica de producción de tequila, se generan efluentes residuales con una relación de 10 L de vinazas y 114 kg de bagazo (60% de humedad promedio) por cada litro de tequila producido al 55% Alc. Vol, por lo que, con base en esta estimación, durante el año 2018 se produjeron 420,000 m³ de vinaza en el estado, únicamente por la actividad de las empresas de gran producción.

El desarrollo de la industria del tequila, los cambios que ha generado en los habitantes del municipio de Tequila y municipios colindantes que también forman parte de la cadena de valor de dicho producto, derivados del turismo y la concentración de las empresas de mayor producción, han sido extensamente estudiados en la literatura. Entre las problemáticas que ya se han señalado dentro de la industria están la desorganización, producción de *pseudo-tequila*, transferencia tecnológica, mala planeación, contaminación y mala conservación de recursos genéticos. Mientras que la investigación se ha enfocado a cuestiones culturales, sociales y tecnológicas del tequila y sus subproductos (Núñez y Madrigal, 2014), como se describirá a continuación, la problemática ambiental asociada con el uso de las vinazas ya sea como agente fertilizante o su descarga en cuerpos de agua, no tiene una mención importante, nula en la mayoría de los textos.

La investigación pionera que aborda el uso de la vinaza del tequila como una problemática, lo hace a raíz de que nuevas actividades entre agaveros y grandes empresas de producción de tequila que, al darle una resignificación de la vinaza como un fertilizante, provocaron un cambio en la organización de la contaminación con aguas residuales (Hernández, 2003). Aunque tradicionalmente la vinaza fuera vertida directamente a cuerpos de agua sin un tratamiento previo, se dieron a conocer mediante declaraciones en años recientes a dicha investigación, que las empresas arrojaban sus residuos a los arroyos cercanos sin cumplir con el instrumento que en ese momento establecía los límites de contaminantes para descargas en aguas y bienes nacionales. El autor enfatiza que las vinazas representaban en ese momento un problema para los agricultores, para las poblaciones cercanas y los productores de tequila, que al ubicarse en la cercanía de corrientes de agua tenían acceso directo para permitir el desagüe. Incluso presencié a al menos cuatro empresas que realizaban dicha actividad en el río Colorado de Zula, ubicado en el noroeste del municipio de Arandas y hacia el sur del municipio Atotonilco el Alto. Dicho cauce de agua contaminada continuaba hacia un grupo de productores de ladrillos que utilizaban el agua, que también era usada por establos cercanos de vacas y toros para abrevar.

Para el año 2000, la Comisión Nacional del Agua fijó un plazo límite para el tratamiento del residuo, lo que dio paso a que los productores de tequila optaran por estrategias para evitar sanciones. Una de ellas fue la resignificación de la vinaza como un insumo para el cultivo de agave, por su “alto contenido de nutrientes” (*ibid.*). Aunque estas acciones eran el producto de la relación clientelar previa que existía entre ambos actores, la nueva alternativa de “aprovechamiento del residuo” permitió reforzar esas relaciones asimétricas y la transferencia de los impactos ambientales hacia los suelos de cultivo de los agaveros.

Por otro lado, se ha documentado que por la cadena de valor alrededor de la producción del tequila, se han creado zonas de monocultivo de agave, que se caracteriza por un alto grado de intensificación de prácticas, dependencia de agroquímicos, terrenos mayormente planos y uso mecanizado y mano de obra mixta (familiar y contratada), esta última a cargo principalmente de las tequileras (Herrera-Pérez et al 2017). Algunos de los requerimientos principales para el monocultivo de agave son el control de arvenses o malezas, uso de plaguicidas y fertilizantes. Los insumos más utilizados en las regiones de monocultivo suelen ser herbicidas como el diurón, diglifosato, glifosato, ametrina, bromacil, paraquat, plaguicidas como el sulfato de cobre, furadán, carbofunrán, diazinón entre otros (Nava y Medina 2005, Flores y Zamora 2003 en Gerritsen et al, 2010). Entre las principales repercusiones ambientales se han identificado

la erosión de suelo, al eliminar más del 90 % de la cubierta vegetal durante el ciclo de crecimiento del agave, pérdida de vegetación y contaminación de cuerpos de agua por arrastres naturales (Herrera-Pérez et al 2017).

En la literatura se han realizado investigaciones sobre las necesidades de información de los productores de agave y su cambio en el tiempo, derivado de nuevas técnicas y tecnologías que comenzaron a partir del boom tequilero de 1996 (Sánchez, 2016), el impacto de la industrialización de la producción del tequila en municipios particulares, como Tequila y Arandas, en cuanto a la intensificación y aumento en densidad de plantas por superficie agrícola (Luna, 2015), pero poco se habla en sobre el impacto de las vinazas en dichos municipios (Guevara, 2010 en Luna, 2015).

La tendencia de los últimos años ha sido la investigación sobre su aprovechamiento como energético, ya sea mediante su tratamiento biológico o químico (Espinoza-Escalante et al., 2009; Ferral-Pérez et al., 2016, García-Depraect et al., 2017; García-Depraect y León-Becerril, 2018; López-López et al., 2010; Marino-Marmolejo et al., 2015; Méndez-Acosta et al., 2010), que la ha colocado como una alternativa más que prometedora, como el vínculo necesario para que los generadores incluyan entre sus actividades productivas la remoción de contaminantes de sus efluentes.

De la misma manera en que existe carencia en la investigación científica sobre esta problemática más allá de los cambios políticos y culturales que ha provocado en el estado la producción del tequila, y los avances tecnológicos para su tratamiento, los reportes informativos y noticias locales poco habían mencionado la contaminación por descarga de vinazas. Sin embargo, fue durante los años 2018 y 2019 que se publicaron un mayor número de notas sobre este hecho. Por ejemplo, durante los últimos tres meses del 2019 se publicaron noticias sobre la clausura de plantas de producción de tequila (AF Medios, 2019), la inversión de empresas productoras de bebidas que en su momento anunciaron apoyos económicos para la gestión de residuos de la industria (Milenio digital, 2019; Sánchez, 2019). En una nota periodística local se mencionó que gracias a las grandes inversiones se “logró la instalación gradual de procesos y equipos para el tratamiento de vinazas y bagazos, un ejemplo de ello son las nuevas instalaciones de Atotonilco El Alto recién inauguradas”. También alrededor del tema de las zonas características del paisaje agavero que presentan contaminación de sus fuentes de agua (El informador, 2019) e inversiones municipales para rehabilitación de carreteras pertenecientes a la Zona Agavera, las vinazas han sido señaladas como causantes de dicha contaminación, en los discursos de la inauguración de estos programas (Arenas, 2019; Milenio digital, 2019). Desde las autoridades federales, la PROFEPA emitió una recomendación hacia nueve Entidades Federativas sobre las deficiencias de control y vigilancia de las descargas y contaminación en los ríos Lerma y Santiago, una de ellas Jalisco, que posteriormente se vinculó con las descargas de vinazas de la industria tequilera (El Informador, 2017). Aunque dicha recomendación fue emitida, se limitó a mencionar las capacidades institucionales correspondientes para dar mantenimiento a las plantas (PROFEPA, 2017) de tratamiento y sobre la coordinación entre autoridades estatales y municipales. Por otro lado, en el 2014 se emitió una denuncia por la descarga de vinazas de una empresa productora de tequila en el municipio de Tlajomulco, en la que se hizo una multa y la “clausura de contenedores” de la empresa, sin embargo no se realizaron acciones relacionadas con la muerte de peces que ocurría en la laguna cercana (Ornelas, 2014). Aunque los sucesos anteriores muestran únicamente que en los últimos años la problemática de las vinazas ha sido, no atendida, sino mencionada en los medios públicos, permite observar la baja difusión del involucramiento de las autoridades estatales para incidir el control de las actividades industriales más características del estado de Jalisco.

Recientemente el gobernador estatal Enrique Alfaro presentó la iniciativa “Tequila libre de Deforestación”, que de acuerdo con los medios de comunicación (El Informador, 2019), pretende fijar acciones conjuntas entre el gobierno estatal y el Consejo Regulador del Tequila para el tratamiento de residuos derivados de la producción de tequila, bagazo y vinaza, al igual que evitar la tala de árboles en los espacios donde se pretenda plantar agave. A partir de ellas se diseñaron tres líneas de acción: mesas técnicas de trabajo para la evaluación de alternativas para el tratamiento de vinazas y bagazo, seguimiento e implementación; al igual que certificaciones de plantaciones de agave que mediante criterios ambientales emitidos por la Secretaría estatal se asegurará que dichos espacios de cultivo estarán libres de deforestación. Este convenio fue firmado por titulares de la SEMADET, el gobernador estatal, la Coordinación General Estratégica de Gestión del Territorio y el CRT. Este evento se proclama como una acción en materia climática a partir de la reciente Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (COP25), relacionada con las emisiones en el uso de energía, disminución de huella hídrica y una cadena de valor sustentable (SEMADET, 2019a). Por otro lado, con base en las fuentes de información estatales el programa de gestión integral de residuos estatal indica, en su última versión que la SEMADET tiene 35 planes de manejo de industrias tequileras registrados que se localizan principalmente en las regiones Altos Sur, Ciénega, Sur, Valles y Centro del Estado (SEMADET, 2016). Lo cual, representa el 26.64% de las empresas de tequila registradas en el CRT, la mayoría de ellas de gran producción. Mientras que de los 23 proveedores de gestión de vinazas tienen registro oficial, 20 realizan la etapa de coprocesamiento, 1 para su recolección y 2 para su tratamiento (SEMADET, 2019).

Este panorama describe que la poca continuidad de su atención por las autoridades, visibilizada en los instrumentos y políticas de los Residuos de Manejo Especial, que también se manifiesta a su vez en el ámbito de la investigación. Aunque las vinazas de tequila son un tema recurrente en la investigación científica, son entendidas como un subproducto valioso para la generación de energía eléctrica y térmica. A pesar de que en las investigaciones citadas mencionan la problemática como argumento de la necesidad de desarrollo tecnológico, su alta tasa de generación, su conceptualización como residuo desde la industria y la reducción de impactos ambientales relacionados con su descarga, no ahondan en las causas de este hecho. Lo cual remite a la disociación entre las posibilidades de mejora de los instrumentos de las políticas regulatorias que tienen como objetivo evitar y reducir los impactos ambientales. Esto tiene repercusiones importantes sobre la percepción del ejercicio público y su función, al igual que del acercamiento científico hacia la atención del problema. Podría decirse que la falta de efectividad, revisión y adaptación de los instrumentos públicos pudieron ser los causantes, en cierta medida, de la tendencia técnica de las propuestas de soluciones para la problemática de las vinazas.

2.3 Análisis de Ciclo de Vida

Uno de los enfoques y metodologías más utilizadas en la evaluación ambiental de los sistemas de generación de energía, particularmente de bioenergía, es el Análisis de Ciclo de Vida (ACV). El ACV ha sido utilizado para la comparación de alternativas energéticas a los combustibles fósiles extensamente (Lijó et al., 2018), particularmente para sistemas de DA (Vasco-Correa et al., 2018).

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta estandarizada por la norma internacional ISO 14040 (ISO, 2006a) que determina los potenciales impactos ambientales de un sistema de producto o servicio a través de todo su ciclo de vida. Es decir, es una compilación y evaluación de las entradas y salidas involucradas desde la extracción de la materia prima del producto o servicio, hasta su disposición final. Estos elementos permiten a la metodología comparar dos o más productos o servicios diferentes que compartan la misma función.

En la Figura 7 se muestra la estructura del ACV, la cual comprende cuatro etapas, cada una interrelacionada con las demás con el propósito de permitir el regreso a etapas previas y redefinir aspectos que así lo requieran. Esto hace que el ACV pueda proveer de resultados importantes y confiables en términos de potenciales impactos ambientales (Seidel, 2016), además de tener como eje principal enriquecer la información disponible para la toma de decisiones, en cualquiera de sus dos acercamientos³⁰ (Rehl et al., 2012).

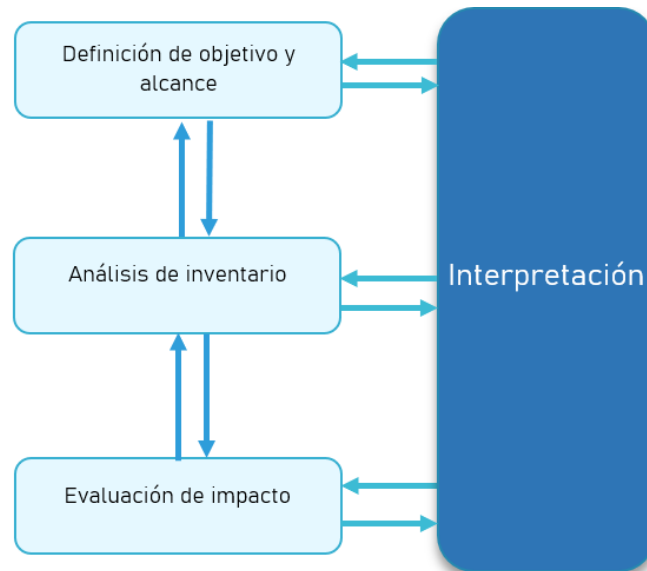


Figura 7. Estructura de la metodología de ACV

Fuente: Adaptado de ISO (2006a)

2.3.1 Metodología de ACV

2.3.1.1 Definición de objetivo y alcance

La definición de objetivo y alcance es la primera etapa de un ACV. El objetivo debe establecer la aplicación intencionada del análisis al igual que los usuarios del resultado, mientras que el alcance delimita las fronteras de la evaluación. Lo anterior se realiza mediante la determinación de los siguientes elementos:

³⁰ ACV de atribución (attributional) y consecuencial (consequential)

- *Sistemas evaluados.*

Productos o servicios que se analizarán y compararán. Su función debe ser definida, debido a que un sistema puede tener diferentes funciones que dependen del objetivo y alcance del ACV (ISO, 2006a).

- *Unidad funcional (UF).*

Elemento clave del estudio, que debe ser precisa y suficientemente comparable para ser utilizada como referencia. Debe describirse el flujo de referencia, que es la cantidad de productos o servicios que son necesarios para cumplir el objetivo del estudio en función de los bienes que se comparan y a partir de esto, cuantificar las entradas y salidas de cada sistema (ISO, 2006a).

- *Límites del sistema.*

Los límites del sistema definen las operaciones o procesos y las entradas y salidas a considerarse en el ACV, con base en el objetivo establecido. Es necesario decidir los procesos unitarios del estudio, al igual que el nivel de detalle al que dichos procesos serán estudiados y describirlos de manera clara y precisa, respecto a la aplicación prevista del estudio (ISO, 2006a).

- *Métodos de asignación o reparto.*

La asignación está definida como la repartición de flujos de entrada o salida de un proceso unitario al sistema del producto estudiado (ISO, 2006a). Esto significa que los aspectos ambientales se reparten entre los diferentes productos y/o entre los sistemas de productos subsiguientes (Jungmeier et al., 2012 en Rolón, 2019).

Por otro lado, la ISO 14040 sugiere evitar la asignación cuando sea posible, aunque si no es así, el sistema debe dividirse o expandirse, de manera que pueda reflejarse las relaciones físicas entre ellos. Cuando esto no sea posible, es necesario establecer otro tipo de relaciones, como la base de los fundamentos químicos o el valor económico de los productos (Finnveden, 1999 en Rolón, 2019); es decir, repartos económicos, energéticos o másicos.

Sin embargo, en sistemas de coproducción o producción conjunta donde más de un producto surge del resultado del proceso, la subdivisión solo permite un acercamiento a la multifuncionalidad³¹ en la medida que se obtenga más información detallada de dicho proceso. A pesar de ello no es suficiente para estudios en los que el proceso es inherentemente multifuncional (De Meester, 2013; Frischknecht, 2000), como biorrefinerías, plantas de cogeneración (Turconi et al., 2013) o plantas de tratamiento de aguas residuales (Timonen et al., 2019). Lo anterior se puede resumir en tres tipos de problemas derivados de la diversidad de sistemas evaluados mediante ACV y la aplicación del reparto (Finnveden, 1999):

1. Múltiples salidas: el proceso produce varios productos, la industria petroquímica y refinerías son ejemplos de ello.
2. Múltiples canales de entrada: el proceso recibe varios productos de desecho, por ejemplo, en un incinerador de residuos.
3. Reciclaje de circuito abierto: el proceso recibe un residuo que es convertido en un producto, por ejemplo, la incineración de residuos utilizados para la generación de energía recuperada en forma de calor y electricidad.

³¹ La multifuncionalidad se da cuando existen procesos que contribuyen a más de un sistema de producto (Frischknecht, 2000).

- Metodología de evaluación del impacto ambiental y categorías de impacto.

Las categorías de impacto son las clases que representan los problemas ambientales de interés a las que los resultados del análisis del Inventario de Ciclo de Vida (ICV) serán asignados (ISO 14040, 2006a), deben elegirse al igual que los indicadores y modelos de caracterización, en concordancia con el objetivo del estudio.

- Tipos y fuentes de datos.

Los datos seleccionados para un ACV dependen del objetivo y el alcance del estudio. Estos datos pueden ser recolectados de los sitios de recolección asociados con los procesos unitarios dentro de los límites del sistema, o ser estimados de otras fuentes. En la práctica, todos los datos pueden ser una mezcla de medidas directas, estimaciones o cálculos. Para cada indicador o categoría de impacto existen diferentes metodologías de evaluación, por ejemplo, cambio climático es una categoría de impacto que puede ser reportado evaluado con la metodología del IPCC, ReCipe o CML, entre otras.

- Calidad de datos

Los datos recabados para el análisis deben ser claros y descritos de tal manera que permitan obtener resultados fiables y que su interpretación sea correcta. La norma ISO 14040 (2006a) señala que necesita contar con parámetros como: cobertura de tiempo, cobertura geográfica, cobertura tecnológica, representatividad de los datos, precisión, consistencia y reproducibilidad de los métodos utilizados para su obtención.

2.3.1.2 Análisis del Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

El Inventario de Ciclo de Vida comprende la recolección de datos para cuantificar las entradas y salidas relevantes del sistema estudiado, tomando como referencia la unidad funcional. En las entradas y salidas se incluye el uso de recursos y las emisiones al aire, agua y suelo asociados con cada proceso a lo largo del ciclo de vida del producto, en todas sus etapas. Con el propósito de permitir la claridad de los datos y asegurar su calidad y veracidad una descripción de cada proceso dentro del sistema debe ser registrada.

- Validación de los datos

Es necesario confirmar y proveer de evidencia sobre la veracidad de los datos, mediante revisiones constantes durante su recopilación, que permitan asegurar que los requisitos particulares del estudio puedan cumplirse. La validación puede comprender, por ejemplo, balances de masa, energía o análisis comparativos de los factores de emisión y vertido. Debido a que cada proceso unitario obedece las leyes de conservación de masa y energía, los balances de masa y energía permiten obtener una revisión de la validez de la descripción de un proceso unitario (ISO, 2006a).

2.3.1.3 Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida (EICV)

Derivado del análisis del inventario, la etapa de EICV valora los efectos ambientales generados por cada etapa y proceso unitario del sistema analizado. Esto con el propósito de representar en conjunto el perfil de impacto de ciclo de vida del sistema (ISO, 2006a), mediante la traducción de los flujos elementales del Inventario de Ciclo de Vida en sus contribuciones potenciales a los problemas ambientales de interés (Hauschild y Huijbregts, 2015). En esta etapa es donde las emisiones y los flujos del inventario son

relacionados con sus indicadores y categorías de impacto específicos, para posteriormente ser convertidos en las mismas unidades para su evaluación relativa mediante los factores de caracterización respectivos (Lotteau et al., 2015).

Los factores de caracterización consisten en un número adimensional que expresa el potencial de daño causado en cada una de las categorías. Dichos factores están basados en modelos de la ruta que siguen flujos elementales a través de una secuencia de impactos relacionados a las áreas de protección³² con la categoría de impacto correspondiente (figura W). Por ejemplo, en la categoría de cambio climático se ha introducido como sustancia de referencia el CO₂ en aire, de modo que el factor de caracterización es un número que expresa el daño potencial producido por un kg de GEI, como el CH₄, en relación con un kg de CO₂ (Luján, 2015). En la práctica, los factores de caracterización representan los aspectos de interés y aquello a lo que se busca que el ACV permita revelar y entender su daño potencial.

De acuerdo con la norma ISO 14044, el indicador elegido para representar una categoría de impacto puede ubicarse a lo largo de la ruta que vincula los datos de inventario (figura W) , a través de impactos ambientales, con los daños que provocan en las áreas de protección³³ (Hauschild y Huijbregts, 2015). Aquellos impactos localizados a la mitad de la ruta de impacto se denominan “de punto medio” y son aquellos que evalúan la magnitud del impacto generado de manera directa, sin considerar las repercusiones que éste podría ocasionar a la salud humana o al ecosistema (Luján, 2015). Por ejemplo, como se mencionó, el factor de caracterización de CO₂ permite determinar el potencial de calentamiento global de cualquier compuesto como un indicador dentro de la categoría de cambio climático. Sin embargo, dicho indicador no analiza las consecuencias que esta emisión pueda tener en la salud humana y en el ecosistema después de un tiempo determinado (Goedkoop et al., 2013), contrario a aquellos impactos y categorías de “punto final”.

Los dos enfoques (impactos de punto medio y punto final) son complementarios en que la caracterización de punto medio tiene una relación más fuerte con los flujos elementales y menor incertidumbre para su modelación, pero por su complejidad son difíciles de asimilar por personas sin conocimientos especializados (Rolón, 2019). Mientras que la caracterización de punto final tiene una relación más fuerte con las áreas de protección y son más fáciles de interpretar en términos de su relevancia con esferas de interés para la sociedad (Hauschild y Huijbregts, 2015).

La norma ISO 14040 (2006a) define los elementos obligatorios de la EICV de la siguiente forma:

- Selección.
Este paso se lleva a cabo la selección de categorías de impacto y los métodos de caracterización que se van a considerar en el estudio.

- Clasificación.

³³ Las áreas de protección son los impactos finales que pueden causarse, identificados principalmente como daños a la salud humana y a la del ecosistema (Ruiz, 2017 en Rolón, 2019).

Este elemento refiere a la asignación de datos del inventario a las diferentes categorías de impacto, tales como calentamiento global, disminución de la capa de ozono, entre otros.

- **Caracterización.**
Es el cálculo del indicador de impacto para cada una de las categorías de impacto seleccionadas, usando factores de caracterización.

2.3.1.4 Interpretación

La última etapa de ACV es la interpretación, en la cual se discuten los resultados y se plantean conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones, con base en el objetivo y el alcance del estudio (ISO, 2006a). La estructura final de esta etapa debe contener: identificación de problemas significativos, evaluación de integridad total del estudio, revisión del análisis de sensibilidad y revisión de consistencia, conclusiones, limitaciones y recomendaciones (Rolón, 2019). Es una etapa que, al igual que la definición del objetivo y alcance, estructura el estudio, mientras que las demás producen información.

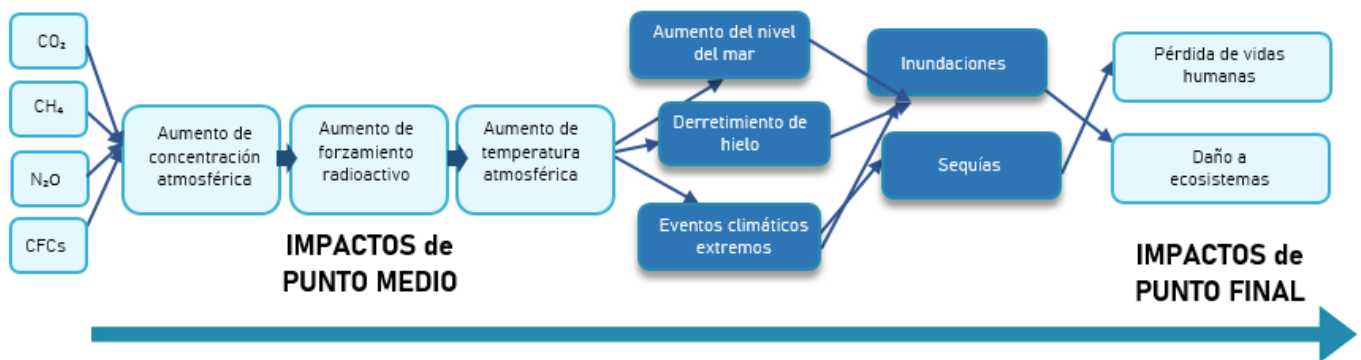


Figura 8. Ruta de impacto simplificada para la relación entre calentamiento global y flujos elementales del inventario a las áreas de protección

Fuente: Adaptado de Hauschild y Huijbregts (2015).

2.3.2 Antecedentes de ACV de aprovechamiento de biomasa residual

En la Tabla 7 se describen investigaciones previas que han utilizado el ACV como herramienta para la evaluación de impactos ambientales de diferentes tipos de biomasa residual. Se especifica el tipo de biomasa, el objetivo y el contexto regional del trabajo, al igual que los aspectos metodológicos utilizados para desarrollar el ACV, como la unidad funcional, el tipo de reparto, la metodología de evaluación de impacto, el software utilizado y las categorías de impacto seleccionadas.

Como se puede ver, se han realizado únicamente cinco estudios para conocer el desempeño ambiental de sistemas de tratamiento de vinazas mediante la metodología de ACV con diversos objetivos, no únicamente para alternativas de generación de energía. Esto a su vez se puede relacionar con las diferentes unidades funcionales elegidas, ya que como lo describen Ahlgren et al (2012) la elección de la unidad funcional depende del objetivo del estudio. Es por lo que, por ejemplo, Longatti et al. (2016) al establecer como objetivo principal evaluar el potencial energético de la vinaza como un combustible alternativo de menores impactos ambientales, su unidad funcional es una medida de energía. Mientras que Rocha et al

(2016), Hagman et al (2019) y Barrera et al (2016) eligen unidades funcionales referentes a la cantidad de la biomasa generada porque el objetivo es encontrar alternativas con un mejor desempeño ambiental, con el fin de reducir los impactos ambientales de una actividad que ya se realiza, como aplicación de fertilizantes o nuevos escenarios de gestión potencial, y no únicamente la valorización energética de la vinaza.

Tabla 7. Antecedentes de ACV de aprovechamiento de biomasa residual

Referencia	Tipo de biomasa residual	Objetivo	Contexto regional	Unidad funcional	Reparto	Metodología de evaluación de impacto	Software	Categorías de impacto
Barrera et al. (2016)	Vinaza de azúcar de caña	Comparar diferentes configuraciones de plantas de tratamiento de digestión anaerobia para vinaza de azúcar de caña como alternativa a lagunas.	Cuba	1072 ton de vinaza y 398 ton de agua residual del proceso de producción de azúcar	Carga cero	ReCiPe Endpoint (H)	OpenLCA v. 1.3.1	CE,OTA,CC,FMP,SH, RN,DRF
Contreras et al. (2009)	Bagazo de caña de azúcar, torta y agua residual de molino de azúcar,vinaza de azúcar de caña	Comparar alternativas de uso de co-productos y residuos de la producción de azúcar mediante sus posibles impactos ambientales.	Cuba	216 ton de azúcar/d	Expansión del sistema	Eco-indicator 99 (H/A)	Sima Pro 6.0	SH,CE, RN
Longatti et al. (2017)	Vinaza y bagazo de azúcar de caña	Evaluar los posibles impactos ambientales de la valorización energética de los co-productos de la producción de azúcar de caña.	Cuba	1 MJ de etanol	Económico	CML 2000	Sima Pro	DA,CC, DO, TH,EM
Rocha M. et al. (2007)	Vinaza de azúcar de caña	Determinar los posibles impactos ambientales de cuatro opciones de disposición de vinazas para su fertirrigación.	Brasil	1000 l de vinaza tratada	Carga cero	ECO-95 Indicators	Sima Pro 7.0	No especifica
Hagman et al. (2019)	Vinaza de la destilación de molienda de trigo	Evaluar diferentes escenarios para la valorización de vinaza proveniente de una biorefinería de trigo	Suiza	1 ton de vinaza tratada	Expansión del sistema	No especifica	No especifica	CC
Gullón et al. (2018)	Bortes de viña de la producción de vino	Evaluar los posibles impactos ambientales de cinco alternativas de valorización de brotes de viña en un esquema de biorrefinería	España	100 kg de brotes de viña	Expansión del sistema y carga cero	CML 2001	Sima Pro 8.2	ARA, PA,CO,PTH,EM,ET, ET,POF
Flores et al. (2018)	Agua residual de la producción de vino	Evaluar los posibles impactos ambientales de tres alternativas de tratamiento de aguas residuales de la producción de vino, con énfasis en el uso de humedales.	España, Portugal y Francia	1 m³ de agua tratada	Carga cero	Recipe Midpoint (H)	Sima Pro 8	EAD,CC,DCO,AT,EM, FOF,TH,ET,FMP, ARM

Referencia	Tipo de biomasa residual	Objetivo	Contexto regional	Unidad funcional	Reparto	Metodología de evaluación de impacto	Software	Categorías de impacto
Amarante et al. (2019)	Pajilla de arroz	Evaluar cuatro alternativas para la valorización energética de pajilla de arroz en Cuba.	Cuba	40,000 ton de arroz	Expansión del sistema	ReCiPe Midpoint (H) y Endpoint	OpenLCA	CC,FMP,TH, ETAD,EM, EAD, RI, ARM,AT, CO,FMP, FOF,ETT, OSU, ARH
Pierobon et al. (2018)	Residuos maderables de pilas de corte	Evaluar los impactos ambientales de la producción de combustible de aviación a partir de la valorización de residuos maderables	EUA	1 GJ de energía requerida para la propulsión de un motor de aviación	Expansión del sistema y másico	TRACI	Aspen Plus v. 8	CC, AT, EAD,EM, ETAP, SG, ER

ARA: agotamiento de recursos abióticos; ARH: agotamiento de recursos hídricos; ARM: agotamiento de recursos marinos; AT: acidificación terrestre, CE: calidad de ecosistemas; CC: cambio climático; CO: deterioro de la capa de ozono; DA: deterioro abiótico; EAD: eutrofización de agua dulce; EM: ecotoxicidad marina; ETAP: ecotoxicidad de agua dulce; ET: ecotoxicidad terrestre; FOF: formación de oxidantes fotoquímicos; FMP: formación de materia particulada; PA: potencial de acidificación; POF: potencial de oxidación fotoquímica, ER: efectos respiratorios, SG: smog

Como ya se mencionó, la implementación de sistemas de DA tienen múltiples beneficios, como el tratamiento y reducción de residuos, generación de energía renovable o la reducción de uso de fertilizantes de producción industrial. Todos ellos, tienen como consecuencia el desplazamiento de procesos que de otra manera contribuirían a una mayor emisión de contaminantes al aire, suelo o agua, al igual que efectos en la salud humana y deterioro de ecosistemas. Estos efectos están relacionados con la lixiviación de nutrientes, emisiones metanogénicas derivadas de la biodegradación, evaporación de amonio y la eutrofización de cuerpos de agua (Vasco-Correa et al., 2018), generada por la gestión inadecuada de diversos tipos de residuos.

Mientras que se puede decir que, en general, se obtienen estos beneficios gracias a la implementación de estos sistemas, en la literatura también hay elementos que se han señalado esenciales para que esa implementación se lleve a cabo y que pueda ser efectiva para resultar en esos efectos. Algunos de estos elementos son el fomento en diferentes sectores desde políticas públicas para el uso de subproductos de los sistemas de DA, el grado de desarrollo de la tecnología y disponibilidad de infraestructura, al igual que instrumentos para la cooperación entre agentes con diferentes intereses. Incluso, se han agrupado en tres ámbitos, no excluyentes, pero particulares: políticas públicas, regulaciones e incentivos (Böβner et al., 2019; Vasco-Correa et al., 2018). Ejemplos de sistemas con mayor éxito en su implementación son característicos de países con rigurosas regulaciones ambientales, de salud humana y el sector de agricultura, al igual mediante el fomento del reuso de residuos y de generación de energía renovable, usualmente encontrados en países de la Unión Europea como Alemania o el Reino Unido. Respecto a los incentivos, Böβner et al. (2019) señalan que debido a los retos financieros para los sistemas de DA, como los costos elevados de capital y de mantenimiento y operación en el largo plazo, el éxito de esta implementación depende de la

diversidad de programas de incentivos, como tarifas de alimentación que reduzcan los costos por la conexión a la red eléctrica, al igual que créditos por la reducción de emisiones de Gases de Efecto Invernadero y de descarga de nutrientes a agua y suelo. Ya que ayudarían a compensar costos y generar ganancias, impulsando el avance de la tecnología y aumentando su competitividad ante fuentes de generación a partir de combustibles fósiles.

Recientemente Vasco-Correa et al., (2018) enfatizan que las claves para el éxito en la implementación de estos sistemas en el largo plazo son equipos de alta calidad que permitan reducir su mantenimiento, al igual que la accesibilidad del conocimiento sobre estos mismos aspectos. Es decir, conocer el funcionamiento y aumentar la capacidad de los operadores para dar atención a problemas que puedan surgir en el ciclo de vida del equipo y del sistema mismo. También las elecciones respecto a los sustratos a tratar en el sistema se convierten en un elemento importante, al fungir un papel principal en la estabilización de producción de biogás y a las características y requerimientos de insumos del sistema de DA, ya que determinan las condiciones óptimas para los microorganismos dentro de los reactores, la gestión adecuada de subproductos o incluso, la distancia recorrida para adquirirla. Por lo que repercuten a su vez en el costo de producción del bioenergético.

Por otro lado, Tsydenova et al. (2019) concluyen que existen tres tipos de barreras para la aplicación de la DA en el aprovechamiento de la fracción orgánica de Residuos Sólidos Municipales, específicamente en la Ciudad de México. La primera de ellas refiere a la dificultad de los procesos para la obtención de permisos para la generación de energía, al igual que la falta de presión y estrategias del sector gubernamental para aumentar la eficacia en la separación de este tipo de residuos, es decir, en asegurar el sustrato para el proceso biológico. En segundo lugar, la falta de incentivos para el uso de biogás más allá de la generación de energía eléctrica limita las oportunidades de aprovechamiento térmico o de inyección a la red, al igual que la falta de un mercado para los enriquecedores de suelo, coproductos del mismo proceso. Por último, las barreras administrativas dentro del proceso de obtención de permisos para implementar este tipo de proyectos, la inestabilidad de las políticas públicas y falta de aceptación de la tecnología, aumentan el grado de incertidumbre de la inversión.

Algunas de estas barreras se señalan también por Bößner et al. (2019); los largos procesos y elevados costos para la obtención de permisos a nivel regional, donde la burocracia derivada de la descentralización de instancias gubernamentales ha reducido el número de proyectos a desarrollar, al igual que fomenta la pobre comunicación entre agentes. A la vez, los autores señalan un tipo de incoherencia entre los objetivos para el impulso de energías renovables y el arranque y adquisición de fondos para plantas de combustibles fósiles para la producción de energía, como un tipo de desviación de política pública, en el análisis de programas de DA de pequeña escala en hogares de Bali, Indonesia. Esta particularidad también se manifiesta en el acaparamiento de las oportunidades de negocio por parte de compañías de generación de energía a partir de petróleo, al igual que su incidencia en el precio de estos productos y sus derivados, que desplazan alternativas de financiamiento para compañías pequeñas e independientes de bioenergía.

Desde otra aproximación, Querol M. et al (2015) concluyen mediante el análisis de un sistema de producción de biogás en pequeña escala de porcicultores en Brasil, que el éxito de sistemas de DA como una tecnología sostenible y efectiva, depende no solo de la expansión del valor social del producto principal compartido entre diversos actores, en este caso biogás, sino también de la vinculación con las necesidades de dichos actores. Esto quiere decir, que aunque la obtención del biogás y de coproductos como fertilizantes y energía térmica o eléctrica sean factibles por la implementación de sistemas de DA, es vital la existencia de intermediarios que vinculen estos productos con necesidades, como una estructura organizacional, tecnologías o incentivos acorde al escenario en el que serán útiles. Lo cual tendría un efecto directo en las motivaciones de los agentes involucrados y como consecuencia, en sus acciones. Dicho de otro modo, exige un carácter específico a las herramientas de implementación de los sistemas, que garantizarían la funcionalidad de sus beneficios y de los productos que se obtienen de él. Además, los autores enfatizan la importancia de la diversidad de actividades y roles de estos actores dentro de la

cadena producción, ya que es a partir de ellas que se construyen motivaciones y necesidades, usualmente colectivas.

Las motivaciones de los actores, instrumentos intermediarios entre necesidades y funcionalidad de los productos obtenidos, normatividad clara y vinculante sobre los impactos ambientales de los sustratos, al igual que un mercado consolidado y mecanismos de financiamientos específicos con perspectiva de largo plazo, son elementos que las investigaciones anteriores describen, desde diferentes marcos analíticos y perspectivas, como elementos necesarios para la implementación de sistemas de DA. A la par, y con mayor énfasis, son necesarios para el acceso a los múltiples beneficios que producen y que reiteradamente son el fundamento de su desarrollo como tecnología.

En el caso de estudio y como se describió en los capítulos anteriores, el desarrollo de la tecnología ya sea como intermediario para el aprovechamiento energético o para la gestión de residuos es escasa, si no es que podría ser nula. Con base en lo descrito y el objetivo de la presente investigación, se propone abordar este hecho como una problemática a partir de las limitaciones de la normatividad que estructura ambas alternativas; la gestión de residuos y de energías renovables. Específicamente desde la coherencia que puede o no existir entre las políticas públicas actuales de ambos sectores. En la siguiente sección se describe el enfoque elegido a partir de este concepto: coherencia de políticas públicas.

2.4 Coherencia de Políticas

La coherencia de políticas públicas (CP) es un concepto que ha sido desarrollado en la literatura como una condición o atributo deseable en las políticas públicas o de las políticas en general. Algunos autores la definen como un atributo que sistemáticamente reduce conflictos y promueve sinergias entre y dentro diferentes áreas de políticas para alcanzar resultados asociados con objetivos acordados (Nilsson et al, 2012), o como la consistencia de objetivos explícitos de políticas, instrumentos y otras representaciones relacionadas, desde la perspectiva de los actores afectados por dichas políticas (Huttunen et al., 2014). Mientras que la investigación alrededor de este tema crece, diferentes aplicaciones, interpretaciones y metodologías de evaluación de coherencia de política pública son construidas, sin que exista un consenso establecido o noción compartida acerca del significado de una política pública coherente (Cejudo y Michel, 2016; Scobie, 2016).

El análisis de las políticas desde este concepto ha sido abordado con diferentes propósitos en múltiples sectores. Recientemente se ha integrado a las discusiones de los requerimientos para transitar hacia sociedades más sostenibles, para la innovación en energía renovable, gobernanza climática, su incidencia en los cambios derivados de políticas climáticas y ambientales y, en mayor medida, como requisito para la construcción de una política transnacional que promueva el desarrollo como elemento normativo, principalmente por instituciones como la OCDE y las Naciones Unidas. Así, la diversidad de aplicaciones y utilidad que se le ha dado al concepto de coherencia y el enfoque de análisis de CP en el estudio de la intervención pública representa un campo virtuoso para el fin último de esta investigación, es decir, identificar algunas de las causas que limitan la implementación de tecnología para la revalorización de residuos, y, en consecuencia, el cumplimiento de la gestión que dicta la normatividad aplicable en el caso de estudio. Por tanto, la siguiente sección se divide en tres apartados. Primero, la revisión de literatura que tenga como base el concepto de coherencia de políticas y lo use como enfoque en alguno de sus diferentes niveles de análisis, segundo, una síntesis de dicha revisión a partir de los elementos que presentan y por último, se concluye con los elementos más relevantes para la presente investigación.

2.4.1 Fundamentos conceptuales y estructura

Las políticas públicas, como “plan específico de acción orientado hacia el logro de objetivos relacionados con la solución de problemas específicos y con la mejora de situaciones de vida social” (Aguilar, 2015:32), o una “intervención deliberada del Estado para corregir o modificar una situación social o económica que ha sido reconocida como problema público” (Merino, 2008), parten de un fundamento de causalidad para la elección de medidas de intervención social. Es decir, existe un nexo causal entre un problema público y la situación deseada, el cual se visibiliza en el diseño de políticas e instrumentos para alcanzar dicha situación y en última instancia, en los impactos que se obtuvieron por su implementación. De manera paralela, la cualidad que describe si el vínculo intermedio entre el problema público, la política pública correspondiente y los componentes elegidos para atenderlo (y para llegar a la situación deseada) guardan actitud lógica y consecuente, es referida generalmente como coherencia de políticas públicas. Esta cualidad suele asumirse en el ejercicio público, esperando que el diseño y aplicación de una política pueda por mérito individual derivar en resultados complementarios que, en conjunto con otras políticas públicas, resuelvan el problema o los problemas de un país (Cejudo y Michel, 2016). Incluso, se ha referido que tiene un valor instrumental subordinado a los objetivos elegidos como prioritarios en una

administración pública (Millán, 2015), ya que permite discernir entre la consistencia (en un cierto nivel³⁴) de las acciones del Estado con aquellos principios y los objetivos que se le confieren.

En el ámbito de la investigación se han desarrollado categorías para analizar dicha cualidad: interna, externa, horizontal y vertical. En el caso de coherencia interna se ha definido como la consistencia entre objetivos e instrumentos de una política dada (Carbone, 2008; OCDE, 2009; Nilsson et al, 2012; Siitonen, 2016), mientras que la coherencia externa refiere a la consistencia entre dominios de política (Huttunen et al, 2014) y ha sido analizada en mayoría alrededor de la discusión de políticas para el desarrollo de países pertenecientes a la Unión Europea. Por otro lado, la coherencia horizontal es descrita como la interacción entre áreas de políticas diferentes (Carbone, 2008; Bossuyt, Orbie y Drieghe, 2018) de un mismo nivel y la coherencia vertical es la interacción entre políticas de un mismo organismo de diferentes niveles (*ibid.*).

En contraste con lo anterior, Cejudo y Michel (2016) abordan el concepto de coherencia de políticas desde las limitaciones del enfoque de política pública (PP) para el análisis de efectividad del diseño e implementación de una política como unidad aislada. De esta manera, el enfoque de política pública puede encontrar situaciones en que el análisis de efectividad del diseño e implementación de una política no sea suficiente ante la complementariedad y armonía que ésta necesita y bajo la que puede o no actuar en conjunto con otras políticas para la resolución de un problema de interés público. Por ello, los autores proponen un enfoque de análisis desde la coherencia de políticas públicas (CP) como una condición necesaria para atender problemas amplios y complejos, al igual que como un concepto base en el análisis de la intervención pública. Así, tres niveles de análisis de CP son descritos: coherencia interna de las PP (CI), coherencia entre PP (CeP) y entre espacios de política (CEP) (figura 9).

La Coherencia Interna (CI) parte del cuestionamiento de la teoría causal que estructura una política, la relación causa y efecto bajo la que se construye. La pregunta en este nivel de análisis es dirigida hacia la adecuación o no adecuación de las intervenciones del Estado con base el planteamiento del problema y los objetivos e instrumentos para llegar a la situación deseada que plantea la política.

La teoría causal, su coherencia, al igual que su consistencia³⁵ o la falta de ellas, puede manifestarse en dos sentidos de acuerdo con los autores. Primero, cuando el contexto en el que la política se construye no coincide con la realidad (falta de consistencia) y, por lo tanto, la intervención del Estado falla porque está basada en falsos supuestos, y por ello presenta problemas para su implementación. Segundo, la falta de coherencia entre la política y los medios por los que intenta alcanzar sus objetivos puede manifestarse desde afectaciones no previstas y negativas hacia la población objetivo, la no representación de ciertos valores en su implementación o la desatención del propósito mismo de la política, lo cual remite a deficiencias en su diseño.

³⁴ El concepto de nivel en la literatura mencionada a lo largo de este capítulo, quiere decir la medida de importancia en la escala de la administración pública. La cual puede o no manifestarse en acuerdos vinculantes, intervenciones deliberadas de carácter legal o jurídico, como se expone por algunos autores, pero al pertenecer al cuerpo de la administración pública ya se le confiere una posición y por lo tanto un nivel de importancia relativo.

³⁵ La consistencia también es una cualidad deseable en las PP, sin embargo, los autores la refieren como la continuidad visible de un objetivo común en las diferentes representaciones desagregadas de un objetivo.

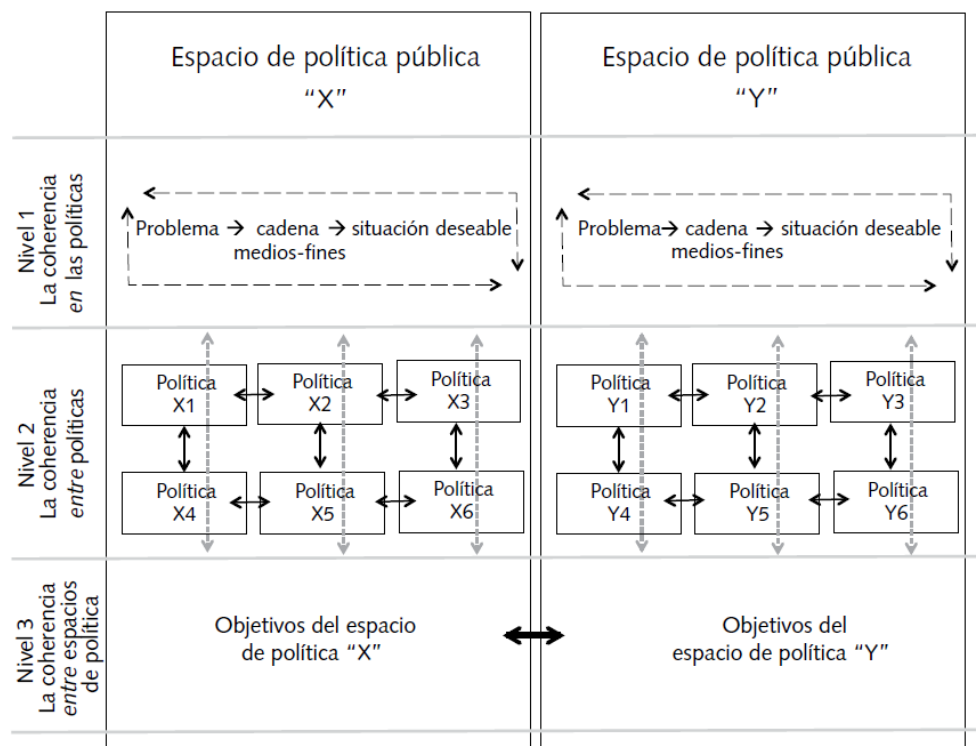


Figura 9. Diagrama de niveles de análisis de Coherencia de PP (Cejudó y Michel, 2016).

La Coherencia entre Políticas (CeP) se encuentra en los espacios³⁶ donde se da significado a los problemas públicos concretos a través de las intervenciones del Estado y de sus interacciones con diferentes actores de la sociedad. Allí, donde las políticas pueden ser clasificadas de acuerdo con el problema que buscan atender, éstas interactúan con aquellas que comparten ese propósito y por ello, tienen el potencial de potenciar u obstaculizar las operaciones de cada una. Para que una política pueda reforzar las funciones de otra, mejorar su desempeño o complementar sus operaciones requiere de coherencia, es decir una relación armónica que permita alcanzar el objetivo de dicho espacio. Sin embargo, cuando no existe coherencia entre las políticas, éstas pueden interferir entre ellas e incluso generar nuevos problemas, como políticas traslapadas, poblaciones sin atender o conflictos jurisdiccionales (Majone, 1997 en Cejudó y Michel, 2016). Es así, que la CeP puede traducirse en aportaciones claras y diferenciadas de cada política hacia la resolución del objetivo de un espacio particular, de un problema público concreto, es decir, el objetivo más amplio de dicho espacio.

En este sentido, los autores diferencian dentro de este nivel de análisis tres tipos de CeP: la coherencia entre los instrumentos de las políticas, los objetivos de diferentes políticas y los tipos de poblaciones objetivo de dichas políticas (Figura 10). La primera refiere a que la elección de los instrumentos de una política debe actuar de manera complementaria con instrumentos de otras políticas dentro del mismo espacio. Desde la perspectiva de la complejidad y multidimensionalidad de los problemas públicos, una política con coherencia en sus instrumentos es aquella que aporta a la solución de una dimensión o una parte de una dimensión del problema público de dicho espacio, mediante un instrumento diferenciado o complementario, evitando redundancias y en sí, construyendo una solución integral a un problema

³⁶ Policy domains = espacios de política

amplio. La coherencia entre objetivos de diferentes políticas cuestiona si el logro de los objetivos por política, al agregarse, pueden lograr el objetivo general del espacio. Dicho de otro modo, además de que una política tenga instrumentos coherentes con el resto de las políticas y con su propósito particular, necesita complementariedad con el cumplimiento de los objetivos de las políticas que comparten el espacio y así, resolver en conjunto el problema. Por último, la coherencia en las poblaciones objetivo busca que los sujetos a quienes la política atiende formen parte del mismo universo que el espacio de política tiene como fin último. A partir de la aplicación de diferentes políticas de un mismo espacio, a través o no de un mismo instrumento, se busca el alcance, en conjunto, de la población global del propósito común de dicho espacio, evitando la exclusión de personas que padecen afectaciones del problema en cuestión.

El último nivel de análisis, coherencia entre espacios de política (CEP), parte de las interacciones entre las acciones de diferentes espacios y el alcance de sus objetivos últimos, de acuerdo con su implementación e interacción de resultados. En principio se busca que entre espacios de política no exista dificultades para alcanzar objetivos por otros espacios, aunque en otros niveles de análisis sí exista coherencia. Los autores distinguen dos tipos de CEP, horizontal y vertical. La primera es el efecto positivo o negativo de la interacción entre instrumentos de diferentes espacios de política en un mismo ámbito de gobierno, mientras que la segunda es entre diferentes niveles, ya sea de un mismo espacio o de diferentes.

Con base en la clasificación anterior, los autores señalan que la CP en sus tres niveles de análisis es difícil de identificar y diseñar, ya que constantemente existen confusiones acerca de su significado, se asume que existe o simplemente se desconoce la relevancia que podría tener en la atención de problemas sociales.

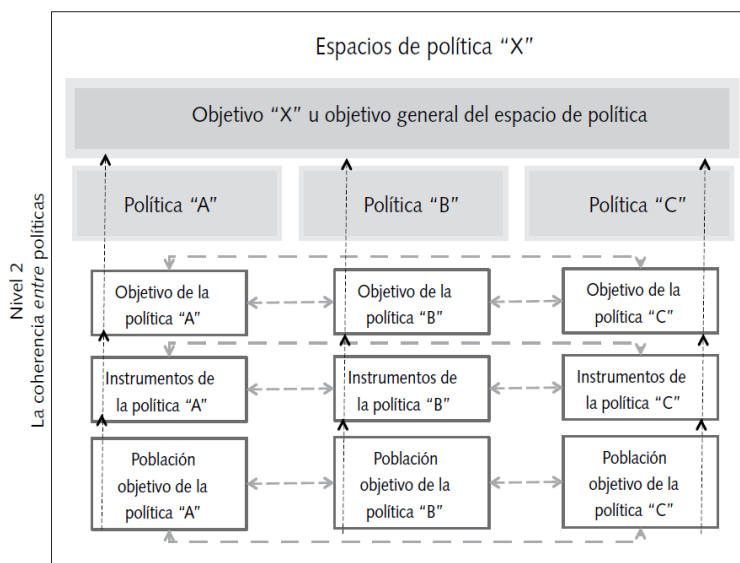


Figura 10. Diagrama de tipos de Coherencia entre Políticas (CeP) (Cejudo y Michel, 2016).

En el primer nivel, la CI tendría que ver con la construcción de la teoría causal (formulación del problema, elección de soluciones, pertinencia de la intervención); es decir, decisiones éticas, políticas y técnicas alrededor de las opciones para la resolución del problema en cuestión. Sin embargo, señalan, las metodologías de evaluación y monitoreo actuales solamente pueden identificar el componente técnico

del diseño de las políticas: la claridad de los objetivos, de los actores involucrados y la correspondencia del instrumento con el problema identificado o monitoreo de los resultados. En el segundo nivel de análisis, la CeP suele entenderse como un sinónimo de coordinación y su vinculación con los objetivos de instrumentos de planeación nacional. Esto sin considerar el posible empalme, redundancia o contradicción entre objetivos, instrumentos y poblaciones objetivo. Por último, la CEP conforma un reto aún mayor que requeriría identificar posibles efectos colaterales entre el cumplimiento de objetivos de espacios, pero que en esencia requiere el reconocimiento de que los resultados de un espacio de política pueden afectar a otros.

A pesar de estos retos, los autores enfatizan que el análisis de CP permitiría ampliar el conocimiento acerca del papel de una política en la resolución de problemas complejos. Diseñar políticas que sean claras en sus aportaciones hacia un problema amplio y de acciones complementarias permite, desde acciones deliberadas, entender el “éxito” de una política más allá del cumplimiento de sus objetivos. Lo cual, a su vez, crea un camino de acciones e instrumentos de planeación, coordinación y evaluación que coadyuven a que la coherencia logre su fin último: atender problemas públicos de forma integral.

La tipología de CP que proponen Cejudo y Michel (2016) en sus tres niveles de análisis concede un marco referencial útil para la diferenciación entre aportaciones hacia el análisis de los instrumentos de la intervención pública. A la par y de manera sustantiva, permite facilitar el cuestionamiento de la adecuación de un cuerpo de políticas y su relación con espacios de política diferenciados para la atención y posible solución de un problema público. Es por esta razón que se hará uso de esta tipología para estructurar las secciones del capítulo.

2.4.2 Coherencia Interna

Con respecto al primer punto, en el campo académico, Merino (2008) describe y delimita un primer tipo de CP, como aquella que analiza la definición causal interna de las políticas, que tiene la capacidad de evaluar “la relación entre causas y cursos de acción; y entre medios efectivamente empleados y fines objetivamente logrados”. Así, la propone como un elemento importante en la evaluación de políticas públicas para cuestionar los valores que sujetan a dicha política y que construyen su “punto de partida” (*ibid.*), esto es, su teoría de entrada. Esta teoría podría describirse como métodos o racionalidades basadas en un conjunto de valores que construyen criterios para tomar decisiones y que, como resultado, eligen o priorizan un problema público sobre otros para construir una PP, determinan la forma y sentido de la intervención del Estado y en general, el acercamiento al problema. La consecuencia principal que identifica el autor es que, al no existir la selección de la teoría de entrada desde los valores que la construyen, no será posible a su vez, que la selección de alternativas para atender el problema público y la argumentación para definir ese problema pueda estar en sintonía con aquellos supuestos iniciales y así carecerá de coherencia. En ese sentido, la CP se convierte en un indicador del vínculo entre la visión y acción de la intervención pública, desde la selección del problema hasta su implementación en el espacio público. Con mayor importancia, propone la explícitas y claridad de los valores y supuestos iniciales de una PP como elementos de alto valor para advertir las desviaciones de la PP durante su implementación, en particular para la vigilancia pública.

En palabras de Majone (1997), esta coherencia se visibiliza en un núcleo donde las convicciones derivadas de la identificación del problema público construyen criterios para distinguir los cursos de acción aceptables de los que no, y de esta manera elegir opciones que sigan dichos principios en la práctica y enfocados en el problema en cuestión. Merino (2008) retoma la analogía propuesta por el autor y

ejemplifica aquel “cinturón de protección” (figura D) alrededor del núcleo de la PP como los instrumentos a poner en marcha, como serían el “conjunto de normas reglamentarias, de actores y procedimientos puntuales” (Merino, 2008: 20) necesarios para modificar o atender el problema público previamente seleccionado. Allí donde se eligen dichos instrumentos la CP se hace visible, de nuevo, en la relación de las elecciones de implementación con los supuestos de la teoría de entrada.

Desde otra perspectiva se ha desarrollado el concepto de Coherencia para Políticas de Desarrollo (PCD), un tipo de coherencia que remite a “la consideración de las necesidades e intereses de países en desarrollo en la evolución de la economía global” (OCDE, 2009:2). Impulsada por la OCDE, en 1991 se discutió el efecto que tenían y pudieran tener las políticas de agricultura, comercio, créditos de exportación, migración o ambientales en la efectividad de la ayuda (aid en inglés) hacia países en desarrollo (Carbone, 2008), derivando en la publicación de documentos guía para la coherencia de políticas, por ejemplo, para reducir la pobreza en dichos países (Guidance on Poverty Alleviation, 2001). Como resultado se difundió el concepto, aunque la evaluación de la CPD a nivel país de la Unión Europea (UE) tuvo un bajo desempeño por la falta de estándares y claridad del concepto (Picciotto, 2005 en Carbone, 2008). Siguiendo el surgimiento de la CPD, aunque sin una definición propia, las Naciones Unidas incorporó parte de sus elementos en el objetivo número 8 de los Objetivos del Milenio: “Fortalecer una alianza mundial para el desarrollo”.

De igual manera, al inicio de la década de los 2000, la UE incorporó el compromiso de la coordinación, complementariedad y coherencia en políticas y programas de ayuda extranjera de sus estados miembros, para la consideración de los efectos que podrían tener en países en vías de desarrollo (*ibid.*), específicamente para el cumplimiento de los Objetivos del Milenio. Años después los esfuerzos de la UE se consolidaron en el Consenso Europeo para el Desarrollo, en donde la CPD fungía como guía de todas las políticas e instituciones de áreas clave para el desarrollo entre sus estados miembros. El desarrollo de la UE como organismo líder en políticas de ayuda y cooperación internacional continuó y fortaleció, lo cual a su vez provocó que académicos comenzaran a involucrarse en la observancia de sus estrategias. Recientemente, Koff y Maganda (2016) realizan una crítica desde el concepto de CPD hacia las estrategias de ayuda de la UE para la provisión, gestión, acceso al agua y salubridad en países en desarrollo. Desarrollan la CPD desde un enfoque normativo, argumentan que, en su núcleo prioriza la cooperación y el desarrollo humano para países en vías de desarrollo de otros intereses de políticas de países industrializados. Describen que el acercamiento actual de dichas políticas y sus estrategias hacia la CPD la convierten en un instrumento técnico que busca aumentar la efectividad y eficiencia del acceso al agua mediante la instalación de infraestructura, sin aceptar ni incorporar acercamientos a las problemáticas desde un enfoque de derechos humanos a la gobernanza del recurso. A pesar de haber declarado, enfatizan, reiteradamente en diversos documentos oficiales al agua como elemento fundamental para el desarrollo en otros sectores como agricultura, educación, salud o paz y seguridad, las estrategias implementadas por la UE no han sido coherentes con las declaraciones de derechos humanos que difunden en diversos espacios internacionales, siendo el país con mayores donaciones de ayuda para el desarrollo del mundo (*ibid.*). Los autores describen estos hechos como consecuencia de la priorización del cumplimiento de objetivos sin la ejecución de una visión basada en consideraciones normativas. Así, concluyen que la falta de coherencia normativa ha debilitado el potencial de desarrollo efectivo por la implementación de políticas de la UE y en mayor medida, evidencian que la CPD normativa se convierte en un criterio esclarecedor para observar las discrepancias entre los discursos manifestados en objetivos de estrategias políticas y sus efectos.

En la misma línea de la CPD, Millán (2015) utiliza la coherencia de políticas para fundamentar que el objetivo último de la acción política es la búsqueda del bien común, por lo que la práctica política debería promover la equidad, la libertad y el bienestar de la ciudadanía. Por ello, la demanda hacia la CP es que a acción pública debe orientarse hacia estos fines, en esencia coincidir con “los preceptos del desarrollo humano” (*ibid.*). Aunado a ello, vincula el escenario actual de las relaciones internacionales y el cambio de dinámicas del sistema global con los desafíos como el cambio climático o la degradación ambiental, que exigen una gestión cooperativa para confrontarlos, específicamente como problemas del desarrollo humano y para garantizar la supervivencia de la población del planeta. Describe el cambio de dinámicas del sistema global, ahora interrelacionadas y con procesos transnacionales evidentes que abren paso a una realidad “multiescalar y desterritorializada” (Millán, 2015: 82) que ha dado paso a la construcción de una agenda mundial más amplia y comprensiva, aunque con limitaciones puntuales, que tiene como elementos principales los problemas de desarrollo y del subdesarrollo en sus manifestaciones económicas, sociales, humanas y tecnocientíficas.

De esta manera la CPD se convierte en un compromiso global e integral de cualquier tipo de gobierno, cuyo fin último es el de modificar progresivamente las PP para integrar transversalmente la perspectiva de desarrollo humano. Propone incorporar dimensiones de sostenibilidad ambiental, defensa de los derechos humanos, promoción de la paz y de seguridad humana para construir la base de una agenda global amplia que atienda problemas estructurales, a diferencia de aquello propuesto en los Objetivos del Milenio para el año 2015. Lo cual representa un desafío significativo para la práctica política, ya que rompe con aquello entendido por las acciones de “interés nacional” y las políticas unilaterales que se diseñan e implementan. Sin embargo, la autora concluye que la realidad global demanda CPD y la acción colectiva para encontrar soluciones eficientes a largo plazo, como un camino realista para garantizar la sostenibilidad de un sistema global.

2.4.3 Coherencia entre políticas (CeP)

A pesar de que la CI es el tipo de coherencia más referido en la literatura (Cejudo y Michel, 2016), la CeP como segundo nivel de análisis, ha encontrado un cauce particular en las discusiones de mezcla de políticas públicas³⁷ en la investigación de países pertenecientes a la Unión Europea. Por ejemplo, Howlett y Rayner (2007) mencionan la CP como un elemento necesario para asegurar la integralidad dentro de mezclas de políticas, sus instrumentos y objetivos, para incrementar las posibilidades de un mejor desempeño y el alcance de un objetivo global. Enfatizan el papel de los regímenes anteriores a dichas mezclas o nuevos arreglos de las propuestas, que intentan abandonar acercamientos tipificados por el incrementalismo³⁸ en las políticas públicas. Esto significa que, para que las políticas puedan lograr el objetivo por el que fueron construidas, su desempeño también está en función de la temporalidad de las elecciones previas y acciones que ya fueron institucionalizadas. Ya que dichas prácticas actúan como barreras que pueden impedir el cambio hacia diseños óptimos que reflexionen sobre la interacción entre políticas y el papel que pueden tener en la contribución para la atención de un problema público.

³⁷ Policy mixes

³⁸ El modelo incremental de las PP argumenta que las decisiones sobre las políticas son, ante todo, pragmáticas y su elección está basada en el método de las aproximaciones sucesivas y limitadas. Solo son consideradas aquellas alternativas que difieren muy poco de las políticas que ya se llevan a cabo, rechazando las demás, y analiza sólo los aspectos en que la opción nueva y sus consecuencias difieren de la situación actual, obviando el resto (Aguilar, 1993). Se buscan pequeñas variaciones respecto a la situación presente, imposibilitando los beneficios que podrían traer iniciativas innovadoras y ambiciosas (Saéz, 1998).

Los autores parten de una disyuntiva en el ejercicio de análisis comparado de PP, que surge de la observación de que el potencial real de una nueva política o de sus instrumentos para mejorar su desempeño y resultados, recae considerablemente en la contribución que dicha política pueda tener en una mezcla de diferentes políticas y no únicamente en su actuación aislada. Esto se manifiesta como arreglos o regímenes de política que poseen una lógica de apilamiento de programas e instrumentos de política sobre otras, en un proceso llamado previamente como “deriva política”. Lo que resulta en arreglos complejos y costosos de administrar, con mezclas de instrumentos contraproducentes.

De esta manera, los autores hacen referencia al efecto que ha tenido la mezcla de políticas y de sus instrumentos para llevar a cabo sus objetivos como una deficiencia de diseño, que ha deteriorado la capacidad para elegir herramientas óptimas que cumplan con los objetivos gubernamentales. Así, los principios necesarios para ese diseño óptimo e integralidad se conforman del conocimiento de los instrumentos disponibles y de factores como la coherencia y consistencia para determinar o no su integralidad en la mezcla de políticas. Buscando que, además del cumplimiento del propio objetivo de la política, sea posible construir un espacio de políticas con objetivos coherentes e instrumentos que puedan apoyarse entre ellos.

Para lograrlo, es necesario la creación de nuevos arreglos de gobernanza donde las dinámicas de la política y la elección de instrumentos sean analizadas, con el objetivo de visibilizar los retos técnicos y políticos que conllevaría un cambio de instrumentos para el ejercicio gubernamental. De acuerdo con los autores, dicho cambio se categoriza dependiendo del grado de institucionalización de elecciones de políticas previas, es decir, su relación con políticas existentes. Las categorías en las que puede identificarse esta relación son: integración, superposición, deriva y conversión, dependiendo de la coherencia y consistencia de objetivos e instrumentos (Figura 11). Los autores concluyen que ante la existencia de complejos diseños de políticas donde se involucre una multiplicidad de objetivos e instrumentos, el entendimiento de la toma de decisiones actual y previa es necesario para incrementar la probabilidad de alcanzar el objetivo global. Al igual que identificar su coherencia y consistencia para un acercamiento *holístico* a un problema.

Los mix de política pública son:

		Consistente	Inconsistente
Múltiples objetivos son	Coherentes	integración	desviación
	No coherentes	conversión	sobrelape

Figura 11. Tipos de arreglos de gobernanza a partir de su relación con políticas existentes (Howlett y Reyner, 2007).

2.4.4 Coherencia entre Espacios de Política (CEP)

El nivel más amplio de análisis, dominios de política, refiere a que existen ámbitos de actuación de políticas en un espacio medianamente establecido que le da significado a un problema público otorgándole propiedades integrativas que se construyen a partir de la vinculación entre las políticas que conforman dicho espacio. Así, un dominio de política conformado por una variedad de políticas está a su vez configurado por una diversidad de problemas. Tal diversidad, representa en sí una mayor dificultad para su análisis, a la vez que la supuesta unidad establecida de un problema público, permite la posibilidad de una menor dispersión de cuestiones a analizar.

May, Sapotichne y Workman (2006) parten de esta premisa para evaluar la CP en 18 dominios de política estadounidense. Los autores hacen uso de medidas indirectas que, al combinarse, contribuyen a los diferentes grados de CP en el nivel de dominio de política. El argumento es que las políticas dentro de un área de política particular son coherentes a raíz de la consistencia en la formulación del problema, propiedades integrativas de dichas políticas y un “público³⁹” de política común. A la par, existen elementos variables dentro de cualquier dominio de política que directamente determinan la existencia o no de CP: intereses, problemáticas y focalización.

De acuerdo con los autores, la variedad de cuestiones involucradas en un dominio de política suele ser amplio, por lo que el grado de atención que se le pueda dar a cada uno resultará en una mayor o menor CP. A su vez, la diversidad de intereses de la que parte la elección de problemáticas a atender tiene un papel aún mayor, ya que un espacio con menor número de intereses tendrá un mayor potencial de relación entre ellos, dicho de otro modo, menores brechas a encontrar un cauce común. Incluso, un diverso grupo de intereses podría alcanzar la coherencia si la política que los enmarca posee propiedades integrativas que vinculen ambos elementos. Una segunda fuerza integradora es el enfoque en los usuarios u objetivos de dichas políticas, con el tipo de asignación de beneficios o pesos que coloca en distintos grupos de la sociedad. A partir de la elección de aquellos grupos que serán visibilizados, las políticas coherentes reafirman el propósito común del espacio de política. Sin embargo, a pesar de que los elementos anteriores conforman una base para la evaluación de CEP, los autores señalan que la diversidad de políticas y dominios que pueden estar formados por cuestiones específicas, intereses que se apoyan entre ellos y una mayor focalización, es muy amplia, además de que dificulta el objetivo último de dicha caracterización. Por ello, proponen que la variedad de intereses y problemas desde la que parte la existencia de políticas y, por lo tanto, los dominios de política, podría aumentar su grado de coherencia si están vinculados por un conjunto de ideas en común o una mayor focalización. Esto quiere decir que, cuando los intereses y problemas divergen dentro de un área de política determinada, el objetivo de la política está disperso en diferentes direcciones, perjudicando la coherencia de dicha política.

Los autores eligieron analizar un dominio de política conformado por 18 políticas, evaluando el grado de concentración de problemas, intereses y orientación a partir de medidas indirectas manifestadas en los espacios de discusión de las políticas que conforman el dominio. En espacios donde se presentan opiniones e información acerca de alguna política, donde los intereses y problemas que dominan dichas reuniones, como una mayor concentración, representan indirectamente el potencial de conformar una base para atender esos intereses en beneficio de una política más adecuada.

El análisis muestra que el grado de coherencia de un dominio de política puede caracterizarse en una sola dimensión que refleje la combinación del enfoque del problema, concentración de intereses y enfoque en las políticas que resultan de dicho dominio. Además, un mayor grado de coherencia puede asociarse a la vez, a una menor proporción de instrumentos legales que conllevan cambios en las disposiciones sustantivas de la política existente. Es decir, cuando la creación e implementación de una política modifica los arreglos básicos o esenciales del dominio de política al que pertenece, disminuyendo su estabilidad, reduce la posibilidad de alcanzar o incrementar su grado de coherencia.

Por otra parte, distinguen el papel de las instituciones que construyen las políticas como importantes intermediarios en la estructuración de la CP entre dominios de política, ya que el desempeño de éstas

³⁹ Los autores definen este elemento implícitamente como el grupo de la sociedad al que están dirigidas las PP, población objetivo.

moldeará la interacción entre problemáticas e intereses. De igual manera, la influencia de comités en los espacios para la deliberación de políticas e instrumentos tiene un mayor peso en el aumento del grado de coherencia, ya que resulta en una mayor concentración de intereses y le da dirección al involucramiento actores. Esto a su vez, de acuerdo con los autores, significa que el papel de las instituciones en general, en los espacios de vinculación con otros agentes son vitales para el incremento de coherencia de un dominio de política.

Desde una perspectiva más amplia, Rogge y Reichardt (2016) definen a la CP como una característica deseable de un proceso de hechura e implementación de políticas que contribuye – directa o indirectamente- al cumplimiento de objetivos establecidos. La diferencia de esta definición recae en que se inserta en una dimensión procesual y que puede manifestarse en dominios de políticas, niveles de gobernanza y distintos periodos de tiempo, es decir, los espacios (dimensiones) en donde pueden ocurrir diferentes interacciones. El enfoque procesual de esta definición se inserta en el marco de la investigación de mezcla de políticas ya mencionado en secciones anteriores, aunque dirigido hacia la innovación para el cambio tecnológico de energías para la transición hacia sistemas energéticos descarbonizados, una dimensión de la sostenibilidad. Dicho de otra manera, el vínculo entre políticas y cambios tecnológicos (Figura 12).

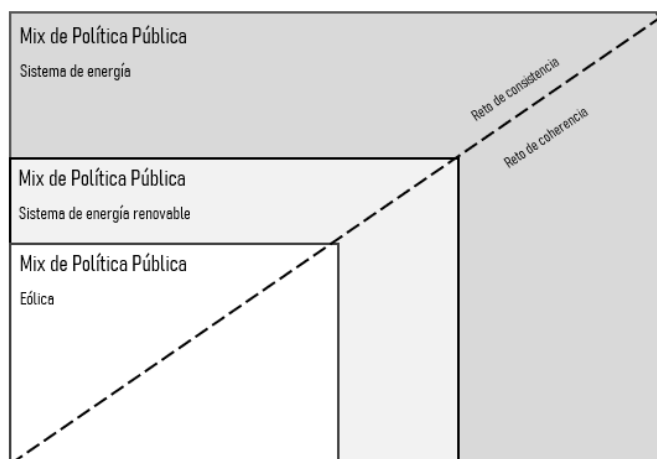


Figura 12. Vínculo entre fronteras de mezclas de políticas, consistencia y coherencia (Rogge y Reichardt, 2016)

Para los autores, la CP se sirve de dos herramientas clave: la integración y la coordinación. La primera puede mejorar la CP al permitir un entendimiento holístico a través de diferentes sectores de políticas, mientras que el último puede fortalecer la coherencia al alinear las tareas y esfuerzos en las organizaciones públicas y no gubernamentales. A la par de la CP, los autores señalan que también la consistencia de elementos como estrategias, planes e instrumentos (elementos de una mezcla de políticas), como puede serlo su alineación, puede manifestarse desde la ausencia de contradicciones a la existencia de sinergias dentro y a través de dichos elementos. En conjunto, la consistencia y CP describen a la mezcla de políticas, y pueden ser especificadas en distintas dimensiones. Lo cual tiene especial utilidad para la evaluación de la efectividad de las mezclas de política para redireccionar y acelerar cambio tecnológico (*ibid.*)

Como conclusión, la definición y marco de análisis de los autores permite enmarcar la CP, en general y como CEP, como un criterio para evaluar la efectividad de las mezclas de políticas e instrumentos para redirigir la innovación, al igual que para delimitar características a las cuales continuamente aspirar. Además, proponen que la operacionalización de dichas características podría realizarse mediante la

recolección de percepciones de innovadores o actores similares, aunque no desarrollan el concepto en propuestas de indicadores específicos.

Por otro lado, Nilsson et al (2012) conceptualizan a la CP desde la interacción entre políticas y su manifestación en resultados como objetivos e instrumentos para alcanzar metas establecidas y prácticas en su implementación, dejando fuera el análisis de los arreglos institucionales, actores o metas definidas por los mismos (Figura 13). Por lo que la caracterización de la coherencia de políticas y el análisis que realizan remite al nivel de CEP. Definen la CP como un atributo de que sistemáticamente reduce conflictos y promueve sinergias entre y dentro de diferentes áreas de políticas para alcanzar resultados asociados con objetivos mutuamente acordados. Como consecuencia de ello, el objeto de análisis de la CP es la interacción o interrelación entre políticas. Realizan una categorización para el análisis de CP que forma la base de una propuesta metodológica que retoma tipologías previas de interacción: vertical, horizontal, interna o externa, que refieren a su vez al nivel de gobernanza en el que las políticas son implementadas, las prácticas en el proceso de implementación y objetivos e instrumentos.

El objeto de análisis de los autores es la CEP de energía, cofinanciamiento para proyectos de tratamiento y revalorización de residuos, energías renovables y protección de aguas continentales de la Unión Europea y de las particulares de los países miembros. A raíz de esto enfatizan la importancia de un acercamiento de diferentes capas que identifique el componente de gobernanza múltiple, en el que los diferentes orígenes de múltiples objetivos, instrumentos y prácticas de implementación puedan ser observados si contribuyen o no a la coherencia entre políticas distintas, este caso, políticas sectoriales y ambientales.

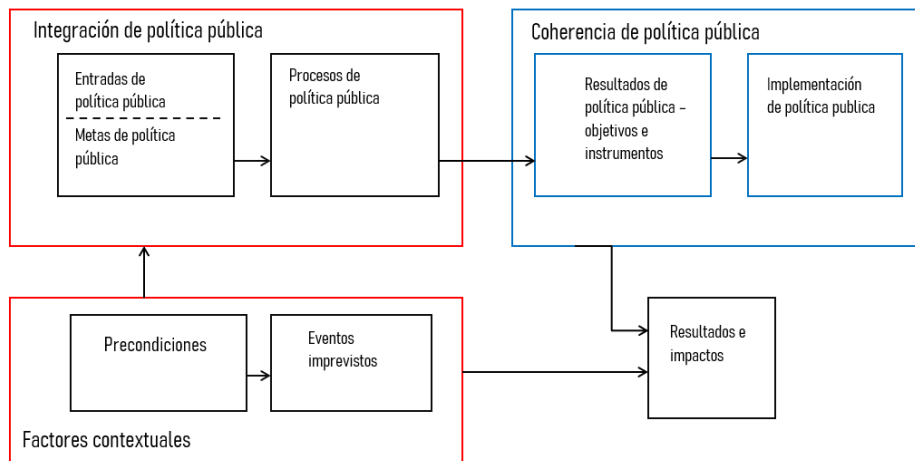


Figura 13. Coherencia de políticas en un marco político-analítico (Nilsson et al, 2012)

La propuesta metodológica de los autores se basa en tres pasos: la realización de un inventario de objetivos de políticas, una revisión de interacciones entre ellos como un ejercicio de escaneo y por último un mapeo de mayor profundidad de las interacciones claves. El primero trata de un trabajo descriptivo de los objetivos de mayor jerarquía en diferentes niveles de gobernanza, como internacional o nacional. Seguido, un mapeo de interacciones entre las políticas analizadas y los objetivos que las relacionan mediante la construcción de una matriz en la que, la sinergia o contradicción son indicadores de la fortaleza de la relación. Como resultado se obtiene un mapeo de interacciones claves que identifica las áreas en las que se requiere una evaluación de coherencia más profunda, para que a partir de ellas se realice el último paso. Es en este último que, a partir de las políticas con interacciones clave, se observan sus objetivos, instrumentos y prácticas de implementación para analizarlas y concluir si entre ellas existen

elementos que pongan en detrimento el cumplimiento de los propósitos de las anteriores o si la ausencia de ellos podría tener un efecto de esa característica.

Concluyen que, en su mayoría, los objetivos son establecidos en línea con las interacciones de mayor jerarquía o prioridades en un mayor nivel de gobernanza, en un contexto general, en el caso estudiado con las prioridades de desarrollo sostenible de la Unión Europea. A pesar de ello, la vaguedad y generalidad de los objetivos promueve la generación de conflictos en la implementación en espacios de menor nivel, ya que los instrumentos y guías son libres de interpretarse, al igual que la aplicación de reglas, requisitos o elección de energías, concluyendo en fallos del cumplimiento de los objetivos establecidos en niveles mayores.

Enfatizan que es necesaria la construcción de conceptos analíticos que permitan la evaluación de CP hasta los niveles de implementación y resultados, que van más allá de las limitaciones de las políticas desde los arreglos institucionales, actores y recursos involucrados en ellos. A la par, la implementación al ser un elemento que depende de la temporalidad para mostrar sus efectos presenta un reto en el análisis de CP, ya que la limita a interacciones previamente investigadas o que ya poseen una atención especial en la sociedad.

En respuesta a la investigación de Nilsson et al (2012), Huttunen et al (2014) señalan que el analizar la CEP desde el mayor nivel de gobernanza tiene limitaciones importantes respecto a la identificación de políticas o elementos relevantes para la coherencia, ya que los sujetos o usuarios de las políticas son quienes a nivel local deciden y generan los resultados de la implementación de la política. Es decir, al conocer los efectos de las políticas en la práctica, los actores dan cuenta de la relevancia que tienen para la atención de un problema público. Es así como las autoras proponen un análisis de CEP de tres niveles: interna, externa y temporal⁴⁰, con el objetivo particular de identificar las situaciones en las que las políticas dan señales inconsistentes a los actores a través de diferentes interpretaciones sobre la acción que es promovida.

El objeto de estudio de las autoras es la transición hacia tecnologías de generación de biogás a través de procesos de co-digestión en Finlandia, con el objetivo de visibilizar las relaciones entre sistemas con diferentes propósitos: gestión de residuos, producción de energía, alimentos y transporte, unidos mediante los productos finales del proceso: biogás y digestato⁴¹. A la par que argumentan, se crea un sistema con diferentes capas que se sobreponen entre sí, como una mezcla de políticas, que necesita ser evaluado desde una perspectiva integral para conocer la eficiencia y avances de la producción de biogás. En sí, existe un potencial para impulsar la producción de biogás y de innovación tecnológica que podría entenderse desde la CP y los elementos que proponen.

Mediante una serie de entrevistas a actores clave en la generación de biogás, que actúan en alguno de los sistemas relacionados (energía, gestión de residuos, agricultura y transporte), se les realizaron preguntas acerca de la coherencia de los instrumentos que con base en sus criterios, tienen influencia en el sistema de generación de biogás. De esta manera los actores señalaron los puntos de la legislación e instrumentos de mercado, principalmente, que tenían consecuencias contradictorias al propósito global de generación

⁴⁰ Las autoras refieren a la coherencia temporal implícitamente como la inconsistencia entre la temporalidad de la inserción y declaración de un objetivo con la implementación del instrumento que correspondería a dicho objetivo y cómo la sintonía de cualquier elemento de la PP con la tendencia de los instrumentos del sistema evaluado.

⁴¹ Como se describió en la primera sección de la investigación, el digestato es la fracción líquida del efluente de la digestión anaerobia, que dependiendo de sus características al ser sometido a un tratamiento específico puede ser utilizado como fertilizante, remediador de suelos o alimento para ganado.

de biogás y aprovechamiento de subproductos. En el caso de la gestión de residuos, a pesar de que la legislación es el principal motor de la producción de biogás, existen discrepancias entre las guías dispuestas y las opciones elegidas por los actores. Por un lado, la legislación establece una jerarquía para el procesamiento de residuos y debido a los permisos y requerimientos administrativos, las autoridades a nivel local eligen tratamientos con base en criterios de practicidad y rapidez que no coinciden con dicha jerarquía. Mientras que, por otro, los arreglos entre sujetos tendrían un mayor potencial para la gestión de residuos si tuvieran menor libertad en la asignación de roles. Para el sector de reciclaje de nutrientes mediante la aplicación de digestato, desarrolladores de biogás describen las regulaciones innecesariamente estrictas y con inconsistencias difíciles de entender y aceptar. Por ejemplo, los instrumentos para el fomento de la creación de mercado de nuevos productos resultados del tratamiento favorecen el uso de productos previos ya reconocidos como benéficos a actividades agrícolas, y no necesariamente aquellos derivados de las tecnologías de tratamiento como fertilizantes a partir de digestato. Además, las regulaciones para la seguridad y reducción de impactos ambientales de los fertilizantes carecen de actualizaciones que aseguren la eficiencia de los productos del tratamiento de residuos, y que estos puedan tener un mercado. Esto significa que la legislación ha fallado en asegurar a los actores la seguridad de la aplicación de coproductos del tratamiento de residuos, lo que indica un problema de coherencia entre el objetivo y el resultado de la política en el nivel de implementación. Dentro de la producción y uso de energía, la legislación e instrumentos ha tenido una deficiencia puntual para el fomento de la producción de biogás. A pesar de que la producción de biogás se ha integrado a la agenda pública como un proyecto de interés desde el 2007, hasta tres años después comenzaron a crearse instrumentos con el objetivo de atenderlo. En el 2011 se le fue asignada una tarifa a los generadores de energía eléctrica mediante biogás, lo que la convirtió en una alternativa menos atractiva de aprovechamiento, principalmente por los requisitos de procedimientos laboriosos y costosos de reporte y uso de nuevos componentes. De igual manera, la tarifa además de desincentivar el uso de biogás como fuente de energía eléctrica, pierde área de incidencia en las acciones de los actores al no considerar otras formas de aprovechamiento como la inyección de gas a la red o directamente en procesos industriales. Además, se abolió el subsidio de los impuestos para electricidad de fuentes renovables, provocando que los impuestos de la generación de biogás y combustibles fósiles fueran los mismos.

A partir de lo anterior, las autoras concluyen que existen puntos específicos de incoherencia entre políticas, como la falta de coincidencia entre objetivos de políticas e instrumentos, el cambio temporal de políticas de energía (incoherencia temporal) e instrumentos con un bajo desempeño en la implementación en distintos dominios de política. También, concluyen que los problemas relacionados con los instrumentos son causados por la especificidad del dominio para el que son diseñados dentro del sistema de producción de biogás, con una inadecuada atención en los instrumentos que regulan otros dominios. Lo que ha resultado en la regulación de actores que actúan en más de un dominio de una manera inconsistente. A su vez, las consistencias y sinergias se observaron en los objetivos de política general entre dominios de política (coherencia externa), es decir, se refuerza la conclusión de Nilsson et al (2012) al encontrar políticas que son frecuentemente coherente en sus objetivos, pero incoherentes en los niveles de instrumentos e implementación.

En un análisis de arriba hacia abajo (*top-down*), argumentan, la dificultad sería mayor para identificar las políticas relevantes y problemas específicos, como lo son la relevancia y utilidad que tienen para los actores. Dicho de otro modo, la ineffectividad de la implementación de objetivos de política es una manifestación de la falta de coherencia entre políticas que suele no visibilizarse en este tipo de análisis. Además, si fomentar innovación es un objetivo de la política de cualquier país, es necesario prestar

atención en todos los sectores involucrados para promover la creación de un mercado, al igual que la formación, desarrollo y difusión de conocimiento y movilización de recursos. A la par, desde una perspectiva de innovación, las políticas incoherentes pueden tener funciones dobles. Por ejemplo, cuando las políticas de residuos chocan con aquellas de agricultura, transporte y generación de energía puede inducir a los actores a encontrar soluciones y por otro lado, la incoherencia de políticas puede desalentar la difusión sistemas tecnológicos. También se encontró que un acercamiento desde la formación de mercados, experimentación emprendedora e investigación proporciona un contexto relevante en términos de CEP.

2.4.5 Coherencia de políticas, gestión de residuos y energía renovable

2.4.5.1 Gestión de residuos

El número de investigaciones que hacen uso del concepto explícito de coherencia de políticas públicas para analizar la gestión de residuos es bajo. La UE mediante servicios externos, realizó un análisis acerca de la coherencia de toda su legislación para la gestión de residuos (Bio Intelligence Services, 2011), sin definirla de manera explícita utiliza los conceptos de vacíos, inconsistencias y traslapes entre los organismos directivos líder y otros elementos importantes de dicha legislación para definirla. El objetivo del estudio fue analizar la adecuación de las actividades de dichos organismos para la transición hacia una “sociedad de reciclaje”⁴²: la efectividad y eficiencia de las directivas de residuos en su labor de definición de conceptos para la gestión, como reciclaje, residuo, recuperación o coproductos, y en consecuencia los principios que rigen dicha gestión. Además de la coherencia entre directivas y los elementos de la legislación de residuos y cómo estos elementos contribuyen con el uso eficiente de recursos, un objetivo importante mencionado en todo el documento. Todo lo anterior mediante la evaluación y análisis de los enfoques de diferentes directivas hacia los tipos de residuos, al igual que sus efectos en la población y la reducción de contaminación.

Se describe que los conceptos que remiten a una mejor gestión y aprovechamiento de diferentes tipos de residuos, como la reducción de generación, jerarquía de tratamiento, responsabilidad del emisor y ecodiseño no se encuentran armonizados entre las directivas encargadas. Mencionan que, a la par, no adoptan la misma jerarquía para la gestión, en particular no priorizan la reducción en la generación de residuos a su reciclaje, además de que no hay claridad de cómo dicha jerarquía se aplicaría al residuo particular, tanto para las directivas y los actores que la realizarían.

Con referencia a la coherencia entre directivas, es necesario establecer un conjunto de elementos básicos, como definiciones clave, esquemas de responsabilidad del emisor y jerarquía de tratamiento de residuos, lo cual reduciría cargas administrativas para la implementación y transporte entre países. Aunque esta observación apela a la coherencia entre organismos mediante claridad y armonización de elementos, es importante recordar que el análisis concluye de esta manera porque el concepto al que todos estos organismos deben obedecer es al de eficiencia de recursos, además de que se analiza desde los instrumentos para un conjunto de países. Es decir, es a partir de la eficiencia en el ejercicio de la administración pública que la coherencia se considera necesaria. Aunque desde una perspectiva general, se describe como necesario la atención a las incoherencias entre elementos de la legislación para la gestión de residuos para evitar situaciones como incertidumbre legal o doble regulación, ya que puede crear

⁴² Recycling society

distorsiones de mercado o costos adicionales para su tratamiento y como resultado, reducir los posibles beneficios ambientales.

A nivel país, Haregu, Ziraba y Mberu (2016) analizan la coherencia, vacíos y sobrelapes que existen para la integración de políticas de manejo de residuos sólidos en Kenia. Abordan la coherencia como un elemento de la integración, en distintos niveles, de políticas de gestión de residuos sólidos que ocupen todas las fuentes y aspectos importantes para un acercamiento estratégico, como la generación, segregación, transferencia, tratamiento y recuperación, de manera que todas las acciones estén relacionadas y entre ellas actúen como insumos de la siguiente. A diferencia de los autores anteriores, Haregu, Ziraba y Mberu (2016) describen las características de la coherencia interna, externa, vertical y horizontal dentro de la integración en un mismo marco de referencia⁴³, entre políticas de diferentes sectores, niveles de políticas y otras políticas de diferentes marcos. A pesar de que para los autores la coherencia es un elemento usado para describir la integración de políticas, la definen como “los conflictos entre diferentes contenidos de políticas y/o su implementación dentro de un sector o entre sectores” (*ibid.*: 2878). Podría decirse que, la propia definición del elemento describe el fenómeno que se busca identificar, integración.

2.4.5.2 Energía renovable

Alrededor de la adopción y desarrollo de proyectos de energía renovable la coherencia de políticas ha sido difundida principalmente por las Naciones Unidas (UN, 2018; UN-ENERGY, s/f; Tosun y Leininger, 2017) y la OCDE (OECD, s/f), como un elemento que maximizará la efectividad de los mecanismos de gobernanza, mezclas de política en aras de la innovación y despliegue de este tipo de energías. Por otro lado, Pfau et al (2017) discuten las políticas entre los dominios de energías renovables y de la transición hacia bioeconomías, vinculadas con las prácticas de generación de biogás en la UE. A pesar de carecer de una definición de coherencia, los autores mencionan que es un elemento entre ambos dominios que mediante la alineación de objetivos en sus instrumentos podría acelerar sinergias para el impulso de la transición hacia energías renovables. En la misma línea, Martí F (s/f) concluye que en la medida en que las políticas públicas de electrificación estén integradas desde la coherencia, en las políticas climáticas y de desarrollo nacional, es que podrían darse dichas sinergias, al menos en el contexto de electrificación en comunidades rurales.

2.4.6 Gobernanza y coherencia de políticas

2.4.6.1 Gobernanza de los recursos hídricos

La coherencia de políticas, como un elemento de la gobernanza, es mencionada por diversos autores, aunque es Bressers et al (2016) quienes la consideran desde un enfoque práctico en la etapa de implementación de políticas. Los autores proponen que la gobernanza desde la perspectiva de la administración pública y de la implementación de estrategias de políticas, es una combinación de multiplicidades que puede caracterizarse por cinco dimensiones: actores, redes, niveles y escalas de operación, objetivos y las percepciones de un problema desde la que se basan, estrategias e instrumentos, responsabilidades y recursos. A su vez, esta combinación forma un contexto que en cierto grado, restringe o permite la implementación de cualquier política o proyecto. Es a partir de dicha combinación, que los autores proponen una herramienta de evaluación de gobernanza (GAT, por sus siglas en inglés) para

⁴³ El término marco de referencia es usado para denotar instrumentos legales que hagan referencia al manejo de residuos sólidos, como actas, políticas o estrategias nacionales.

evaluar cómo es que ese contexto apoya o restringe la implementación de políticas y proyectos, con base en las cinco dimensiones anteriores y cuatro criterios que describen en su conjunto la relación entre los elementos del régimen de gobernanza: magnitud, coherencia, flexibilidad e intensidad. Es así que, para los autores, la coherencia significa sintonía, coordinación e integración en las dimensiones de gobernanza, que tendría como resultado menor discordancia entre objetivos y actores, menor incertidumbre y mayor colaboración.

En conjunto con el resto de los criterios, la coherencia en el proceso de implementación permite clasificar las discordancias, conflictos o estabilidad y confianza de las diferentes manifestaciones de un sistema de gobernanza. Flores et al (2017) usan esta herramienta para analizar la Comisión de Cuenca de la Presa de Guadalupe en el Estado de México, en su ejercicio como organismo coordinador y facilitador para la implementación de estrategias de gestión del recurso hídrico. En dicha investigación la coherencia se interpreta, por ejemplo, para las responsabilidades y recursos como un arreglo institucional que promueva la cooperación entre actores dentro y a través de las mismas instituciones. Mientras que para las estrategias e instrumentos, la coherencia en el sistema de gobernanza significa la creación de sinergia y evasión de conflictos y sobrelapes.

A diferencia de las investigaciones revisadas en las secciones anteriores, Bressers et al (2016) definen la coherencia como una cualidad que permite la integración de percepciones y actores, aunque no limitada al diseño de instrumentos de política pública. Amplían los límites de la coherencia hacia las características de un sistema de gobernanza que tiene como una dimensión los instrumentos de políticas, como lo son estrategias, planes o programas. De esta manera, la coherencia es un elemento para describir la gobernanza “más allá del ejercicio gubernamental” (Flores et al, 2017:32), como un contexto estructural que guía y organiza las acciones e interacciones de los actores involucrados (*ibid.*) en la implementación de una política o proyecto.

2.4.6.2 Gobernanza climática

Los objetivos en diferentes niveles en la escala administrativa de los gobiernos cobran gran relevancia en el tema de las políticas de cambio climático, en particular por el impulso desde organizaciones internacionales para la adaptación y mitigación ante dicho fenómeno. Debido a los escenarios de fragmentación de políticas por los que se suele caracterizar el ejercicio público, la incorporación de nuevos actores, mecanismos e instituciones de diferentes orígenes hacen que la integración de políticas para la gobernanza ante el cambio climático se vuelva un reto mayor en la actualidad (Biermann y Pattberg, 2008 en Scobie, 2016). Entre los retos diferenciados para la implementación y efectividad de la política climática, para los Estados de las Pequeñas Islas del Caribe (EPIC), la coherencia e integración dentro de los vacíos y deficiencia de capacidades institucionales para la captación de fondos de proyectos de adaptación y para su continuidad, la falta de datos históricos para la proyección de riesgos futuros y la pobre coordinación entre estados y departamentos gubernamentales, hace que la gobernanza climática sea particularmente importante para ellos. Con mayor énfasis, la importancia de ello recae en la alta vulnerabilidad de los EPIC ante eventos extremos, además de su dependencia a sectores como el turismo y las fuentes limitadas para la seguridad hídrica de sus poblaciones (Scobie, 2016).

Scobie (2016) se basa en las características de los EPIC y fundamenta que la integración de la política climática para la adaptación, como un proceso para alcanzar la CeP y como resultado de buenos procesos de gobernanza climática son necesarios para el contexto del Caribe. Para ello propone un conjunto de indicadores que positivamente influyen la CeP, divididos en tres categorías: configuración de objetivos,

coordinación e implementación de políticas, monitoreo, análisis y reporte (Figura 14). Posteriormente se analizan cuatro documentos núcleo de la política climática de la región desde dichas categorías, seguido de entrevistas con actores en diferentes escalas y sectores para visibilizar las perspectivas en la práctica de la política climática. Se les solicitó evaluar el desempeño, en un rango de 1 a 5, de los documentos elegidos respecto a los indicadores de CP mediante una serie de preguntas.

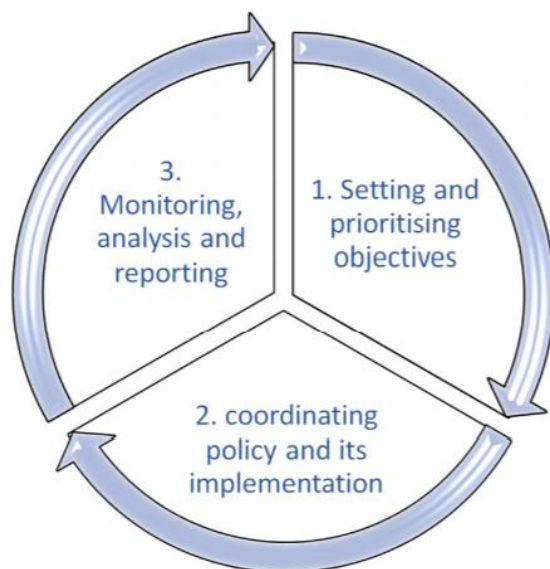


Figura 14. Marco de referencia para la coherencia de políticas climáticas (Scobie, 2016).

El primer elemento de la CeP refiere a que, derivado de la claridad de la temporalidad de objetivos y de recursos disponibles para alcanzarlos los hacedores de política se verán obligados al uso eficiente de ellos dentro de los límites establecidos, al igual que permitirá desarrollar objetivos con mayor alcance. La coordinación de la política y su implementación busca asegurar la coordinación en altos niveles de gobernanza que permitan la clara determinación de responsabilidades a través de prácticas formales e informales de trabajo. De la misma manera, apoyar niveles más bajos en la toma de decisiones para promover el involucramiento local lo cual tiene impactos positivos en la integración de políticas. Esto es particularmente relevante para la gobernanza climática, ya que los objetivos son diseñados desde niveles internacionales y regionales, pero aplicados a nivel local. Argumentan que la gobernanza multinivel necesita coordinación para permitir el uso de diferentes recursos y el balance de prioridades multisectoriales, en especial para medidas de adaptación y mitigación. El último elemento es valioso porque provee de oportunidades estructuradas y periódicas de revisión y reevaluación por actores gubernamentales y no gubernamentales, además de que funciona como un medio para identificar vacíos inesperados.

Como resultado, la autora concluye que los EPIC necesitan coherencia de sus políticas climáticas para apropiarse de las medidas de adaptación al cambio climático en políticas regionales y nacionales de manera que promueva el involucramiento de más actores en procesos y foros participativos, transparentes y con rendición de cuentas. La CeP en los EPIC tiene un alto grado de debilidad en los elementos evaluados, debido a la falta de sistemas para monitoreo, reporte y análisis (1.9), ligeramente mejor coordinación e implementación (3.3) y dificultad para la priorización de objetivos (2.5). El déficit de CeP climáticas se caracteriza, de acuerdo con la autora, por los recursos limitados y falta de voluntad política. Además de que el interés de los líderes políticos por cerrar proyectos de financiamiento de corto plazo inhibe la

integración de políticas climáticas y de soluciones sostenibles, además de que la colaboración entre sectores se convierte en una barrera con los sistemas de gobernanza actuales. Además de ello, señala que la integración del cambio climático en la política regional tendrá un éxito posible cuando exista una orientación clara e incentivos oportunos para los responsables políticos que participan directamente en su aplicación (Brouwer et al., 2013 en Scobie, 2016).

2.4.7 Síntesis

Limitaciones y observaciones

De la descripción hecha en este capítulo se pueden señalar distintas observaciones de los acercamientos y conclusiones de los autores y autoras, al igual que los rasgos centrales y planteamientos más importantes para la presente investigación. En la Tabla 7 se muestra la síntesis de artículos revisados a partir de sus elementos y el nivel de análisis que realizan, de acuerdo con la clasificación elegida al inicio del capítulo.

Como se puede observar en la tabla 1, solo cinco artículos de la revisión realizada proponen una metodología desde el enfoque de CP, en el nivel de CeP y CEP, además de que, para un par de los más recientes, la investigación fue en respuesta a las anteriores. Un último artículo (Bressers et al., 2011), propone una metodología que inserta la Coherencia entre Políticas como un elemento de la gobernanza.

El análisis de May, Sapotichne y Workman (2006) al igual que el de Huttunen et al (2014) tienen a los actores como elemento central de la coherencia de políticas, aunque con diferencias importantes. Por un lado, May, Sapotichne y Workman (2006) concluyen que el nivel de concentración de intereses es un elemento necesario para lograr la CeP, mediante la aplicación de una propuesta metodológica que se basa en la revisión histórica de registros de audiencias de comités de congreso⁴⁴. Allí la participación de sus miembros y la permanencia o repetición de un interés o problema particular genera atención hacia él y su permanencia, lo que aumenta o inicia la atracción de dicho problema a la agenda pública y en consecuencia la vinculación con el objetivo del dominio de política al que pertenece y con los que se relaciona. Sin embargo, este resultado se formula a partir de experiencias en las que la participación activa⁴⁵ tiene lugar, por lo que en escenarios donde existan espacios de participación pero no se manifieste la participación activa o ésta no tenga repercusiones en la atención a un problema, los intereses o su concentración no podrían constituir la manifestación de coherencia de políticas. Incluso, también describen que el grado de dominación de aquellos intereses que permanecen en el comité de congreso puede ser benéfico para lograr la CEP, al igual que la guía y papel de las instituciones en fortalecer y fomentar la atención a un problema o intereses de grupos específicos. Es decir, la CEP y CeP está en función de las acciones de los actores, ya sea que hayan sido asignados responsables en su labor pública o de aquellos que puedan hacerlo, y no se limita a los acercamientos del cumplimiento o no de objetivos vagos e imprecisos, para acercarse a la CP en cualquiera de sus niveles de análisis.

⁴⁴ Un comité de congreso es una organización legislativa en el Congreso de los Estados Unidos que recolecta información, compara y evalúa alternativas legislativas, identifica problemas de políticas y propone soluciones.

⁴⁵ La participación activa.

Tabla 8. Síntesis de investigaciones revisadas con base en los niveles de análisis de CP y sus elementos.

Referencia		Elementos		
Merino (2008)				CI
Howlett y Rayner (2009)		CeP		
Nogueira (2009)	CeP			
Nilsson et al (2012)		CEP	CEP	
Rogge (2016)	CEP		CEP	
May et al (2006)	CeP	CeP	CeP	
Scobie (2015)		CeP	CeP	
Huttunen, Kivima y Virkämäki (2016)		CeP / CEP	CeP / CEP	
Millán (2015)	CI			CI
Koff y Maganda(2016)		CeP		
Carbone (2008)	CI			CI
Siitonen (2012)				
Bressers et al (2017)		CeP	CeP	CeP
	Análisis del concepto	Aplicación a caso de estudio	Propuesta Metodológica	Mención como un elemento de análisis de PP

Por otro lado, Huttunen et al (2014) describen a los usuarios de las políticas y de sus instrumentos como el núcleo del análisis de CeP y CEP, específicamente para sistemas de mezcla de políticas. El análisis de las autoras se enfoca en los instrumentos de mercado para el aprovechamiento o potencial de uso de los subproductos del tratamiento de residuos generados en el tratamiento de residuos, un escenario en el que la aplicación de elementos regulatorios de la política ambiental ya fue apropiada por los actores, como en el caso finlandés y la mayoría de los casos evaluados en la revisión bibliográfica de CP. Enfatizan, las características de dichos instrumentos provocan confusión e incertidumbre en los actores, debido a las diferentes incoherencias identificadas, perjudicando el fomento e innovación del sistema de producción de biogás. En este escenario, es debido a la falta de claridad en las acciones promovidas desde las legislaciones que se genera directamente el efecto opuesto intencionado de las políticas. No es en la deliberación de objetivos en donde se centra el análisis desde la CP o la falta de ella, sino en su implementación.

En cambio, en el contexto latinoamericano y como describe Nogueira (2009), la coherencia de políticas como atributo general se convierte en una carencia de las políticas públicas derivada de la falta de capacidades analíticas y estratégicas de los actores políticos que, de entrada, necesitaría cuestionamientos hacia esa insuficiencia organizacional e institucional del ejercicio público. En este sentido y para el caso de estudio, la confusión de los actores respecto a las acciones que impulsa o fomenta el gobierno no es colocado como el centro de la problemática. Podría decirse que la perspectiva de los actores al igual que para los autores anteriores, también es un elemento vital en el análisis de CP de la presente investigación. Sin embargo, las acciones que dichos actores toman ponen en riesgo no el aprovechamiento de un subproducto o la innovación tecnológica del sistema energético, sino afectaciones al medio en el que los residuos son vertidos y sus potenciales efectos en la salud humana. Dicho de otro modo, el análisis de la presente investigación intenta centrar la discusión del aprovechamiento de biogás hacia las carencias del

sistema de gestión de residuos cómo un elemento fundamental de cualquier otra aplicación que podría tener, particularmente para la generación de energía eléctrica, ya sea como mitigación a los efectos del cambio climático o la creación de nuevos mercados para la incorporación de residuos en nuevos ciclos productivos. Esto mediante la evaluación de la coherencia o la falta de ella en las políticas, planes y programas de los dominios involucrados, como se describirá en el siguiente capítulo.

Al igual que las dos investigaciones anteriores, Nilsson et al (2012) proponen la sinergia como criterio para la elección de unidades de análisis de coherencia, aunque evitando el involucramiento de los actores como usuarios o en la definición de objetivos de políticas. Deciden que las interacciones de políticas e instrumentos describen los puntos críticos desde la CP mediante su sinergia o contradicción con otras políticas o instrumentos del mismo dominio. No obstante, los autores no indican cómo se podría identificar dichas sinergias o contradicciones y a partir de ello, cuáles serían aquellas de importancia crítica para un análisis de mayor profundidad. También concluyen que el nivel con mayor conflicto en el caso de estudio es el de la implementación y a pesar de ello no mencionan cómo podría tener un mayor papel las perspectivas de los actores para aumentar el grado de coherencia.

Las investigaciones de Scobie (2016) y Rogge y Reichardt (2016) enmarcan a la CP como concepto dentro de escenarios más amplios y ambiciosos que incorporan el cumplimiento de los objetivos de políticas en diferentes sectores para alcanzar la atención o resolución de problemas complejos, aquello a lo que Cejudo y Michel (2016) refieren como el objetivo último de una PP. Por otro lado, Bressers et al (2017) toman a la CP y la usan para describir los sistemas de gobernanza y su calidad, orientada hacia la reducción de conflictos y fomentar la cooperación entre diferentes actores. A pesar de que Scobie (2016) y Bressers et al (2017) refieren a la CeP, mientras que Rogge y Reichardt (2016) refieren a la CEP, todos concuerdan en que el enfoque de CP por sí mismo no podría resolver las fragmentaciones y vacíos en los instrumentos o solucionar las deficientes capacidades de las instituciones responsables, pero tiene un valor muy alto en la identificación dichos aspectos y evaluar la efectividad de las estrategias elegidas.

En línea con lo anterior, Nilsson et al (2012), Huttunen et al (2014) y May, Sapotichne y Workman (2006) identifican que la fase de las políticas en donde la coherencia de políticas manifiesta las consecuencias de su debilidad, en cualquiera de los niveles de análisis del enfoque, es en la implementación. A pesar de que Millán (2015), Merino (2008) y Koff y Maganda (2016) vinculan la falla de la efectividad de estrategias y proyectos de desarrollo con su debilidad normativa desde el enfoque de la CI, es en la implementación en donde se manifiestan dichas carencias.

Como se describió en este capítulo, varias investigaciones señalan que la falta de coherencia en las políticas o políticas públicas se manifiesta en su implementación. A pesar de que la coherencia se puede desarrollar en un enfoque de análisis en diferentes niveles⁴⁶ y que éste puede usarse únicamente para la evaluación de los instrumentos formales del ejercicio público, ya sea desde la formulación de su teoría de entrada, poblaciones objetivo y elección de instrumentos, es decir su diseño, la implementación es una etapa importante para la identificación de la coherencia de dicha política y en consecuencia, de su eficacia. Es así que la fase de implementación en dichos análisis es un elemento importante para evaluar la efectividad de las acciones llevadas a cabo, incluso en cualquier sistema de gobernanza (Bressers et al, 2017).

⁴⁶ Ahora, el concepto de niveles refiere al tipo de elementos de las políticas públicas que corresponden al tipo de coherencia que podrían tener.

Como se mencionó en el capítulo primero de la tesis, el propósito de la presente investigación es analizar las razones que permiten e impiden el desarrollo de proyectos de aprovechamiento de biogás desde las características de los instrumentos formales y de su efecto en los actores dentro de los dominios que fundamentan la existencia del problema planteado: gestión de residuos y energías renovables.

Con base en el artículo que estructuró este capítulo, Cejudo y Michel (2016), el nivel de análisis del enfoque de Coherencia de Políticas de mayor jerarquía permite colocar los efectos de las limitaciones de las políticas e instrumentos de un dominio con el éxito o atención en otro, específicamente para esta investigación, la gestión de residuos para aquel de energías renovables. Lo cual remite al acompañamiento de la evaluación ambiental de la primera sección de la investigación, es decir, que los posibles beneficios del desarrollo de dichos sistemas de generación de energía eléctrica dependen además de sus potenciales impactos ambientales, del estado de los instrumentos formales que regulan la biomasa a la que se le dará tratamiento para su aprovechamiento.

Al ser un tipo especial de residuo, la gestión y aprovechamiento de la vinaza como fuente de energía representa y provee en primera instancia saneamiento. Esta interrelación entre dominios de política se abordará desde el nivel de Coherencia entre Espacios de Política (CEP). A la par, los cuestionamientos acerca de la eficacia del diseño de los instrumentos de las políticas, dentro de cada dominio, para alcanzar sus objetivos particulares permiten identificar deficiencias puntuales respecto a las contribuciones correspondientes hacia el problema global del dominio. En este caso, la adecuada gestión de residuos con un alto potencial de contaminación y la implementación de proyectos de generación de energía mediante el aprovechamiento de biomasa, es decir, la Coherencia entre Políticas (CeP). Es por esta razón que estos dos niveles representan una aportación útil al análisis de coherencia de políticas, que desde los enfoques desarrollados busca sustantivamente identificar las fallas de la acción gubernamental desde los instrumentos formales en la resolución de problemas públicos, aunque en mayoría basados en su diseño, también y recientemente a partir de los actores involucrados en su implementación.

Conviene subrayar que ambas etapas, diseño e implementación, serán incluidas en la estrategia metodológica debido a su ya reiterada importancia para el enfoque de Coherencia de Políticas. Se utilizarán las observaciones realizadas por Cejudo y Michel (2016) para el análisis de Coherencia entre Política (CeP) desde los objetivos, instrumentos y poblaciones objetivo de las políticas públicas de cada dominio. A pesar de que dichas observaciones remiten, como mencionan los autores, a un acercamiento técnico hacia la coherencia de las decisiones de política pública, permiten diseccionar el diseño de dichas políticas para identificar si existen o no aportaciones claras y diferenciadas de cada política hacia la resolución de su problema público concreto. Con relación a la Coherencia entre Espacios de Política, se evaluarán los elementos que describen Nilsson et al (2012) y Huttunen et al. (2014).

Los mencionado hasta ahora describe los elementos de evaluación de Coherencia de Políticas en las etapas de diseño e implementación de políticas públicas, en el siguiente capítulo se diferenciará qué elementos de dicha evaluación refieren a cada etapa.

Capítulo 3

Metodología

Los enfoques para el análisis del problema planteado están conformados por el Análisis de Ciclo de Vida y el enfoque de Coherencia de Políticas Públicas. En esta sección se describirán los elementos de las metodologías, las decisiones metodológicas, los instrumentos de levantamiento de datos y obtención de información, así como fuentes de datos.

3.1 Análisis de Ciclo de Vida

Se empleó la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para realizar la evaluación de posibles impactos ambientales de dos sistemas tecnológicos. Esta evaluación se realizó mediante las cuatro fases que señalan las normas ISO 14040 y 14044 (ISO, 2006), descritas en la Figura 15.

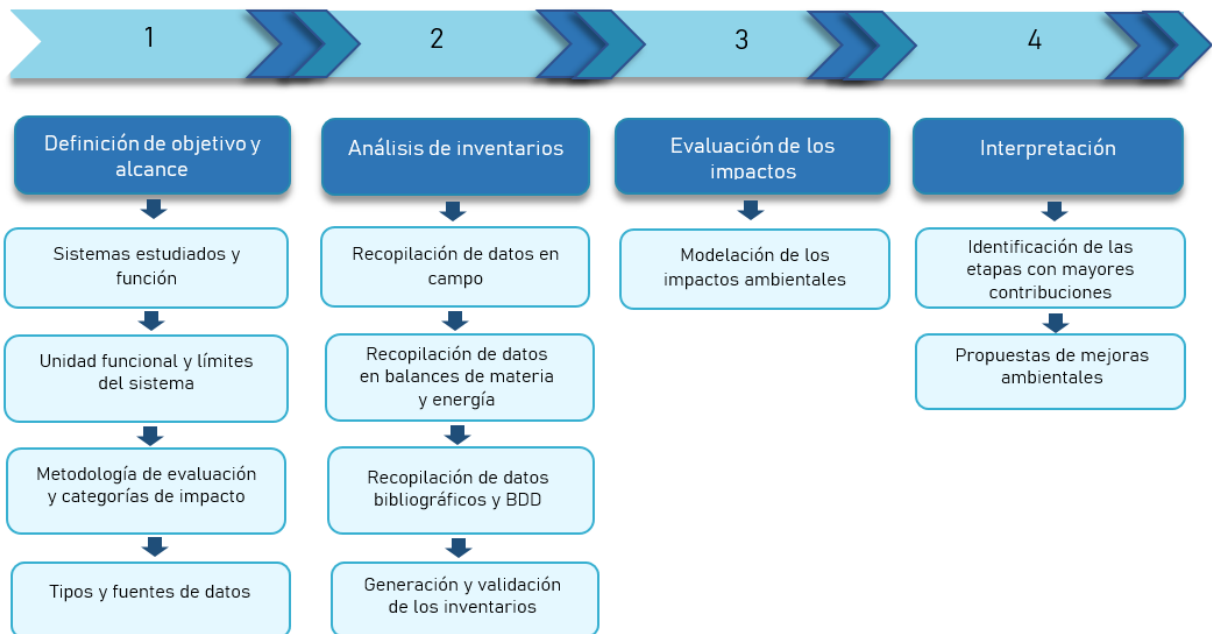


Figura 15. Metodología empleada en este estudio.

3.1.1 Definición de objetivos y alcance

- *Objetivo*

Desarrollar un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de dos sistemas tecnológicos de producción de energía eléctrica a partir de biogás generado con biomasa residual de la industria de bebidas alcohólicas, vinazas, con la finalidad de identificar potenciales efectos ambientales y dar recomendaciones para apoyar en su mitigación.

- *Unidad funcional*

Este estudio se centra en la producción de electricidad a partir de biogás, por esta razón la unidad funcional se definió como 1 kWh de energía eléctrica generada. A nivel mundial se tienen referencias de autores que han utilizado esta unidad funcional en estudios similares (Bacchetti y Fiala, 2015; Bacchetti et al., 2013; Dressler et al., 2012; Fuchsz and Kohlheb, 2015; Ingrao et al., 2015; Meyer-Aurich et al., 2012; Morero et al., 2015).

3.1.2 Límites del sistema

En la Figura 16 se muestran las etapas del ciclo de vida de los dos sistemas tecnológicos que se evaluarán al igual que los límites de los mismos, diferenciados entre ellos por los procesos de extracción de materia prima y generación de la biomasa, es decir, la producción de las bebidas alcohólicas: tequila y vino tino. En la siguiente sección se detallarán las operaciones dentro las etapas del ciclo de vida de ambos sistemas.

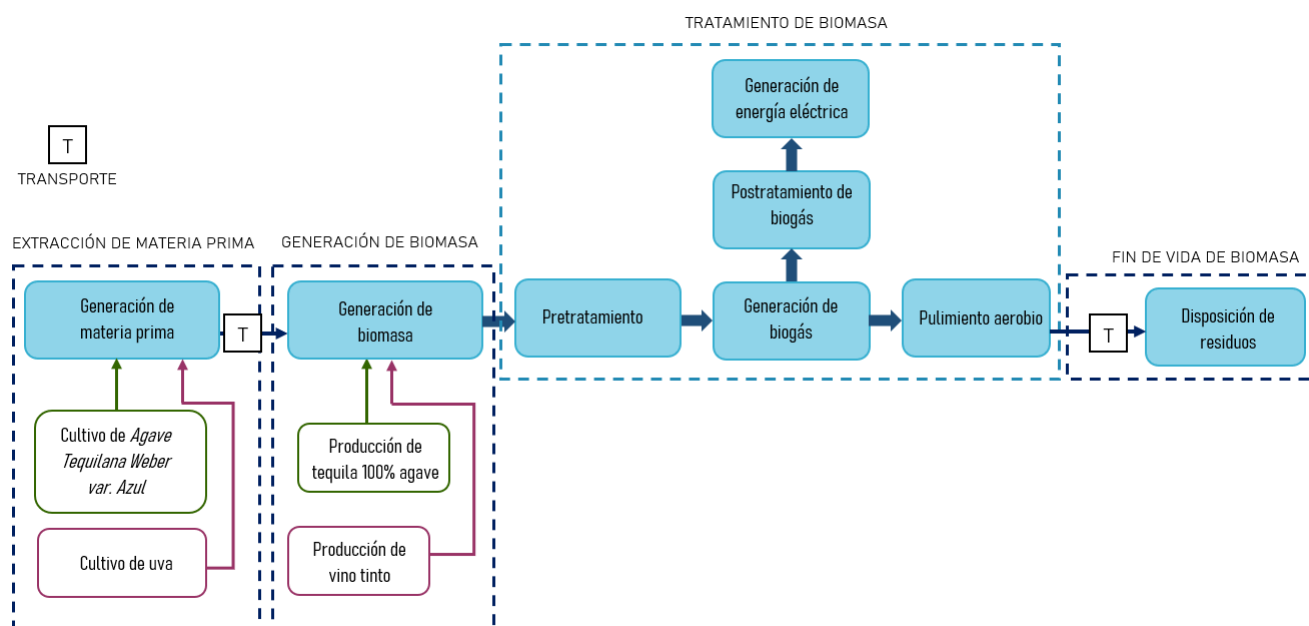


Figura 15. Etapas de ciclo de vida y límites del sistema.

3.1.3 Sistemas estudiados y función

La modelación de los sistemas tecnológicos se basó en la generación de la biomasa y la unidad funcional. Esto es, de las vinazas y el agua residual, respecto a la producción del producto principal del proceso productivo del que surge: la producción de tequila y vino y la generación de 1 kWh. La relación entre ellos y su caracterización se estableció conforme a investigaciones previas en el contexto nacional (Tabla 9), mientras que para la obtención de los datos de las plantas de tratamiento se recurrió a los servicios de un consultor externo que desarrolló el modelo conceptual de dichas plantas y sus balances de materia y energía. Por otro lado, los insumos para el cultivo de la materia prima de las bebidas alcohólicas fueron

obtenidos mediante entrevistas en campo a productores de *Agave Tequila Weber var. Azul* en Tequila, Jalisco y a las bases de datos de Ecoinvent v. 3.4 de la producción de uva.

Tabla 9. Relación entre producto principal y biomasa de estudio.

Producto de origen	Caudal producto	Biomasa	Caudal producto/U.F.	Biomasa / U.F	Referencias
tequila 100% agave	6.7 m ³ /d	66.67 m ³ /d	0.00254 m ³ /d	0.002529 m ³ /d	Méndez-Acosta (2010), Noyola et al. (1996), Tuesta (2017)
vino tinto	1.8 m ³ /d	17 m ³ /d	0.00055 m ³ /d	0.00525 m ³ /d	Consultora externa

3.1.2.1 Vinazas de tequila

La vinaza de tequila seleccionada corresponde a la producción de tequila 100% de agave, por lo que con base en la relación descrita por Méndez-Acosta (2010) y Tuesta (2017), se requiere la producción de 2.54 L de tequila·día⁻¹ para la generación de 1 kWh, para una planta con capacidad de producción de una destilería mediana (CRT, 2018). A continuación se describen los procesos y operaciones incluidas en las etapas del ciclo de vida del sistema de vinazas de tequila.

- Extracción de materia prima

El género agave (Asparagaceae, antes Agavaceae) es nativo desde el sur de Estados Unidos al norte de Suramérica, y de todo el Caribe. En México, de donde también es nativo, se encuentra el 75% de las especies de agave que crecen en el continente americano, un 55% de ellas endémicas (Castro-Díaz y Guerrero-Beltrán, 2013). Los estados de República Mexicana con mayor superficie cosechada de agave son: Jalisco, Guanajuato, Nayarit, Tamaulipas y Oaxaca (SINAP, 2018), con un rango de 220 a 1,650 ha y una producción de 8,235 a 156, 552 toneladas. En ambos rubros el estado de Jalisco tiene el primer lugar a nivel nacional.

El tequila es una bebida alcohólica regional, obtenida por la destilación de mostos de *Agave Tequilana Weber* variedad azul. Esta variedad de agave completa su madurez en ciclos de 7 a 8 años y su reproducción es principalmente asexual, por medio de hijos del rizoma de la planta (García-Herrera et al., 2010 en Castro-Díaz y Guerrero Beltrán, 2013). Su cultivo y cosecha suele estar conformada por procesos a nivel industrial, es decir, un cultivo caracterizado por el uso de agroquímicos y maquinaria. Esto se debe a que una gran cantidad de productores de agave en los municipios visitados forman parte de la industria tequilera siendo proveedores de empresas de tequila. Además de que, en su conjunto la industria se caracteriza por estar sujeta a ciclos de demanda fluctuantes cada 7 años (Gerritsen y Bowen, 2007), lo cual tiene un efecto en la tecnificación de las prácticas de cultivo de los productores (Herrera-Pérez, 2012; Gerritsen et al, 2010).

En la producción de esta variedad de agave incluyen procesos de preparación de terreno para la plantación, mantenimiento y jima (Figura 16). Para la preparación se incluyen operaciones de arado o subsolado, barbecho y rastra, que tienen el objetivo de pulverizar grandes porciones de tierra para que las plántulas tengan la estructura del suelo favorable para su desarrollo, al igual que acceso a los nutrientes suministrados, cualquier origen que estos tengan (SAGARPA-SENASICA-INIFAP, 2015; INIFAP - CIRNE, 2012). Dichas actividades son realizadas con tractor y aditamento adicional, aunque su uso está determinado por el tipo de suelo en el que se realizará el cultivo. La densidad del cultivo de agave suele

tener dos alternativas: 3500 hijuelos⁴⁷ o 6000 hijuelos por hectárea (*ibid.*), en el análisis realizado se eligió la primera, ya que fue la opción mencionada un mayor número de veces por los productores entrevistados.

Después de este proceso se realiza la aplicación de fertilizantes y pesticidas, aunque con periodicidad variable, suele aplicarse como mínimo en dos ocasiones al año dependiendo de las condiciones climáticas y en el caso de pesticidas, por la presencia de plagas o maleza. De acuerdo con las entrevistas realizadas y la revisión de literatura del cultivo de la especie (Martínez et al. 1998; Herrera-Pérez, 2019⁴⁸; Martínez-Rivera et al., 2007; SAGARPA-SENASICA-INIFAP, 2015), estas aplicaciones continúan durante el ciclo del cultivo durante 4 a 5 años. Así, en el último año el agave es jimado para retirar las hojas y ser transportado hacia la empresa o taberna para la producción de tequila, ya que específicamente, la fuente de carbohidratos fermentables del agave es la “*piña*”, que comprende el tallo y el pequeño segmento basal de hojas que permanecen adheridas al tallo, de las que se han reportado pesos entre 41 y 120 kg por pieza (Montañez et al., 2011; Robles et al., 2012). Esta diferencia de peso, entre el agave y el corazón, o “*piña*”, se manifiesta en las pencas removidas que posterior a la jima son dispuestas en el campo de cultivo, representan cerca del 14% del porcentaje total aprovechable de la planta (López y Conteras, 2015), sin embargo no fueron considerados. Con base en las entrevistas realizadas, dicha actividad es manual y es la que requiere menor número de jornaleros⁴⁹ para realizarla a diferencia de la plantación o aplicación de insumos. A su vez, de acuerdo con la información obtenida en las salidas de campo, el rendimiento de la materia prima es en promedio de 94.09 ton de piñas de agave·ha⁻¹.

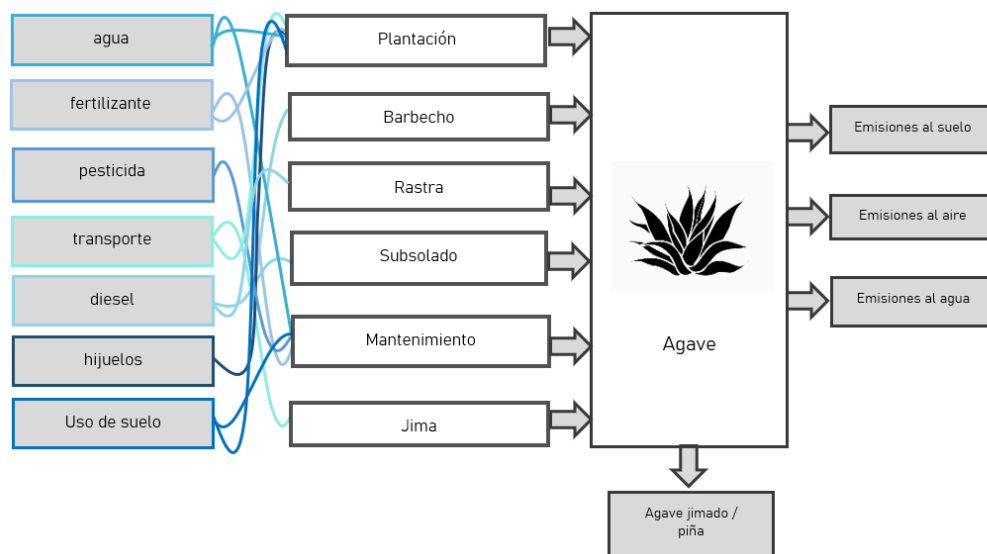


Figura 16. Diagrama de flujo de operaciones incluidas en la etapa de extracción de materia prima de la producción de tequila.

⁴⁷ Nombre de los nuevos brotes que salen alrededor de la planta madre, obteniéndose nuevos individuos por división de matas.

⁴⁸ Comunicación personal (marzo 2019)

⁴⁹ Se le llama jornaleros a los trabajadores del campo que son contratados por productores de agave, usualmente en jornadas de 6 a 9 horas para realizar cualquier actividad relacionada con el cultivo.

El carbono capturado durante el crecimiento de la planta no fue considerado, ya que, como se ha señalado en el estudio de sistemas de biomasa residual, éste es liberado en otras etapas del ciclo de vida.

La determinación de emisiones por fertilizantes se obtuvo mediante una herramienta computacional en desarrollo de un investigador especializado⁵⁰, mientras que las emisiones por pesticidas se estimaron con la relación que describe Rivera et al. (2017) entre la aplicación y el medio en el que tiene impacto, esto es en aire, agua y suelo, las cuales fueron ingresadas con flujos de la base de datos del software Gabi thinkstep®. Las emisiones por consumo de combustible derivado del transporte y maquinaria fueron estimadas a partir de los módulos de Ecoinvent v. 3.4, el tipo de vehículo reportado en los datos recabados, la distancia mínima entre las empresas productoras de tequila en el estado de Jalisco y las coordenadas máximas de las zonas de cultivo de agave en los municipios visitados (Ceja et al., 2017). A manera de resumen, las principales consideraciones para la modelación de esta etapa y la construcción del Inventario de Ciclo de Vida (ICV) se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10. Consideraciones para la modelación de la etapa de extracción de materia prima

Característica	Unidad	Valor	Referencia
Densidad de agave	hijuelos/ha	3,500	Entrevistas productores
Peso de hijuelo	kg	2.25	INIFAP (2012)
Rendimiento agave [cosecha]	kg piña/ha	94090	Entrevistas a productores
Distancia cosecha a planta de producción	km	51.85	Calculado

- Generación de biomasa

La elaboración del tequila, a pesar del desarrollo tecnológico para el aumento de eficiencia y rendimiento, ha conservado sus operaciones unitarias ancestrales: cocimiento, extracción de jugos o molienda, fermentación y destilación (Villanueva-Rodríguez et al., 2016). Dichas etapas fueron consideradas para la elaboración del ICV (Figura 18), además de las relaciones físicas descritas por Rongel (2004) en una planta de producción industrial de una bebida similar al tequila, la bacanora. Es importante mencionar que, para dicha referencia, se utilizaron datos referentes a la maquinaria de cocción, molienda, lavado y fermentación, debido a que las operaciones para la producción del tequila son las mismas.

El cocimiento y extracción de carbohidratos de la “*piña*” es necesario para la liberación de fructosa y glucosa fermentable a partir del polisacárido principal, la inulina, igual que coadyuva en la producción de notas sensoriales características de la bebida. En la industria del tequila se utilizan principalmente cuatro diferentes equipos para realizar la hidrólisis de los polisacáridos del agave: hornos de piedra con cocimiento del agave mediante calor directo, ya sea quemando leña de árbol para calentar al rojo vivo piedras volcánicas u hornos de mampostería cociendo el agave con vapor directo de calderas. Autoclaves de acero inoxidable con cocimiento del agave usando vapor directo de calderas, con periodos de inyección de vapor de 8 a 14 horas (García, 2019b). Y otro, en el que primero se extraen los jugos del agave en crudo, ricos en polisacáridos los cuales se hidrolizan en tanques de acero inoxidable para su cocción, provistos de intercambio de calor de vapor de calderas por medio de un serpentín metálico de acero

⁵⁰ Dr. Freddy S. Navarro Pineda, Universidad Autónoma de Yucatán.

inoxidable o de cobre o un enchaquetamiento, este equipo es denominado difusor y las operaciones se llevan a cabo en condiciones ácidas a temperaturas de 80°C a 85°C en periodos de 4-6 horas (Villanueva-Rodríguez et al. 2016). En esta investigación se eligió en horno de mampostería como equipo para la cocción, ya que es el equipo reportado que corresponde con la caracterización de las vinazas elegidas.

La segunda operación es la molienda, realizada comúnmente por medio de la tahona, molinos de masas y difusor, o una combinación de ambos, siendo los más utilizados en la actualidad los molinos y el difusor (García, 2019). La tahona es el equipo más antiguo, que consiste en una pila donde se coloca el agave cocido para triturarse y extraer los jugos al ponerla en contacto con una piedra. El principal inconveniente de este equipo es el potencial de contaminación del mosto por su exposición al ambiente al igual que la intensa limpieza que requiere. Las características organolépticas de las bebidas realizadas en ellos son un olor y sabor dulce a agave cocido. García (2019) describe que en el caso de los molinos, éstos son colocados en serie para formar un tren, que consta usualmente de un transportador desde los hornos de cocimiento a una desgarradora de cuchillas, un sistema de imbibición y lavado con agua potable a alta temperatura, con el objetivo de remover o lixiviar los azúcares dentro de las fibras del agave. En esta operación se suele obtener un jugo o mosto de agave con un contenido de sólidos de 12-14 g/ 100 ml (Villanueva-Rodríguez et al. 2016). Es importante mencionar que previo a la molienda, el agave cocido es desgarrado por sistemas de cuchillas, para abrir las fibras y aumentar la superficie de contacto y favorecer la extracción de azúcares. La fibra, a la salida en una molienda es muy eficiente, está entre 3 y 5% de azúcares residuales en el bagazo y un máximo de 60% de humedad. En algunos casos se pasa la fibra varias veces para lograr una mayor extracción. El residuo principal de esta operación es el bagazo de agave, como se mencionó en el capítulo anterior.

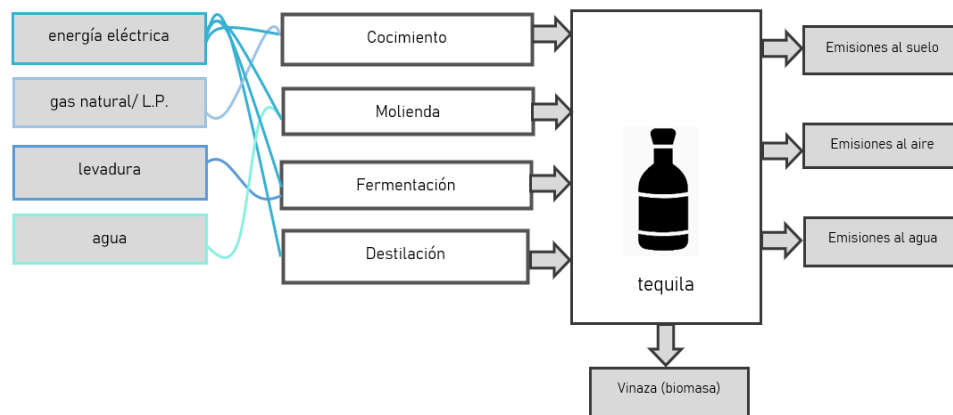


Figura 17. Diagrama de flujo de operaciones incluidas en la etapa de generación de biomasa.

La siguiente operación es la fermentación, donde los azúcares del agave son metabolizados por la levadura a etanol, dióxido de carbono y otros compuestos. En la mayoría de los casos se elige la fermentación inducida, en la que se inocula con una cepa particular de *Saccharomyces cerevisiae* (Villanueva-Rodríguez et al. 2016), debido a su alta capacidad fermentativa. Esta puede obtenerse como levadura de pan o una levadura seca comercial (normalmente utilizada para la producción de vino, cerveza o ron). También, algunas empresas utilizan cepas específicas, diseñadas propiamente en sus laboratorios, lo cual da como

resultado características organolépticas constantes a la bebida (Téllez-Mora et al., 2013), al igual que una corta etapa de fermentación y perfumes más predecibles. Se ha llegado a referir que, las fermentaciones largas ocasionan una baja productividad del proceso, al igual que la generación de vinazas con mayor carga orgánica por una mayor concentración de azúcares sin fermentar (Díaz, 2019).

Prado-Ramírez et al. (2005) mencionan que el tequila es generado en dos destilaciones consecutivas diferenciales, para después, ser añejado o modificado y convertirse en una variación del tequila blanco silver 100% de agave, ya que este último es embotellado directamente después de la segunda destilación y del proceso de dilución (Carreón-Álvarez et al., 2016). La primera de ellas es llamada destrozamiento, en la que el etanol de la mezcla fermentada es separado generando otros dos productos más: uno ligero llamado “*cabeza*”, uno de corte llamado “*ordinario*”, cuyo contenido de etanol es de 20-30% en volumen y un tercero llamado “*cola*” al que se le conoce como vinaza. Seguido de esto, el *ordinario* se conduce por la segunda destilación, llamada rectificación, con el objetivo de enriquecer el contenido de etanol del *ordinario*, además de recuperar los compuestos organolépticos que caracterizan a un tequila (Villafaña, 2019). Estas operaciones ocurren a temperaturas de 90° C y 95°C a 100° C, para el destrozamiento y la rectificación respectivamente. El producto final se obtiene de la segunda destilación, en la que el contenido de etanol es de 55% en volumen.

Las características de las operaciones que componen el proceso de producción de tequila se muestran en la Tabla P, al igual que las relaciones entre insumos. Como ya se mencionó, se eligieron aquellas descritas por Rongel (2004), al igual que el rendimiento general señalado por Fuentes (2019) de 150,000 kg de agave para la producción de 12,300 L de tequila (CRT, 2019). Es importante mencionar que las operaciones posteriores a la destilación no fueron consideradas debido a que es el punto de generación de la biomasa, es decir, de la vinaza.

- *Tratamiento de la biomasa*

Como ya se mencionó, las vinazas son los desechos líquidos que permanecen en el fondo del alambique o de la torre de destilación, en este caso en el proceso de producción del tequila. Se ha descrito en diversas investigaciones que la mayoría de las vinazas no reciben tratamiento adecuado o completo para el cumplimiento de la normatividad vigente (NOM 001-SEMARNAT-1996 y NOM-002-SEMARNAT-1997) antes de ser descargadas en cuerpos de agua (ríos, arroyos, lagos, presas) y alcantarillado municipal o en suelos agrícolas (Iñiguez et al., 2005 en Morán, 2015), particularmente las pequeñas y medianas empresas. Es por esta razón que se eligió hacer referencia a la producción de una fábrica de tequila con capacidad de producción media que actualmente no cuente con una planta de tratamiento propia.

El tren de tratamiento propuesto para la vinaza de la producción de tequila consiste en un proceso de tipo biológico acoplado anaerobio-aerobio que consta de las cinco subetapas mostradas en la Figura 19, a partir de la caracterización de las vinazas elegidas. En la Tabla 12 se muestran los datos de diseño (consultora externa, comunicación personal, 2018) de los procesos que se describirán a continuación.

Tabla 11. Caracterización de vinazas de tequila

Parámetro Vinaza de tequila	
pH	3.5 - 4.5
Temperatura (°C)	80
Flujo (m ³ /d)	66.67
DQO (kg/m ³)	60.1
DBO (kg/m ³)	33.04
SST (kg/m ³)	4.33
SSV (kg/m ³)	4.04
NTT (kg/m ³)	0.076
Níquel (mg/L)	<0.02*
Calcio (mg/L)	507*
Magnesio (mg/L)	141*
Potasio (mg/L)	374*
Sulfatos (mg/L)	0.78*

*Valor promedio

1. *Pretratamiento*

En el tratamiento de vinazas de tequila, el pretratamiento o acondicionamiento consiste en la remoción de sólidos, disminución de temperatura (90°C a 40°C) y la elevación del pH de 3.5 a un valor de 6-7. La regulación del pH de la vinaza se realiza mediante la adición de sosa caustica.

2. *Procesos biológicos: Digestión Anaerobia y generación de biogás*

La Digestión Anaerobia consta de un reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB) con una zona intermedia cubierta con empaque plástico estructurado, con el objetivo de proporcionar una mayor retención de microorganismos adheridos como biopelícula. El agua fluye a través de un lecho de lodo mayormente granular, donde se genera el biogás, el cual es captado por un sistema de separación gas-líquido-sólido en la parte alta del reactor, para redirigirse a una máquina de cogeneración. Los datos del motor generador fueron proporcionados por el Dr. José Orejel del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. (IPICYT) (José Fernando Orejel Pajarito, comunicación personal, 14 de septiembre de 2018).

3. *Procesos biológicos: pulimiento aerobio mediante lodos activados*

Para reducir la concentración de DBO a niveles requeridos por las regulaciones ambientales, es necesario completar el tratamiento anaerobio con un proceso aerobio, también llamado pulimiento. Se eligió el proceso de lodos activados en su variante completamente mezclada, el proceso más utilizado en el tratamiento de agua residual industrial y municipal con materia orgánica biodegradable (López-López et al., 2010), que está conformado por un reactor aerobio de operación continua seguido de un sedimentador. En este proceso, la tasa de crecimiento de biomasa es acelerada, como consecuencia la producción de lodos es relativamente elevada, por lo que es necesario la estabilización de los mismos. El agua tratada resultante de este proceso tiene las características requeridas para ser destinada en el riego de suelos agrícolas.

4. Tratamiento de lodos

Dado que el proceso aerobio genera aún lodos putrescibles, es necesaria su estabilización en un digestor aerobio. Los lodos de purga del proceso aerobio y anaerobio son trasladados a un tanque de espesamiento. Posteriormente, ya el lodo espeso se bombea hacia el digestor aerobio de lodos. Por último, el lodo es extraído del digestor por una bomba de cavidad progresiva y enviado a un filtro prensa para su deshidratación, donde alcanza una concentración en la torta del 25%. Con el fin de mejorar el grado de deshidratación y compactación del lodo, se efectúa una adición de polímero en la línea de lodos, la cual cuenta con un mezclador estático. El digestato producto de este proceso es dispuesto en el relleno sanitario correspondiente, con una distancia de 90.7 km entre la planta de producción de tequila al relleno sanitario Los Laureles, en San José del Castillo, Jalisco.

5. Postratamiento del biogás

La etapa de postratamiento al biogás se lleva a cabo principalmente, con dos objetivos: la reducción de biogás necesario para la producción de energía, ya que al aumentar el contenido de CH_4 su poder calorífico aumenta, al igual que reducir costos de operación relacionados con el diseño de la cámara de combustión. Estos son beneficios agregados a la remoción de H_2S , que se mencionaron en el capítulo anterior. El postratamiento consiste en una laguna microalgal de alta tasa (HRAP por sus siglas en inglés) conectada a una columna de absorción de gases (ABC), mejor conocido como sistema HRAP-ABC (Figura 18). El HRAP se opera bajo condiciones alcalinas-básicas, que favorecen la solubilización del CO_2 y H_2S presentes en el biogás. A la corriente gaseosa producto del post-tratamiento se le conoce como biometano o biogás enriquecido y el porcentaje de CH_4 aumenta de 60-65% a 95% (Franco, 2018). El análisis se basó en la información proporcionada por la Dra. Alma Toledo Cervantes, investigadora del IPICYT (Alma Toledo Cervantes, comunicación personal, 2019).

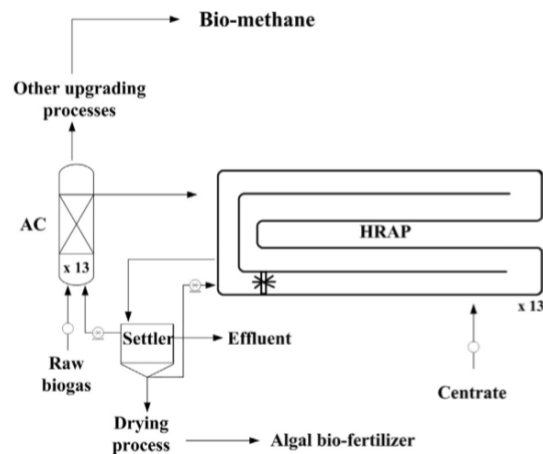


Figura 18. Laguna microalgal conectada a columna de adsorción de gases (Toledo-Cervantes et al., 2017).

Tabla 12. Datos de procesos para el tratamiento de vinaza de tequila.

Etapa	Parámetro	Valor
Digestión Anaerobia	Eficiencia de remoción de DQO (%)*	80
	TRH (h)	124.9
	Influente (m ³ /d)	65.535
	Flujo de lodos de purga (m ³ /d)	6.77
	Producción de biogas (m ³ N/d)	1,239.80
	Composición del biogás	65.1% (CH ₄) 31.1% (CO ₂) 0.8% (H ₂ S)
Pulimiento aerobio: lodos activados	Eficiencia de remoción de DQO (%)*	59.798
	TRH (h)	145
	Influente (m ³ /d)	59.798
	Masa de lodos de purga (kg/d)	78.03
	Demanda de aire total (m ³ N/h)	397
Tren de lodos	Concentración en lodo digerido (kg SSV/m ³)	19.95
	Demanda de aire total digestor (STD m ³ /h)	64.82
	Masa total torta (kg SST/d)	220.03
Generación de energía	Capacidad (kWe)	150 kWe
	Eficiencia (%)	35
Postratamiento de biogás	Biogás enriquecido (m ³ N/d)	853.37

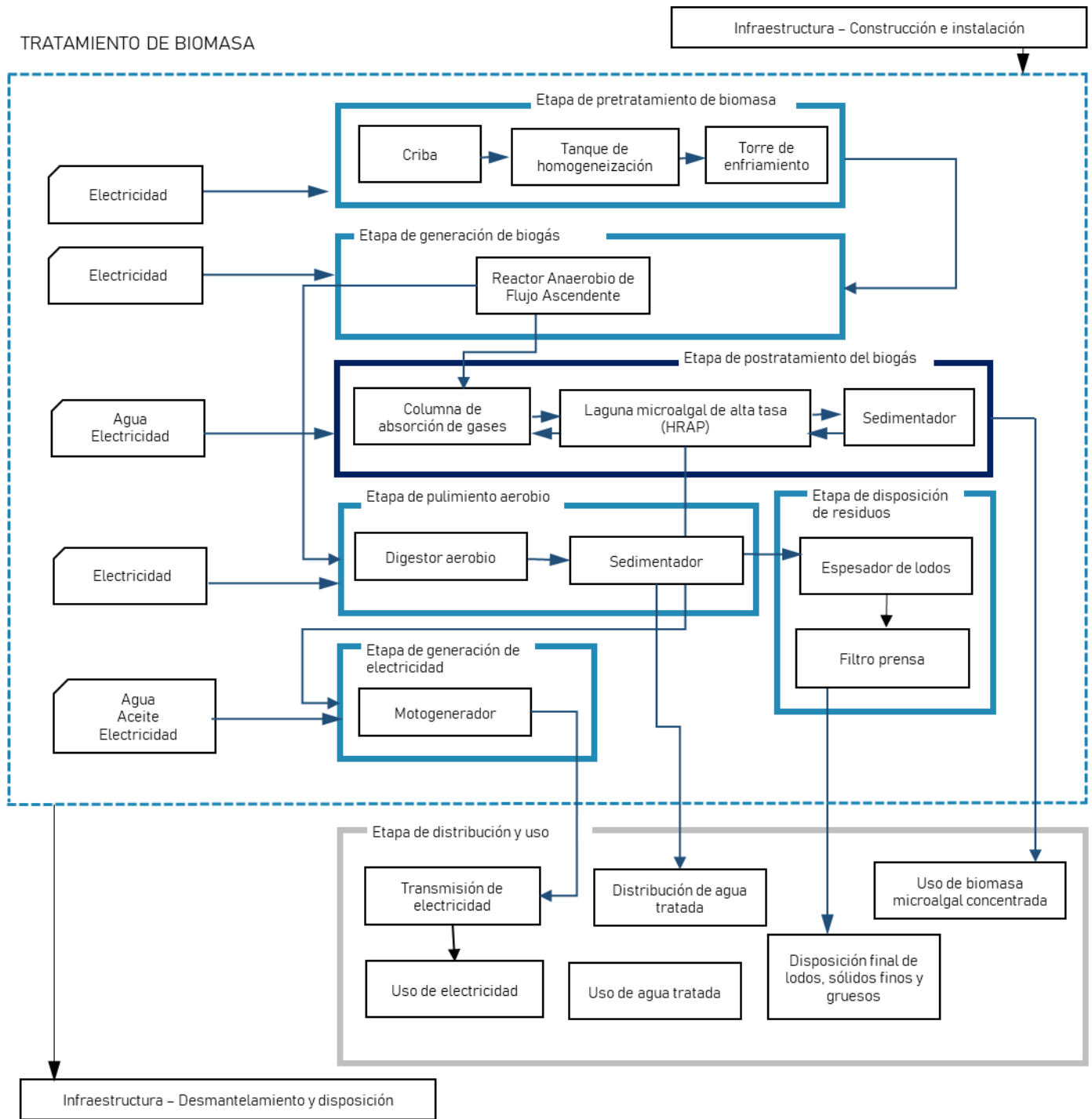


Figura 19. Diagrama de los procesos para el tratamiento biológico de vinazas de tequila.

3.1.2.2 Agua residual de vino tinto

La caracterización del agua residual de vino tinto utilizada en esta investigación es obtenida a partir de Buitrón et al. (2019), de una planta de producción vinícola en el estado de Querétaro. Con base en la relación de generación respecto al producto principal mostrada en la Tabla J, se requiere la producción de 0.55 L de vino·día⁻¹ para la generación de 1 kWh, de una fábrica con capacidad de 40,000 a 45,000 vino·mes⁻¹ (consultora externa, comunicación personal, 2018). Para esta biomasa se evaluaron dos sistemas; la producción de energía a partir de biogas producto del tratamiento de agua residual de vino concentrada, y la producción de energía a partir de biogas generado por la dilución del agua residual de vino concentrada con agua residual municipal. A continuación se describen los procesos y operaciones incluidas en las etapas del ciclo de vida de ambos sistemas.

- *Extracción de materia prima*

La producción de vino constituye uno de los sectores económicos más antiguos, actualmente es una de las actividades de agricultura con mayor importancia en el mundo. Al año 2016, se produjeron 27 billones de litros, y se destinó un área de 7 billones de hectáreas para la viticultura, a nivel mundial⁵¹. Mientras que cinco países representan el 50% de la producción vitícola a nivel mundial (España, China, Francia, Italia y Turquía), en México la superficie sembrada es de 33,691.53 ha que se concentran en Baja California, Sonora, Coahuila y Querétaro (Consejo Mexicano Vitivinícola, 2018).

La viticultura, refiriendo a la agricultura del vino, comienza con el cultivo de la vid. Se ha descrito que previo al cultivo se realizan operaciones de labranza, riego, aplicación de fertilizantes y pesticidas, poda y cosecha (Meneses et al., 2016), que se continúan por al menos cinco años hasta que la uva, el fruto de la vid, esté en estado óptimo (Almanza, 2011; Grainger y Tattersall, 2005). Para el cultivo en el caso de estudio, no es necesario el riego⁵² y la cosecha de la uva es manual al igual que la poda de la planta⁵³. El transporte tampoco es necesario, ya que el cultivo y cosecha de la vid se realiza en la misma área de producción del vino, por lo que no hay uso de vehículos. Sin embargo, se utilizó el módulo de proceso de cultivo de uva de la base de datos Ecoinvent v. 3.4, la cual refiere a un proceso industrializado y tecnificado. Las operaciones incluidas en dicho proceso se representan en la Figura 20.

- *Generación de biomasa*

Al conjunto de procesos para la elaboración de vino se le conoce como vinificación, el cual al igual que la viticultura, es variable y depende de elecciones de producción específicas (Ferrar y De Feo, 2018). Los procesos que se han identificado dentro de la vinificación para la producción de vino tinto son: la trituration o el aplastamiento y la remoción de tallos, el periodo de maceración, prensado, fermentación primaria y secundaria, clarificación, estabilización, añejamiento y embotellamiento (Genc et al., 2017; Ioannou et al., 2014; Meneses et al., 2016). Algunas de las variantes de la vinificación identificadas en la literatura han sido las diferentes sucesiones de estos procesos, al igual que la adición de enfriamiento previo a la trituration, mayor número de procesos de clarificación y limpieza, el almacenamiento del mosto previo a la fermentación y la omisión de la segunda fermentación. Por ello, se describirán las consideraciones de esta

⁵¹ Organización Internacional de la Viña y el Vino (OIV) Consultado en: <http://www.oiv.int/es/statistiques/>

⁵² El 90% de la provisión de agua es mediante lluvia y el 10% por goteo, proveniente de pozos.

⁵³ Visitas a la planta de producción de vino La Redonda, San Juan del Río, Querétaro.

etapa con base en lo mencionado durante la visita a la planta de producción del caso de estudio en San Juan del Río, Querétaro.

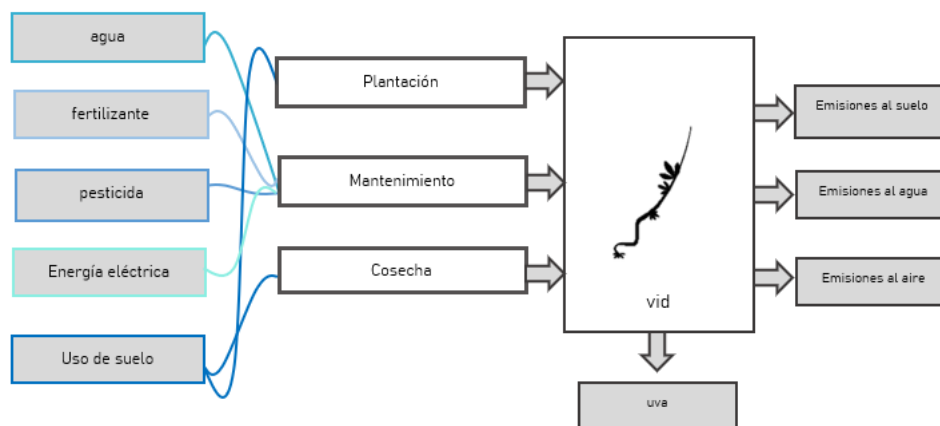


Figura 20. Diagrama de flujo de operaciones incluidas en la etapa de extracción de materia prima de la producción de vino

Fuente: Adaptado de Meneses et al. (2016)

Posterior al transporte de las uvas a la planta, se llevan a cabo procesos de estrujamiento con el uso de prensas neumáticas y un tamiz, lograr el despalillado y después el bombeo del mosto para el llenado de depósitos, esto sin la adición de agua para evitar la dilución del azúcar y efectos indeseados en la fermentación. Acto seguido, es necesario permitir la maceración de las cáscaras de uva para adquirir el color y aroma característico del vino tinto, durante un periodo de una semana. De manera paralela, la fermentación comienza con el contacto de la pulpa con la cáscara durante el prensado. Este proceso continua en tanques, para la conversión de la fructosa y sacarosa en etanol y CO₂ liberado a la atmósfera, mediante la acción enzimática de la levadura, comúnmente del género *Saccharomyces* (*S. cerevisiae* y *S. bayanus*) (Bisson, 2004). Esta reacción es exotérmica, por lo que es necesario el control de la temperatura en un rango óptimo de 20°C-25°C por un periodo de 10 a 15 días, mediante el uso de refrigerantes con un enchaquetamiento. Una segunda fermentación puede ser implementada, llamada fermentación maloláctica, para la reducción orgánica de ácido málico y generación de ácido láctico, y obtener efectos como la reducción de acidez, produciendo vinos de mayor suavidad y redondez en el paladar. Durante la generación de biomasa en el caso de estudio no se realiza esta segunda fermentación. Después de la fermentación es necesaria la limpieza del vino, para la remoción de sólidos y su posterior uso como composta. Por ello, el tanque es vaciado y lavado. Después el vino es filtrado mediante placas de celulosa y continua con la separación de sólidos en suspensión mediante la adición de grenetina como coagulante en la clarificación, con el fin de acelerar la caída de partículas y provocar una sedimentación rápida. Los tipos de clarificación que comúnmente se utilizan en las bodegas son: clarificación espontánea, por centrifugación y por filtración (Palacios, Udaquiola y Rodríguez, 2009). En el caso de estudio se elige esta última, mediante el traslado del vino por una toma en la parte superior del tanque a un segundo contenedor, evitando el contacto con los sólidos sedimentados. Como último proceso, la esterilización se lleva a cabo mediante el descenso de temperatura a -5°C. Seguido, dependiendo del tipo de vino tinto buscado, se envía a su añejamiento en barricas, con un tiempo máximo de 3 años.

Los datos para la construcción de esta etapa fueron obtenidos de Iacone et al. (2017), que describe el proceso de vinificación para vino tinto, posteriormente escalados a los valores de la tabla J. Dicho proceso se muestra en la Figura 21.

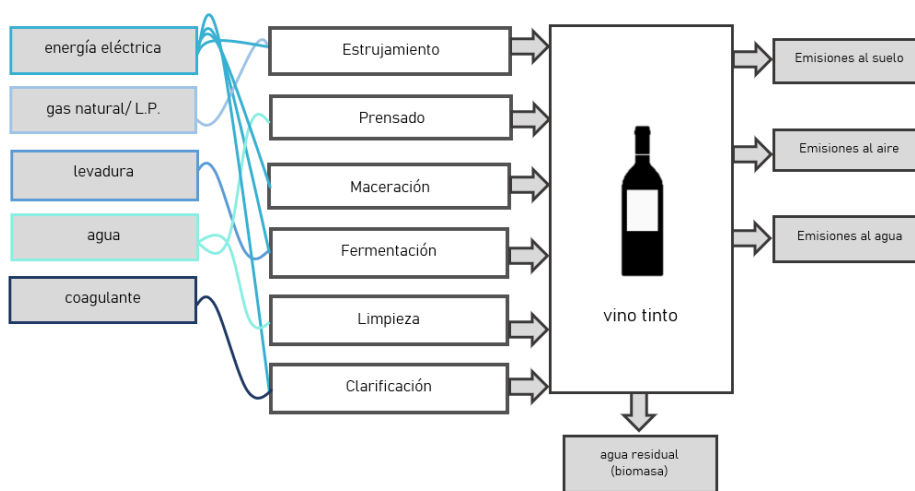


Figura 21. Diagrama de flujo de operaciones incluidas en la etapa de generación de biomasa.

- *Tratamiento de biomasa*

De igual manera, el agua residual de la producción de vino es generada en diferentes procesos de la producción de la bebida, por lo que su composición cambia a lo largo de las operaciones. Se ha reportado que contiene residuos de pulpa de uva, cáscaras o pieles y semillas, y diferentes compuestos utilizados en la filtración, precipitación y limpieza de los equipo, polifenoles y metales pesados. Aunque en México no se ha discutido sobre su generación ni potencial de contaminación de este residuo, se ha evaluado el potencial que tiene para la generación de metano mediante su digestión anaerobia en forma de biometano y biohidrógeno (Buitrón et al., 2019; Carrillo-Reyes et al., 2019). Con base en lo reportado en esta literatura, el agua residual de la producción de vino tiene niveles de carga orgánica tres veces mayor que aquellas generadas en la producción de tequila, $220 \text{ g DQO} \cdot \text{L}^{-1}$ y $60 \text{ g DQO} \cdot \text{L}^{-1}$ respectivamente. El efecto de esta elevada concentración son los posibles efectos inhibitorios y la acidificación en la digestión anaerobia. Además, la elevada concentración de SST de la biomasa, como se describió en el capítulo anterior, puede generar complicaciones para su digestión mediante tecnologías específicas, como los UASB. Por ello, una recomendación para su tratamiento es su previa dilución (*ibid.*), al igual que se ha reportado como una práctica común en países europeos (Airoldi et al., 2004; Torrijos et al., 2044). La caracterización del agua residual elegida se muestra en la Tabla 13 (Buitrón et al., 2019). En la Figura 22 se muestran los procesos

que componen esta etapa y en la Tabla 14 se muestran los datos de diseño (consultora externa, comunicación personal, 2018) de los procesos que se describirán a continuación.

1. Pretratamiento

El pretratamiento del agua residual de la producción de vino suele conformarse por el cribado grueso, sedimentación natural o asistida químicamente, que permiten la remoción de materiales recalcitrantes y la protección de tuberías y bombas (Bolzonella et al., 2019), para posteriormente seguir con su tratamiento biológico.

Parámetro	Agua residual de vino tinto	Agua residual municipal concentrada	Agua residual de vino tinto diluida
pH	3.5	3.5	4.3
Temperatura (°C)	75	20	30.8
Flujo (m ³ /d)	17	77.73	94.7
DQO (kg/m ³)	220.6 ±0.2	0.5	40
DBO (kg/m ³)	80	0.22	14.5
SST (kg/m ³)	30 ± 0.12	0.2	5.5
SSV (kg/m ³)	33 ± 0.26	0.16	4.4
NTT (kg/m ³)	0.49	0.04	0.55
Niquel(mg/L)	0.13	-	-
Zinc(mg/L)	0.737	-	-
Sulfatos (mg/L)	17.5	-	-

Tabla 13. Caracterización de agua residual de la producción de vino tinto concentrada, diluida y agua residual municipal.

1.1 Agua residual de vino concentrada

En el escenario sin dilución, el pretratamiento consiste en un cribado grueso y fino para la retención del 5%⁵⁴ de los SST en el agua residual, seguido de un tanque de homogenización para la amortiguación de picos de flujo y concentración, al igual que ajuste de pH con la adición de sosa cáustica con una bomba dosificadora y un tanque para su dosificación. Posterior a esto, es necesario el enfriamiento del agua residual mediante una torre de enfriamiento, debido a que la temperatura de salida es de 75°C.

La principal consecuencia del uso de la biomasa concentrada es la elevada concentración de Sólidos Suspendedos Totales (SST), por lo que se requiere de un digestor anaerobio de alta tasa para su digestión anaerobia. Las altas concentraciones de SST en provocan efectos indeseados dentro de los UASB, como el lavado y pérdida de biomasa activa, la reducción de actividad metanogénica de los microorganismos (Rajagopal et al., 2019), y la obstrucción del manto o lecho de lodo (*ibid.*) en donde ocurre la actividad bacteriana.

1.2 Agua residual de vino diluida

⁵⁴ Consultora (comunicación personal, 2018).

En el escenario con dilución se elige agua residual municipal cruda para la mezcla con la biomasa, lo cual repercute en la disminución de la temperatura de la biomasa sin el uso de un equipo de enfriamiento, a un rango de operación mesofílico (30°C – 40°C), aumento de pH y como consecuencia se evita la adición del agente neutralizante y la reducción de concentración de SST. Esta última consecuencia permite el uso de la tecnología de UASB, logrando una concentración de 5.5 kg SST · m⁻³. Las operaciones dentro de este proceso son las mismas que el escenario anterior; cribado grueso y fino, tanque de homogeneización, y la adición de un cárcamo de bombeo para la recepción y mezcla de ambos flujos. La caracterización del agua residual municipal elegida se muestra en la Tabla C (Metcalf y Eddy, 2003).

2. *Digestión anaerobia*

2.1 *Procesos biológicos: Digestión anaerobia y generación de biogás en digestor*

La digestión anaerobia del agua residual concentrada requiere el uso de un digestor aerobio que no sea sensible a la elevada concentración de SST. Se hace uso de un digestor anaerobio de alta tasa con un mezclador para la recepción del influente, ya que como se describe a continuación, también dará tratamiento a los lodos de purga del proceso aerobio.

2.2 *Procesos biológicos: Digestión anaerobia y generación de biogás en reactor UASB*

Este proceso, al igual que en el sistema de vinazas de tequila, consta de un reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB). El agua entra al reactor a través de una cama o lecho de lodo donde la materia orgánica es transformada a biogás, el cual es captado por un sistema de separación gas-líquido-sólido en la parte alta del reactor y posteriormente se dirige a una máquina de cogeneración. De manera paralela al sistema de vinazas de tequila, es necesario complementar el tratamiento anaerobio con un pulimiento aerobio.

Los datos del motor generador para ambos sistemas también fueron proporcionados por el Dr. José Orejel del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. (IPICYT) (José Fernando Orejel Pajarito, comunicación personal, septiembre de 2018). Es importante señalar que la producción de biogás en ambos sistemas es mayor comparada con el sistema de vinazas de tequila, debido a la elevada concentración de materia orgánica que presenta.

3. *Procesos biológicos: pulimiento aerobio mediante lodos activados y una etapa anóxica*

Debido a la elevada concentración de nitrógeno en la biomasa es necesario implementar una etapa con condiciones anóxicas. Este proceso además de necesario permite el máximo aprovechamiento del oxígeno unido al nitrógeno, optimizar su eliminación biológica, hacer frente a las fluctuaciones de carga de nitrógeno del influente (Fantone et al. 2005 en Eusebi et al. 2009), y reducir la demanda de oxígeno en el reactor de aireación del proceso aerobio siguiente. La implementación en conjunto de ambos procesos, una etapa preanóxica y una zona de aireación, se conoce como el proceso Ludzack-Ettinger modificado, que en esencia, permite el uso del material orgánico del influente como donador de electrones (Lui y Wang, 2017). Es importante señalar que, a diferencia del sistema de vinazas de tequila, el agua tratada resultante de este proceso no cumple con las características requeridas por la normatividad para ser destinada en el riego de suelos agrícolas.

4. *Tratamiento de lodos*

La estabilización de lodos es necesaria en ambos sistemas, principalmente debido a la generación en el proceso aerobio. En el sistema de agua residual concentrada la generación de lodos es mayor a aquella de la

biomasa diluida, como consecuencia de la mayor concentración de material orgánico. Debido al uso de un digestor anaerobio para la digestión del agua residual concentrada, los lodos de purga son digeridos en este mismo equipo, por lo que la purga de dicho digestor se convierte en la única salida de lodos de todo el sistema. Por último el lodo se extrae del digestor con una bomba de cavidad progresiva hacia un filtro, para su deshidratación y alcanzar una concentración en la torta del 25%.

Por otro lado, para el sistema de biomasa diluida se elige la estabilización en un digestor aerobio de lodos. Esto debido a las características que permiten el funcionamiento óptimo de los reactores UASB, principalmente la concentración de SST, por lo que es necesaria la implementación de un digestor adicional. Como producto se obtiene la eliminación del 40% de la materia volátil y como consecuencia la reducción de masa de lodos a manejar y posibilita su disposición como mejorador de suelos. Al igual que el sistema de agua residual concentrada, el lodo es dirigido hacia un filtro donde es deshidratado hasta alcanzar una concentración del 25% en la torta. En ambos sistemas se adiciona un polímero con el fin de mejorar el grado de deshidratación y de compactación del lodo.

5. Post-tratamiento del biogás

La etapa de postratamiento al biogás tiene el mismo propósito que el sistema de vinazas de tequila y es realizado mediante el sistema HRAP conectado a una columna de absorción de gases (ABC) (Figura N°). El HRAP se opera bajo las condiciones ya descritas en párrafos anteriores, obteniendo un mayor porcentaje de CH₄ en el biogás. El análisis se basó en la información proporcionada por la Dra. Alma Toledo Cervantes, investigadora del IIPICYT (Alma Toledo Cervantes, comunicación personal, 2019).

Tabla 14. Datos de procesos para el tratamiento de agua residual de vino concentrada.

Etapa	Parámetro	Agua residual de vino concentrada (Valor)	Agua residual de vino diluida (Valor)
Digestión Anaerobia	Eficiencia de remoción de DQO (%) [*]	80	78.2
	Influyente (m ³ /d)	16.92	94.71
	Producción de biogás (m ³ N/d)	1,339.00	1,238.27
	Composición del biogás		65.1% (CH ₄) 31.1% (CO ₂) 0.8% (H ₂ S)
Pulimiento aerobio: Ludzack-Ettinger modificado	Eficiencia de remoción de DQO (%) [*]	59.79	54
	Eficiencia de remoción de P (%)	80	5
	Eficiencia de remoción de N (%)	96.3	85
	Masa de lodos de purga (kg/d)	88.65	58.77
Tren de lodos	Masa total torta (kg/d)	1,103.89	165.64
Generación de energía	Capacidad (kWe)	150	150
	Eficiencia (%)	32	32
Postratamiento de biogás	Biogás enriquecido (m ³ N/d)	927.3	857.3

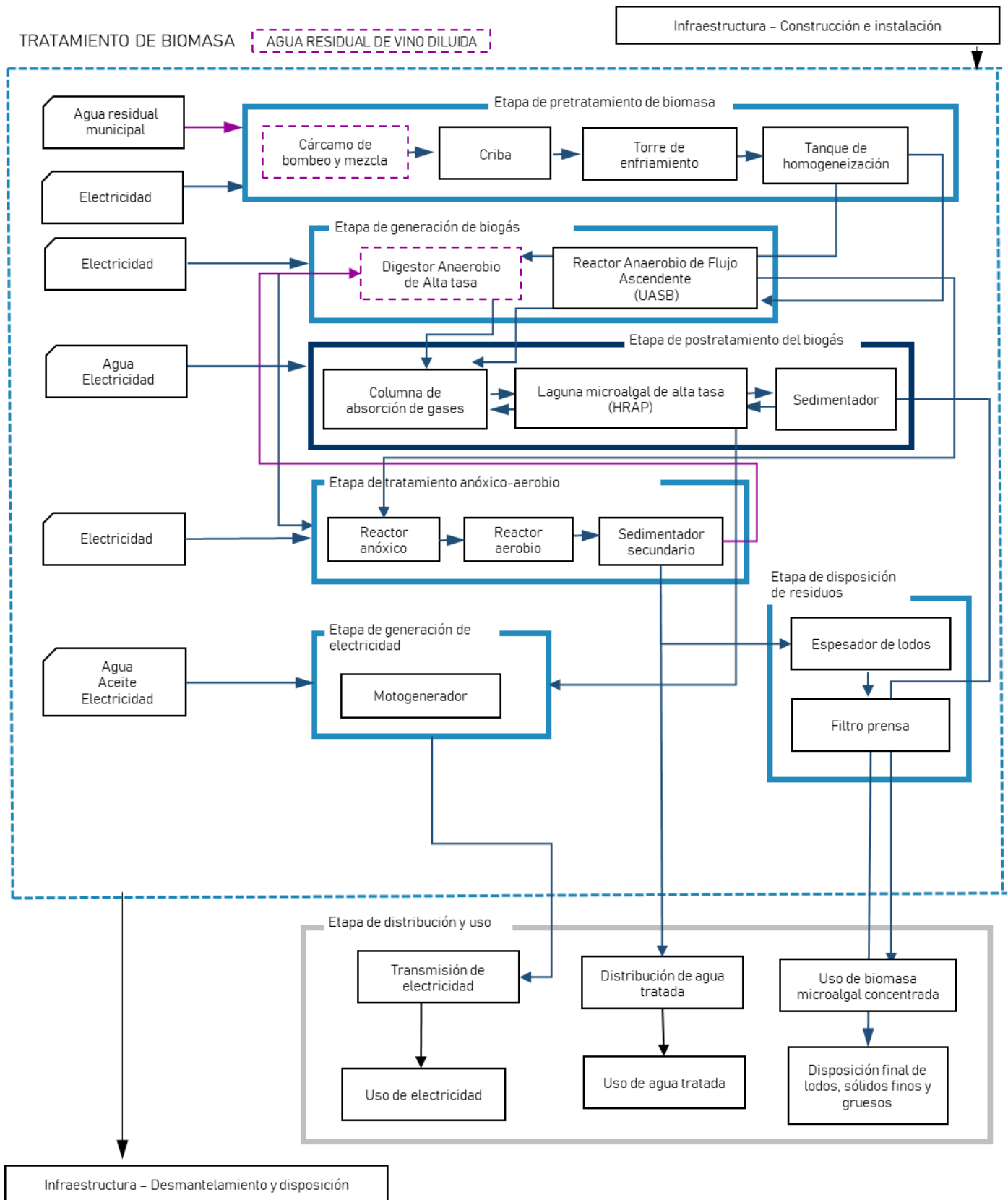


Figura 22. Diagrama de los procesos para el tratamiento biológico del agua residual de vino concentrada y diluida.

3.1.4 Reparto

Como se mencionó en el capítulo anterior, el reparto en el ACV refiere a la asignación de flujos de entrada o salida de un proceso unitario al sistema del producto estudiado y en consecuencia, a la asignación de las cargas o impactos ambientales que existen entre los elementos dentro de dicho sistema. Ante la necesidad del desarrollo de alternativas al uso de combustibles fósiles, la producción de energía renovable a partir de biomasa es identificada como una opción importante, especialmente al involucrar la valoración de flujos de material residual (Lijó et al., 2019), al igual que la evaluación de su desempeño mediante el enfoque de ACV. Es así, que el uso del reparto para el análisis y evaluación de sistemas de bioenergía, particularmente de biomasa de segunda generación, se ha establecido como un reto metodológico (Boschiero et al., 2015), debido a la multifuncionalidad inherente de los llamados procesos de base biológica⁵⁵ (Tsaldis y Korevaar, 2019), donde la contribución de un proceso o producto individual a la carga o impacto ambiental total puede no ser claro.

Existen diversos métodos de reparto basados en las relaciones físicas (masa, energía, exergía) entre los flujos examinados, o de acuerdo con su aportación al valor económico total del producto final del sistema, que son elegidos dependiendo del objetivo del análisis. Aunque dichos métodos son considerados en la asignación de repartos, su aplicación directa en sistemas multifuncionales es compleja tanto por la variedad de productos generados, como por sus funcionalidades. Djomo et al. (2015) resumen que en ocasiones, el reparto másico no es una opción adecuada al contar con productos que carecen de masa (como la energía), mientras que la presencia de productos que carecen de valor calorífico (como el fertilizante) evitan la aplicabilidad del reparto energético o la dificultad para determinar los valores de la exergía de algunas sustancias, en un mismo sistema, aumenta la complejidad de cualquier implementación. La relevancia de esta elección se ha reportado de gran importancia, al grado de determinar la decisión a favor o en contra del desempeño ambiental, social o económico del sistema analizado (Boschiero et al., 2015).

En el análisis de sistemas de bioenergía a partir de biomasa residual que poseen multifuncionalidad se han implementado repartos del tipo másico, económico y energético, al igual que la expansión del sistema y la omisión de impactos ambientales de las etapas del ciclo de vida previas a la recolección y generación de la biomasa⁵⁶ (Righi S., 2019). Mientras que el reparto másico y energético son inusuales y son aplicados como métodos alternativos en el análisis de sensibilidad, el reparto económico es uno de los métodos más implementados, debido a la diferencia entre el valor económico de la biomasa y el producto principal. A su vez, la expansión del sistema para la inclusión de los posibles efectos de la manipulación de los flujos es también uno de los más implementados, especialmente en escenarios en el que el residuo es valorizado (*ibid.*) Por último, en la omisión de etapas previas a la generación y recolección de biomasa estas no son consideradas debido a que los impactos se suponen asociados por completo al producto principal del sistema, y no al residuo (*zero burden*). Este acercamiento suele ser elegido cuando la materia prima carece de un precio de mercado.

En esta tesis el método de reparto elegido es de tipo másico, es decir, la relación física entre la cantidad másica de vinaza y agua residual generada por cantidad de producto principal, en este caso tequila y vino tinto. Debido al debate alrededor del tipo de reparto que deben recibir los residuos para su valorización, situación en la que dejan de ser un residuo y se convierten en materia prima, se decidió realizar un escenario más de sensibilidad, retomando la tendencia de carga cero en las investigaciones descritas en la tabla P.

⁵⁵ En la literatura en inglés se suele usar el término *bio-based processes*.

⁵⁶ Llamado en la literatura en inglés como "*zero burden approach*".

a) Reparto másico

La generación de vinaza de tequila y vino respecto a la producción del producto principal es de 10 litros por litro de tequila y 9.45 litros por litro de vino, de manera que para calcular el impacto de las etapas de cultivo de materia prima y producción de la bebida se utilizaron las Ecuaciones (1) y (2):

$$\text{Impacto materia prima y generación de biomasa} = (0.909 * \text{impacto cultivo y transporte de agave}) + (0.909 * \text{impacto producción de tequila}) \quad (1)$$

$$\text{Impacto materia prima y generación de biomasa} = (0.904 * \text{impacto cultivo de uva}) + (0.904 * \text{impacto producción de vino}) \quad (2)$$

b) Carga cero

Un segundo escenario está conformado por la disociación de los impactos del cultivo de la materia prima y la generación de biomasa (producción de las bebidas), por lo que no serán asignados a la generación de energía eléctrica a partir de la vinaza y el agua residual, generada en dichas operaciones. Es así que, en este escenario el sistema está compuesto únicamente por las etapas de tratamiento de biomasa, generación de bioenergía y fin de vida.

3.1.5 Metodología de evaluación de impacto seleccionada

Para la evaluación de impacto de Ciclo de Vida se utilizó la metodología ReCiPe. Este método se basa en el cálculo de factores de caracterización, los cuales se aplican para convertir los resultados del análisis del inventario a la unidad común de una categoría y son obtenidos mediante modelos de caracterización.

La metodología ReCiPe se caracteriza por la armonización de dos metodologías de evaluación, basadas en dieciocho categorías de impacto a punto medio (problemas ambientales) y tres a punto final (áreas de protección ambiental), las cuales consideran tres perspectivas diferentes (Goedkoop et al., 2013):

- Individualista (I): está basada en el interés a corto plazo, con tipo de impacto que son indiscutibles. Maneja un horizonte temporal a 20 años basado en un supuesto de completa adaptabilidad de la humanidad mediante desarrollo económico y tecnológico.
- Jerárquica (H): se basa en los consensos científicos más comunes, como un nivel medio de adaptación. Maneja un horizonte temporal a 100 años.
- Igualitaria (E): construida desde el principio precautorio, con el periodo de tiempo más largo. Los tipos de impacto aún no están completamente establecidos, aunque si se cuenta con una indicación general. Maneja un horizonte temporal a 500 años.

En esta investigación se seleccionaron siete categorías de impacto de punto medio con perspectiva jerárquica (H) (descritas más adelante en la Tabla S). A pesar de que ReCiPe no se ha utilizado para evaluar sistemas de generación de energía a partir de las biomásas específicas de esta investigación, sí se ha utilizado para evaluar la producción de energía a partir de diferentes tipos de biomasa (De Vries et al. 2012; Lijó et al. 2014; Pacetti et al. 2015; Rolón, 2019). Al igual que se ha usado para evaluar el desempeño de sistemas de producción de biocombustibles (Guerrero y Muñoz, 2018) y biorrefinerías (Zucaro et al, 2018), que en

alguna de sus etapas, utilizan algún residuo de dicho sistema para su aprovechamiento energético. Debido a lo anterior, resulta conveniente enmarcar la evaluación de impacto bajo esta metodología.

3.1.6 Categorías de impacto seleccionadas

La elección de las categorías de impacto ambiental a incluir en un estudio de ACV deben reflejar aquellas que representen mayor utilidad para alcanzar el objetivo establecido (Rosenbaum et al. 2018; Sacramento Rivero et al. 2018). Con base en ello, las categorías elegidas son de punto medio, ya que de acuerdo con objetivo planteado, el análisis busca reflejar posibles problemas ambientales.

Se eligieron siete categorías de punto medio de las 18 que incluye la metodología ReCiPe (Tabla 13), por la relevancia que tienen en el presente estudio. Las categorías de cambio climático, acidificación terrestre, disminución de la capa de ozono, formación de oxidantes fotoquímicos y toxicidad humana son implementadas con más frecuencia en estudios similares de ACV (De Vries et al. 2012; Lijó et al. 2014), específicamente para la generación de biocombustibles gaseosos (Padilla-Rivera et al. 2019). La categoría de eutrofización de agua dulce se incluye en esta investigación debido a que los sistemas evaluados tienen el objetivo principal de reducir y evitar la contaminación de aguas residuales de origen industrial, las cuales como se describió en capítulos anteriores, son descargadas a cuerpos de agua.

Tabla 13. Categorías de impacto seleccionadas.

Categoría de impacto	Abreviación	Unidad	Factor de caracterización
Cambio climático	CC	kg CO ₂ eq	Potencial de calentamiento global
Acidificación terrestre	AT	kg SO ₂ eq	Potencial de acidificación terrestre
Disminución de la capa de ozono	DCO	kg CFC-11 eq.	Potencial de disminución de la capa de ozono
Eutrofización de agua dulce	EAD	kg P eq.	Potencial de eutrofización de agua dulce
Formación de oxidantes fotoquímicos	FOF	kg NMVOC eq.	Potencial de formación de oxidantes fotoquímicos
Toxicidad humana	TH	kg. 1.4-DB eq.	Potencial de toxicidad humana

3.1.7 Software utilizado

Para realizar la Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida (EICV) se utilizó el software Gabi Professional, versión 8.7.0.18, un programa desarrollado por la empresa Thinkstep, que cuenta con su propia base de datos y la base de datos Ecoinvent, versión 3.4. El software permite modelar los impactos del ciclo de vida mediante bases de datos de inventario creadas por el usuario (datos propios/reales y/o referencias bibliográficas) o mediante las bases de datos preinstaladas.

3.1.8 Tipos y fuentes de datos

Los datos para este estudio fueron recopilados siguiendo los lineamientos establecidos por la norma ISO 14044:2006 (ISO, 2006b), que establece los requisitos y directrices de la metodología de ACV. La norma específica que estos datos pueden recopilarse de los sitios de producción asociados con los procesos unitarios dentro de los límites del sistema o se pueden obtener o calcular de otras fuentes.

Debido a que la presente investigación se desarrolló en el marco de la investigación del Centro Mexicano de Innovación en Bioenergía (CEMIE-Bio), Clúster de Biocombustibles Gaseosos, se solicitó información a los investigadores que trabajaran con el tipo de biomasa de origen industrial que aborda esta tesis para definir los sistemas tecnológicos. Dicha información refiere a diferentes etapas, entradas (electricidad, materias primas, combustibles) y salidas (emisiones, descargas y residuos) involucradas en ellas. Los datos restantes se obtuvieron a partir de visitas de campo, balances de materia y energía realizados por una consultora externa y artículos científicos. Para cada sistema tecnológico evaluado y etapa, se eligieron diferentes fuentes de información, ya descritas en este capítulo.

3.1.8.1 Salidas de campo

Se realizaron salidas de campo para conocer las prácticas características de la etapa de generación de materia prima de los sistemas tecnológicos en estudio. En el ANEXO A. Visitas de campo se presentan datos puntuales y la memoria fotográfica de la salida de campo.

3.1.8.2 Balances de materia y energía

Con la finalidad de obtener los datos restantes, fue necesario realizar balances de materia y energía para cada sistema tecnológico en estudio. Los balances fueron realizados por un consultor externo al grupo de trabajo, lo cual apoyó la validación de los datos.

Con fines de comparación, se determinó que todos los casos de estudio contemplarán que las plantas tendrán la misma capacidad de producción de energía eléctrica a partir de cada sustrato: 100 kWh/h.

3.1.9 Análisis de inventarios

Una vez que se cuantificaron las entradas y salidas de los sistemas estudiados, se referenciaron a la unidad funcional para construir los inventarios de ciclo de vida y se continuo con el análisis y su validación.

3.1.10 Validación de los datos

De acuerdo con la norma ISO 14044 (ISO, 2006b), la validación de datos puede involucrar, por ejemplo, balances de materia y energía. Debido a que cada proceso sigue las leyes de la conservación de masa y energía, dichos balances proveen una revisión útil de la validez de la descripción de un proceso unitario. Es así, que se realizaron balances para obtener dicha validación, al igual que revisiones en literatura científica para la comparación de datos. A su vez, se evaluó la calidad de los datos con base en los criterios desarrollados por Weidema et al. (2013), quienes proponen una matriz de pedigrí compuesta por cinco indicadores: fiabilidad, integridad, correlación temporal, correlación geográfica y correlación tecnológica, cada uno con un puntaje de uno a cinco. Cuando el puntaje es uno, significa que los datos son de alta calidad con respecto al indicador particular, mientras que un puntaje de cinco significa que la calidad de los datos para ese indicador es baja (Tabla 6). De acuerdo con Weidema et al., (2013), la evaluación de cada uno de

estos indicadores es transformada en un indicador de incertidumbre (varianzas de distribución normal de los datos), calculándose, de esta forma un solo indicador de calidad de datos (ICD). Para determinar el valor global de la calidad de datos se utiliza un promedio de los valores identificados en la Tabla 14.

Tabla 16. Criterios para calificar el nivel global de la calidad de los datos.

Calificación global de la calidad de datos	Nivel global de calidad de datos
≤1.6	Alta calidad
>1.6 to ≤3	Calidad básica
>3 to ≤4	Datos estimados (no suficiente)

De acuerdo con dichos criterios (Tabla 15), el Inventario de Ciclo de Vida tiene una calidad promedio global de 2.14, lo que implica que el inventario presenta una calidad alta y cumple los requisitos de calidad establecidos por la norma ISO 14044.

Tabla 17. Aplicación de la matriz pedigrí a los inventarios desarrollados para la investigación.

Indicador	Definición / comentario	Calificación de la calidad
Fiabilidad	Los datos recuperados de mediación directa y aquellos complementados con la literatura han sido verificados basados en la revisión del estado de la cuestión, al igual que balances de masa y energía, con cantidad y periodicidad en la que se aplica (mayor al 80%).	1
Integridad	Los datos obtenidos son representativos de todos los sitios, pues se utilizaron múltiples fuentes de información	1
Correlación temporal	La totalidad de los datos tienen menos de 5 años de haber sido publicados, es decir del año de estudio	3
Correlación geográfica	Los inventarios desarrollados provienen de datos de la región de estudio.	2
Correlación tecnológica	Los inventarios desarrollados provienen de datos procedentes de empresas, procesos y materiales bajo estudio	2
Revisión y validación	Revisones documentadas por un revisor interno	4
Integridad	Los flujos determinados (mayor al 80%) en el inventario de ciclo de vida han sido evaluados y se le ha dado un valor.	2
Promedio global		2.14

3.2 Coherencia de Políticas

3.2.1 Definición del enfoque

El objetivo de esta investigación es identificar las limitaciones de los proyectos de aprovechamiento energético de la vinaza de tequila desde la relación entre los instrumentos formales que lo regulan a partir de la ausencia o no, de coherencia entre ellos. Esto, enfatizando el papel de la gestión de dicho residuo como un elemento fundamental de cualquier otra aplicación que éste pueda tener. Es decir, entender el tratamiento de la vinaza como un requisito sustantivo de la política ambiental. Partiendo de ello y con base en las aportaciones de las investigaciones revisadas en el capítulo dos, la definición del enfoque de Coherencia de Políticas para la presente investigación es el siguiente:

Cualidad de una política pública que refiere al vínculo entre el problema público y los elementos elegidos para atenderlo, generada a partir de intenciones deliberadas (Cejudo y Michel, 2016).

3.2.2 Criterios de evaluación

- *Coherencia entre Políticas (CeP)*

El análisis de Coherencia entre Políticas busca identificar si es que una política puede contribuir, reforzar o mejorar el desempeño de otra, al igual que en conjunto, si se relacionan armónicamente para lograr los objetivos del espacio, es decir atender el problema público. Es por esto que cuando hay coherencia, la operación de dos o más políticas logra además de sus objetivos propios, el objetivo del espacio. Cejudo y Michel (2016) definen tres tipos de coherencia: entre instrumentos, objetivos y la población objetivo que busca atender cada política.

La coherencia entre instrumentos busca identificar la complementariedad entre los instrumentos de cada política, donde cada uno interviene u orienta para dar una contribución. Es por esto que los criterios que los autores proponen para identificar la CeP, pueden traducirse de la siguiente manera:

- a) Implementación de más de un tipo de instrumento dentro del dominio.
- b) Dichos instrumentos proponen injerencias diferenciadas en el cambio de actividades del usuario desde una parte del problema global del dominio.

La coherencia entre objetivos de las políticas refiere a la consistencia entre los propósitos de cada política de un mismo espacio, que las acciones de cada política sirvan a un propósito común. Esto es, conocer si el logro del objetivo de cada política, en el agregado, es suficiente para alcanzar el objetivo general del espacio de política. De igual manera los criterios pueden traducirse de la siguiente manera:

- a) Las políticas están diseñadas con objetivos desde los diferentes elementos del problema global del dominio.
- b) Cuando el objetivo de la política se cumple, en conjunto con las demás políticas del espacio, es posible alcanzar el objetivo global del espacio del dominio.

Por último, la coherencia entre la población objetivo de las políticas remite al igual que los tipos anteriores, a las características del diseño de las políticas, pero también permite divisar la transferencia de las fallas en el diseño hacia la etapa de implementación de las políticas públicas. En este subgrupo de análisis, se

parte de que la población objetivo de una política forma parte de la población del problema global. Lo cual remite a diferentes consideraciones, una de ellas, es que hay características de los destinatarios que los diferencian entre ellos, a pesar de que son afectados por el mismo problema. Ante esta diversidad, puede darse el caso de que, a diferencia de los subgrupos anteriores, las políticas pueden tener el mismo objetivo y ser instrumentadas de la misma manera pero atendiendo a poblaciones diferentes. Esto para que nadie que padezca o que forme parte del problema global deje de ser sujeto de atención:

- a) Los diferentes grupos de la población afectada por el problema global son atendidos individualmente mediante una sola política.

En esta tesis se eligieron aquellos indicadores que tuvieran mayor potencial de proveer retroalimentaciones puntuales con base en el estado actual de los instrumentos formales y las evidencias de sus resultados. Por ello se eligieron los indicadores mostrados en la Tabla 16.

A pesar de que las investigaciones descritas en el capítulo dos de esta sección realizan aportaciones al nivel de análisis de CeP, no desarrollan criterios diferenciados por políticas e instrumentos de diferentes niveles de la administración pública. Esta diferencia se visibiliza en los tipos de Coherencia entre Espacios de Política, horizontal y vertical (Nilsson et al., 2012), que aunque se menciona como otro nivel de análisis, no se especifica en indicadores particulares. Por otro lado, Nilsson et al (2012), Kivimaa et al (2016) y Scobie (2016) enfatizan que la flexibilidad de las políticas y su adaptación a las características de las poblaciones objetivo, principalmente a niveles locales, son esenciales para responder ante vacíos de diseño que dificulten la atención al problema. Esta característica, la adaptabilidad y los mecanismos para ello, se incluye en la estrategia metodológica como un elemento transversal en el diseño de las políticas y de sus instrumentos para el nivel estatal.

Tabla 18. Indicadores de Coherencia entre Políticas.

Indicador		Subgrupo de análisis
CoA	Diseñadas con objetivos desde diferentes elementos del problema global del dominio	Objetivo
CiA	Integradas por objetivos e instrumentaciones diferenciadas con base en el problema global	Instrumento
CpA	En conjunto todas las personas atendidas incluyen a toda la población objetivo del espacio de política	Población objetivo
Adaptabilidad		

- *Coherencia entre Espacios de Política (CEP)*

Con base en la revisión realizada y lo mencionado en la síntesis del capítulo anterior, la CEP puede describirse a partir de diferentes elementos. Cejudo y Michel (2015) señalan que el propósito de este nivel de análisis es identificar los efectos de un espacio de política sobre otro, idealmente para evitar barreras para la consecución de objetivos individuales. Enfatizan que el análisis de CEP busca reconocer que los resultados de un dominio de política afectan a otro y aunque, la complejidad de prever los efectos de un dominio sobre otro sea muy alta, la CEP puede mejorarse mediante la coordinación entre la implementación de los componentes del espacio de políticas y de las acciones previstas para el logro de

los objetivos que integran cada componente, al igual que el tipo de interacción entre espacios, algo que Nilsson et al (2012) señalan como sinergia o conflicto. A su vez, la herramienta desarrollada por Bressers et al. (2016) considera a la coherencia como un criterio de una política o un proyecto que contribuye para crear las condiciones que fomentan su éxito, estableciendo la importancia del contexto en el que ocurren los procesos de implementación. Así, crea un vínculo entre el concepto de coherencia y la interacción que puede tener con otros elementos contextuales, como otros dominios de política.

Para la estrategia metodológica de este nivel se propone diseñar un escenario hipotético en el que un proyecto de tratamiento de aguas residuales de origen industrial se lleve a cabo con el objetivo de aprovechar el potencial energético del biogás. En él, se visibilizará la interacción entre los dominios elegidos dentro de la problemática estudiada en esta investigación, que como se describió, requieren de coherencia para entender los efectos que unos tienen sobre otros, y que en última instancia, son interdependientes. Las necesidades y requisitos del desarrollador del proyecto reflejarán las limitaciones de los dominios de política, de energía renovable y de gestión de residuos. Algunos de ellos normativos, operativos, de motivación o incentivos y administrativos.

Dicho esto, las limitaciones a su vez también describirán la condición del contexto de gobernanza en el que el proyecto se encuentra. Esto es, la multidimensionalidad de la problemática y la diversidad de actores y niveles involucrados, evaluando cómo las circunstancias impactan en el proceso de implementación. Este acercamiento, se enmarca en dos de los cinco criterios de la Governance Assessment Tool (Bressers et al., 2016): coherencia y alcance.

El alcance es una cualidad que refiere a la cabalidad de los elementos necesarios para un proyecto o una política, mediante las escalas, actores, percepciones, instrumentos y recursos del contexto en el que se implementarán. Se cuestiona si existe o no el involucramiento de todos los elementos necesarios para dicha implementación. Por otro lado, la coherencia interpreta la multidimensionalidad de los mismos elementos para asegurar que su interacción permita reducir la incertidumbre, divergencia y estancamientos, y en consecuencia facilite la implementación (*ibid.*). Ambos criterios serán evaluados para las cinco dimensiones de gobernanza: niveles y escalas, actores y redes, perspectivas del problema y ambiciones, estrategias e instrumentos y responsabilidades y recursos. A manera de síntesis, en la figura 23 se muestra gráficamente la relación entre niveles de análisis y dominios de la problemática planteada.

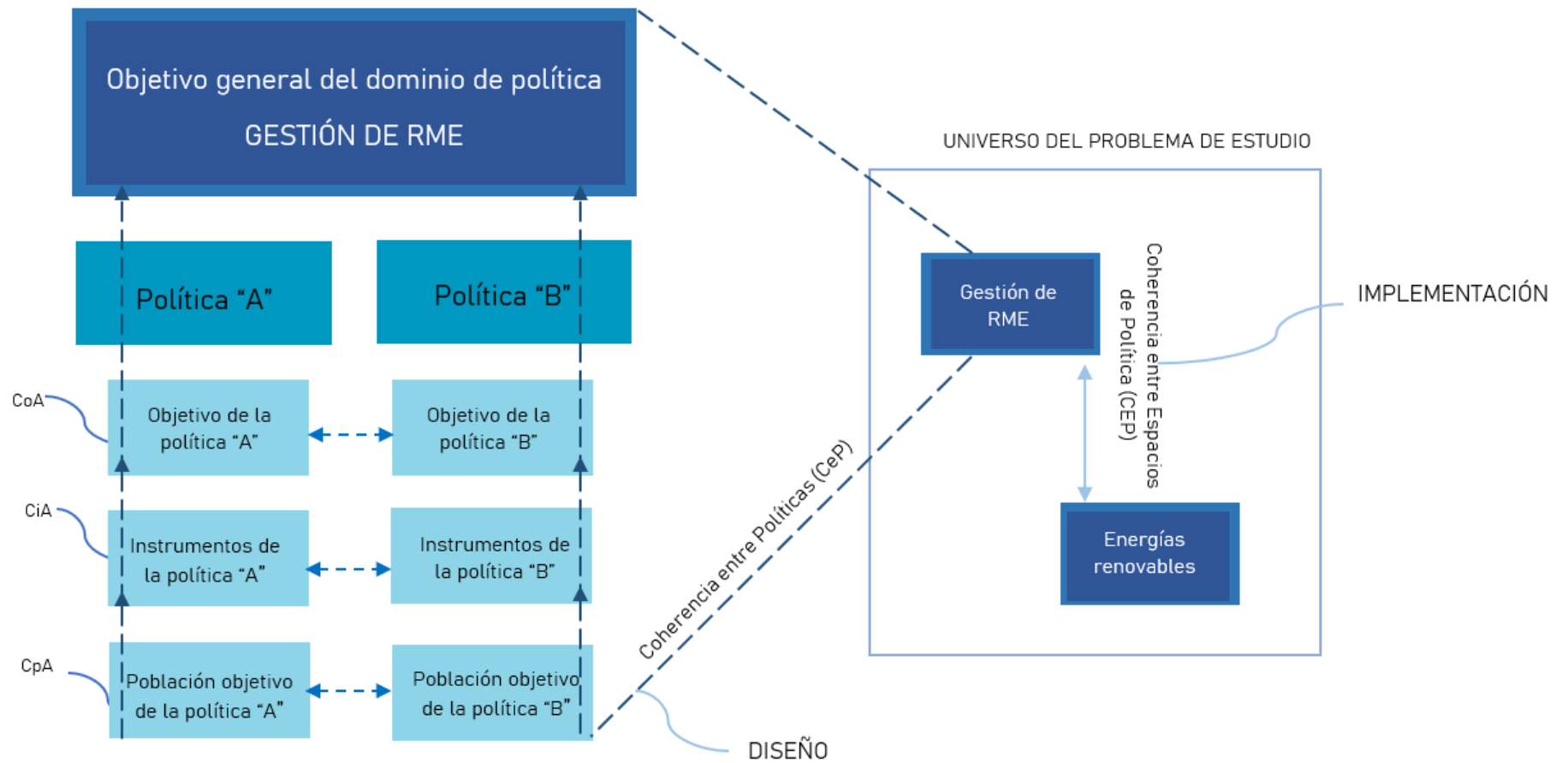


Figura 23. Representación gráfica de la relación entre niveles de análisis y dominios de la problemática planteada

Capítulo 4

Resultados y discusión

La evaluación de impactos ambientales, considerando las etapas de ciclo de vida de los sistemas tecnológicos, al igual que la evaluación de coherencia de políticas de los proyectos de aprovechamiento de las biomásas elegidas, se presentan en dos secciones donde se muestran y discuten resultados.

4.1 Análisis de Ciclo de Vida

4.1.1 Inventario de Ciclo de Vida

Inventario de la producción de energía eléctrica generada a partir de vinazas de tequila

Tabla 19. Inventario de entradas de la producción de energía eléctrica a partir de vinazas de tequila

ENTRADAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		CANTIDAD (A)	CANTIDAD (B)	
GENERACIÓN DE MATERIA PRIMA				
Cultivo agave	ha	3.30E-04	0.000	Calculado ¹
Agua de dilución	m ³	2.45E-01	0.157	Calculado ¹
Hijuelos	kg	2.59E+00	1.664	Calculado ¹
Camioneta	tkm	4.72E+00	3.026577136	Calculado ¹
Tractor	tkm	9.17E-02	0.05879401	Calculado ¹
GENERACIÓN DE BIOMASA				
Piñas	kg	3.30E-04	2.12E-04	Calculado ²
Gas L.P	m ³	4.44E-01	2.85E-01	Calculado ²
Agua	m ³	1.25E-02	8.00E-03	Calculado ²
Energía eléctrica	kWh	0.2134	1.37E-01	Calculado ²

Levadura	kg	4.04E-03	2.59E-03	Calculado ²
PRETRATAMIENTO				
Urea - 30%	kg	4.43E-02	2.84E-02	Balance de materia y energía ³
Hidróxido de Sodio - sosa 50%	kg	1.27E-02	8.17E-03	
Agua	m ³	1.37E-01	8.79E-02	
Energía eléctrica	kWh	0.025021166	1.60E-02	
Vinazas	m ³	2.53E-02	1.62E-02	
DQO	kg	1.52E+00	9.75E-01	
DBO	kg	8.36E-01	5.36E-01	
SST	kg	1.10E-01	7.02E-02	
GyA	kg	2.53E-03	1.62E-03	
NTT	kg	1.91E-03	1.23E-03	
NTK	kg	1.91E-03	1.23E-03	
P	kg	5.06E-03	3.24E-03	
SO ₄	kg	1.26E-02	8.11E-03	
Calcio	kg	1.01E-02	6.49E-03	
Magnesio	kg	5.06E-03	3.24E-03	
Cadmio	kg	7.34E-03	4.70E-03	
Cobre	kg	1.01E-01	6.49E-02	
Mercurio	kg	2.28E-03	1.46E-03	
Plomo	kg	2.28E-03	1.46E-03	
Niquel	kg	2.28E-03	1.46E-03	
Zinc	kg	4.05E-02	2.60E-02	
Hierro	kg	8.10E-01	5.19E-01	
GENERACIÓN DE BIOGÁS				
Energía eléctrica	kWh	8.50E-04	5.45E-04	Balance de materia y energía ³
Vinaza pretratada	m ³	2.52E-02	1.62E-02	
DQO	kg	1.26E+00	8.05E-01	

DBO	kg	6.90E-01	4.43E-01	
SST	kg	8.89E-02	5.70E-02	
GyA	kg	2.53E-03	1.62E-03	
NTT	kg	1.92E-03	1.23E-03	
NTK	kg	1.92E-03	1.23E-03	
P	kg	4.53E-03	2.90E-03	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS				
Energía eléctrica	kWh		1.12E-02	Balance de materia y energía ⁴
Agua	m ³		4.64E-04	
Bicarbonato de sodio	kg		4.06E-02	
Nitrato de potasio	kg		9.11E-02	
Floculante	kg		2.03E-05	
Biogás	m ³		3.02E-01	
Digestato	kg		1.04E+00	
GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD				
Biogás	m ³	4.70E-01	3.02E-01	Balance de materia y energía ⁵
Biogás enriquecido	m ³	3.26E-01	2.09E-01	
Agua	m ³	2.27E-02	1.46E-02	
Energía eléctrica	kWh	1.02E-01	6.53E-02	
TRATAMIENTO AEROBIO				
Energía eléctrica	kWh	3.40E-01	2.18E-01	Balance de materia y energía ³
Efluente anaerobio	m ³	2.27E-02	1.45E-02	
DQO	kg	2.51E-01	1.61E-01	
DBO	kg	1.04E-01	6.64E-02	
SST	kg	4.54E-03	2.91E-03	
GyA	kg	0.00E+00	0.00E+00	
NTT	kg	3.18E-03	2.04E-03	

NTK	kg	3.18E-03	2.04E-03	
P	kg	2.77E-03	1.77E-03	
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS				
Energía eléctrica	kwH	2.71E-01	1.73E-01	Balance de materia y energía ³
Lodos primarios	kg	1.03E-01	6.60E-02	
Lodos secundarios	kg	2.96E-02	1.90E-02	
Polímero	kg	3.57E-04	2.29E-04	

Tabla 20. Inventario de salidas de la producción de energía eléctrica a partir de vinazas de tequila

SALIDAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		CANTIDAD (A)	CANTIDAD (B)	
GENERACIÓN DE MATERIA PRIMA				
Piña	kg	3.10E+01	1.99E+01	Calculado ⁶
Malathion - Pesticidas al suelo	kg	5.51E-03	3.53E-03	
Malathion - Pesticidas a agua superficial	kg	5.51E-04	3.53E-04	
Malathion - Pesticidas al aire	kg	6.48E-04	4.16E-04	
Chlorpyrifos methyl - Pesticidas al suelo	kg	2.06E-03	1.32E-03	
Diuron - Pesticidas al suelo	kg	1.51E-02	9.70E-03	
Diuron- Pesticidas a agua superficial	kg	1.51E-03	9.70E-04	
Diuron - Pesticidas al aire	kg	1.78E-03	1.14E-03	
Glyphosate- Pesticidas al suelo	kg	2.46E+01	1.58E+01	

Glyphosate - Pesticidas a agua superficial	kg	1.98E-03	1.27E-03
Glyphosate -Pesticidas al aire	kg	2.33E-03	1.49E-03
Cypermethrin - pesticidas al suelo	kg	1.20E-04	7.67E-05
Cypermethrin - Pesticidas a agua superficial	kg	1.20E-05	7.67E-06
Cypermethrin -Pesticidas al aire	kg	1.41E-05	9.02E-06
Paraquat - Pesticidas al suelo	kg	8.50E-03	5.45E-03
Paraquat - Pesticidas a agua superficial	kg	8.50E-04	5.45E-04
Paraquat - Pesticidas al aire	kg	1.00E-03	6.41E-04
Dimetromorph - Pesticidas al suelo	kg	6.45E-04	4.14E-04
Mancozeb - Pesticidas al suelo	kg	5.16E-03	3.31E-03
Mancozeb - Pesticidas a agua superficial	kg	5.16E-04	3.31E-04
Mancozeb - Pesticidas al aire	kg	1.01E-03	6.49E-04
Carbofuran - Pesticidas al suelo	kg	1.16E-03	7.46E-04
Carbofuran - Pesticidas a agua superficial	kg	1.16E-04	7.46E-05
Carbofuran - Pesticidas al aire	kg	2.64E-04	1.69E-04
TCMTB - Pesticidas al suelo	kg	3.14E-07	2.01E-07
N2O - emisiones al aire	kg	0.003125	2.00E-03
NOx - emisiones al aire	kg	0.000656	4.21E-04
NH3 - emisiones al aire	kg	2.19E-02	1.40E-02
CO ₂ - emisiones al aire	kg	1.66E-01	1.07E-01
Nitrato - emisiones al agua	kg	1.25E-01	8.01E-02
Fósforo - emisiones al agua	kg	1.02E-04	6.51E-05

Cadmio - emisiones al agua	kg	1.01E-07	6.48E-08	
Cobre - emisiones al agua	kg	1.32E-06	8.44E-07	
Zinc - emisiones al agua	kg	2.75E-05	1.76E-05	
Plomo - emisiones al agua	kg	3.69E-08	2.37E-08	
Niquel - emisiones al agua	kg	0.00E+00	0.00E+00	
Cromo - emisiones al agua	kg	0.00E+00	0.00E+00	
Cadmio - emisiones al suelo	kg	1.41E-05	9.06E-06	
Cobre - emisiones al suelo	kg	0.00E+00	0.00E+00	
Zinc - emisiones al suelo	kg	1.78E-04	1.14E-04	
Plomo - emisiones al suelo	kg	1.17E-06	7.50E-07	
Niquel - emisiones al suelo	kg	2.17E-05	1.39E-05	
Cromo - emisiones al suelo	kg	0.00E+00	0.00E+00	
GENERACIÓN DE BIOMASA				
Tequila	m ³	2.54E-03	1.63E-03	Calculado ²
Tequila	kg	1.54E+00	9.90E-01	
Bagazo de agave	kg	3.94E+00	2.53E+00	
Cenizas	kg	4.49E-01	2.88E-01	
Vinazas	m ³	2.53E-02	1.62E-02	
PRETRATAMIENTO				
Vinaza pretratada	m ³	2.52E-02	1.62E-02	Balance de materia y energía ³
DQO	kg	1.26E+00	8.05E-01	
DBO	kg	6.90E-01	4.43E-01	
SST	kg	8.89E-02	5.70E-02	
GyA	kg	2.53E-03	1.62E-03	
NTT	kg	1.92E-03	1.23E-03	
NTK	kg	1.92E-03	1.23E-03	
P	kg	4.53E-03	2.90E-03	

Residuos inertes	kg	1.10E-02	7.02E-03	
PRODUCCIÓN DE BIOGÁS				
Biogás	m ³	4.70E-01	3.02E-01	Balance de materia y energía ³
Digestato	kg	1.03E-01	6.60E-02	
POSTRATAMIENTO				
Biometano	m ³		2.09E-01	Balance de materia y energía ⁴
Oxígeno	kg		1.74E-01	
Agua evaporada	m ³		2.27E-02	
Biomasa concentrada	kg		1.14E-01	
GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD				
Electricidad	kWh	1.00E+00	1.00E+00	Balance de materia y energía ⁵
Gas de combustión	kg	5.80E+01	3.72E+01	Mills et al. (2014)
CO	kg	9.86E-04	6.32E-04	
CO ₂	kg	1.75E-01	1.12E-01	
NOx	kg	8.21E-04	5.26E-04	
NMVOC	kg	1.36E-04	8.72E-05	
SO ₂	kg	4.39E-04	2.81E-04	
Aceite	L	1.00E-03	6.41E-04	Balance de materia y energía ⁵
Calor	kWh	1.41E+00	9.02E-01	
TRATAMIENTO AEROBIO				
Agua tratada	m ³	1.94E-02	1.24E-02	Balance de materia y energía ³
DQO	kg	5.87E-02	3.77E-02	
DBO	kg	2.83E-03	1.82E-03	
DBOs	kg	7.12E-04	4.57E-04	
SST	kg	9.70E-04	6.22E-04	
GyA	kg	0.00E+00	0.00E+00	

NTT	kg	1.55E-04	9.95E-05	
P	kg	2.10E-03	1.34E-03	
S2-	kg	-	-	
Lodos secundarios	kg	2.96E-02	1.90E-02	
DISPOSICIÓN FINAL				
Lodo a disposición	kg	0.08	-	Balance de materia y energía ³
Biomasa concentrada	kg		1.14E-01	
Transporte	tonkm	0.01	0.006411561	Calculado ⁷

¹ Valor promedio obtenido de entrevistas con agricultores y revisión en revistas especializadas

² Valor obtenido de investigaciones sobre la producción de bebidas alcohólicas de características similares al tequila

⁴ Alma Toledo Cervantes, comunicación personal (2019)

⁶ Valor calculado a partir de una herramienta y de relaciones descritas por Rivera et al. (2017)

⁷ Valor calculado a partir de distancia entre sitio de generación y relleno sanitario correspondiente

⁵ José Fernando Ojel Pajarito (comunicación personal, septiembre 2018)

Inventario de la producción de energía eléctrica generada a partir de agua residual de vino tinto concentrada

Tabla 21. Inventario de entradas para la producción de energía eléctrica a partir de agua residual de vino tinto concentrada

ENTRADAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		CANTIDAD (A)	CANTIDAD (B)	
GENERACIÓN DE MATERIA PRIMA				
Hectáreas de cultivo	m ²	0.361723129	2.63E-01	

Agua irrigación	m3	0.192267249	1.40E-01	Módulo de base de datos de Ecoinvent v. 3.4
Nitrato de amonio	kg	2.17E-03	1.58E-03	
Electricidad	kWh	2.79006E-05	2.03E-05	
Pesticida	kg	0.000543128	3.95E-04	
Fertilizante de fosfato	kg	4.12306E-07	3.00E-07	
Sulfato de potasio	kg	0.004703487	3.42E-03	
GENERACIÓN DE BIOMASA				
Uvas	kg	1.086	7.89E-01	Calculado ¹
Levadura	kg	1.28E-04	9.30E-05	
Energía eléctrica	kWh	1.40E-02	1.02E-02	
PRETRATAMIENTO				
Hidróxido de Sodio - sosa 50%	kg	1.95E-02	1.42E-02	Balance de materia y energía ²
Energía eléctrica	kWh	1.80E-02	1.31E-02	
Vinazas	m ³	5.27E-03	3.83E-03	
DQO	kg	1.16E+00	8.45E-01	
DBO	kg	4.22E-01	3.06E-01	
SST	kg	1.58E-01	1.15E-01	
NTT	kg	1.52E-02	1.10E-02	
P	kg	7.80E-03	5.67E-03	
S04	kg	8.96E-04	6.51E-04	
GENERACIÓN DE BIOGÁS				
Energía eléctrica	kWh	6.61E-02	4.80E-02	Balance de materia y energía ²
Vinaza pretratada	m ³	5.25E-03	3.81E-03	
DQO	kg	1.15E+00	8.39E-01	
DBO	kg	4.15E-01	3.02E-01	
SST	kg	1.50E-01	1.09E-01	
NTT	kg	1.52E-02	0.01102801	
P	kg	7.80E-03	5.67E-03	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS				

Energía eléctrica	kWh	1.54E-02	1.12E-02	Balance de materia y energía ³
Agua	m ³	0.000639	4.64E-04	
Bicarbonato de sodio	kg	0.055878	4.06E-02	
Nitrato de potasio	kg	0.125326	9.11E-02	
Floculante	kg	0.000028	2.03E-05	
Biogás	m ³	0.415100	3.02E-01	
Digestato	m ³	0.035922	2.61E-02	
	kg	1.4368	1.0441192	
GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD				
Biogás	m ³	4.15E-01		Balance de materia y energía ⁴
	kg	0.278114305		
Biometano	kg		1.38E-01	
Agua	m ³	9.46E-04	6.87E-04	
Aceite	L	3.33E-04	2.42E-04	
Energía eléctrica	kWh	8.33E-02	6.05E-02	
TRATAMIENTO ANÓXICO-AEROBIO				
Energía eléctrica	kWh	2.96E-01	2.15E-01	Balance de materia y energía ²
Efluente anaerobio	m ³	0.005247756	3.81E-03	
DQO	kg	2.31E-01	1.68E-01	
DBO	kg	6.23E-02	4.53E-02	
SST	kg	5.25E-03	0.003814	
NTT	kg	5.49E-03	3.99E-03	
P	kg	6.20E-03	4.50E-03	
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS				
Energía eléctrica	kWh	1.6E-02	1.16E-02	Balance de materia y energía ²
Lodos proceso Aerobio-Anóxico	kg	0.0275	2.00E-02	
Polímero	kg	9.89E-05	7.19E-05	

Tabla 22. Inventario de salidas para la producción de energía eléctrica a partir de agua residual de vino tinto concentrada

SALIDAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		CANTIDAD (A)	CANTIDAD (B)	
GENERACIÓN DE MATERIA PRIMA				
Uva	kg	3.14E-01	2.28E-01	Módulo de base de datos de Ecoinvent v. 3.4
Ammonia - emisiones al aire	kg	5.28E-05	3.84E-05	
Cadmium - emisiones al suelo	kg	5.66E-08	4.11E-08	
Carbon dioxide- emisiones al aire	kg	1.41E-03	1.03E-03	
Chromium -emisiones al suelo	kg	-4.27E-07	-3.10E-07	
Copper - emisiones al suelo	kg	-1.30E-06	-9.47E-07	
Lead- emisiones al suelo	kg	6.38E-07	4.63E-07	
Nickel - emisiones al suelo	kg	-3.60E-08	-2.61E-08	
Nitrate - emisiones al agua superficial	kg	2.89E-03	2.10E-03	
Nitrogen oxides - emisiones al aire	kg	8.93E-06	6.49E-06	
Nitrous oxide -emisiones al aire	kg	4.25E-05	3.09E-05	
Pesticides - emisiones al suelo	kg	5.43E-04	3.95E-04	
Phosphate - emisiones al agua superficial	kg	5.39E-07	3.92E-07	
Phosphorus - emisiones al agua superficial	kg	1.89E-06	1.37E-06	
Water - otras emisiones al agua superficial	kg	7.93E-02	5.76E-02	
Water vapour - emisiones al aire	kg	1.13E-01	8.21E-02	
Zinc - emisiones al suelo	kg	-8.84E-07	-6.43E-07	
GENERACIÓN DE BIOMASA				
Vino tinto	m ³	5.60E-04	4.07E-04	Calculado ¹
Lías	kg	3.16E-02	2.30E-02	

CO ₂	kg	6.78E-02	4.93E-02	
Tallos	kg	4.46E-02	3.24E-02	
Vinaza	m ³	5.27E-03	3.83E-03	
PRETRATAMIENTO				
Vinaza pretratada	m ³	5.25E-03	3.81E-03	Balance de materia y energía ²
DQO	kg	1.15E+00	8.39E-01	
DBO	kg	4.15E-01	0.30177731	
SST	kg	1.50E-01	1.09E-01	
NTT	kg	1.52E-02	1.10E-02	
P	kg	7.80E-03	5.67E-03	
SO ₄	kg	2.47E-04	1.79E-04	
Residuos inertes	kg	0.007905114	5.74E-03	
GENERACIÓN DE BIOGÁS				
Biogás	m ³	4.15E-01	3.02E-01	Balance de materia y energía ²
	kg	0.278114305	2.02E-01	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS				
Biogas enriquecido	m ³		2.09E-01	Balance de materia y energía ³
	kg		1.38E-01	
Oxígeno	kg		1.74E-01	
Agua evaporada	m ³		2.28E-02	
Biomasa concentrada	kg/d		1.14E-01	
GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD				
Electricidad	kWh	1.00E+00	1.00E+00	Balance de materia y energía ⁴
Gas de combustión	kg	5.80E+01	4.21E+01	Mills et al. (2014)
CO	kg	9.86E-04	7.17E-04	
CO ₂	kg	1.75E-01	1.27E-01	
NO _x	kg	8.21E-04	5.97E-04	
NM VOC	kg	1.36E-04	9.88E-05	

SO ₂	kg	4.39E-04	3.19E-04	
Aceite	kg	4.03E-05	2.93E-05	Balance de materia y energía ⁴
TRATAMIENTO ANÓXICO-AEROBIO				
Agua tratada	m ³	2.21E-03	1.61E-03	Balance de materia y energía ²
DQO	kg	8.17E-03	5.94E-03	
DBO	kg	9.08E-04	6.60E-04	
SST	kg	1.11E-04	8.03E-05	
NTT	kg	8.40E-05	6.10E-05	
P	kg	5.13E-04	3.73E-04	
Lodos secundarios	kg	2.75E-02	2.00E-02	
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS				
Lodo a disposición	kg	3.42E-01	2.49E-01	Balance de materia y energía ²
Biomasa concentrada	kg	5.27E+00	3.83E+00	
Transporte	tonkm	0.0063	4.55E-03	Calculado ⁵

¹ Valor obtenido de investigaciones sobre la producción de vino tinto

² Consultora externa, comunicación personal (septiembre, 2018)

³ Alma Toledo Cervantes, comunicación personal (2019)

⁴ José Fernando Ojel Pajarito, comunicación personal (septiembre, 2018)

⁵ Valor calculado a partir de distancia entre sitio de generación y relleno sanitario correspondiente.

Inventario de la producción de energía eléctrica generada a partir de agua residual de vino tinto diluida

Tabla 23. Inventario de entradas para la producción de energía eléctrica a partir de agua residual de vino tinto diluida

ENTRADAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		CANTIDAD (A)	CANTIDAD (B)	
GENERACIÓN DE MATERIA PRIMA				
Hectáreas de cultivo	m ²	0.380001303	2.84E-01	Módulo de base de datos de Ecoinvent v. 3.4
Agua irrigación	m ³	0.201982674	1.51E-01	
Nitrato de amonio	kg	2.28E-03	1.71E-03	
Electricidad	kWh	2.93105E-05	2.19E-05	
Pesticida	kg	0.000570573	4.27E-04	
Fertilizante de fosfato	kg	4.3314E-07	3.24E-07	
Sulfato de potasio	kg	0.004941158	3.70E-03	
GENERACIÓN DE BIOMASA				
Uvas	kg	1.141	8.54E-01	Calculado ¹
Levadura	kg	1.34E-04	1.01E-04	
Energía eléctrica	kwH	1.49E-02	1.11E-02	
PRETRATAMIENTO				
Vinaza	m ³	2.53E-02	1.89E-02	Balance de materia y energía ²
Hidróxido de Sodio - sosa 50%	kg	2.05E-02	1.53E-02	
Energía eléctrica	kWh	3.41E-02	2.55E-02	
Vinazas diluidas	m ³	3.08E-02	2.31E-02	
DQO	kg	1.23E+00	9.23E-01	
DBO	kg	4.48E-01	3.35E-01	
SST	kg	1.71E-01	1.28E-01	
NTT	kg	1.70E-02	1.27E-02	
P	kg	8.51E-03	6.36E-03	

S04	kg	1.45E-03	1.08E-03	
GENERACIÓN DE BIOGÁS				
Energía eléctrica	kWh	3.26E-01	2.44E-01	Balance de materia y energía ²
Vinaza pretratada	m ³	3.08E-02	2.31E-02	
DQO	kg	1.14E+00	8.53E-01	
DBO	kg	3.77E-01	2.82E-01	
SST	kg	1.63E-01	1.22E-01	
NTT	kg	1.70E-02	0.01268928	
P	kg	8.51E-03	6.37E-03	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS				
Energía eléctrica	kWh		8.51E-03	Balance de materia y energía ³
Agua de remplazo	m ³		4.64E-04	
Bicarbonato de sodio	kg		4.06E-02	
Nitrato de potasio	kg		9.11E-05	
Biogás	m ³		3.02E-01	Balance de materia y energía ³
	kg		2.02E-01	
Floculante	kg		2.03E-05	
Digestato	m ³		2.61E-02	
	kg		2.35E-01	
GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD				
Biogás	m ³	4.03E-01	3.02E-01	Balance de materia y energía ⁴
Biometano	kg	2.79E-01	2.09E-01	
Agua	m ³	1.21E-01	9.05E-02	
Aceite	L	3.33E-04		
Energía eléctrica	kWh	8.32E-02	6.23E-02	
TRATAMIENTO ANÓXICO-AEROBIO				
Energía eléctrica	kWh	3.41E-01	2.55E-01	Balance de materia y energía ²
Efluente anaerobio	m ³	2.84E-02	2.12E-02	
DQO	kg	2.28E-01	1.71E-01	

DBO	kg	5.65E-02	4.23E-02	
SST	kg	1.14E-02	0.008496	
NTT	kg	4.43E-03	3.31E-03	
P	kg	6.93E-03	5.18E-03	
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS				
Energía eléctrica	kWh	2.44E-02	1.83E-02	Balance de materia y energía ²
Lodos proceso Aerobio-Anóxico	kg	0.0191	1.43E-02	
Polímero	kg	1.04E-04	7.77E-05	

Tabla 24. Inventario de salidas para la producción de energía eléctrica a partir de agua residual de vino tinto diluida

SALIDAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		CANTIDAD (A)	CANTIDAD (B)	
GENERACIÓN DE MATERIA PRIMA				
Uva	kg	1.14E+00	8.54E-01	Módulo de base de datos de Ecoinvent v. 3.4
Ammonia - emisiones al aire	kg	5.55E-05	4.15E-05	
Cadmium - emisiones al suelo	kg	5.95E-08	4.45E-08	
Carbon dioxide - emisiones al aire	kg	1.48E-03	1.11E-03	
Chromium - emisiones al suelo	kg	-4.48E-07	-3.35E-07	
Copper - emisiones al suelo	kg	-1.37E-06	-1.02E-06	
Lead - emisiones al suelo	kg	6.70E-07	5.01E-07	
Nickel - emisiones al suelo	kg	-3.78E-08	-2.83E-08	
Nitrate - emisiones a agua superficial	kg	3.04E-03	2.27E-03	
Nitrogen oxides - emisiones al aire	kg	9.38E-06	7.02E-06	
Nitrous oxide - emisiones al aire	kg	4.46E-05	3.34E-05	
Pesticides - emisiones al suelo	kg	5.71E-04	4.27E-04	

Phosphate - emisiones a agua superficial	kg	5.66E-07	4.23E-07	
Phosphorus - emisiones a agua superficial	kg	1.99E-06	1.49E-06	
Water - emisiones al agua superficial	kg	8.33E-02	6.23E-02	
Water vapour - emisiones al aire	kg	1.19E-01	8.88E-02	
Zinc - emisiones al suelo	kg	-9.29E-07	-6.95E-07	
GENERACIÓN DE BIOMASA				
Vino tinto	m ³	0.00059	4.38E-04	Calculado ¹
Lías	kg	0.033	2.49E-02	
Cascarillas	kg	0.479	3.58E-01	Calculado ¹
Tallos	kg	0.047	3.51E-02	
CO ₂	kg	0.0712	5.33E-02	
Vinaza	m ³	0.00554	4.14E-03	
PRETRATAMIENTO				
Vinaza pretratada	m ³	3.08E-02	2.31E-02	Balance de materia y energía ²
DQO	kg	1.14E+00	8.53E-01	
DBO	kg	3.77E-01	0.28172277	
SST	kg	1.63E-01	1.22E-01	
NTT	kg	1.70E-02	1.27E-02	
P	kg	8.51E-03	6.37E-03	
S04	kg	1.45E-03	1.08E-03	
Residuos inertes	kg	3.50E-03	2.61E-03	
GENERACIÓN DE BIOGÁS				
Biogás	m ³	4.03E-01	3.02E-01	Balance de materia y energía ²
	kg	2.70E-01	2.02E-01	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS				
Biogas enriquecido	m ³		2.09E-01	

	kg		1.38E-01	Balance de materia y energía ³
Oxígeno	kg		1.74E-01	
Agua evaporada	m ³		2.27E-02	
Biomasa concentrada	kg/d		3.83E+00	
GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD				
Electricidad	kWh	1.00E+00	1.00E+00	Balance de materia y energía ⁴
Gas de combustión	kg	58	4.34E+01	Mills et al. (2014)
CO	kg	0.000986	7.37E-04	
CO ₂	kg	0.175	1.31E-01	
Polvo	kg	0.000164	1.23E-04	
NO _x	kg	0.000821	6.14E-04	
NMVOG	kg	0.000136	1.02E-04	
SO ₂	kg	0.000439	3.28E-04	
Aceite	kg	4.16668E-05	3.12E-05	Balance de materia y energía ⁴
TRATAMIENTO ANÓXICO-AEROBIO				
Agua tratada	m ³	0.02626	1.96E-02	Balance de materia y energía ²
DQO	kg	9.73E-02	7.28E-02	
DBO	kg	1.22E-02	9.09E-03	
SST	kg	1.31E-03	9.82E-04	
NTT	kg	6.30E-04	4.71E-04	
P	kg	6.09E-03	4.56E-03	
Lodos aerobios	kg	1.91E-02	1.43E-02	
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS				
Lodo a disposición	kg	5.39E-02	4.03E-02	Balance de materia y energía ²

Biomasa concentrada	kg	0.152	0.113691	Balance de materia y energía³
Transporte	tonkm	0.000987173	0.000738	Calculado ⁵

¹ Valor obtenido de investigaciones sobre la producción de vino tinto

² Consultora externa, comunicación personal (septiembre, 2018)

³ Alma Toledo Cervantes, comunicación personal (2019)

⁴ José Fernando Ojel Pajarito, comunicación personal (septiembre, 2018)

⁵ Valor calculado a partir de distancia entre sitio de generación y relleno sanitario correspondiente

4.1.2 Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida

Como se mencionó en el capítulo anterior, se optó por realizar un escenario base y un análisis de sensibilidad. Este último conformado por la disociación de las etapas de generación de materia prima y de biomasa de los ciclos de vida de los sistemas tecnológicos (*carga cero*): vinazas de tequila concentradas sin (VT_a) y con postratamiento (VT_a -post), agua residual de vino concentradas sin (VV_a) y con postratamiento (VV_a -post) y agua residual de vino diluidas sin (VD_a) y con postratamiento (VD_a -post). Por otro lado, el escenario base refiere a las contribuciones de todas las etapas del ciclo de vida de dichos sistemas con un reparto másico: vinazas de tequila concentradas sin (VT_e) y con postratamiento (VT_e -post), vinazas de vino concentradas sin (VV_e) y con postratamiento (VV_e -post) y vinazas de vino diluidas sin (VD_e) y con postratamiento (VD_e -post).

En la Tabla 25 y 26 se muestran los impactos totales de los ocho sistemas analizados por categoría de impacto. Todos los resultados están referidos a la unidad funcional, 1kWh de energía eléctrica producido por cada sistema.

Tabla 25. Impacto total de los escenarios base de los sistemas estudiados.

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidad	VT_e	VT_e -post	VV_e	VV_e -post	VD_e	VD_e -post
Cambio climático	kg CO ₂ eq.	3.019745	2.286732	0.6115408	0.4450236	0.6381512	0.4838164
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	6.11E-02	5.82E-02	2.52E-03	1.87E-03	2.62E-03	1.97E-03
Deterioro de la capa de ozono	kg CFC-11 eq.	1.21E-06	6.07E-07	4.99E-08	3.68E-08	5.23E-08	3.97E-08
Eutrofización de agua dulce	kg P eq.	2.33E-03	1.49E-03	-7.12E-03	-5.19E-03	-2.24E-03	-1.67E-03
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC eq.	9.43E-03	6.64E-03	1.95E-03	1.44E-03	1.97E-03	1.47E-03
Toxicidad humana	kg 1,4 DB eq.	2.13E+00	1.95E+00	1.29E-01	9.57E-02	1.40E-01	1.07E-01

Tabla 26. Impacto total de los escenarios con análisis de sensibilidad de los sistemas estudiados.

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidad	VT _a	VT _a -post	VV _a	VV _a -post	VD _a	VD _a -post
Cambio climático	kg CO ₂ eq.	0.4700	0.30693	0.4509	0.33573	0.4729	0.36033
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	2.45E-03	1.59E-03	1.99E-03	1.48E-03	2.07E-03	1.55E-03
Deterioro de la capa de ozono	kg CFC-11 eq.	3.28E-08	2.15E-08	3.50E-08	2.60E-08	3.68E-08	2.79E-08
Eutrofización de agua dulce	kg P eq.	-2.84E-03	-1.81E-03	-7.16E-03	-5.22E-03	-2.28E-03	-1.70E-03
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC eq.	1.82E-03	1.18E-03	1.73E-03	1.28E-03	1.74E-03	1.29E-03
Toxicidad humana	kg 1,4 DB eq.	9.59E-02	6.34E-02	9.31E-02	6.96E-02	1.03E-01	7.85E-02

Los resultados mostrados en las Tablas K y H se muestran que de los dos tipos de biomasa analizados, el que genera mayor impacto es el de vinazas de tequila, ya que los sistemas de agua residual de vino tienen menor impacto en todas las categorías. A su vez, el sistema que genera menor impacto es el de aguas residuales de vino tinto concentradas, debido a que el sistema de agua residual de vino concentrada presenta mayores impactos que el primero. También se calculó el incremento y decremento porcentual de los impactos ambientales respecto a un sistema base por cada tipo de biomasa. Como se muestra en la Tabla 27 y 28.

Tabla 27. Impacto total porcentual de los escenarios base de los sistemas estudiados.

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidad	VT _e	VT _e -post	VV _e	VV _e -post	VD _e	VD _e -post
Cambio climático	kg CO ₂ eq.	3.019745	-24.27%	61.15%	-27.23%	0.6382	-24.18%
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	6.11E-02	-4.72%	0.0025	-25.72%	0.0026	-25.07%
Deterioro de la capa de ozono	kg CFC-11 eq.	1.21E-06	-49.88%	0.0000	-26.33%	0.0000	-24.25%
Eutrofización de agua dulce	kg P eq.	2.33E-03	-35.98%	-0.0071	-27.13%	-0.0022	-25.44%
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC eq.	9.43E-03	-29.60%	0.0020	-26.41%	0.0020	-25.45%
Toxicidad humana	kg 1,4 DB eq.	2.13E+00	-8.39%	0.1289	-25.77%	0.1403	-23.89%

Tabla 28. Impacto total porcentual del análisis de sensibilidad de los sistemas estudiados.

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidad	VT _a	VT _a -post	VV _a	VV _a -post	VD _a	VD _a -post
Cambio climático	kg CO ₂ eq.	0.4700	-34.70%	0.4509	-25.54%	0.4729	-23.80%
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	2.45E-03	-35.02%	0.0020	-25.53%	0.0021	-25.04%
Deterioro de la capa de ozono	kg CFC-11 eq.	3.28E-08	-34.38%	3.50E-08	-25.72%	3.68E-08	-24.05%
Eutrofización de agua dulce	kg P eq.	-2.84E-03	-36.26%	-0.0072	-27.14%	-0.0023	-25.44%
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC eq.	1.82E-03	-35.34%	1.73E-03	-26.19%	1.74E-03	-25.51%
Toxicidad humana	kg 1,4 DB eq.	9.59E-02	-33.84%	0.0931	-25.25%	0.1025	-23.40%

Escenario base

A continuación, se analizan las contribuciones por categoría de los escenarios base de todos los sistemas tecnológicos evaluados, es decir: vinazas de tequila concentradas sin (VT_e) y con postratamiento (VT_e -post), vinazas de vino concentradas sin (VV_e) y con postratamiento (VV_e -post) y vinazas de vino diluidas sin (VD_e) y con postratamiento (VD_e -post).

Cambio climático

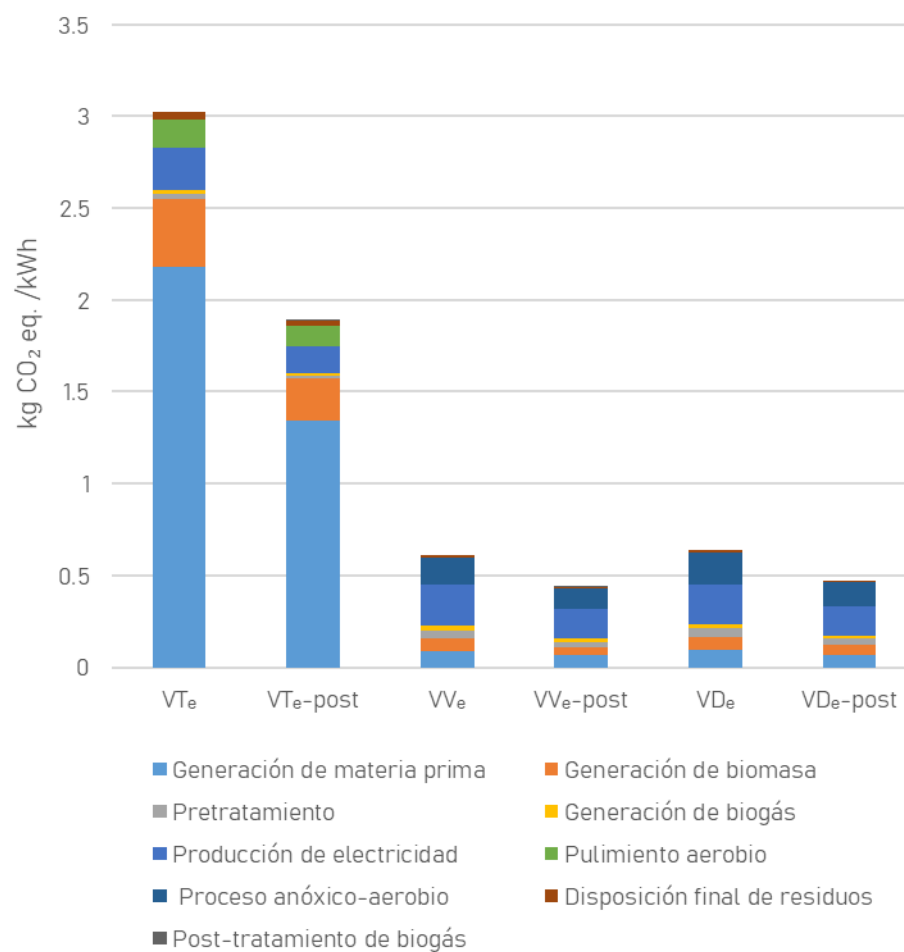


Figura 24. Contribución de las etapas al impacto total de la categoría de cambio climático.

Con base en la figura 24, el sistema tecnológico con mayor impacto en la categoría de cambio climático es VT_e , con 3.02 kg de CO₂ eq./kWh. Las altas contribuciones de este sistema se deben principalmente a la etapa de generación de materia prima, debido a los impactos relacionados con los procesos de producción y las emisiones al medio de los insumos agrícolas, representando el 72.1% del impacto total. La aplicación de fertilizantes como el fosfato diamónico, tiene un gran impacto debido a su composición en niveles de nitrógeno que se convierten en una fuente de N₂O, un compuesto con un potencial de calentamiento global de 298 (Hasler et al, 2015; Skowronska y Filipek, 2014). Estos resultados concuerdan con lo concluido por Contreras et al (2009), en donde la evaluación de cuatro escenarios para el uso de coproductos y residuos de la producción de azúcar en Cuba, entre ellos vinaza y su tratamiento biológico

mediante la digestión anaerobia, la etapa agrícola generó los mayores impactos en todos ellos debido a los efectos del cambio en el uso de suelo, combustibles y la aplicación de agroquímicos. Los resultados demuestran que las prácticas de cultivo de los productores de materia prima tienen cargas ambientales importantes asociadas.

Por otro lado, la etapa de generación de biomasa es la segunda etapa con mayor contribución, con 0.36 kg CO₂ eq/kWh, el 12.1% de los impactos totales. Los impactos de esta etapa están relacionados con el consumo de energía eléctrica de los procesos para la producción del tequila y el gas para la generación de vapor. Los cuales se podrían ver reducidos, como también concluyen en su estudio Contreras et al (2009), al incorporar el biogás generado por la digestión anaerobia esta misma producción. Simultáneamente, con la implementación del post-tratamiento, el sistema VT_e-post alcanza una reducción del 24.2% de sus impactos totales, ya que al aumentar el contenido de metano en el biogás se requiere menor cantidad de insumos para la generación de 1 kWh.

Para ambos sistemas de vinazas de tequila, las etapas con la segunda mayor contribución corresponden al tratamiento aerobio y a la generación de energía eléctrica. En el caso de la generación de energía eléctrica se requiere un elevado consumo de energía para el enfriamiento del motor para la cogeneración, al igual que los gases de escape del motor, ya referidos en Mills et al. (2014), principalmente CO₂, SO₂, CO y NO_x, que contribuyen con el 7.5% y 6.3% del impacto total, para el escenario VT_e y VT_e-post respectivamente. Lo cual, a su vez también es la causa del impacto de la etapa del pulimiento aerobio, ya que debido a la composición de combustibles fósiles en el mix eléctrico nacional (75.88%⁵⁷) y el alto consumo de energía eléctrica para el suministro de oxígeno y bombeo, la etapa representa el 5.1% del impacto total para el escenario VT_e y 4.3% para VT_e-post.

Estos resultados difieren de lo concluido por Fusi et al (2016), quienes describen que los impactos ambientales con mayor contribución (64%) a la categoría de cambio climático en cinco plantas de tratamiento de residuos orgánicos y generación de energía eléctrica se les atribuyen a las emisiones de metano generadas durante el almacenamiento del digestato para su posterior aplicación en suelos, esto debido a que las emisiones de la combustión de biogás en plantas de cogeneración no son consideradas. De la misma manera Moraes et al. (2017) señalan que el almacenamiento de vinaza de caña de azúcar sin tratamiento puede generar emisiones de 43.8 kg de CO₂ eq por kg de vinaza, mientras que posterior a su digestión anaerobia puede lograr reducirse un 78% cuando son aplicadas al suelo. A pesar de que en la presente investigación el almacenamiento de vinaza no es considerado, las implicaciones de ambas investigaciones permiten fundamentar desde el enfoque del Análisis de Ciclo de Vida, que el tratamiento de la vinaza es necesario para la reducción de impactos ambientales en todas sus etapas, para cualquier uso que éstas puedan tener.

Después de los sistemas de vinaza de tequila, los sistemas con mayor impacto a esta categoría son VD_e, VV_e y VD_e-post. El sistema VD_e tiene un impacto de 6.38 E-01 kg de CO₂ eq/kWh, con la mayor contribución por el alto consumo eléctrico de los equipos de enfriamiento del motor para la cogeneración, representando el 34% del impacto total, mientras que para el sistema VV_e es de 6.11 E-01 kg de CO₂ eq/kWh. La similitud entre estas contribuciones se debe a los requerimientos de los equipos para la transformación de un flujo de biogás similar entre sistemas. La segunda etapa con mayor contribución es el proceso anóxico-aerobio. Este proceso tiene un mayor impacto para el sistema VD_e, con 1.74 E-01 **kg**

⁵⁷ Al cierre del primer semestre de 2018, la generación por fuentes de energía fósil reportada por la SENER. Fuente: SENER. *Reporte de avance de energías limpias 2018*. México, 2018.

CO₂ eq., comparado con 1.48 E-01 kg CO₂ eq para el sistema VV_e, 27.2% y 24.2% del impacto total respectivamente. La diferencia se debe principalmente a la potencia requerida para el bombeo de un caudal cinco veces mayor a aquel del sistema VV_e.

Aunado a lo anterior, como se describió en el capítulo tres, la generación de biogás a partir de agua residual de vino diluida se lleva a cabo en un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (UASB), por lo que los requerimientos energéticos consisten únicamente en el bombeo de la vinaza diluida, a diferencia del sistema VV_e, en donde además del bombeo se requiere la agitación del influente. Debido a la elevada concentración de Sólidos Suspendidos Totales (SST) de la biomasa para los sistemas VV_e y VV_e-post, la digestión anaerobia no puede realizarse en un UASB, por lo que ésta es digerida en un digestor anaerobio de alta tasa. Esto repercute en una diferencia del 34% para los impactos de esta etapa en el sistema de VV_e comparados con VD_e.

También, como se puede observar en la figura 24, en los sistemas de agua residual de vino la etapa de generación de materia prima representa menos del 15% de los impactos totales de la categoría, a diferencia de los sistemas VT_e y VT_e-post, donde esta etapa contribuye con más del 80% del impacto total. Las diferencias entre los resultados de las evaluaciones se deben a que las cantidades de pesticidas y fertilizantes para el cultivo de la vid y cosecha de uva son menores. Por ejemplo, las emisiones de óxido nitroso y nitrato son menores que en el caso del cultivo de *Agave var. Azul Tequila Weber*, al igual que los fertilizantes utilizados para el cultivo de la vid tienen una composición mayor en fosforo (Stoessel et al., 2012), lo cual no se refleja directamente como una emisión en la categoría de cambio climático, de acuerdo con la base de datos de Ecoinvent v. 3.4.

Acidificación terrestre

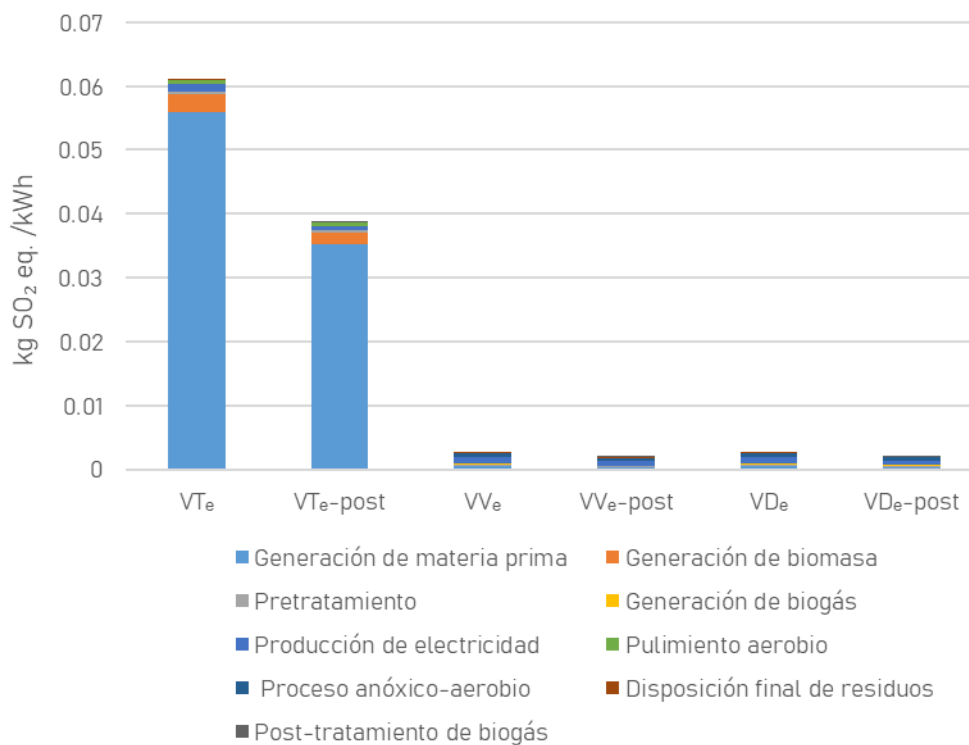


Figura 25. Contribución de las etapas al impacto total de la categoría de acidificación terrestre.

Los resultados mostrados en la figura 25 muestran que los sistemas VT_e y VT_e-post tienen los mayores impactos. A causa de que la acidificación terrestre como categoría de impacto es causada principalmente por la emisión atmosférica de óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre y amoníaco (EC-JRC, 2010), la etapa de generación de materia prima, el cultivo de agave contribuye con el 95% del impacto de esta categoría para el sistema VT_e y 96.9% para el sistema VT_e-post. Esto está relacionado con los procesos de nitrificación y de acumulación en organismos nitrificantes, que como consecuencia provocan la reducción de pH en suelos y cambios en las tasas de descomposición de material orgánico (Jones et al., 2014; Richter et al., 2007). A su vez, las emisiones por el uso de diesel para el transporte y maquinaria de cosecha de la materia prima son importantes, principalmente por su alta composición en azufre son actividades ya señaladas por sus efectos en la acidificación de suelos (Hasler et al., 2015), al igual que el transporte para la disposición final de lodos en los rellenos sanitarios correspondientes.

Los escenarios con menor impacto son VV_e y VV_e-post, con 2.52 E-03 kg de SO₂ eq/kWh y 1.87-03 kg de SO₂ eq/ kWh respectivamente. En ambos sistemas, la generación de biogás y generación de energía representan en conjunto el 47.3% y 46.4% de los impactos, debido al consumo de energía eléctrica de los equipos y a la composición del gas de escape del motor. Así mismo, en la etapa del tratamiento anóxico-aerobio del agua residual de vino, el impacto también es causado por el consumo eléctrico de los equipos para el suministro de oxígeno y el agitador para mantener el influente del reactor anóxico mezclado. Es importante señalar que la diferencia considerable entre la etapa de generación de materia prima de los sistemas de agua residual de vino y de vinaza de tequila, se debe a las bajas cantidades de fertilizantes y pesticidas aplicados, al igual que la omisión de maquinaria y transporte de la materia prima, ya reportado en las características de la producción de vino en el caso de estudio.

Deterioro de la capa de ozono

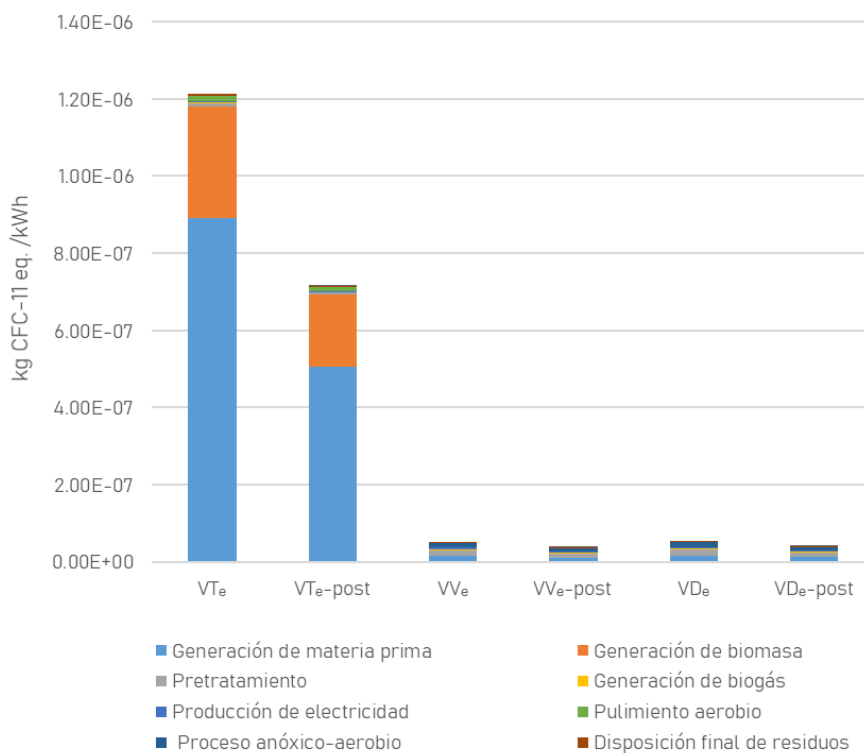


Figura 26. Contribución de las etapas al impacto total de la categoría de disminución de la capa de ozono.

La categoría de deterioro de la capa de ozono hace referencia a la destrucción de ozono estratosférico, mediante la liberación de compuestos (clorofluorocarbonos) que convierten el ozono en oxígeno. Su importancia recae en los efectos nocivos a la salud que puede provocar a nivel del suelo y su acción como un agente absorbente de radiación de onda corta, como ultravioleta o rayos X (Johnson, 2017). Por lo que la regulación de los sustitutos de estos compuestos y las emisiones por su uso en agentes espumantes, refrigerantes, disolventes y gases que contienen bromo y yodo, se ha trasladado a políticas de protección de ozono a nivel internacional (Wuebbles, 2015). Una de las principales actividades señaladas con alto impacto en esta categoría es el uso de halones como supresores de fuego y refrigerantes en los sistemas de distribución de combustibles fósiles (Atilgan y Azapagic, 2015) es por ello que, los sistemas con altos impactos en esta categoría también son aquellos que así se muestran en la categoría de cambio climático.

Con base en lo mostrado en la figura 26, el sistema VT_e tiene el mayor impacto, con 1.21 E-06 kg CFC-11/kWh, donde la mayor contribución se debe a la etapa de generación de materia prima. Estos impactos se relacionan a los procesos de producción de los insumos del cultivo y con las emisiones derivadas de la producción y el uso de combustible de la maquinaria para el cultivo del agave. Esta aportación se debe a las emisiones en el sitio de refinación del crudo, por operaciones e insumos para su producción, como el crackeo catalítico, la destilación atmosférica o el sistema de enfriamiento de agua, como lo describen Lui et al. (2020). Los autores realizan un ACV en donde señalan que, para la producción de diesel, gasolina, coque, gas licuado y propileno, las sustancias determinantes en el impacto a la categoría de disminución de la capa de ozono fueron el tetraclorometano y diversos tipos de clorofluorocarbonos (CFCs). Los resultados mostrados en la figura 3 concuerdan con dicha conclusión, ya que tanto el tetraclorometano como el clorometano y el tricloroetano están presentes en las emisiones por la producción del combustible, al igual que once tipos de CFCs⁵⁸, de acuerdo con la base de datos elegida. Es así, que en el sistema VT_e-post, el aumento de eficiencia del biogás provoca que el impacto por transporte y maquinaria para la generación de materia prima disminuya un 43.6%. Esta diferencia no se refleja en una reducción directa en la etapa de disposición de residuos, debido a que además del consumo de combustible para el traslado, también es necesario el consumo de energía eléctrica para el suministro de aire al digestor aerobio, por lo que la disminución de impacto para dicha etapa es solo del 35.8%. A su vez, se ha señalado previamente que el desempeño de los sistemas de producción de biocombustibles tiende a generar mayores impactos, particularmente en la categoría de deterioro de la capa de ozono, cuando aumenta el uso de medios de transporte o maquinaria para el cultivo de la biomasa (Hou et al., 2011; Borrióna et al. 2012), como en la presente investigación.

Al igual que en la categoría de cambio climático, los sistemas VD_e y VD_e-post también tienen los segundos impactos más altos en esta categoría, principalmente por el consumo eléctrico en las etapas del tratamiento anóxico-aerobio, con 1.39 E-08 CFC-11/kWh y 1.18 E-08 CFC-11/kWh respectivamente. La segunda etapa con mayor contribución es la generación de biogás, conformada por un reactor UASB que, aunque no requiere de equipos adicionales, el bombeo del caudal para ingresar a dicho reactor requiere de un alto consumo de energía eléctrica, representando el 3.4% del impacto total del sistema. Caso contrario a los sistemas VV_e y VV_e-post, donde la generación de biogás requiere también del bombeo y agitación, aunque con un menor consumo eléctrico, representando el 5.4% y 17.3% del impacto total de sistema. Estas diferencias se deben a los caudales a tratar, ya señaladas previamente en la categoría de cambio climático.

⁵⁸ R11, R113, R114, R116, R12, R124, R134a, R152a, R21, R22, R23.

Eutrofización de agua dulce

La contribución de las etapas al impacto de los sistemas en esta categoría se muestra en la figura 4, en donde los valores negativos representan impactos evitados, mientras que los valores positivos representan impactos ambientales negativos. Esta consideración es aquello a lo que Godín et al. (2012) refieren como beneficio ambiental neto (NEB por sus siglas en inglés), que permite mostrar como compensación ambiental la diferencia entre el impacto que tendría la descarga directa de aguas residuales y la remoción de material orgánico mediante el tren de tratamiento propuesto.

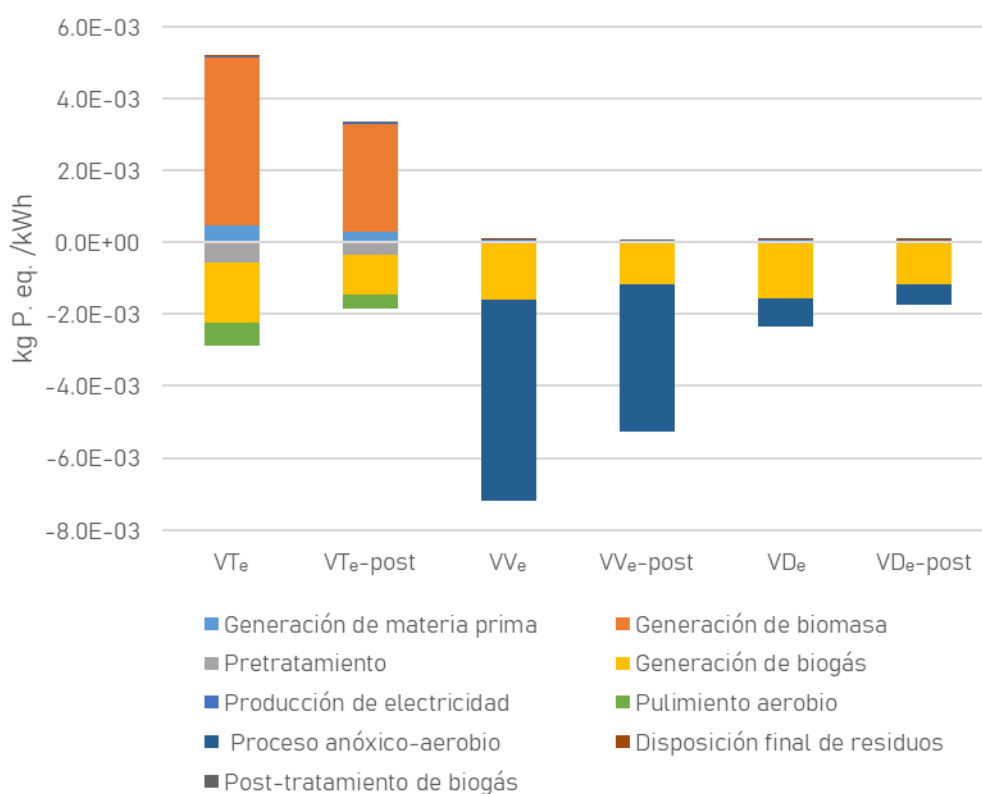


Figura 27. Contribución de las etapas al impacto total de la categoría de eutrofización de agua dulce.

De acuerdo con la figura 27, los sistemas VT_e-post y VD_e-post tienen las menores mitigaciones, -1.83 E-03 kg de P eq. /kWh y -1.74 E-03 kg de P eq. /kWh, a la vez que el sistema VT_e es el sistema que presenta mayores impactos, con 5.2 E-03 kg de P eq. /kWh, lo cual se debe principalmente a las emisiones de fósforo por el uso de fertilizantes. A pesar de que los insumos de la etapa agrícola de los sistemas de agua residual vitivinícolas tienen una base de fósforo, las cantidades aplicadas son mayores para aquellos de vinazas de tequila. Es así, que los impactos derivados de la etapa de generación de materia prima en esta categoría son los que tienen mayor contribución, 44.3% y 39.5%, para los sistemas VD_e y VD_e-post y valores entre los rangos de 39.5% y 44.3% para todos los escenarios de agua residual de vino. Esto significa que dentro de la biomasa de agua residual de vino, relacionada con el potencial de generación de biogás estimado, los sistemas sin dilución al generar una mayor cantidad de biogás por volumen requieren de una menor cantidad de insumos que su contraparte diluida y por lo tanto, menores impactos. El impacto de esta categoría refiere a las emisiones de P, PO₄ y N derivadas de la aplicación de fertilizantes, que han sido señalados por su efecto en el enriquecimiento de cuerpos de agua cercanos, y como consecuencia altos

niveles de productividad biológica y la disminución del oxígeno libre en el medio (Chatzisyneon, Foteinis y Borthwick, 2017; Gallego et al., 2009)

En la figura 4 también se puede observar que en los sistemas VT_e y VT_e -post hay mitigación de impactos en todas las etapas del tren de tratamiento excepto en el tratamiento de lodos, incluso en el pretratamiento debido a la remoción de Sólidos Suspendidos Totales (SST) mediante la criba fina, lo cual contribuye con el 19% de los impactos evitados en la categoría. En la generación de biogás de ambos sistemas con el uso del reactor UASB, se logra el 32% de la remoción del fósforo de la vinaza pretratada para el escenario modelado. La obtención de altas tasas de remoción de fósforo en este tipo de reactores ya ha sido reportada en otros estudios, por ejemplo, Ping et al (2012) concluyeron que la asimilación biológica ocurrida en un reactor RAFA puede alcanzar el 98.1% y el 96.2% de los valores iniciales de fósforo del influente.

Por otro lado, en los sistemas VV_e y VD_e la mitigación de impactos se da mediante dos etapas principales, la generación de biogás y el proceso anóxico-aerobio. Debido a la remoción de fósforo en ambas etapas se logra reducir el impacto de todas las etapas del ciclo de vida a esta categoría. Es importante señalar que las características del agua residual de vino difieren de las vinazas de tequila en las concentraciones de diferentes parámetros, uno de ellos es el material orgánico y niveles de nitrógeno; para aquellas de vino la DQO es de 220.6 kg/m³ y de 2.88 kg/m³ para el NTT, es decir, 3.7 y 37 veces mayor que la de tequila. Por ello, las condiciones para la remoción de material orgánico posterior a la digestión anaerobia en el agua residual de vino requieren de una configuración diferente, en este caso mediante condiciones anóxicas y aerobias. La elección de dichas condiciones ya ha sido evaluada por su capacidad de remover grandes cantidades de fósforo, nitrógeno y DQO, mediante organismos acumuladores de fosfato (PAOs por sus siglas en inglés) y sus capacidades desnitrificantes (Wentzel et al., 2017) con valores de remoción de 98% de nitratos y 86.7% de fosfatos del influente (Jena et al., 2016). Por ello en el sistema VV_e se logra la remoción del 80.36% del fósforo del influente en toda la configuración anóxico-aerobia, mientras que en el sistema VV_e -post esta remoción se conserva, la mitigación es menor debido a que la eficiencia de los insumos aumenta, por lo que su uso en el proceso es menor.

A su vez, los sistemas VD_e y VD_e -post presentan menores mitigaciones que los sistemas de tratamiento con biomasa concentrada. Esto, como también se pudo observar en otras categorías ya descritas como cambio climático y disminución de capa de ozono, indica que los insumos en función de la generación de 1 kWh son mayores. Siendo precisos, la generación de biogás para el escenario de vinazas diluidas es 7.5% menor que aquella para las concentradas, por lo que se requiere una mayor cantidad de mosto de uva y vino para la generación de vinaza que permita producir la unidad funcional, 1 kWh.

Es importante mencionar que en la etapa de disposición de residuos no se tiene la caracterización del digestato resultante, por lo que en investigaciones futuras, el impacto total y el de toda la etapa podría aumentar. Como menciona Rolón (2019), los estudios de manejo de lodos más recientes han revelado que la aplicación del digestato al suelo contribuye de manera importante en esta categoría, además de que los estudios del digestato del tratamiento biológico de la vinaza actualmente han descrito únicamente los efectos de sus emisiones de GEI (Moraes et al., 2017), por lo que es un área de oportunidad vital para la investigación sobre el desempeño ambiental para su aprovechamiento.

Formación de oxidantes fotoquímicos

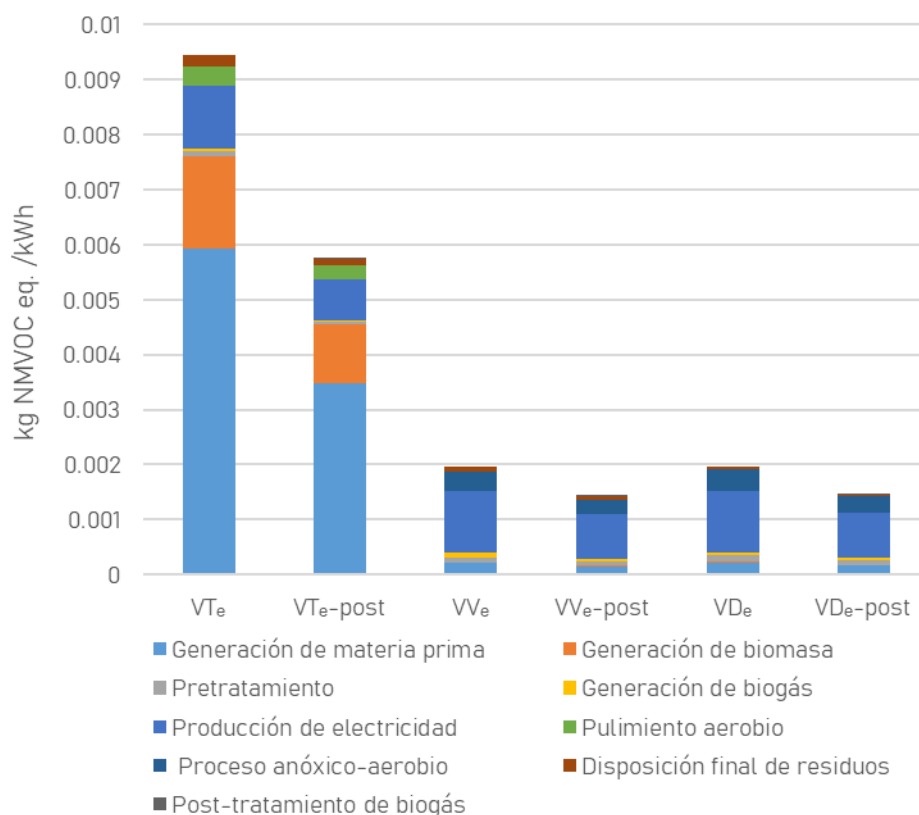


Figura 28. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos.

En la figura 28 se observa que los sistemas VT_e y VT_e-post tienen los mayores impactos, de manera similar a las categorías previas, las etapas con mayor contribución en todos los sistemas son la producción de energía eléctrica, el pulimiento aerobio y el proceso anóxico aerobio. En la primera de ellas, se debe a que dentro de las emisiones del sistema de cogeneración de energía se encuentra una cantidad precisa de compuestos orgánicos volátiles (136 mg/ kWh) diferentes al metano (NMVOC por sus siglas en inglés) y de NO_x (821 mg/kWh), reportada previamente en un proceso similar con biogás generado con lodo obtenido de la digestión anaerobia de aguas residuales municipales (Mills et al., 2014). A pesar de que en la literatura se ha señalado que en general, las emisiones de compuestos orgánicos volátiles durante la combustión de biogás son menores (40%) comparados con el gas natural, biocombustibles sólidos o líquidos, la presencia de NMVOC como el formaldehído y aldehídos son importantes (Paolini et al., 2018). Además de los NMVOC, las emisiones de NO_x también son precursores esenciales ya que, desde una perspectiva simplificada, se convierten en los proveedores principales de átomos de oxígeno necesarios para la formación de ozono troposférico, con altos factores de caracterización en esta categoría.

Para la generación de materia prima en los sistemas de vinaza de tequila, es decir el cultivo del agave, las emisiones de óxido nítrico y amoníaco derivadas de la aplicación de fertilizantes al igual que el uso de diesel para el transporte y maquinaria de la cosecha, tienen contribuciones a la generación de dióxido de azufre, un precursor de oxidantes fotoquímicos. Por lo que también dicha etapa tiene las contribuciones

más altas en la categoría de acidificación terrestre. Debido a la implementación del post-tratamiento y al enriquecimiento de biogás, la contribución de esta etapa se logra reducir 40%.

En segundo lugar, los sistemas VD_e y VVe tienen altas contribuciones en esta categoría, con $1.97 \text{ E-}03 \text{ kg NMVOC/kWh}$ y $1.95 \text{ E-}03 \text{ kg NMVOC/kWh}$, que refieren a las emisiones por la generación de energía eléctrica y al consumo eléctrico de tratamiento anóxico-aerobio. La contribución por el consumo de energía eléctrica en esta etapa es, de la misma manera que en la categoría de acidificación terrestre, debido a la presencia de sulfuro en la composición de los combustibles fósiles que conforman el mix eléctrico nacional.

Toxicidad humana

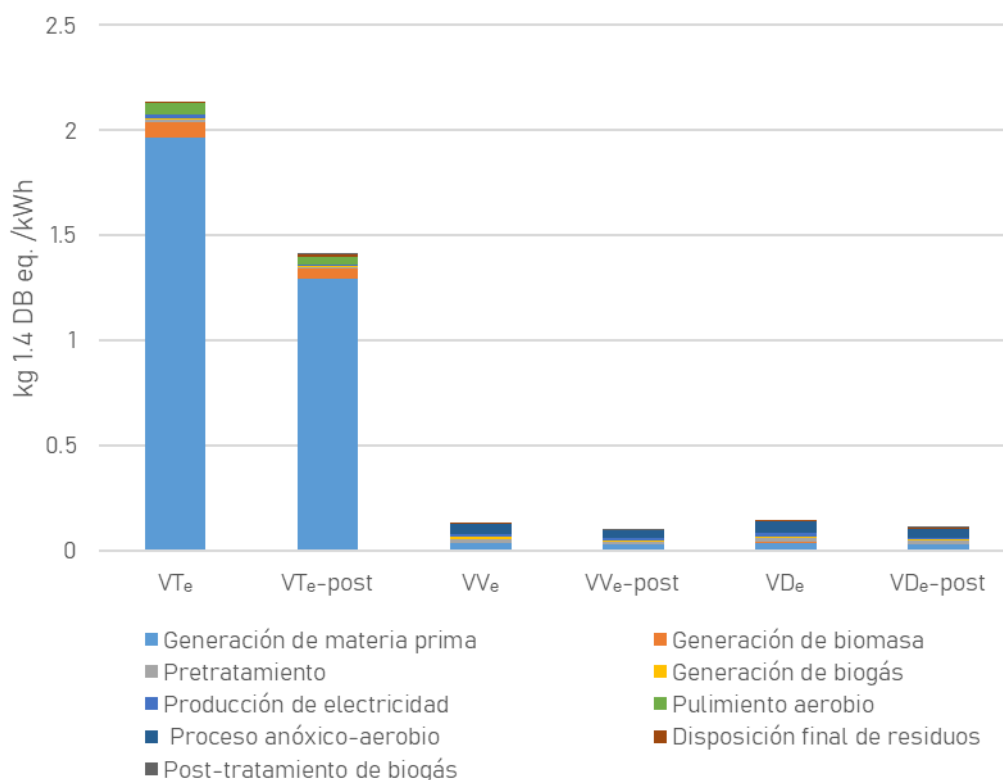


Figura 29. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de toxicidad humana

La categoría de toxicidad humana busca reflejar el daño potencial de una unidad de un compuesto químico particular en el ambiente y en organismos vivos, basado en la toxicidad inherente del compuesto y su dosis potencial (Hertwich et al., 2001) y tiene como unidad de medida 1.4 kg de diclorobenceno equivalente. En la literatura de la metodología de ACV para la evaluación de sistemas de bioenergía, se enfatizan las contribuciones del uso de agroquímicos para la etapa de agricultura de dichos sistemas. Bacenetti et al (2013) concluyen que aunque con diferencias en la unidad funcional, los puntos críticos de este tipo de sistemas son el uso de fertilizantes nitrogenados por las emisiones debido a su producción y uso, el consumo de diesel y de pesticidas, éstos últimos para la categoría de toxicidad humana. También Rocha et al. (2014) centran la importancia de esta categoría en la exposición de largo plazo a químicos en

el ambiente comparados con la ingesta diaria aceptable y en que es una característica inherente del uso de pesticidas y fertilizantes, por la presencia de metales pesados como Cd, Zn, Co y Hg.

Como se muestra en la figura 29 y en concordancia con el párrafo anterior, la etapa con mayor contribución a esta categoría es la generación de materia prima. En los sistemas VT_e y VT_e-post dicha etapa contribuye con el 92.3% y 89.9% del impacto total respectivamente, con 1.96 kg de 1.4-DB eq./kWh y 1.29 kg 1.4-DB eq/kWh. Como se mencionó en la categoría de cambio climático, acidificación terrestre y formación de oxidantes fotoquímicos, la diferencia entre los sistemas de vinaza de tequila y de agua residual de vino en dichas categorías se debe al tipo de insumos para el cultivo. Un ejemplo claro es el uso de Carbofurán, Diurón, Cipermetrina, que tienen factores de caracterización entre 1.9 y 12 kg de 1.4-DB eq.

Los sistemas que ocupan el segundo lugar en impacto son VD_e y VD_e-post con 1.29 E-1 kg de 1.4-DB eq./kWh y 1.4 E-1 kg de 1.4-DB eq./kWh. Estos impactos están relacionados con el consumo de energía eléctrica para el tratamiento anóxico-aerobio, que representan entre el 37.5% y 40.6% del impacto total por categoría. Esta relación se debe a las emisiones de los procesos de producción de los combustibles fósiles que componen al mix eléctrico nacional, particularmente como una consecuencia de emisiones de metales pesados de la minería de metales y carbón (Atilgan y Azapagic, 2016; Treyer, Bauer y Simons, 2014), al igual que en los procesos de refinamiento de petróleo (Gaete Morales et al., 2018; Liu et al., 2020), descritas ya en la literatura de análisis de sistemas energéticos.

Los estudios que evalúan las emisiones por la disposición de digestato en los sistemas biológicos para el tratamiento de agua residual y de alternativas de gestión para dicho subproducto mediante la metodología de ACV, han señalado que las emisiones de metales pesados al disponer de él en el suelo tienen las contribuciones más altas en la categoría de toxicidad humana (Rolón, 2019). Sin embargo, como se mencionó en la categoría de eutrofización de agua dulce, no se tuvo acceso a la caracterización del digestato resultante de todos los sistemas, por lo que en futuras evaluaciones el impacto por esta categoría podría aumentar.

Análisis de sensibilidad

A continuación, se analizan las contribuciones por categoría con un análisis de sensibilidad desde el enfoque de “carga cero”, es decir, sin considerar el impacto de las etapas de generación de materia prima y de biomasa de los ciclos de vida de todos los sistemas anteriores, los cuales son: vinazas de tequila concentradas sin (VT_a) y con postratamiento (VT_a -post), vinazas de vino concentradas sin (VV_a) y con postratamiento (VV_a -post) y vinazas de vino diluidas sin (VD_a) y con postratamiento (VD_a -post).

Cambio climático

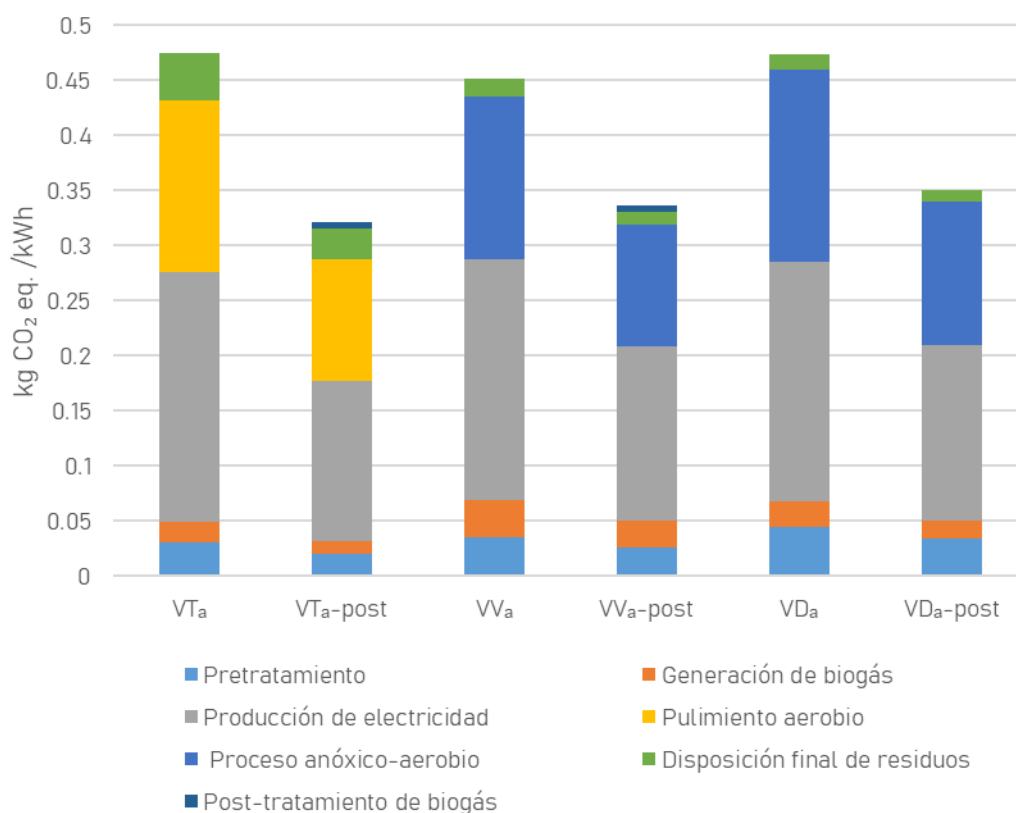


Figura 30. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de cambio climático en el análisis de sensibilidad

En la Figura 30 se muestran las contribuciones de todos los sistemas evaluados, desde una perspectiva de “carga cero”, por ello se representan los impactos de las 5 etapas que corresponden al tren de tratamiento de las biomásas. Se puede observar que los sistemas con mayores impactos son VT_a y VV_a , con $4.74 \text{ E-}01 \text{ kg CO}_2 \text{ eq. / kWh}$ y $4.72 \text{ E-}01 \text{ kg CO}_2 \text{ eq. / kWh}$. En ambos sistemas, la etapa con mayor impacto es la producción de energía eléctrica, con una contribución del 46% y 48.3% respectivamente, al impacto total de la categoría. Lo cual se debe a las emisiones de dióxido de carbono por la combustión del biogás (Mills et al., 2014; Paolini et al., 2018) y a los combustibles fósiles para la producción de energía del mix eléctrico nacional.

La etapa de disposición de residuos también tiene elevadas contribuciones al impacto total de los sistemas de vinaza de tequila. En ella, los impactos por el traslado del lodo tienen la mayor contribución, debido principalmente al consumo de energía eléctrica para el bombeo y digestión aerobia de los mismos, al igual que la distancia recorrida del transporte al relleno sanitario correspondiente al caso de estudio, 18.3 y 90.7 km. A su vez, ambos sistemas están compuestos por operaciones similares en la etapa de pretratamiento: enfriamiento, cribado fino, dosificación de sosa caustica y agitación en el tanque de homogeneización. Sin embargo, como se puede observar en la figura 7 el sistema VV_a tiene mayores impactos en esta etapa, con $3.54 \text{ E-}02 \text{ kg de CO}_2 \text{ eq. / kWh}$. Esta diferencia se debe a dos razones; por la elevada concentración de nitrógeno del agua residual de vino tinto, ya no es necesaria la adición de nutrientes para la creación de condiciones óptimas para el crecimiento de la biomasa, por lo que la urea ya no es un insumo en este sistema y así los impactos asociados a su producción no son considerados. Mientras que, debido a la mayor concentración de SST en el agua residual de vino, el caudal necesario de un agente alcalino para alcanzar un pH neutro en dicha biomasa es 80% mayor, por lo que los impactos asociados a su producción son mayores. Estas características del agua residual de vino y de otras biomazas de gran potencia⁵⁹ (bajo pH y alta concentración de SST), como agua residual de cervecerías o del procesamiento de pulpas, ya han sido identificadas en extensa literatura como elementos problemáticos que pueden afectar negativamente el rendimiento de la digestión anaerobia (Lamichhane et al., 2017), principalmente mediante la formación en exceso de ácidos grasos volátiles.

Por otro lado, se puede observar que en la etapa de pretratamiento los sistemas de agua residual de vino generan impactos diferenciados; $3.54 \text{ E-}02$ y $4.49 \text{ E-}02 \text{ kg de CO}_2 \text{ eq. / kWh}$ para VV_a y VD_a respectivamente. Esto se debe a la generación de biogás y en consecuencia, de energía eléctrica generada a partir de la biomasa. En el sistema VV_a se estima una generación de $0.415 \text{ m}^3/\text{d}$ de biogás mientras que en el sistema VD_a es una generación de $0.4032 \text{ m}^3/\text{d}$ de biogás, esto debido a la dilución previa con agua residual, por lo que la concentración de materia orgánica es menor en este último. Dentro de estas contribuciones se encuentran los impactos asociados a la generación de energía eléctrica y a la producción del agente alcalino necesario para alcanzar el pH neutro de la biomasa, siendo este último el de mayor contribución a la etapa (74% y 61.2% respectivamente). Hong et al. (2014) ya señalan que la producción de este agente, sosa caustica, tiene altas contribuciones a categorías de impacto como cambio climático, ecotoxicidad marina y terrestre, principalmente por el elevado consumo de energía eléctrica para la electrolisis y la baja eficiencia de tecnología para procesos de extracción y consumo de sal cruda, específicamente para una matriz energética mayoritariamente compuesta por carbón. Estos resultados se invierten en la evaluación de la etapa de generación de biogás, ya que como se mencionó en el capítulo 3 de esta tesis, el sistema VV_a requiere de un digestor para llevar a cabo la digestión anaerobia de la biomasa, a diferencia del sistema VD_a donde la biomasa puede ser digerida en un reactor UASB, con un menor consumo de energía eléctrica. Es así, que los impactos para esta etapa con $3.38 \text{ E-}02 \text{ kg de CO}_2 \text{ eq}$ y $2.23 \text{ E-}02 \text{ CO}_2 \text{ eq / kWh}$ respectivamente.

En los sistemas donde se evalúa el desempeño del postratamiento, la reducción de impactos es entre 24% y 34.7%, siendo el sistema de VT_a -post el que tiene el mejor desempeño. Esto se le atribuye a la diferencia del poder calorífico del biogás comparado con el enriquecimiento de CH_4 del mismo por la eliminación de CO_2 y H_2S , logrando un aumento del 55.9% de la energía eléctrica generada. A diferencia de los sistemas VV_e y VD_e , en donde la concentración de metano previa al post-tratamiento es mayor, por lo

⁵⁹ "high strength wastewater" en inglés.

que se logra un aumento menor de dicha concentración y como consecuencia, la diferencia entre impactos, aunque es una reducción, es menor que en los sistemas de vinaza de tequila.

Acidificación terrestre

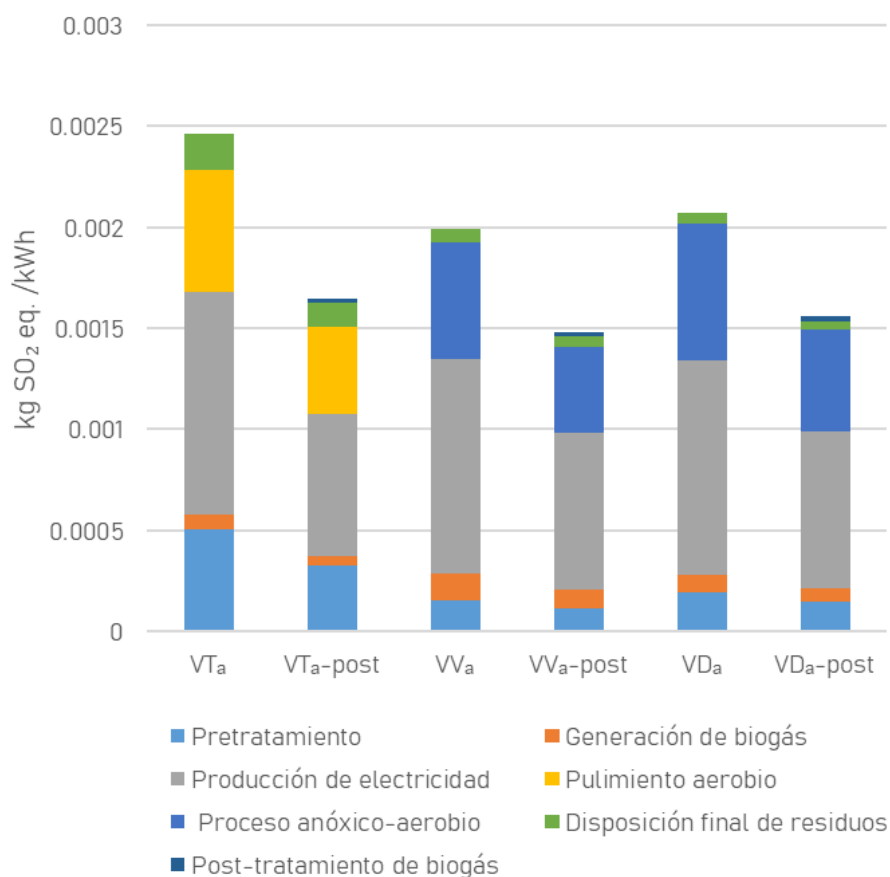


Figura 31. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de acidificación terrestre en el análisis de sensibilidad

Como se mencionó en la sección anterior, las etapas con mayor contribución a la categoría de acidificación terrestre son aquellas que generan emisiones de gases como óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre y amoníaco, por lo que con base en la figura 31, los sistemas con mayor impacto son VT_a y VD_a, con 2.46 E-03 kg SO₂ eq. /kWh y 2.07 E-03 kg SO₂ eq. /kWh. Para estos sistemas la etapa con mayor impacto es la generación de electricidad, seguido de los procesos biológicos aerobios. Esto se debe a la emisión de gases de combustión del motor generador, al igual que debido a la composición del mix eléctrico nacional. También se puede observar que existe una diferencia de impactos totales entre el sistema VD_a y VV_a baja (4%), lo cual está relacionado con las diferencias ya señaladas en la categoría de cambio climático; insumos y consumo de energía eléctrica. La implementación del postratamiento del biogás también permite alcanzar reducciones del 32%, 26% y 25% en todos los sistemas. Como resultado el sistema VV_a-post es aquel que presenta el mejor desempeño, con 1.48 E-03 kg SO₂ eq. /kWh, esto debido a que los requerimientos de nutrientes son menores al ser comparados, principalmente el agente alcalino, al igual que la demanda de energía eléctrica es menor para la etapa del tratamiento secundario.

Deterioro de la capa de ozono

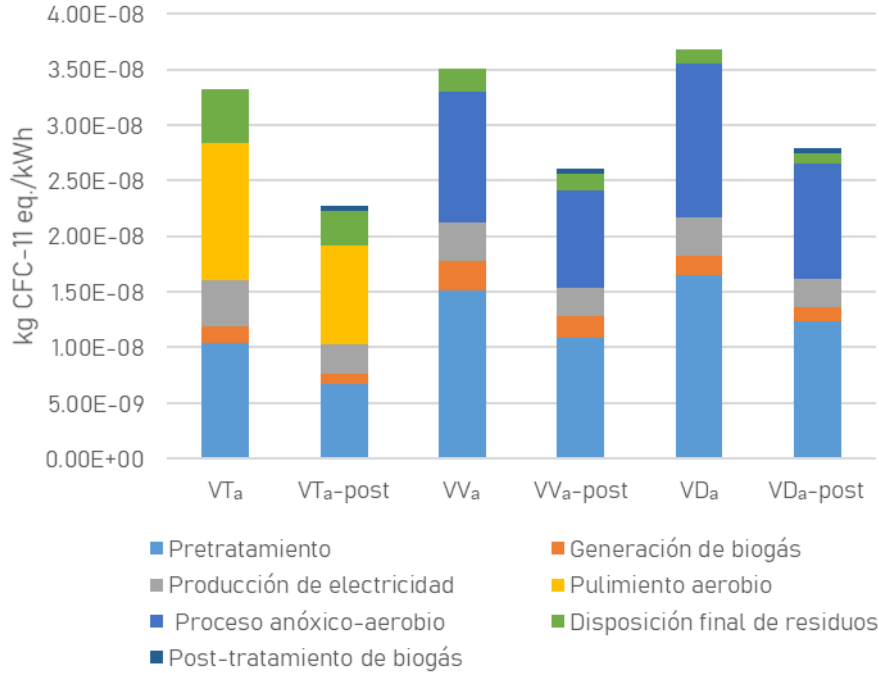


Figura 32. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de deterioro de la capa de ozono en el análisis de sensibilidad

Como se puede observar en la figura 32 los sistemas VVa y VDa tienen las mayores contribuciones de todos los sistemas, con 3.5 E-08 y 3.68 E-08 kg de CFC-11 eq./kWh respectivamente. Ambos sistemas tienen altas contribuciones en las etapas de pretratamiento y en el proceso aerobio-anóxico. Además de las emisiones derivadas de los compuestos fluorocarbonados que se producen por el uso de energía eléctrica de una matriz mayoritariamente compuesta por fuentes fósiles, la producción de hidróxido de sodio aporta el 70% del impacto a esta etapa.

Sin embargo, el sistema VTa tiene el mayor número de etapas con los impactos más elevados de todos los sistemas: producción de energía eléctrica, pulimiento aerobio y disposición final de residuos. Esto se debe al consumo de energía eléctrica para el proceso de lodos activados, los gases de combustión del motor generador, las emisiones del transporte para la disposición de lodos y los procesos involucrados en la estabilización de los mismos mediante digestión aerobia, resultando de estas etapas 2.12 E-08 kg de CFC-11 eq. /kWh. Aunque estos impactos son 22% mayores a aquel generado por la etapa de mayor contribución en el sistema VDa, el pretratamiento, aunado al consumo de energía eléctrica del proceso anóxico-aerobio, este sistema genera los mayores impactos.

5.3.4 Eutrofización de agua dulce

Como se explicó en la sección anterior, las contribuciones negativas a esta categoría representan impactos evitados por la remoción de la sustancia o compuesto de referencia de la categoría. Con base en la figura 33 se puede observar que los sistemas con mayores impactos evitados son VVa y VDa, con - 7.12 E-03

y $2.23 \text{ E}^{-03} \text{ kg de P eq/kWh}$. Al implementar el análisis de sensibilidad se puede observar que las contribuciones de las etapas de producción de electricidad, el proceso anóxico-aerobio, disposición de residuos y postratamiento al impacto de los sistemas tecnológicos evaluados son mitigadas por la remoción de fósforo de tres etapas del tren de tratamiento de la biomasa: digestión anaerobia, procesos aerobios y anóxicos y el pretratamiento. A pesar de que estas etapas tienen elevadas contribuciones en otras categorías de impacto, como ya se describió, los beneficios asociados a la remoción de fósforo representan la mayor contribución de todos los sistemas en la categoría de eutrofización de agua dulce.

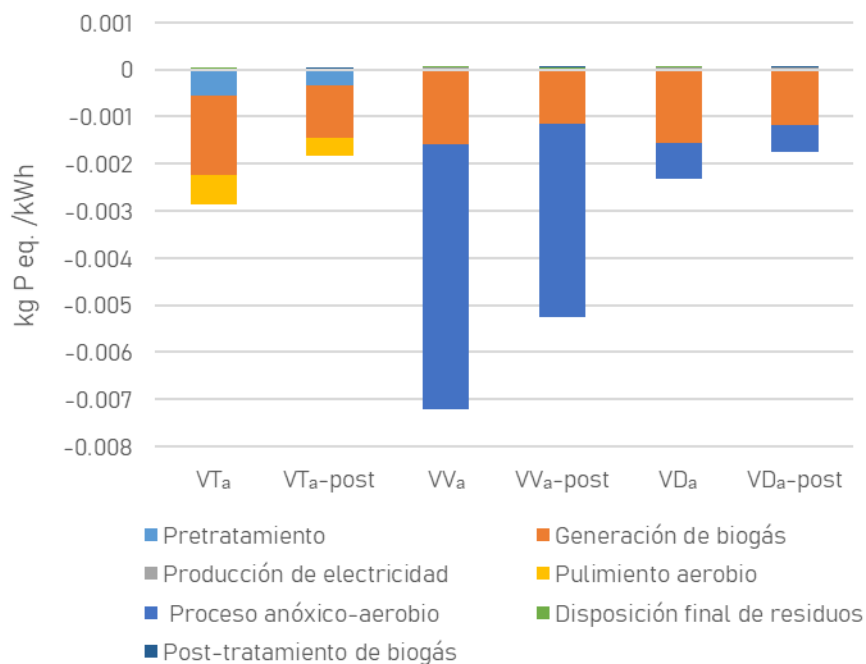


Figura 33. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de eutrofización de agua dulce en el análisis de sensibilidad.

Formación de oxidantes fotoquímicos

Se puede observar en la figura 34 la tendencia en la contribución mayoritaria (>60%) de la etapa de generación de energía eléctrica en todos los sistemas evaluados. Esto se debe a lo ya señalado en la sección anterior, las emisiones del gas de combustión del motor generador que caracteriza la etapa. De la misma manera, la etapa con la segunda mayor contribución es la de mayor demanda de energía, el pulimiento aerobio y anóxico de ambas biomasa. Incluso, es la contribución de estas etapas lo que coloca al sistema VT_a como el de mayor impacto, con $1.83 \text{ E}^{-03} \text{ kg de NMVOC eq. /kWh}$, principalmente debido a la energía necesaria para el suministro de oxígeno al reactor aerobio en el proceso de lodos activados. En segundo lugar, los sistemas de VV_a y VD_a tienen impactos totales similares, 1.73 E^{-03} y $1.74 \text{ E}^{-03} \text{ kg de NMVOC eq. /kWh}$ respectivamente. Una de las diferencias principales entre ambos sistemas en esta categoría se puede visibilizar en la etapa de disposición de residuos, en donde el sistema VV_a tiene los mayores impactos, $9.25 \text{ E}^{-05} \text{ kg de NMVOC eq/ kWh}$, mientras que para el sistema VD_a tiene un impacto de $4.05 \text{ E}^{-05} \text{ kg de NMVOC eq/ kWh}$. Lo cual está relacionado con la mayor generación de

lodos del sistema VV_a , que a su vez requieren tratamiento y disposición, y una mayor emisión de gases derivadas del transporte y recolección de los mismos.

Por otro lado, la implementación del postratamiento permite la reducción del 34% de los impactos para el sistema de VT_a , principalmente para la etapa de generación de energía eléctrica, por lo que este sistema tiene el mejor desempeño de los sistemas evaluados con $1.21 \text{ E-}03 \text{ kg de NMVOC eq/ kWh}$.

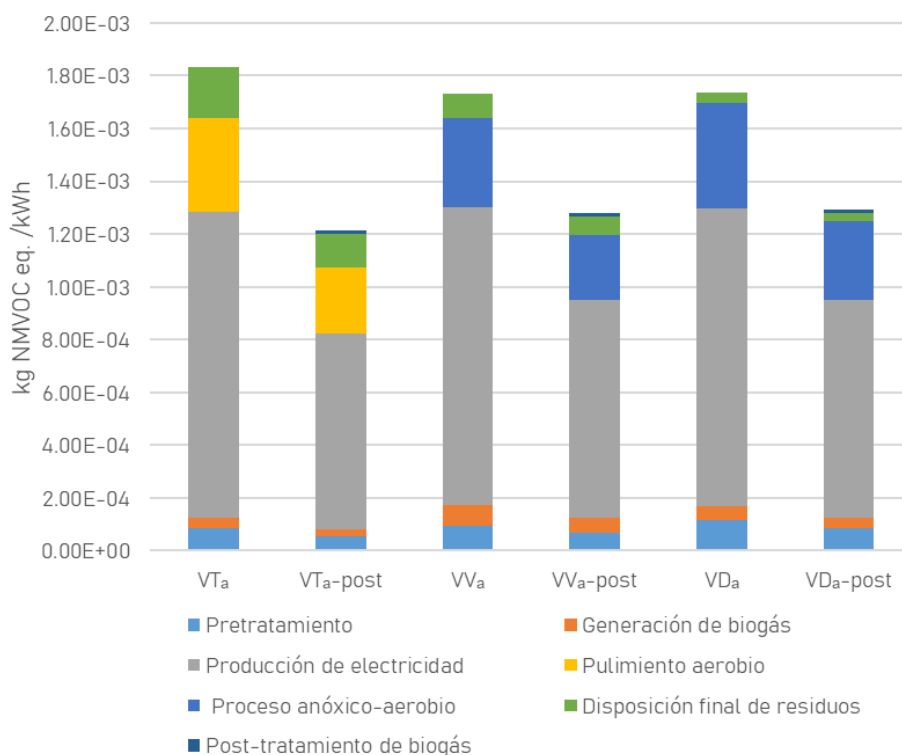


Figura 34. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos en el análisis de sensibilidad.

Toxicidad humana

Como se mencionó en el apartado anterior del escenario base, las emisiones asociadas al mix eléctrico nacional generan los mayores impactos en esta categoría. Por lo que al disociar las etapas de extracción de materia prima y generación de biomasa, las etapas con mayor contribución al impacto total de los sistemas son aquellas con un mayor consumo de energía eléctrica; los procesos aerobios y anóxicos que aumentan la remoción de material orgánico del tren de tratamiento.

El sistema con mayor impacto es VD_a con $0.1025 \text{ kg de 1.4-DB eq. /kWh}$, seguido de VT_a y VV_a , con 0.09588 y $0.09306 \text{ kg de 1.4-DB eq. /kWh}$ respectivamente. Como se mencionó, las etapas de procesos aerobios contribuyen en un rango de 51-55% del impacto total de los sistemas, siendo el sistema VD_a aquel con una mayor contribución por este proceso. Lo cual se debe a los requerimientos de bombeo y

suministro de oxígeno para la eliminación de material orgánico, aunado a la agitación necesaria en el reactor anóxico-aerobio de este sistema.

Por otro lado, la etapa con la segunda mayor contribución es la generación de energía eléctrica y el pretratamiento, para los sistemas VT_a y VD_a respectivamente. En línea con lo descrito en los párrafos anteriores, esto se debe a la diferencia en la generación de biogás por cada biomasa y a los requerimientos energéticos de cada uno. Para el sistema de agua residual de vino tinto, la generación de biogás de 1,339 m³ N biogas/ d provoca que los requerimientos energéticos para el enfriamiento del motor de cogeneración sean menores a los de la generación de 1,239 m³ N biogas/ d de los sistemas de vinaza de tequila. De esta manera, en los sistemas de agua residual de vino la etapa con la segunda mayor contribución es el pretratamiento de la biomasa, con un rango de 17-19% de contribución al impacto total.

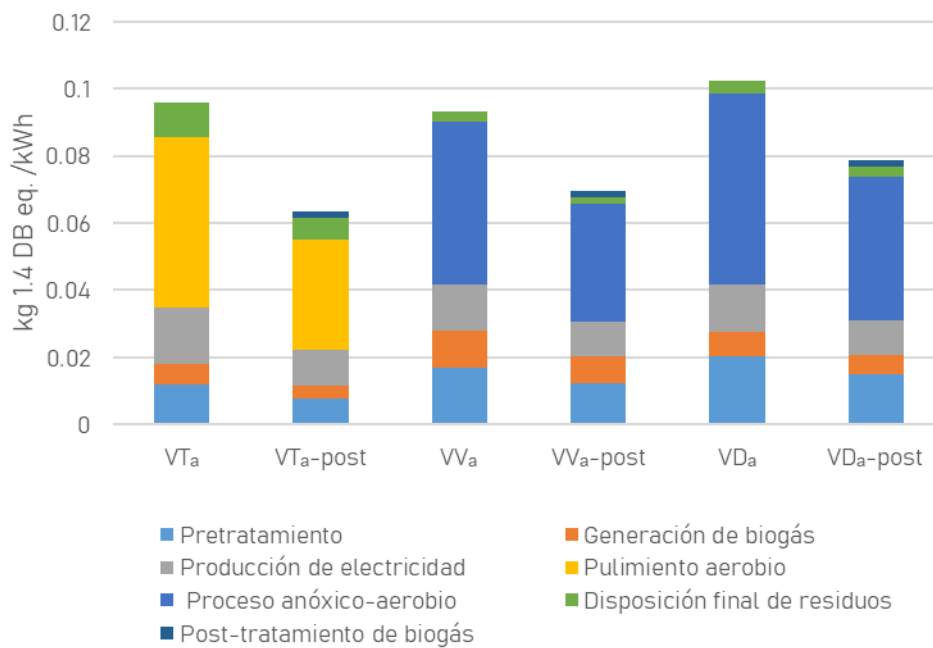


Figura 35. Contribución de las etapas al total del impacto en la categoría de formación de toxicidad humana en el análisis de sensibilidad.

4.1.3 Conclusiones y recomendaciones futuras de la aplicación del ACV

La evaluación de impactos ambientales, mediante el Análisis de Ciclo de Vida, permite identificar las etapas y procesos que tienen mayor contribución a las categorías de impacto analizadas, y a su vez los sistemas con mejor desempeño ambiental.

Conclusión

En la presente investigación, en los escenarios base, los sistemas con mayores impactos son aquellos que corresponden al tratamiento de la vinaza de tequila, con una diferencia de al menos 20% mayor impacto comparados con el resto de los sistemas, como se observa en la categoría de cambio climático. La etapa que tiene la mayor contribución dentro de estos sistemas es la de generación de materia prima, debido a los insumos y prácticas asociadas al cultivo de Agave. Mientras que la etapa de generación de biomasa, es decir la producción de las bebidas alcohólicas, como consecuencia de los requerimientos energéticos, es la segunda con mayores impactos. Estos resultados difieren de los sistemas de agua residual de vino, debido a que la generación de materia prima se caracteriza por un menor uso de insumos para el cultivo, al igual que no hay impactos relacionados con el uso de maquinaria y transporte.

Al excluir los impactos de las etapas previas a la generación de biomasa en los sistemas evaluados, es decir, en el análisis de sensibilidad, se observó la reducción en un rango del 25-85% de los impactos obtenidos en el escenario base. Siendo el sistema con mayor reducción VT_e, seguido del sistema VV_e.

En el análisis de sensibilidad, los sistemas de agua residual de vino con dilución (VD_a) son los que presentan los mayores impactos en cuatro de las seis categorías de impacto evaluadas: cambio climático, eutrofización de agua dulce, deterioro de la capa de ozono y toxicidad humana. Mientras que el sistema de vinazas de tequila VT_a también presenta los mayores impactos en las categorías restantes: acidificación terrestre y formación de oxidantes fotoquímicos.

De igual manera, como se pudo observar, la composición de la matriz energética nacional es uno de los factores principales en la generación de impactos en todas las categorías. Aunque es cierto que la energía eléctrica es un insumo para las operaciones que conforman los procesos de cultivo, transporte y tratamiento de biomasa, y a su vez, para la producción de los insumos químicos en dichas operaciones, la búsqueda de alternativas de fuentes de energía a matriz energética actual persiste como un elemento crucial para la reducción de impactos. Esto se pudo observar en el desempeño de las etapas de pretratamiento, generación de electricidad y de procesos biológicos aerobios, ya que contribuyeron en un rango del 16-65% al impacto total de todos los sistemas.

Aunado a esto, la eficiencia en el uso de los insumos de estos procesos es una característica con igual importancia, como se demuestra con la implementación del postratamiento en los sistemas tecnológicos evaluados. Los sistemas con mejor desempeño son aquellos en los que postratamiento permitió la reducción de los impactos totales en un rango del 23-34% en todos los sistemas en el análisis de sensibilidad. De estos, el sistema VT_a-post es el que presenta menores impactos en cuatro de las seis categorías evaluadas: cambio climático, acidificación terrestre, deterioro de la capa de ozono y formación de oxidantes fotoquímicos. Así, es posible decir que el postratamiento es un proceso que permite aumentar la eficiencia de los sistemas tecnológicos al reducir los insumos necesarios en todas las etapas del ciclo de vida para la generación de 1 kWh.

Es importante señalar que la disociación de los impactos de las etapas de generación de materia prima y biomasa, como se muestra en el análisis de sensibilidad, señala la relevancia de la cadena de producción de los bioenergéticos, aun cuando como en los sistemas evaluados, haga referencia a un tipo de biomasa de tipo residual. Los impactos asociados a la producción de insumos agrícola y a su aplicación son, por mucho, el factor determinante del desempeño ambiental del sistema de vinazas de tequila desde una perspectiva de ciclo de vida de “cuna a tumba”. Un ejemplo de la reflexión sobre la complejidad dentro de estos procesos se encuentra en la vasta literatura sobre control de contaminación no puntual por las descargas de agua residual de la agricultura y ganadería en el país. Por lo que la interpretación del ciclo de vida de la biomasa desde la generación de materia prima se convierte en una interpretación aunque compleja, con un gran potencial de discusión y aportación al ámbito de la evaluación ambientales holísticas de sistemas de bioenergía.

Recomendaciones futuras

De acuerdo con la evaluación realizada, los impactos ambientales obtenidos y el análisis de éstos, a continuación se enlista una serie de recomendaciones para apoyar la mitigación de los impactos mediante la producción de biogás a partir de las biomásas elegidas, que permitan la reducción de dichos impactos en diferentes ámbitos.

- En todos los sistemas evaluados, las etapas con mayor contribución son aquellas en las que el insumo principal es la energía eléctrica. Lo que remite a la composición del mix eléctrico nacional y a los impactos asociados a su ciclo de vida. Es así, que se considera conveniente en una siguiente etapa de esta investigación, evaluar el autoconsumo de la energía producida por los sistemas de biogás propuestos.
- A la par de lo anterior, es importante considerar la eficiencia de los procesos, al igual que maximizar el aprovechamiento de la energía eléctrica. Esto también se puede ver en los resultados de las evaluaciones de los sistemas donde se implementó el postratamiento. Es decir, el desarrollo de un proceso que permitiera aumentar la eficiencia, se logró una reducción de impactos entre el 62% y 72%, dependiendo del sistema. Por otro lado, como también señala Rolón (2019), el uso de equipos con menor consumo eléctrico permanece como una alternativa valiosa, dado el peso del consumo eléctrico en el impacto total de los sistemas.
- El digestato generado en la digestión anaerobia y en los procesos aerobios de todos los sistemas, para la construcción de una evaluación con un mayor alcance, requiere ser caracterizado para conocer su potencial real como una alternativa a los fertilizantes industriales por su contenido de nutrientes, al igual que su contenido de metales pesados.
- Es sustantivo enfatizar que, aunque el enfoque de la presente investigación es el potencial de generación de energía eléctrica de la biomasa de origen industrial, ésta es una alternativa para la gestión de un residuo que actualmente carece de tratamiento. Es decir, la generación de energía eléctrica puede entenderse como un valor agregado del tratamiento biológico de este residuo y, por lo tanto, representa una alternativa para la mitigación de impactos.

4.2 Evaluación de Coherencia de Políticas

A continuación se describen los elementos analizados en la evaluación de coherencia de políticas. Se describen las unidades de análisis por dominio de política, la interpretación sobre el problema global de dicho dominio con base en las políticas y sus instrumentos, al igual que la aplicación de los criterios de evaluación elegidos.

Coherencia entre políticas

4.2.1 Gestión de residuos

- Nivel Federal

La LGPGIR describe tres instrumentos para la gestión de RME: las normas oficiales, los planes de manejo y el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos, que corresponde emitir a nivel federal. Esto debido a que la gestión de RME es competencia estatal, por lo que la instrumentación a nivel local le corresponde a la Secretaría Estatal con el Programa Estatal como instrumento principal. Estos son instrumentos de planeación y monitoreo que aportan elementos para el diagnóstico y fortalecimiento de información sobre el tipo y cantidad de residuos generados, sin introducir o describir posibles instrumentos económicos para la creación de un mercado para subproductos o residuos valorizables. A pesar de ello, la actualización y periodicidad con la que son emitidos han impedido su funcionamiento como tales.

Como se describió en el capítulo dos de ésta sección, los Planes de Manejo son definidos a nivel federal como el instrumento de aprovechamiento y valorización de los RME que parte de su generación y usos potenciales. Esto mediante un diagnóstico, metas de cobertura de aprovechamiento y recuperación, que actúan principalmente como un mecanismo de monitoreo. A pesar de que en la Ley federal los PM tienen el objetivo de minimizar la generación de los RME, no contiene elementos propios que estimulen el aumento de eficiencia en los procesos productivos donde se generan, o propone alternativas para su reuso, reciclaje o la formación de proveedores de servicios para su manejo o aprovechamiento, al igual que tiene un bajo grado de implementación.

- Nivel estatal

La Ley General para la Prevención y Manejo Integral de los Residuos de Jalisco (LGIREJ) es el elemento rector de la política de RME del estado y es de donde emanan los propósitos y los instrumentos de la materia, es decir, los programas, normas y arreglos institucionales. Los elementos enunciados en la figura T son aquellos que son descritos con mayor detalle en dicha ley, pero no son los únicos. Un ejemplo son los instrumentos económicos, fiscales, financieros o de mercado para incentivar acciones relacionadas con la implementación de los PM, la prevención de generación, aprovechamiento, tratamiento y disposición final, que deben ser promovidos por el ejecutivo del Estado y los Ayuntamientos, explicado en el art. 27 de la LGIREJ. De la misma manera, los convenios con la iniciativa privada desde las autoridades municipales para el logro de los objetivos de los PM son instrumentos que también se enuncian, pero sin detalle alguno sobre los lineamientos que podrían tener. Como cualquier otra Ley, su objetivo sustantivo es establecer las políticas públicas en su materia, en este caso, de gestión de residuos estatales. Mediante ellos se busca involucrar a generadores de residuos para tomar medidas de prevención y manejo de residuos, evitando riesgos a la salud o al ambiente. También se busca promover que dichos actores tomen medidas que prevengan el deterioro de ecosistemas y el fomento de la reutilización y

revalorización de materiales contenidos en los residuos, junto con el establecimiento de las competencias estatales y de la Federación.

En el tercer título de la LGIREJ se describen los instrumentos de políticas en materia de prevención y gestión integral de residuos, siendo el Programa Estatal el de mayor detalle. El Programa Estatal es un documento que, realizado por la Secretaría Estatal, integrará acciones y metas en materia integral de residuos, establecerá medidas adecuadas para reincorporar al ciclo productivo materiales o sustancias reutilizables, al igual que sanciones por incumplimiento y medios de apremio de la materia. Por último, se le confiere a dicho instrumento el fomento de la responsabilidad compartida entre generadores, los tres niveles de gobierno y “demás actores involucrados”, es decir, importadores, productores, distribuidores y consumidores, en la educación sobre la generación de RME y asumir el costo adecuado de manejo. Esta consideración remite al menos desde los documentos oficiales, a lo que la legislación e instrumento federal ya establece como principio rector, la responsabilidad compartida. El programa también debe establecer las medidas adecuadas para que los materiales o sustancias reutilizables puedan ser reincorporadas a ciclos productivos, es decir, medidas que permitan la revalorización de los residuos. Un punto particular es que, se describe que dicho programa también debe contemplar la creación, ubicación y mantenimiento de la infraestructura necesaria para el manejo adecuado y disposición final de residuos, incluidos aquellos que no sean susceptibles de valoración, aunque sin ahondar en qué correspondería dicha consideración. Todo lo anterior, congruente con el resto de disposiciones en materia de equilibrio ecológico, normas oficiales y demás disposiciones aplicables. Estos últimos elementos remiten a que la totalidad de los RME y su manejo deben tener una base regulatoria, desde una perspectiva de planificación estratégica de iniciativa gubernamental con el objetivo de minimizar la generación de residuos y actuar sobre su manejo, con su reaprovechamiento productivo como una de las alternativas de mayor énfasis.

La última versión del Programa Estatal del Estado de Jalisco es del periodo 2016-2022 y aunque en la LGIREJ se describe que este instrumento se actualizará con la periodicidad necesaria, en ésta última versión se realizan observaciones sobre las limitaciones de las capacidades estatales para la elaboración del diagnóstico de generación de RME, inventarios, bases de datos y seguimiento de información, particularmente de aquellos que son generados en procesos productivos, a pesar de que es el instrumento diseñado para crear condiciones favorables para el cumplimiento de las disposiciones de la legislación⁶⁰. En el programa se justifica la existencia del rezago en la prevención y gestión de RME “debido a la participación continua de dicha secretaría en el apoyo para la gestión de RSU, que les corresponde a los municipios” (SEMADET, 2017:22). Incluso, la participación de la Secretaría se describe como limitada a la promoción de la creación de infraestructura necesario para su manejo, aunque la responsabilidad primaria de su manejo es de los generadores. Aunado a ello, la NOM-083-SEMARNAT-2003 permite que los RME continúen siendo destinados a rellenos sanitarios, aquello que se buscaba evitar y uno de los objetivos principales de los Planes de Manejo (SEMADET, 2017).

El Diagnóstico Básico Estatal es el sustento (LGIREJ art 7 f. XII) de dicho Programa, con el objetivo de conocer características de los residuos sujetos a regulación y gestión, al igual que las formas de manejo y la infraestructura y capacidades para ello. Su objetivo es orientar las decisiones sobre en la materia, por medio de indicadores a quien genere, recolecte, trate o disponga de los residuos. Específicamente, los Residuos de Manejo Especial (RME), descritos en el documento como Residuos Sólidos Urbanos de Grandes Generadores (RSUGG), no han sido inventariados por separado, por lo que las cantidades

⁶⁰ Programa Estatal, SEMADET (2017).

mostradas son estimaciones a partir de los Planes de Manejo de diversos sectores registrados en la SEMADET, al igual que datos proporcionados por prestadores de servicios de manejo de RSUGG. La razón de la falta de un diagnóstico con mayor precisión sobre la cantidad y el destino de RSUGG y Residuos de Manejo Especial de Procesos Productivos (RMEPP), se debe a la falta de una metodología oficial para su cuantificación y a la falta de capacidades institucionales para diseñar una, aunque en principio es una obligación de la Secretaría. Como se mencionó en el capítulo anterior, las estimaciones están basadas en publicaciones previas al año 2016 (hasta el 2007) y de diferentes instituciones. Esta información es diferenciada por sector y los planes de manejo registrados ante la Secretaría. Aunado a ello, no se ha logrado el papel regulatorio de la Secretaría en la materia debido a razones relacionadas con las ambigüedades en la definición de los RME, el marco legal sobre el acceso a la información de los generadores, formatos inadecuados y la falta de claridad sobre los generadores potenciales, lo que deriva en la inexistencia de capacidades para dimensionar las necesidades de manejo de dichos residuos. Respecto al residuo que interesa a la presente investigación, los residuos de la industria del tequila son identificados como pertenecientes a la agroindustria, en las regiones Altos Sur, Ciénega, Sur, Valles y Centro del Estado, siendo las vinazas el residuo de mayor generación reportado en la última versión. Aunque se habla del tratamiento de la vinaza para el cumplimiento de la normatividad en materia de descargas de agua, no se especifica el tipo de tratamiento que se les da, únicamente que 15 empresas cuentan con sistema de manejo.

Puntualmente, el Diagnóstico Estatal de Residuos no cumple con los objetivos ni el contenido que la LGIREJ exige, por lo que su funcionamiento como instrumento de gestión y de toma de decisiones para el diseño de políticas públicas se ve afectado. De manera similar el Programa Estatal, a partir de las estimaciones realizadas sobre la generación de residuos emite estrategias y objetivos basadas en la percepción de actores sobre las limitaciones para la gestión adecuada de todos los tipos de residuos. Aunque dichas estrategias respondan puntualmente a las observaciones de los actores involucrados, lo hacen con una tendencia hacia la socialización de las bases reglamentarias y las aportaciones que tendrían la prevención de la generación de residuos, guías y capacitaciones tanto a generadores como a autoridades correspondientes. Sin embargo, y como consecuencia de las deficiencias de información, no establece medidas para evitar la descarga de residuos en áreas o en condiciones no autorizadas, diferentes a las multas por evitar la generación de PM. Además de que, las metas que estableció para el año 2017 no fueron llevadas a cabo, al menos no se encontró información pública que respalde lo contrario.

Con referencia a la característica estratégica del programa, se proponen líneas de acción para atender la problemática del subregistro de todo tipo de generadores mediante la socialización del marco legal actual, como medidas reglamentarias a nivel municipio, con lenguaje jurídico claro, la difusión de guías para los generadores e instructivos para las autoridades encargadas de asegurar el cumplimiento de la normatividad. Esto con el objetivo de brindar mayor certeza jurídica y transparencia de los procedimientos necesarios y por medio de programas de capacitación y actualización para los sujetos regulados.

Hay que mencionar, además, que los instrumentos de control que establece la Ley Estatal son normas ambientales, el registro de generadores, el sistema de manifiestos, informes anuales sobre el volumen de generación, la autorización para el manejo de residuos, infracciones y sanciones.

La norma ambiental estatal NAE-SEMADES-007-2008 es un instrumento de control sobre la separación, clasificación, valorización y disposición final de los residuos, con el objetivo de “promover el establecimiento de medidas que prevengan consecuencias negativas en los ecosistemas derivadas de

prácticas inadecuadas sobre los residuos” (Diario Oficial de Jalisco, 2008 :7), mediante la facilitación de la separación primaria y secundaria. Lo anterior, se pretende lograr mediante la separación de residuos orgánicos, inorgánicos con y sin potencial de reciclaje, al igual que alternativas como composta doméstica y programas de difusión sobre dichas medidas a la población general. La norma carece de instrumentos para la clasificación y manejo diferenciado de los RME y evita la propuesta de criterios puntuales de valorización para residuos con potencial, únicamente lo describe como un criterio adicional al de reciclaje. Además, extiende la labor del fomento de valorización de los residuos a toda persona física o jurídica en el Estado de Jalisco, no únicamente de la Secretaría.

El sistema de registro de generador de residuo corresponde a una obligación de los grandes generadores. Este es un instrumento que debe ser diseñado por la Secretaría, con el objetivo de dar seguimiento a la generación y formas de manejo de residuos a lo largo del ciclo de vida del mismo. De la misma manera, se deben llevar bitácoras que registren volumen y tipo de residuo generado y forma de manejo, para presentarse anualmente ante la Secretaría para su revisión. Por otro lado, se establece en el Reglamento de la Ley Estatal, el Sistema de Manifiestos, que consiste en que empresas recolectoras y transportistas autorizadas registren en un formato expedido por la Secretaría, las características del residuo (contenido, tipo, cantidad), datos de la empresa, relleno sanitario destinatario, número de autorización e información adicional para el manejo del residuo. Es decir, es un documento para registrar las actividades de manejo, que deben elaborar generadores y prestadores de servicios de recolección y transporte.

Por otro lado, la población a quienes están dirigidos los instrumentos anteriores son los generadores de residuos, sin diferenciación alguna. Aunque se mencionan las deficiencias institucionales de competencias gubernamentales en la materia, no se especifica qué elementos son necesarios para alcanzar la eficacia de dichas competencias. Incluso se agregó como una línea de acción elaborar bases y procedimientos para evaluar el desempeño de sistemas de gestión estatal y municipal, que ayudaran a gestionar la problemática. Sin embargo, la implementación de las mismas no se llevó a cabo. A su vez, la relación entre integrantes de la cadena de generación y el principio de responsabilidad compartida se aborda desde la carencia de bases legales, que evitan determinar responsabilidades de remediación y manejo.

Los mecanismos de adaptación para los instrumentos anteriores se basan en reformas de la Ley Estatal, formulación del Reglamento de la misma Ley y de Reglamentos Municipales como base para la integración de diversos elementos, con metas relacionadas con incorporar reglamentaciones para caracterizar y remediar sitios contaminados, realizar y evaluar obligaciones en la materia y contribuciones de instancias que agrupen a sujetos regulados al cumplimiento de la normatividad e implementación del Programa. Estas acciones son descritas como propuestas de líneas de acción, metas e indicadores de cuatro ejes estratégicos del Programa, derivadas directamente a las reuniones con los representantes de diferentes grupos de interés, del sector académico, privado, sociedad civil, gubernamental y cámaras empresariales.

Por último, los arreglos institucionales están conformados por la Secretaría Estatal y la Coordinación General Estratégica de gestión Integral del Territorio. Ésta última tiene el objetivo de fijar las normas para la planeación, regulación, vigilancia y control del aprovechamiento de recursos naturales, infraestructura pública y vial del Estado de Jalisco, una nueva organización para aportar soluciones integrales a problemas territoriales del Estado. Uno de sus proyectos, aún sin publicarse, está dirigido hacia el diseño de un modelo integral de gestión de residuos⁶¹. A su vez, actúa como un órgano

⁶¹ Coordinación de Gestión del Territorio URL: <https://coordinacionterritorio.jalisco.gob.mx/proyectos-estrategicos>

intersecretarial entre secretarías de transporte, medio ambiente y desarrollo territorial, infraestructura y obra pública y gestión integral del agua. Hasta ahora no se ha pronunciado la Coordinación en el diseño de instrumentos para la gestión de residuos.

En la Figura 35 se muestran los elementos que conforman la gestión de Residuos de Manejo Especial desde el diseño de las políticas públicas y sus instrumentos a nivel federal y estatal.

	Federal	Estatal	Municipal
Ley	Ley General para la Prevención y Manejo Integral de los Residuos (LGPGIR)	Ley General para la Prevención y Manejo Integral de los Residuos de Jalisco (LGIREJ)	NA
		Reglamento de LGIREJ	
Norma	NOM 161 - SEMARNAT-2011	Norma Ambiental Estatal NAE-SEMADES-007/2008	NA
	Planes de Manejo		
Programa	Programa Nacional de Gestión Integral de Residuos (PNPGIR)	Programa Estatal para la prevención y gestión integral de residuos del Estado de Jalisco (2016-2022)	Programas de prácticas de separación, reutilización y reciclaje de residuos
	Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos de Manejo Especial (PNRME)		
	Programa de Remediación de Sitios Contaminados (PNRSC)		
Diagnóstico	Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos	Diagnóstico Básico Estatal para la Gestión Integral de Residuos	NA
Inventarios	NA	Inventario de tipo de residuos y fuentes generadoras	
Arreglos institucionales	SEMARNAT	SEMADET	Ayuntamiento
		Coordinación General Estratégica de Gestión del Territorio	

Figura 35. Políticas, instrumentos y arreglos institucionales de la gestión de Residuos de Manejo Especial a nivel federal, estatal y municipal.

Indicadores

- **Objetivo y dimensión del problema público**

Con base en los objetivos declarados en la legislación de gestión de RME, las políticas e instrumentos ya mencionados en los párrafos anteriores se crearon para regular su gestión y prevenir y controlar la contaminación generada por ellos. Sin embargo, es posible identificar algunos de los supuestos que las autoridades tomaron como base para el diseño de los instrumentos, es decir, que formularon la problemática:

- La gestión de RME es necesaria para evitar la saturación de los sitios de disposición final, debido a sus altas tasas de generación. Sin precisar sobre los residuos industriales generados en procesos productivos.
- La obligación de la creación de los planes de manejo, para ciertos residuos, no sería suficiente para tener un monitoreo de todos los RME.
- Es necesario conocer el destino de todos los RME, ya sea que requieran plan de manejo o no, por lo que se crea el sistema de manifiestos para proveedores y generadores a nivel estatal.
- En consecuencia, se establece la obligación de generar reportes anuales a la Secretaría sobre la generación y destino de todos los RME para grandes generadores.
- La diversidad en la generación de RME se convierte en una dificultad para diseñar instrumentos específicos que fomenten su revalorización. Por lo que se limita a incluir el término de reciclaje en las alternativas de manejo, no a ejemplificarlas o a crear instrumentos con elementos definidos.

En este sentido, el fundamento de la existencia de la política de gestión de RME se debe a dos razones; la disposición acumulativa, continua y frecuente de dichos residuos en rellenos sanitarios que exceden su capacidad y no cumplen con el tiempo de vida útil esperado, y a la falta de reaprovechamiento y valorización de los mismos. Las dimensiones que conforman el universo de la problemática son que la gestión de RME tiene como fin último o escenario ideal, la valorización y reaprovechamiento, que requiere reiteradas fuentes de información para mantener un inventario que permita, con creces, el fomento de ambas actividades como parte de las responsabilidades principales de la Secretaría, y no a exigirlos. Aunque la responsabilidad del manejo de los RME es del generador, la Secretaría establece sanciones relacionadas con la ausencia de registros, del almacenamiento y depósito final sujeto a normas, al igual que remediación de sitios contaminados, es decir, acciones implementadas posterior a la generación del residuo. La problemática de generación de residuos carece de una perspectiva puntual de aprovechamiento desde el Estado, por lo que dichos instrumentos no atienden al objetivo último de los RME.

A pesar de ello, las propuestas de los grupos de interés que participaron en la discusión de estrategias y actividades del último Programa Estatal a llevar a cabo para el año 2017, tienen un cambio de dimensiones de la problemática hacia la socialización de las responsabilidades⁶². Proponen, mediante seis ejes líneas de acción con mayor precisión, con el objetivo de que los usuarios y destinatarios finales de la implementación del Programa Estatal se apropien del mismo y a la vez, aseguren su continuidad y evalúen los resultados de su implementación. En dicho apartado se proponen, la formación de un órgano de Contraloría Social para cumplir con la evaluación y el seguimiento, el diseño de perfiles con las capacidades necesarias en materia de gestión integral de residuos, proyectos de logística inversa para la recuperación de materiales que puedan ser reciclados, entre otros. Acerca de las aportaciones puntuales

⁶² Programa Estatal (pp. 191, 252,372).

hacia la gestión de RME se encuentran, el establecer bases reglamentarias y acuerdos sobre las responsabilidades de los actores para dar cumplimiento a la normatividad, cursos a generadores y funcionarios sobre la dictaminación o verificación de cumplimiento de trámites. Crear bases reglamentarias para el diseño e implementación de un Programa para la prevención de generación y formulación de PM, también para la elaboración y aplicación de instrumentos económicos que apoyen a la creación de instalaciones y cadenas de valorización, además de formular normatividad estatal para planes de manejo de RME, en para publicar en el 2018 y desarrollar una metodología para caracterizar RME. Esto se interpreta como una ampliación en las dimensiones de la problemática, se involucran las capacidades de los funcionarios para ejercer, además de autoridad, guía para la realización de trámites y de cumplimiento, al igual que la necesidad de inversión privada para la construcción de infraestructura para el aprovechamiento de los RME. Es decir, ya no es suficiente el registro y la generación de información, que previamente se enuncian las deficiencias técnicas de la Secretaría para su procesamiento, sino que una de las razones por las que no hay cumplimiento de la normatividad se debe a la falta de claridad, capacidades institucionales e inversión en infraestructura para su aprovechamiento y cadenas que permitan su valorización. En la Figura 36 se muestran algunos elementos de estas dimensiones.

En conclusión, los instrumentos que fueron implementados refieren a una sola dimensión de la problemática, que la gestión de RME necesita de la generación de inventarios como punto de partida para su monitoreo. Al igual que es necesario establecer protocolos para su separación y sanciones si su disposición genera contaminación. Pero si es aprovechado, es decisión del generador.

- **Instrumentación**

De acuerdo con la clasificación de Vedung (2011), los instrumentos implementados para la gestión de RME son de dos tipos: incentivos y de regulación, “zanahorias y garrotes”. Los incentivos son utilizados por los gobiernos para cambiar el comportamiento de los ciudadanos mediante la transferencia de fondos, cargos o multas, aunque se han clasificado también a su vez, como estímulos, imputaciones y sanciones (Salamon y Elliot, 2002 en Salazar-Morales, 2017). Para las unidades de análisis, éstas pueden categorizarse como imputaciones y sanciones, ya que aunque la diferencia es que los primeros establecen límites de una actividad que puede permanecer, mientras que los otros intentan extinguir alguna, ambas son el tipo de instrumento que son los PM y las sanciones asociadas a su incumplimiento. Esto es, los PM intentan identificar, registrar y regular una actividad que puede o no estar prohibida, dependiendo del tipo de RME del que parta. Aunque no poseen límites explícitos sobre tasas de generación o de manejo, sí se busca limitar sus acciones mediante el cobro de sanciones o, en su caso, por la remediación del sitio contaminado. A su vez, el control como herramienta basada en la autoridad también se visibiliza en las normas oficiales y estatales sobre los tipos de separación que corresponden a los RME y a las obligaciones de elaborar PM, protocolos o reglas impuestas por distintas instituciones en la materia. Una observación importante alrededor de los PM, es que aunque son descritos como un instrumento que permitiría inducir a generadores, productores, exportadores e importadores a tomar acciones hacia maximizar el aprovechamiento de los residuos y minimizar su generación, no se puede categorizar como un incentivo, ya que no existen transferencias condicionadas por llevar a cabo, efectivamente, dicha actividad. Además de que las metas de tratamiento de residuos son elegidas e impuestas por los propios generadores.

Por otro lado, si existiera difusión sobre el tipo de tratamiento, destino y características de los RME, y que mediante dicha información se comunicaran mensajes sobre las mejores prácticas que apelarán a las

actitudes responsables de los generadores, podría clasificarse como un instrumento de persuasión o argumento moral. Sin embargo, los PM y registros de residuos, aunque su revisión puede solicitarse

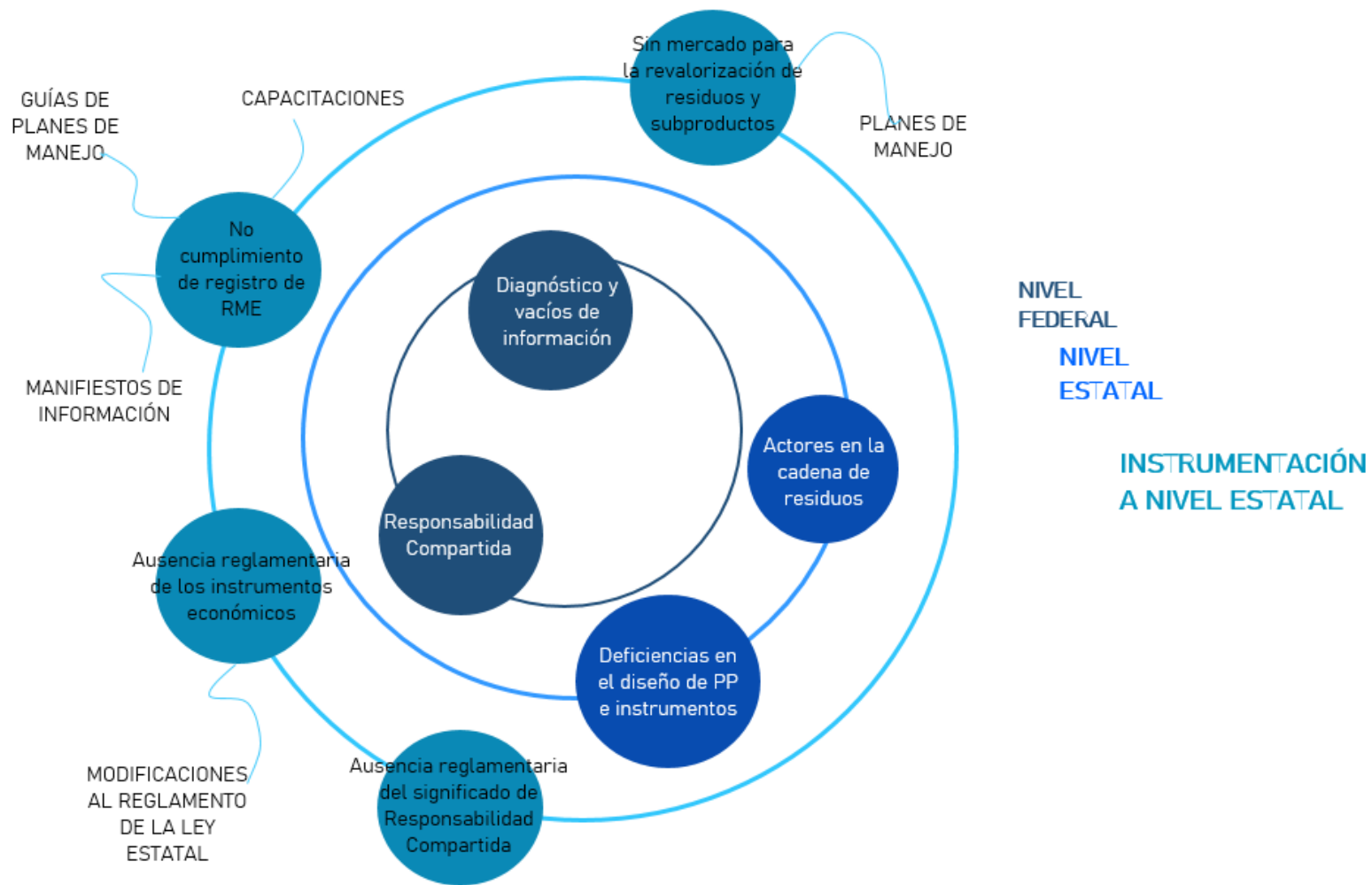


Figura 36. Representación gráfica de los elementos que conforman el problema público de gestión de residuos desde lo descrito en los instrumentos formales de RME.

mediante mecanismos de transparencia a la Secretaría, no se usan como instrumento de rendición de cuentas desde la ciudadanía. Esto ya sea como una medida de exposición, o como primer acercamiento hacia un reconocimiento desde la Secretaría.

Los instrumentos diseñados para la gestión de RME se categorizan como imputaciones, sanciones y medidas de control. Ambos tipos de instrumentos corresponden a los acercamientos tradicionales de los gobiernos para alcanzar los objetivos de política, se basan en supuestos de individualismo, maximización de utilidades y estructuras jerárquicas (Salazar-Morales, 2017) de los usuarios regulados, por lo que omiten las oportunidades de una relación con la sociedad más allá de los generadores.

- **Población objetivo**

Como se mencionó en el capítulo tres, marco referencial, la problemática de las vinazas carece de continuidad en la atención pública. Hasta hace pocos meses se presentaron noticias en los periódicos estatales sobre algunas medidas propuestas para el manejo de vinazas, aunque sin un documento oficial que la respalde. También, como se mencionó en los subgrupos anteriores de objetivo e instrumentos, la población a quién están dirigidos y definidos dentro de la problemática de gestión de RME, son sus generadores, proveedores de servicios de manejo y en su caso, consumidores de un producto que al desecharse se convierte en un RME.

Al mismo tiempo la construcción de la problemática también puede partir desde las poblaciones involucradas, sus matices y afectaciones. Algunos elementos por considerar son las diferencias entre niveles de producción de empresas certificadas en la producción de tequila, los productores de agave y sus afectaciones por los cambios en niveles de acidez en el suelo donde se cultiva y los ciudadanos que residen en la cercanía de los cuerpos de agua donde la vinaza es vertida. Para los productores de tequila con una producción menor a 300,000 L anuales, la población con mayor presencia dentro de la clasificación del Consejo Regulador del Tequila, las capacidades para actuar sobre la gestión y tratamiento de las vinazas podrían verse mermadas o fuera de perspectiva por el posible desinterés de certificaciones de producción responsable, control de calidad o estándares de responsabilidad que empresas productoras de mayor capacidad sí consideran, como se sabe del caso de dos empresas de gran producción (Casa Cuervo S.A de C.V. y Casa Sauza). Estas características no se manifiestan en alguno de los instrumentos, a pesar de que al mes de enero del año en curso, los PM registrados en la Secretaría relacionados con vinaza y bagazo corresponden al 40% de las empresas certificadas.

Las afectaciones de los productores de agave relacionadas con la cadena de valor de la producción de tequila han sido extensamente documentadas en la literatura, sin embargo, sólo se encontraron dos investigaciones que refirieran explícitamente a las descargas en cuerpos de agua y suelo y a los efectos o posibles efectos que tendrían las vinazas. En el curso de la investigación se realizaron entrevistas a residentes de municipios de Arandas y Tequila del estado de Jalisco que también eran productores, una alternativa común como fuente de ingresos. Algunos de ellos comentaron que la descarga de vinaza fue una práctica entre algunos agricultores, pero que en la actualidad no es frecuente. A pesar de ello, sí se reconoce que las empresas trasladan la vinaza y la vierten en terrenos fuera de sus instalaciones. Por otro lado, sí manifestaron preocupaciones relacionadas con el uso de agroquímicos que aunque resultaran en altos rendimientos del cultivo, provocan daños a la salud. Es decir, a pesar de que existan sanciones por contaminación derivada de la evasión del tratamiento de la vinaza, los posibles efectos de su descarga en suelos puedan tener en poblaciones cercanas no están siendo considerados.

Además, derivado de las entrevistas realizadas, se identificaron dos sitios circundantes al centro del municipio de Tequila donde cuerpos de agua eran conocidos por ser receptores de descargas de vinaza y de agua residual del rastro municipal. A su vez, se identificaron viviendas precarias en donde habitan migrantes de otros municipios del Estado en la cercanía de dichos sitios, de donde también emanaban olores y agua contaminada. Es importante mencionar que dichas personas eran identificadas como migrantes, no sólo por otros residentes, también por las características de sus posesiones y viviendas, además de que se desconocía cómo es que tenían su medio de subsistencia. Estas observaciones hacen notar que existen grupos de personas que están directamente expuestas a la contaminación de cuerpos de agua, pero que por sus características no acceden de visibilización en los instrumentos, además de que les es privado el derecho a un medio ambiente sano.

4.2.2 Energía renovable

- Nivel Federal

La CPEUM describe preceptos que aluden a la implementación de proyectos de energía renovable, como la obligación de promover, respetar y garantizar los derechos humanos (art. 1), como el de a un medio ambiente sano para el desarrollo y bienestar (art.4), al igual que un desarrollo nacional sustentable e integral. Con énfasis en el derecho al medio ambiente sano, el cual puede ser promovido y respetado a través de proyectos de energías renovables cuando éstas ayudan a disminuir la emisión de GEI mediante la generación de energía eléctrica.

La ley de la Industria Eléctrica (LIE) es una ley reglamentaria de los artículos 25, 27 y 28, con el objeto de regular la planeación y el control del Sistema Eléctrico Nacional y el Servicio Público de Transmisión y Distribución de Energía Eléctrica. Una característica importante de esta Ley es que define los conceptos básicos del sistema eléctrico nacional, particularmente el de *energías limpias*. Debido a la incorporación de esta definición, el nivel de cumplimiento de las metas nacionales establecidas en la Ley General de Cambio Climático (LGCC) aumentó a costa de los impactos ambientales y sociales de plantas hidroeléctricas y nucleoeeléctricas que fueron incluidas como energías renovables. En el sentido práctico, la LIE regula a transportistas y distribuidores de la energía eléctrica mediante los lineamientos de sus actividades, organismos o empresas productivas del Estado. Conforme a la LIE, el servicio público de transmisión y distribución de energía es considerada de interés social y orden público, por lo que tiene preferencia sobre cualquier otra actividad que implique el aprovechamiento del subsuelo y la superficie de los terrenos afectos (art. 42), lo cual tiene implicaciones importantes al considerar ya que dichas actividades también pueden ser realizadas por particulares. Lo cual relaciona los posibles impactos en los grupos sociales que se encuentran en las áreas donde se llevarán a cabo estas actividades, es decir, implicaciones de derechos humanos.

El instrumento principal de la LIE son los Certificados de Energía Limpia (CEL), que buscan alcanzar mayor generación de energía eléctrica a partir de fuentes diferentes de los combustibles fósiles. Un aspecto relevante sobre este instrumento es que, debido a la modificación reciente de los lineamientos para la obtención de Certificados de Energía Limpia, la CFE ahora no necesita instalar capacidad de generación de energía a partir nueva tecnología eficiente y de menor impacto ambiental. Con las centrales viejas que generan energía limpia con hidrocarburos, como la hidroeléctrica, los compromisos internacionales del país pueden alcanzarse sin la inversión en capacidad nueva de generación (Ramírez, 2019).

Con referencia a las metas de generación por energías limpias, la Ley de Transición Energética (LTE) define el 35% de la participación mínima en la generación de energía eléctrica para el 2024, con metas intermedias para el periodo de 2018 (25%) y 2021(30%). Aunque la LTE establece

instrumentos⁶³ de planeación para alcanzar dichas metas (art. 21), se limitan a describir la bioenergía para la diversificación de la matriz energética y con líneas de acción en categorías de regulación, política pública, instituciones y capacidades a nivel federal. A su vez, determina la participación de Entidades Federativas y municipios para suscribir convenios, acuerdos o coordinar estudios sobre proyectos de energías limpias con la Secretaría de Energía, la Comisión Nacional del Uso Eficiente de la Energía (CONUEE) y las Secretarías Estatales correspondientes en la materia. También la LTE contempla instrumentos financieros y de inversión, recursos que parten del Presupuesto de Egresos de la Federación.

Otro de los instrumentos del sector de energía es el Fondo de la Sustentabilidad Energética (FSE), creado en el 2008, un fondo sectorial entre el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y la SENER, con el objetivo del impulso a la investigación científica y tecnológica aplicada en materia de fuentes renovables de energía, eficiencia energética y uso de tecnologías limpias. Los usuarios de dicho fondo son los institutos de investigación y educación superior del país⁶⁴, uno de ellos son los Centros de Innovación en Energía (CEMIEs), diferenciados por los recursos con potencial de aprovechamiento energético del país, uno de ellos la bioenergía.

La Ley de Promoción y Desarrollo de Bioenergéticos (LPDB) establece el marco legal de la bioenergía. En ella se describe en mayor medida los arreglos institucionales obligatorios para el aprovechamiento de biomasa con fines energéticos en dos materias: la producción y comercialización de insumos: materias primas empleadas en la producción de bioenergéticos, obtenidas a partir de las actividades agropecuarias y forestales, al igual que la producción, almacenamiento, transporte, distribución y comercialización de bioenergéticos. Esta distinción de competencias permite observar que la LPDB tiene una tendencia hacia un mayor desarrollo de instrumentos para los insumos, que para los Bioenergéticos. Esto se manifiesta también en el énfasis del documento en la producción agrícola como una nueva oferta ante el mercado de biocombustibles líquidos y como un apoyo para la reactivación del campo y de mejora de calidad de vida de agricultores.

Acerca de los arreglos institucionales, la suscripción de convenios entre el Ejecutivo Federal con las Entidades Federativas y municipios se establecen como una alternativa para la instrumentación de las acciones para cumplir con el objetivo de ley. Además de la creación de la Comisión Intersecretarial de Bioenergéticos, conformada por la SEMARNAT, SAGARPA, SENER, SHCP y Secretaría de Economía, con el objetivo de ser el organismo base para la creación, evaluación, asesoría y sanción de las prácticas alrededor de los Insumos y producción de Bioenergéticos.

Sin embargo, es a partir de lo establecido en la LGCC, en una de sus metas específicas de mitigación (art. Transitorio) que las Entidades Federativas son responsables de desarrollar y construir infraestructura para el manejo de residuos sólidos y cuando sea viable implementar tecnología para su valorización (art. 34 f. IV). También dentro de sus instrumentos de planeación, designa a las Entidades Federativas la generación de programas sectoriales para la mitigación y adaptación al cambio climático que deben contener precisiones para el cumplimiento de la LGCC, una de ellas el desarrollo de proyectos de generación de energía eléctrica proveniente de fuentes renovables.

Los instrumentos mencionados hasta ahora no han sido renovados, revisados o comentados desde su publicación en el 2008, al igual que la Comisión Intersecretarial junto con la Estrategia de Desarrollo y Promoción de Bioenergéticos no ha tenido involucramiento en la administración

⁶³ Programa Nacional para el Aprovechamiento Sustentable de la Energía (PRONASE), Estrategia para Promover el Uso de Combustibles más Limpios, Programa Especial de Transición Energética (PETE), Programa de Redes Eléctricas Inteligentes.

⁶⁴ Al igual que actores descritos en las convocatorias y en el art. 254 Bis de la Ley Federal de Derechos.

pública desde su creación. Mientras que, en general, la LPDB se concentra en la promoción del etanol y biodiésel como sustitutos de la gasolina y el diesel de petróleo, en menor medida al biogás, a los combustibles sólidos y a la generación de electricidad (García y Possetti, 2015).

Por otro lado, la Estrategia de Transición para Promover el Uso de Tecnologías y Combustibles más Limpios, derivada de la Ley de Transición Energética, se establecen líneas de acción en cinco ámbitos: regulaciones y política pública, financiamiento y mercados, investigación y desarrollo, instituciones y capacidades técnicas y recursos humanos. A pesar de ser líneas de acción, no se profundiza en los instrumentos puntuales o colaboraciones para realizarlas, únicamente se mencionan posibles programas, evaluaciones y fortalecimientos, sin hacer mención específica de las potenciales fuentes de bioenergía o tecnologías, al menos en la última versión publicada en el 2016. Recientemente se emitió un decreto en el que se agregan algunas de estas observaciones.

- Nivel Estatal

El estado de Jalisco publicó su Programa Estatal para la Acción ante el Cambio Climático, también con base en la Ley Estatal de Cambio Climático (LACCEJ) en el año 2015. La LACCEJ establece arreglos institucionales para el desarrollo de políticas en la materia, como la creación de la Comisión Interinstitucional para la Acción ante el Cambio Climático, con grupos de trabajo de mitigación, adaptación y reducción de emisiones derivadas de la deforestación y degradación forestal (SEMADET, 2018). En dicho programa se describen acciones para el sector de energía, donde se habla sobre la implementación de programas de manejo de residuos y sobre la falta de información para la creación de estimados de emisiones totales generadas por los mismos.

- Nivel municipal

A pesar de que en la legislación se describen responsabilidades al gobierno municipal, como la formulación de planes, programas y otras actividades que fomenten acciones para la adaptación y mitigación del cambio climático, para el caso de estudio y durante esta investigación, no se encontraron evidencias de esfuerzos en materia de biogás. Sin embargo, existen recursos del gobierno federal para el financiamiento de proyectos de infraestructura y de servicios públicos a los que los municipios y Entidades Federativas tienen posibilidad de acceder; como el Fondo Nacional de Infraestructura (FONADIN) del Banco Nacional de Obras y Servicios Públicos, S.N.C (BANOBRAS), un ejemplo fue mediante el Programa de Residuos Sólidos Municipales (PRONESOL). Las políticas, instrumentos y arreglos institucionales descritas hasta ahora se muestran en la Figura 36.

	Federal	Estatad	Municipal
Ley	Ley de Promoción y Desarrollo de Bioenergéticos (LPDB)	Ley para la Acción ante el Cambio Climático del Estado de Jalisco (LACCEJ)	NA
	Ley de Transición Energética (LTE)		
	Ley General de Cambio Climático (LGCC)		
Estrategia	Estrategia de Transición para Promover el Uso de Tecnologías y Combustibles más Limpios	NA	NA
Programa	Programa Nacional de Gestión Integral de Residuos (PNPGIR)	Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático (2015-2018)	NA
	Programa Especial de Cambio Climático (PECC)		
Instrumentos	Certificados de Energía Limpia (CELs)	NA	NA
	Fondo de Sustentabilidad Energética	NA	NA
	Subastas de energía		
	Porteo estampilla postal / Tarifa verde		
Arreglos Institucionales	Comisión Reguladora de Energía (CRE)	Comisión Interinstitucional para la Acción ante el Cambio Climático	NA
	Comisión Intersecretarial para el Desarrollo y Promoción de Bioenergéticos		
	Centros Mexicanos de Innovación en Energía (CEMIEs)		

Figura 36. Políticas, instrumentos y arreglos institucionales de energías renovables y bioenergía a nivel federal, estatal y municipal para el caso de estudio.

Indicadores

- **Objetivos y perspectivas**

A partir de los objetivos declarados en la legislación de energías renovables y el subsector de bioenergía, las políticas e instrumentos ya mencionados en los párrafos anteriores, es posible identificar algunos de los supuestos base para el diseño de los instrumentos:

- La bioenergía está compuesta principalmente por la biomasa de primera generación obtenida en cultivos energéticos, en menor medida por el potencial de la biomasa residual, particularmente la industrial.
- En consecuencia, se le da un papel importante para la contribución a la generación de empleos en el sector de agricultura, al igual que un catalizador para la electrificación del sector rural.
- La bioenergía es un tipo de energía renovable multisectorial, que requiere de las competencias de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER).
- Al igual que otros tipos de energía renovable requiere de mecanismos de financiamiento para fortalecer el desarrollo de cadenas de valor. Siendo el ámbito con mayor atención el de la formación de grupos de investigación a nivel nacional y diseño de instrumentos a nivel federal.

A partir de lo anterior, puede decirse que la existencia del marco regulatorio de la bioenergía se basa en las aportaciones que esta podría tener para el cumplimiento de los compromisos internacionales y la diversificación de la matriz energética, principalmente por el papel de los cultivos energéticos en la producción de biocombustibles de primera generación. A partir de los objetivos descritos en la legislación, es responsabilidad del fomento de proyectos de bioenergía de las Entidades Federativas y municipios, seguido de las responsabilidades de la Comisión Intersecretarial de Promoción y Desarrollo de Bioenergéticos. Por otro lado, es en la Estrategia de Transición para Promover el Uso de Tecnologías y Combustibles más Limpios en su más reciente actualización (DOF, 2020) que se describen de nueva cuenta las mismas líneas de acción que en su versión anterior y se incluyen algunas de las tecnologías para el aprovechamiento de la bioenergía, siendo una de ellas la digestión anaerobia.

Por otro lado, los instrumentos para el desarrollo de un mercado para esta energía son los mismos para otros tipos de energía renovable: Certificados de Energía Limpia, subastas de energía y el antiguo porteo estampilla o tarifa verde, dentro de las bases de construcción del Mercado Eléctrico establecidos en la Ley de la Industria Eléctrica. Es importante mencionar que dos de estos instrumentos tuvieron comienzo desde la implementación de la Reforma Energética, mientras que la tarifa verde que funcionó bajo la modalidad de generación de autoabasto, fue creada principalmente por el alto costo de las tecnologías de fuentes renovables en ese momento (Ramírez, 2019).

A su vez, las modificaciones en la legislación del dominio de energías renovables mediante la publicación del Acuerdo de Confiabilidad de la Secretaría de Energía (DOF, 2020) y la suspensión de proyectos, han provocado que, de acuerdo a diversos especialistas en diferentes medios, además del aumento de incertidumbre sobre la inversión de organismos privados y su papel para suplir la demanda energética nacional y el fomento efectivo de generación de energía a partir de fuentes renovables, se contraponen al derecho a la salud y a un medio ambiente sano a todos los ciudadanos del país (Ramírez, 2019; Chanona, 2020; Consejo Nacional del Biogás, 2020), ya establecido desde la CPEUM.

De esta manera, se puede decir que los instrumentos implementados describen las oportunidades de la bioenergía desde dos perspectivas; la necesidad del desarrollo de tecnologías desde la investigación y de la prioridad de producción de insumos para combustibles de primera generación. Aunque esto es cierto basándose en el ámbito regulatorio, existen iniciativas incipientes actualmente que buscan aumentar el grado de consolidación del mercado de biogás en el país. Algunos de los elementos que conforman marco normativo nacional de la bioenergía como un tipo de energía renovable se muestran en la Figura 37.

- Instrumentación

Como se puede observar en la Figura 37 los instrumentos para proyectos de generación de bioenergía se concentran a nivel federal en forma de incentivos, de acuerdo con la clasificación de Vedung (2011). Debido a que la instrumentación de la bioenergía es la misma que aquella para el resto de energías renovables consideradas en la legislación, es posible visibilizar que las particularidades de los sistemas de generación de biogás, específicamente la Digestión Anaerobia, no son consideradas. Por ejemplo, la obtención de mejoradores de suelo, la energía térmica y el uso biogás directamente en procesos industriales o las inversiones a largo plazo para el funcionamiento de los sistemas no son plasmadas en estos instrumentos. Lo cual establece áreas de oportunidad puntuales para el desarrollo de proyectos de este biocombustible.

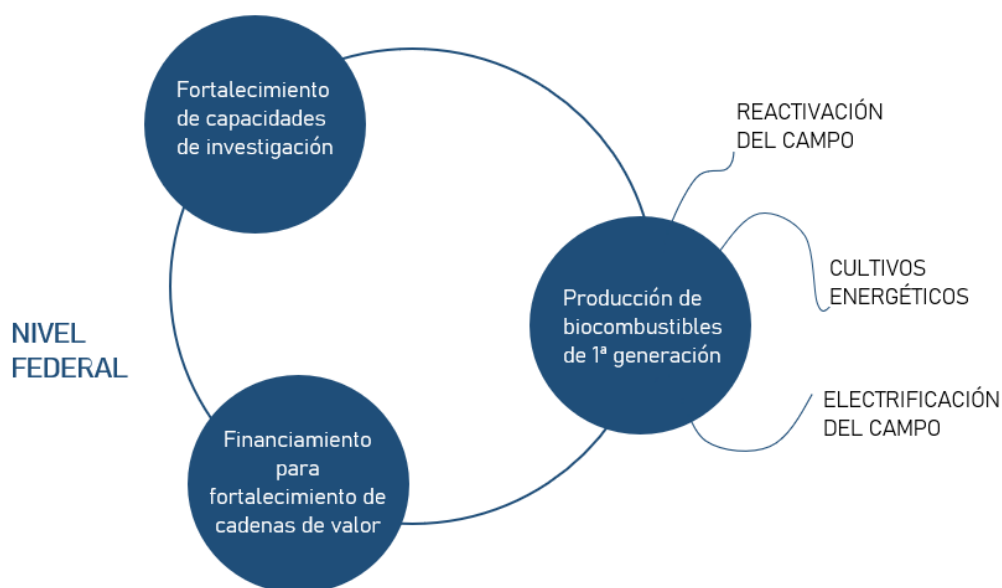


Figura 37. Representación gráfica de los elementos que conforman los instrumentos formales de energías renovables.

Algunos de estos aspectos se han señalado previamente. Tsydenova et al. (2019) en un estudio de factibilidad de una planta de Digestión Anaerobia para el tratamiento de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Municipales, señalan que una de las barreras para la implementación de proyectos de biogás y de tratamiento de residuos en México es la falta de instrumentos de financiamiento, problemática también frecuente incluso en países con un mercado interno de biogás consolidado. De la misma manera, la falta de incentivos para el aprovechamiento térmico del biogás y su inyección a la red de distribución también son áreas de oportunidad olvidadas que evitan la constitución de un mercado más allá de aquel de la generación de energía eléctrica, uno de los

objetivos principales del sistema regulatorio de energías renovables a nivel nacional (*ibid.*). En línea con ello, el diseño e implementación de instrumentos orientados hacia el enriquecimiento del biogás mediante su postratamiento y posterior inyección en la red o uso en el transporte, también serían impulsores para la creación de personal profesional capacitado en dichos procesos, al igual que estándares de calidad de los mismos, lo cual ya ha sido señalado en López et al. (2017). Ambos aspectos indican que no se han hecho cambios para que el beneficio de los sistemas de Digestión Anaerobia y el biogás sean accesibles y efectivos.

- **Población objetivo**

A pesar de que las unidades de análisis pueden identificarse como incentivos, como se mencionó, su diseño está basado en las características de proyectos de otros tipos de energía renovable. Una característica particular de los sistemas de Digestión Anaerobia para la producción de biogás es la baja capacidad de generación de energía eléctrica comparada con plantas de generación eléctrica eólicas o solares. Esto se puede observar en los proyectos de aprovechamiento de Residuos Sólidos Urbanos en el país descritos en López et al. (2017), donde la planta con mayor capacidad autorizada es de 16.96 MW, mientras que proyectos eólicos han reportado capacidades de más de 100 MW. Las diferencias en la capacidad de producción de energía entre plantas generan diferentes necesidades para la operación, diseño e inversión de las mismas, por lo que los procesos regulatorios para la conexión a la red de energía eléctrica nacional y la incorporación del biogás al mix eléctrico nacional limitan las oportunidades de los generadores de biogás para participar en el mercado de energía eléctrica. Aunado a la baja eficiencia en la conversión a energía eléctrica de este biocombustible (<60%), como se ha llegado a reportar en rellenos sanitarios, su uso como insumo de procesos industriales podría ser una alternativa con mayor valor.

De manera paralela como se mencionó en capítulos previos, los sistemas de biodigestión de pequeña escala, como aquellos para el tratamiento de residuos de porcicultores en Yucatán reportados en el diagnóstico realizado por el FIRCO, tuvieron problemas para su correcta implementación. El tiempo para la recuperación de la inversión en los equipos, al igual que la correcta operación y mantenimiento de los mismos fueron las principales causas de su fallida implementación. Es por ello que atender las necesidades de transferencia de conocimiento son un requisito importante para asegurar los beneficios de estos sistemas, al igual que diseñar los instrumentos a partir de las características de los diferentes grupos dentro de la población objetivo, como la capacidad financiera en el largo plazo.

4.2.3 Conclusiones sobre la evaluación de Coherencia entre Políticas (CeP)

La problemática, desde los instrumentos para la gestión de Residuos de Manejo Especial, está compuesta por una perspectiva que refiere a la necesidad de información y protocolos para el monitoreo de actividades de los generadores. El propósito del aprovechamiento y revalorización de los residuos es el propósito último de las políticas, aunque este dependa en su totalidad por las iniciativas de los mismos generadores. Es decir, sí hay instrumentos que corresponden a una dimensión del problema, aunque de la segunda, que conforma el escenario idílico, no posee instrumentación. Sin embargo, no hay construcción de otras causas de la problemática. Por otro lado, los instrumentos corresponden a más de una categoría, pero como se concluye en el indicador del subgrupo de poblaciones objetivo, limitan su orientación a generadores y proveedores de servicios de manejo. Incluso, se omite la relación entre autoridades del nivel municipal y la coordinación o apoyo que podría sostener una mejor regulación y registro de actividades. Por último, existen grupos de personas que no son consideradas explícitamente dentro de la instrumentación de la política de gestión de Residuos de Manejo Especial.

El resultado de los indicadores evaluados en el análisis de Coherencia entre Políticas (CeP) señalan que hay deficiencias en el diseño de los instrumentos, que, aunque forman parte de una misma línea de argumentación, atiende a una población limitada, además de que carecen de la instrumentación de la segunda dimensión de la problemática, la revalorización de residuos. Esto quiere decir que no hay una relación armónica entre políticas, ya que el objetivo del dominio es evitar y prevenir la contaminación que pueden generar los RME, pero la implementación individual por instrumento no podría cumplir con ello. Como se describió, el objetivo del diagnóstico y programa estatal es proveer de información para la toma de decisiones de usuarios interesados en la generación, recolección tratamiento o disposición de los RME, mientras que el Programa estatal propone estrategias para el fomento de las mismas acciones, las normas imponen un método de separación específico y las sanciones buscan evitar que los generadores evadan responsabilidades. Así, se visibiliza que la reducción en la generación y aprovechamiento de residuos carece de instrumentación.

Por otro lado, el marco normativo de energías renovables y de bioenergía se centra en el diseño de instrumentos a nivel federal, mientras que el fomento y propuesta de proyectos de aprovechamiento de biogas se delega a niveles municipales y de Entidades Federativas. Las perspectivas de este marco se basan en dos elementos principales, que carecen de una interpretación propia sobre los beneficios particulares de la bioenergía, específicamente los beneficios de la Digestión Anaerobia. Aunque sí existen instrumentos que podrían tener un efecto en el desarrollo de la tecnología desde la investigación y el acceso a programas de financiamiento a nivel municipal y estatal, las capacidades financieras y administrativas de estas instituciones locales y de los generadores de biomasa pueden no ser suficientes para acceder a estas alternativas, principalmente por el carácter de largo plazo de inversión que la tecnología necesita.

Por ello, los indicadores elegidos para evaluar la Coherencia entre Políticas (CeP) para el dominio de energías renovables indican que, al igual que la gestión de residuos, existen carencias puntuales en la instrumentación de los objetivos de la normatividad. Estas carencias refieren específicamente a las perspectivas que conforman las posibilidades de la generación de biogás mediante su tratamiento biológico y aprovechamiento energético, una de las alternativas para la generación de bioenergía. A su vez, atienden a una población limitada y en consecuencia no permiten lograr el objetivo con el que fueron diseñados dichos instrumentos.

Capítulo 5

Conclusión y futuras líneas de investigación

A partir de los resultados obtenidos en esta tesis se puede concluir que, previo a implementar sistemas de generación de energía a partir de residuos de la industria vitivinícola y tequilera, se requiere evaluar su desempeño ambiental y su potencial de mitigación de impactos, para lo cual se recomienda el enfoque de Análisis de Ciclo de Vida, por su fortaleza, demostrada con los resultados de esta tesis.

A su vez, se identifica la necesidad de fortalecer el marco de políticas públicas, regulaciones e incentivos específicos para los usuarios de las tecnologías de generación de energía y generadores de biomasa de ambas industrias. Dicha conclusión se desprende de la aplicación del enfoque de Coherencia de Políticas, que permite un análisis transversal y riguroso.

De los dos sistemas tecnológicos de digestión anaerobia analizados, considerando las categorías de impacto: cambio climático, acidificación terrestre, eutrofización de agua dulce, deterioro de capa de ozono, formación de oxidantes fotoquímicos y toxicidad humana; los escenarios de vinaza de tequila fueron los que presentaron mayores impactos en todas las categorías, con una diferencia de al menos un 20% de impacto mayor comparados con el resto de los escenarios. A la par, se identificó que los procesos que generan mayores impactos ambientales a lo largo de todo el ciclo de vida son el consumo de energía eléctrica durante el tratamiento biológico, la aplicación de agroquímicos durante la etapa de extracción de materia prima y la generación de energía eléctrica a partir del biogás.

Las diferencias en el desempeño ambiental de los sistemas de vinaza de tequila respecto a aquellos de tratamiento de agua residual de vino tinto se deben principalmente al tipo de equipo elegido para la digestión anaerobia, ya que los Digestores Anaerobios requeridos en la industria vitivinícola tienen un mayor consumo de energía eléctrica en comparación con los Reactores Anaerobios (UASB) usados en el tratamiento de vinaza de tequila. Además de que, los sistemas que tratan biomasa con mayor contenido de sólidos suspendidos generan una mayor cantidad de lodos a estabilizar y a transportar, generando mayores impactos, lo cual se puede observar particularmente en las categorías de cambio climático, acidificación terrestre y formación de oxidantes fotoquímicos.

La implementación de estos sistemas para el tratamiento y aprovechamiento energético de ambas biomásas permiten mitigación por la remoción de fósforo en la descarga final y así, evita los efectos de su descarga sin tratamiento, como la eutrofización de cuerpos de agua dulce. A su vez, la generación de biogás, 1,238.7 m³ N biogás/d y 1,339 m³ N biogás/d en los escenarios base, de vinaza de tequila y agua residual de vino tinto respectivamente, permiten la autosuficiencia energética de la planta de tratamiento. Para brindar mayor detalle a los resultados obtenidos se aplicó un análisis de sensibilidad en el que mediante la disociación de etapas previas a la generación de la biomasa se observó la reducción en un rango del 25-85% de los impactos obtenidos, siendo el sistema VT_e con mayor reducción, seguido del sistema VV_e. Por otro lado, los sistemas que tuvieron mayores impactos fueron los de agua residual de vino tinto diluida (VD_a), en cuatro de seis categorías evaluadas en el análisis de sensibilidad.

Los resultados del análisis de sensibilidad visibilizan la relevancia de las prácticas de cultivo de la materia prima y de los procesos de producción de bebidas, particularmente para la vinaza de tequila

en el desempeño ambiental del ciclo de vida de 1 kWh de energía eléctrica. Los impactos asociados a la producción de insumos necesarios para actividades agrícolas y las emisiones derivadas de su aplicación son el factor determinante desde una perspectiva de ciclo de vida de “cuna a tumba”. Esto es importante a razón de que se evalúan sistemas de tratamiento de biomasa de tipo residual, por lo que evaluar los procesos involucrados en toda la cadena de producción de un producto de interés provee de un panorama holístico sobre las contribuciones de todos los procesos que dieron origen a la biomasa en cuestión. De manera similar, la eficiencia en el uso de insumos de los procesos que componen el tren de tratamiento alcanzada por la implementación del post-tratamiento del biogás permitió mejorar el desempeño ambiental de todos los sistemas.

El monitoreo y regulación de las prácticas en la aplicación y selección de fertilizantes para el cultivo de la materia prima, el consumo de energía eléctrica en los procesos de producción de tequila o vino tinto y en los sistemas de Digestión Anaerobia, son elementos importantes que influyen en el desempeño ambiental de estos sistemas, y por lo tanto, también necesitan ser considerados en el diseño e implementación de las políticas públicas que regulan este desempeño.

Con respecto al análisis de Coherencia entre Políticas Públicas, se puede decir que el análisis de objetivos, instrumentos y poblaciones objetivo permitió identificar aspectos complementarios sobre la inadecuación para garantizar la gestión de las biomásas y el fomento de su aprovechamiento. La evaluación se abordó desde el diseño de políticas públicas de los dominios de gestión de residuos y energía renovable, a partir de la legislación a nivel federal y estatal, al igual que su instrumentación. Específicamente, la gestión de Residuos de Manejo Especial y bioenergía, categorías a la que corresponden ambos sistemas.

La normatividad de gestión de residuos está conformada por perspectivas que priorizan desde los objetivos planteados en el diseño de las políticas públicas, el aprovechamiento y revalorización de residuos. Sin embargo, esto se realiza mediante la generación de información con protocolos de monitoreo, como los Planes de Manejo, el único instrumento que delega el cumplimiento de estos objetivos y transparencia a los mismos generadores. Esta carencia, a su vez, también indica que no hay un enfoque preventivo a la gestión de residuos. Por lo que la implementación individual por instrumento no podría cumplir con el objetivo de todo el dominio, es decir, no hay coherencia entre políticas. A su vez, derivado de la revisión del estado actual de la gestión de las biomásas analizadas, fue posible observar que el ejercicio gubernamental para vigilar y asegurar el cumplimiento de las normas ambientales que regulan la calidad de las descargas es deficiente, al menos para el caso de las vinazas de tequila.

Por lo que se refiere al dominio de bioenergía y energía renovable, fue posible identificar que el marco normativo se centra en el diseño de instrumentos a nivel federal. Estos instrumentos no involucran el potencial de los beneficios de los sistemas de digestión a anaerobia, los coproductos que pueden ser obtenidos de ellos y las oportunidades para la obtención de sustrato del sector industrial. A pesar de que sí existen instrumentos que podrían tener un efecto en el desarrollo de la tecnología desde la investigación y el acceso a programas de financiamiento a nivel municipal y estatal, las capacidades financieras y administrativas de estas instituciones locales y de los generadores de biomasa pueden no ser suficientes para acceder a estas alternativas, principalmente por el carácter de inversión de largo plazo que la tecnología necesita.

De esta manera, el análisis permite identificar que estas carencias describen perspectivas limitadas por la generalidad de los instrumentos a nivel federal. Lo cual puede deberse a que el potencial de generación de biogás responde a características específicas de los sustratos industriales, a nivel

estatal o local. Por ello, las posibilidades de la generación de biogás mediante su tratamiento biológico y aprovechamiento energético necesitan ser incorporadas puntualmente en el dominio de energía renovable, con las implicaciones que tendría para las capacidades de gestión de biomasa o residuos a niveles locales. Como consecuencia, esta instrumentación actual atiende a una población limitada, como se pudo observar, a potenciales operadores de plantas de tratamiento de agua residual municipal, rellenos sanitarios y pequeños generadores de residuos, dejando de lado el potencial de generación de los residuos industriales.

La evaluación conjunta de impactos ambientales y de coherencia de políticas, permiten concluir que es necesario un enfoque preventivo que atienda la eficiencia en el uso de insumos y que priorice reducir la generación de residuos a la vez que provea de instrumentos puntuales para su aprovechamiento mediante sistemas de digestión anaerobia. De esta manera, adoptar este enfoque coadyuvaría para consolidarlos como una alternativa eficiente para la gestión de residuos y de generación de energía renovable, al igual que alcanzar un mejor desempeño ambiental. Como consecuencia, la presente investigación permitió identificar una relación complementaria entre los resultados de la evaluación de impacto ambiental de los sistemas tecnológicos y las carencias de las políticas públicas de los dominios alrededor de ellos. Por lo que el uso de un enfoque de análisis interdisciplinario sobre problemáticas locales permite identificar elementos puntuales que pueden restringir el desarrollo de proyectos con múltiples beneficios, como los sistemas de digestión anaerobia. Por ello es de gran relevancia continuar con el uso de enfoques interdisciplinarios como el propuesto.

Futuras líneas de investigación

Como futuras líneas de investigación se considera conveniente continuar con la caracterización de los lodos estabilizados derivados de todos los sistemas analizados, ya que permitiría conocer el potencial que poseen para ser el sustituto de insumos para la agricultura. También es importante señalar que es de gran interés continuar la investigación sobre el impacto real de la descarga de ambas biomásas, ya que como se señaló, ambas son residuos industriales con un gran potencial contaminante. Es así, que sin esta información cualquier evaluación sobre el desempeño ambiental de sistemas tecnológicos con estas características no será suficiente para visibilizar los beneficios de su tratamiento en su totalidad. Además, es vital identificar a los actores y poblaciones afectadas por la actual gestión inadecuada de los residuos, como sugiere el resultado de ambos análisis.

Por otro lado, a partir de la estrategia metodológica propuesta para la evaluación desde un enfoque de coherencia de políticas, sería conveniente continuar dicha evaluación a partir de todos los elementos que posee. La evaluación conjunta entre diseño e implementación de políticas públicas, con particular énfasis en el contexto en el que se busca desarrollar estos sistemas, permitiría identificar mediante las experiencias de los actores las restricciones que se pueden encontrar para llevarlos a cabo. A su vez, es importante señalar que en el estudio del fomento de sistemas de digestión anaerobia la diversidad en las capacidades financieras de los generadores y usuarios son un elemento esencial que considerar en la instrumentación de políticas públicas.

ANEXO A. Salidas de Campo

Amatitán y Tequila, Jalisco

Se realizaron visitas a los municipios de Amatitán y Tequila en el estado de Jalisco, con el objetivo de entrevistar a pequeños productores y jornaleros de agave tequilero, zonas tradicionales de cultivo de agave tequilero y de producción de tequila (Ceja-Ramírez *et al*, 2017; Sánchez, 2016; Ruiz-Corral Pimienta-Barrios y Zañudo-Hernández, 2002). La información recabada corresponde al cultivo del agave, es decir, a la extracción de materia prima en las etapas del ciclo de vida del sistema evaluado.

En el municipio de Tequila se acudió en primera instancia a la Casa Agraria Ejidal municipal, donde únicamente se pudo conversar con un productor. Los siguientes días, se buscaron productores o jornaleros que se encontraran realizando actividades, mientras se recorría la carretera de Tequila. También se acudió a la oficina del Ayuntamiento Municipal, para pedir asistencia y encontrar a más productores, allí se entrevistaron a un par de integrantes del ayuntamiento, que también son productores de agave, como gran parte de los residentes del municipio.

En el municipio de Amatitán la salida de campo también partió de la Casa Agraria Ejidal (Comunidad Agraria de Amatitán). Se procedió a presentarse con los productores, describir someramente el proyecto de investigación y la importancia de la información que nos podrían proporcionar acerca de los hábitos de cultivo del agave. Posteriormente, al acudir a las reuniones, se buscó la oportunidad de buscar más productores y jornaleros, ya que los primeros suelen ser dueños del terreno en el que se cultiva y puede que no realicen las actividades directamente, mientras que los últimos son contratados para la colocación de insumos con diferentes objetivos. En total, en ambos municipios se realizaron 10 entrevistas, de las que se obtuvieron los datos mostrados en la Tabla U.

Memoria fotográfica



Figura 5. Entrevistas con productores de agave tequilero, en Tequila, Jalisco



Figura 6. Entrevistas con productores de agave tequilero, en Tequila, Jalisco



Figura 7. Entrevistas con productores de agave tequilero, en Tequila, Jalisco



Figura 1. Entrevista con operador de Casa Sauza, en Tequila, Jalisco.



Figura 1. Entrevistas con productores de agave tequilero, en la Casa Agraria Ejidal de Amatitán, Jalisco



Figura 2. Entrevistas con productores de agave tequilero, en la Casa Agraria Ejidal de Amatitán, Jalisco



Figura 3. Entrevistas con productores de agave tequilero, en el “Paradero” de Amatitán, Jalisco



Figura 4. Entrevistas con productores de agave tequilero, fuera de la Casa Agraria Ejidal de Amatlán, Jalisco

Tabla 27. Insumos para la plantación de agave tequilero por productores independientes y jornaleros de Amatitán y Tequila, Jalisco

Productor/ Municipio	Plantas/ha	Nombre del producto	Cantidad/ha	Unidad	Aplicaciones
Amatitán	3500	Malation	1	L	1
		Lorsban 5%	0.6562	L	1
		Diuron	1.5-3	kg	1
		Triple 17	237.5	kg	1
		Faena	2	L	1
		Urea	175	kg	2 a 3
		Sulfato de cobre	-	-	2 a 3
		Cal agrícola	700	kg	2 a 3
Tequila	6000	Gro-green	2	kg	2 a 3
		Malation	1	L	2
		Cal agrícola	1200	kg	1
		Calcio	1200	kg	1
		Cloruro de Potasio	300	kg	1
		Triple 17	75	kg	1
Tequila	3500	Malation	2	L	1
		Gro-green	1.75	kg	1
		Cal agrícola	350	kg	1
		Triple 17	87.5	kg	1
		Composta	875	L	1
		Agua	200	L	1
		Urea	175	kg	1
Tequila	3500	Cal agrícola	2000	kg	1
		Acrobat	2	L	1
		Super fosfato triple	2	L	1
		Urea	3	kg	1
		Agua	200	L	2
		Gramoxone	2	L	1
Amatitán	3500	Gro-green	2	kg	1
		Malation	1	L	1
		Agua	200	L	2
		Cal agrícola	700	kg	1
		Glifosato	-	-	1
		Paraquat	2	L	1
Amatitán	3500	Enraizador	2	L	1
		Lixiviado de lobriz	20	L	1
		Malation	1	L	2
		Agua	200	L	1
		Sellador	3	kg	1
Amatitán	3500	Enraizador	2	L	1
		Furadan	1	L	1

		Agua	200	L	2
		Acrobat	2	kg	1
		Triple 17	210	kg	1
Amatitán	3500	Cal agrícola	500	kg	1
		Triple 17	87.5	kg	2
		Gramoxone	2	L	2
		Agua	200	L	2
Tequila	3500	Cal agrícola	250	kg	1
		Enraizador	1	L	1
		Lorsban 5%	0.06562	L	1
		Agua	200	L	2
		Diuron	1.5	kg	1
		Triple 17	150	kg	1
		Gro-green	2	kg	3
		Sulfato de cobre	-	-	-
Tequila	3500	Furadán	1	L	4
		Enraizador	1	kg	1
		Agua	200	L	1
		Lixiviado de lombriz	20	L	1
		Malation	200	L	2
		Urea	150	kg	1
		Gramoxone	2	L	2
		Fórmula 18-46-00 (DAP)	-	-	4

ANEXO B. Módulos utilizados en la modelación de los impactos ambientales
Vinazas de tequila

Módulo de sistemas a partir de vinaza de tequila			
Parámetro en inventario	Flujo	Módulo en base de datos	Base de datos
GENERACIÓN DE MATERIA PRIMA (Cultivo de agave Tequilana Weber var. Azul)			
Agua de dilución	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	Ecoinvent 3.4
Camioneta 20 ton	Entrada	RoW: transport, freight, lorry	Ecoinvent 3.4
Tractor	Entrada	RoW: Transport, tractor and trailer, agricultural	Ecoinvent 3.4
Malathion - emisiones a agua superficial	Salida	Malathion - Pesticides to freshwater	Gabi
Malathion - emisiones al aire	Salida	Malathion - Pesticides to air	Gabi
Malathion - emisiones al suelo	Salida	Malathion - Pesticides to agricultural soil	Gabi
Chlorpyrifos methyl - emisiones al suelo	Salida	Chlorpyrifos methyl - Pesticides to agricultural soil	Ecoinvent 3.4
Diuron - emisiones al suelo	Salida	Diuron - Pesticides to agricultural soil	Gabi
Diuron- emisiones a agua superficial	Salida	Diuron- Pesticides to freshwater	Gabi
Diuron - emisiones al aire	Salida	Diuron - Pesticides to air	Gabi
Gifosato- emisiones al suelo	Salida	Glyphosate- Pesticides to agricultural soil	Gabi
Glifosato - emisiones al agua superficial	Salida	Glyphosate - Pesticides to freshwater	Gabi
Glifosato -emisiones al aire	Salida	Glyphosate -Pesticides to air	Gabi
Cipermetrina - emisiones al suelo	Salida	Cypermethrin - pesticides to agricultural soil	Gabi
Cipermetrina - emisiones a agua superficial	Salida	Cypermethrin - Pesticides to fresh water	Gabi
Cipermetrina -emisiones al aire	Salida	Cypermethrin -Pesticides to air	Gabi
Paraquat - emisiones al suelo	Salida	Paraquat - Pesticides to agricultural soil	Gabi
Paraquat - emisiones a agua superficial	Salida	Paraquat - Pesticides to fresh water	Gabi
Paraquat - emisiones al aire	Salida	Paraquat - Pesticides to air	Gabi
Dimetromorph - emisiones al suelo	Salida	Dimetromorph - Pesticides to soil	Gabi
Mancozeb - emisiones al suelo	Salida	Mancozeb - Pesticides to agricultural soil	Gabi

Mancozeb - emisiones al agua superficial	Salida	Mancozeb - Pesticides to fresh water	Gabi
Mancozeb - emisiones al aire	Salida	Mancozeb - Pesticides to air	Gabi
Carbofuran - emisiones al suelo	Salida	Carbofuran - Pesticides to agricultural soil	Gabi
Carbofuran -emisiones a a agua superficial	Salida	Carbofuran - Pesticides to freshwater	Gabi
Carbofuran - emisiones al aire	Salida	Carbofuran - Pesticides to air	Gabi
TCMTB - emisiones al suelo	Salida	TCMTB - Pesticides to agricultural soil	Ecoinvent 3.4
N2O - emisiones al aire	Salida	Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Ecoinvent 3.4
NOx - emisiones al aire	Salida	Dinitrogen oxide [Inorganic emissions to air]	Ecoinvent 3.4
NH3 - emisiones al aire	Salida	Ammonia [ecoinvent long-term to air]	Ecoinvent 3.4
CO ₂ - emisiones al aire	Salida	Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Ecoinvent 3.4
Nitrato - emisiones al agua	Salida	Nitrate [ecoinvent long-term to air]	Ecoinvent 3.4
Fósforo - emisiones al agua	Salida	Phosphorus [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
Cadmio - emisiones al agua	Salida	Cadmium [Heavy metals to fresh water]	Ecoinvent 3.4
Cobre - emisiones al agua	Salida	Copper [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
Zinc - emisiones al agua	Salida	Zinc [Heavy metals to fresh water]	Ecoinvent 3.4
Plomo - emisiones al agua	Salida	Lead [Heavy metals to fresh water]	Ecoinvent 3.4
Niquel - emisiones al agua	Salida	Nickel [Heavy metals to fresh water]	Ecoinvent 3.4
Cadmio - emisiones al suelo	Salida	Cadmium [Heavy metals to agricultural soil]	Ecoinvent 3.4
Cobre - emisiones al suelo	Salida	Copper [ecoinvent long-term to agricultural soil]	Ecoinvent 3.4
Zinc - emisiones al suelo	Salida	Zinc [Heavy metals to agricultural soil]	Ecoinvent 3.4
Plomo - emisiones al suelo	Salida	Lead [Heavy metals to agricultural soil]	Ecoinvent 3.4
Niquel - emisiones al suelo	Salida	Nickel [Heavy metals to agricultural soil]	Ecoinvent 3.4
GENERACIÓN DE BIOMASA			
Gas natural	Entrada	Natural gas México [natural gas (resource)]	Ecoinvent 3.4
Agua	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	Ecoinvent 3.4

Energía eléctrica	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
Cenizas	Salida	Ash, from combustion of bagasse from sugarcane [Waste]	Ecoinvent 3.4
PRETRATAMIENTO			
Urea	Entrada	GLO: market for urea as N	Ecoinvent 3.4
Hidróxido de Sodio	Entrada	GLO: market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	Ecoinvent 3.4
Agua para dilución	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	Ecoinvent 3.4
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
DQO	Entrada/ Salida	COD, Chemical Oxygen Demand [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
DBO	Entrada/ Salida	Biological oxygen demand (BOD) [Analytical measures to fresh water]	Gabi
SST	Entrada/ Salida	Solids (suspended) [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
NTT	Entrada/ Salida	Nitrogen (as total N) [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
P	Entrada/ Salida	Phosphorus [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
GENERACIÓN DE BIOGÁS			
Energía eléctrica	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
DQO	Entrada/ Salida	COD, Chemical Oxygen Demand [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
DBO	Entrada/ Salida	Biological oxygen demand (BOD) [Analytical measures to fresh water]	Gabi
SST	Entrada/ Salida	Solids (suspended) [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
NTT	Entrada/ Salida	Nitrogen (as total N) [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
P	Entrada/ Salida	Phosphorus [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
Biogás	Salida	Biogas from biomass for bioenergy [Biomass for energy use]	Gabi
Lodos	Salida	Waste water treatment sludge [Waste for disposal]	Gabi
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS			
Biogás	Entrada	Biogas from biomass for bioenergy [Biomass for energy use]	Gabi
Energía eléctrica	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Gabi
Agua de reemplazo	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	Gabi
NaHCO ₃	Entrada	Sodium bicarbonate [Inorganic intermediate products]	Gabi

Nitrato de potasio	Entrada	GLO: potassium nitrate	Ecoinvent 3.4
Lodos	Entrada	Waste water treatment sludge [Waste for disposal]	Gabi
Biogás enriquecido (biometano)	Salida	Biomethane (in kg) [Other fuels]	Gabi
Agua evaporada	Salida	Water vapour [Inorganic emissions to air]	Gabi
O ₂ liberado	Salida	Oxygen [Inorganic emissions to air]	Gabi
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD			
Biogás	Entrada	Biogas from biomass for bioenergy [Biomass for energy use]	Gabi
Biogás enriquecido	Entrada	Biomethane (in kg) [Other fuels]	Gabi
Agua	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	Gabi
Energía eléctrica	Entrada/ Salida	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
CO	Salida	Carbon monoxide [Inorganic emissions to air]	Gabi
CO ₂	Salida	Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Gabi
NO _x	Salida	Nitrogen oxides [ecoinvent long-term to air]	Ecoinvent 3.4
NMVOC	Salida	NMVOC [Group NMVOC to air]	Gabi
SO ₂	Salida	Sulphur dioxide [ecoinvent long-term to air]	Gabi
Aceite	Salida	Used oil [Hazardous waste for recovery]	Gabi
PULIMIENTO AEROBIO			
Energía eléctrica	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
DQO	Entrada/ Salida	COD, Chemical Oxygen Demand [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
DBO	Entrada/ Salida	Biological oxygen demand (BOD) [Analytical measures to fresh water]	Gabi
SST	Entrada/ Salida	Solids (suspended) [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
NTT	Entrada/ Salida	Nitrogen (as total N) [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
P	Entrada/ Salida	Phosphorus [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
Lodos secundarios	Salida	Biological sludge [Waste for recovery]	Gabi
DISPOSICIÓN FINAL			
Polímero	Entrada	Flocculant [Operating materials]	Gabi
Digestato	Entrada	digester sludge [Recyclable]	Ecoinvent 3.4
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4

Agua residual de vino tinto

Módulo de sistemas a partir de agua residual de vino tinto			
Parámetro en inventario	Flujo	Módulo en base de datos	Base de datos
GENERACIÓN DE MATERIA PRIMA (Cultivo de vid y cosecha de uva)			
Producción de uva	Entrada/Salida	GLO: Grape production	Ecoinvent 3.4
Producción de sulfato de potasio	Entrada	GLO: market for potassium sulfate as K ₂ O	Ecoinvent 3.4
Producción de fertilizante de potasio	Entrada	GLO: Market for potassium fertilizer as P ₂ O ₅	Ecoinvent 3.4
Energía eléctrica	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
Producción de pesticida	Entrada	GLO: market for pesticide, unspecified	Ecoinvent 3.4
Producción de nitrato de amonio	Entrada	GLO: market for ammonium nitrate, as N	Ecoinvent 3.4
GENERACIÓN DE BIOMASA			
Levadura	Entrada	GLO: market for fodder yeast	Ecoinvent 3.4
Energía eléctrica	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
PRETRATAMIENTO			
Hidróxido de Sodio	Entrada	GLO: market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	Ecoinvent 3.4
Agua para dilución	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	Ecoinvent 3.4
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
DQO	Entrada/Salida	COD, Chemical Oxygen Demand [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
DBO	Entrada/Salida	Biological oxygen demand (BOD) [Analytical measures to fresh water]	Gabi
SST	Entrada/Salida	Solids (suspended) [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
NTT	Entrada/Salida	Nitrogen (as total N) [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
P	Entrada/Salida	Phosphorus [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
GENERACIÓN DE BIOGÁS			

Energía eléctrica	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
DQO	Entrada/Salida	COD, Chemical Oxygen Demand [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
DBO	Entrada/Salida	Biological oxygen demand (BOD) [Analytical measures to fresh water]	Gabi
SST	Entrada/Salida	Solids (suspended) [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
NTT	Entrada/Salida	Nitrogen (as total N) [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
P	Entrada/Salida	Phosphorus [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
Biogás	Salida	Biogas from biomass for bioenergy [Biomass for energy use]	Gabi
Lodos	Salida	Waste water treatment sludge [Waste for disposal]	Gabi
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS			
Biogás	Entrada	Biogas from biomass for bioenergy [Biomass for energy use]	Gabi
Energía eléctrica	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Gabi
Agua de reemplazo	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	Gabi
NaHCO ₃	Entrada	Sodium bicarbonate [Inorganic intermediate products]	Gabi
Nitrato de potasio	Entrada	GLO: potassium nitrate	Ecoinvent 3.4
Lodos	Entrada	Waste water treatment sludge [Waste for disposal]	Gabi
Biogás enriquecido (biometano)	Salida	Biomethane (in kg) [Other fuels]	Gabi
Agua evaporada	Salida	Water vapour [Inorganic emissions to air]	Gabi
O ₂ liberado	Salida	Oxygen [Inorganic emissions to air]	Gabi
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD			
Biogás	Entrada	Biogas from biomass for bioenergy [Biomass for energy use]	Gabi
Biogás enriquecido	Entrada	Biomethane (in kg) [Other fuels]	Gabi
Agua	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	Gabi

Energía eléctrica	Entrada/Salida	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
CO	Salida	Carbon monoxide [Inorganic emissions to air]	Gabi
CO ₂	Salida	Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Gabi
NO _x	Salida	Nitrogen oxides [ecoinvent long-term to air]	Ecoinvent 3.4
NM VOC	Salida	NM VOC [Group NM VOC to air]	Gabi
SO ₂	Salida	Sulphur dioxide [ecoinvent long-term to air]	Gabi
Aceite	Salida	Used oil [Hazardous waste for recovery]	Gabi
PULIMIENTO AEROBIO			
Energía eléctrica	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4
DQO	Entrada/Salida	COD, Chemical Oxygen Demand [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
DBO	Entrada/Salida	Biological oxygen demand (BOD) [Analytical measures to fresh water]	Gabi
SST	Entrada/Salida	Solids (suspended) [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
NTT	Entrada/Salida	Nitrogen (as total N) [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
P	Entrada/Salida	Phosphorus [Inorganic emissions to fresh water]	Gabi
Lodos secundarios	Salida	Biological sludge [Waste for recovery]	Gabi
DISPOSICIÓN FINAL			
Polímero	Entrada	Flocculant [Operating materials]	Gabi
Digestato	Entrada	digester sludge [Recyclable]	Ecoinvent 3.4
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4

Referencias

- Aguilar L. (2015). *Gobernanza y gestión pública*. Fondo de cultura Económica.
- Aguilar-Rivera N., Houbron E., Rustrian E. y Reyes-Alvarado L. (2014). Papel de amate de pulpa de café (coffe arabica). *Ra Ximhai*, 10 (3) 103-117 Universidad Autónoma Indígena de México El Fuerte, México.
- Ahlgren, S., Björklund, A., Ekman, A., Karlsson, H., Berlin, J., Börjesson, P., ... & Strid, I. (2015). Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems-key issues and recommendations. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 9(5), 606-619.
- Albarez, R., Lovato, G., Zaiat, M., Ratusznei, S. M., & Rodrigues, J. A. D. (2016). Optimization, metabolic pathways modeling and scale-up estimative of an AnSBBR applied to biohydrogen production by co-digestion of vinasse and molasses. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(45), 20473-20484.
- Amarante, E. B., Schulz, R. K., Romero, O. R., Unday, Z. G., Bastida, E. L., & Hernández, L. P. G. (2018). Life cycle assessment of the valorization of rice straw for energy purposes. Rice production in Cuba. *Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID)*, 112(2), 297-320.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreè, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781. <https://doi.org/10.1016/j.pecc.2008.06.002>
- Arienzo, M., Christen, E. W., & Quayle, W. C. (2009). Phytotoxicity testing of winery wastewater for constructed wetland treatment. *Journal of hazardous materials*, 169(1-3), 94-99.
- Bacenetti, J., & Fiala, M. (2015). Carbon footprint of electricity from anaerobic digestion plants in Italy. *Environ. Eng. Manag. J.*, 14, 1495–1502.
- Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., & González García, S. (2013). Anaerobic digestion of different feedstock: impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Sci. Total Environ.*, 46, 541–551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.058>
- Barrera, E. L., Rosa, E., Spanjers, H., Romero, O., De Meester, S., & Dewulf, J. (2016). A comparative assessment of anaerobic digestion power plants as alternative to lagoons for vinasse treatment: life cycle assessment and exergy analysis. *Journal of Cleaner Production*, 113, 459-471. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.095>
- Basanta, M. V., Dourado-Neto, D., Reichardt, K., Bacchi, O. O. S., Oliveira, J. C. M., Trivelin, P. C. O., ... & Pires, L. F. (2003). Management effects on nitrogen recovery in a sugarcane crop grown in Brazil. *Geoderma*, 116(1-2), 235-248.
- Benitez, F. J., Beltran-Heredia, J., Real, F. J., & Acero, J. L. (2000). Wine vinasses treatments by ozone and an activated sludge system in continuous reactors. *Bioprocess Engineering*, 23(2), 149-154.
- Bernal, A. P., dos Santos, I. F. S., Silva, A. P. M., Barros, R. M., & Ribeiro, E. M. (2017). Vinasse biogas for energy generation in Brazil: An assessment of economic feasibility, energy potential and avoided CO2 emissions. *Journal of cleaner production*, 151, 260-271.

- Bicalho, T., Sauer, I., & Patiño-Echeverri, D. (2019). Quality of data for estimating GHG emissions in biofuel regulations is unknown: A review of default values related to sugarcane and corn ethanol. *Journal of Cleaner Production*, 239, 117903.
- Biermann, F., & Pattberg, P. (2008). Global environmental governance: Taking stock, moving forward. *Annual Review of Environment and Resources*, 33, 277-294.
- BIO Intelligence Service (2011), Study on coherence of waste legislation the European Commission (DG ENV).
- Bolzonella, D., Papa, M., Da Ros, C., Anga Muthukumar, L., & Rosso, D. (2019). Winery wastewater treatment: a critical overview of advanced biological processes. *Critical reviews in biotechnology*, 39(4), 489-507.
- Böbner, S., Devisscher, T., Suljada, T., Ismail, C. J., Sari, A., & Mondamina, N. W. (2019). Barriers and opportunities to bioenergy transitions: An integrated, multi-level perspective analysis of biogas uptake in Bali. *Biomass and Bioenergy*, 122, 457-465.
- Bossuyt, F., Orbie, J., and Drieghe, L. (2018): "EU External Policy Coherence in the Trade-Foreign Policy Nexus: Foreign Policy through Trade or Strictly Business?," in *Journal of International Relations and Development*.
- Bowen, S., & Gerritsen, P. R. (2007). Reverse leasing and power dynamics among blue agave farmers in western Mexico. *Agriculture and Human Values*, 24(4), 473-488.
- Bressers, H., Bressers, N., & Larrue, C. (2016). Governance for Drought Resilience: Land and Water Drought Management in Europe (p. 256). Springer Nature.
- Buitrón, G., Martínez-Valdez, F. J., & Ojeda, F. (2019). Biogas production from a highly organic loaded winery effluent through a two-stage process. *BioEnergy Research*, 12(3), 714-721.
- Bustamante, C. A. G., & Cerutti, O. M. (2017). Estado del arte de la bioenergía en México.
- Bustamante, M. A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinosa, A., & Pérez-Murcia, M. D. (2005). Uses of winery and distillery effluents in agriculture: characterisation of nutrient and hazardous components. *Water Science and Technology*, 51(1), 145-151.
- Cabrera-Díaz, A., Pereda-Reyes, I., Oliva-Merencio, D., Lebrero, R., & Zaiat, M. (2017). Anaerobic digestion of sugarcane vinasse through a methanogenic UASB reactor followed by a packed bed reactor. *Applied biochemistry and biotechnology*, 183(4), 1127-1145.
- Carbone, M. (2008). Mission impossible: the European Union and policy coherence for development. *European integration*, 30(3), 323-342.
- Carreon-Alvarez, A., Suárez-Gómez, A., Zurita, F., Gómez-Salazar, S., Soltero, J., Barcena-Soto, M., & Moreno-Medrano, E. D. (2016). Assessment of physicochemical properties of tequila brands: Authentication and quality. *Journal of Chemistry*, 2016.
- Carrilho, E. N. V. M., Labuto, G., & Kamogawa, M. Y. (2016). Destination of vinasse, a residue from alcohol industry: Resource recovery and prevention of pollution. In *Environmental Materials and Waste* (pp. 21-43). Academic Press.
- Carrillo-Reyes, J., Albarrán-Contreras, B. A., & Buitrón, G. (2019). Influence of added nutrients and substrate concentration in biohydrogen production from winery wastewaters coupled to methane production. *Applied biochemistry and biotechnology*, 187(1), 140-151.

- Castro-Díaz, A. S., & Guerrero-Beltrán, J. A. (2013). El agave y sus productos. *Temas selectos de Ingeniería de alimentos*, 7(2), 53-61.
- Ceja Ramírez, R., González Eguiarte, D. R., Ruiz Corral, J. A., Rendón Salcido, L. A., & Flores Garnica, J. G. (2017). Detección de restricciones en la producción de agave azul (*Agave tequilana* Weber var. azul) mediante percepción remota. *Terra Latinoamericana*, 35(3), 259-268.
- Cejudo, G. M., & Michel, C. L. (2016). Coherencia y políticas públicas: Metas, instrumentos y poblaciones objetivo. *Gestión y política pública*, 25(1), 03-31.
- Chanona A. (12 mayo, 2020). El papel de las energías renovables frente a la crisis (s/n). Consultado en: <https://www.nexos.com.mx/?p=48087>
- Christofoletti, C. A., Escher, J. P., Correia, J. E., Marinho, J. F. U., & Fontanetti, C. S. (2013). Sugarcane vinasse: environmental implications of its use. *Waste Management*, 33(12), 2752-2761.
- Contreras, A.M., Rosa, E., Pérez, M., Langenhove, H.V., & Dewulf, J. (2009). Comparative Life Cycle Assessment of four alternatives for using by-products of cane sugar production. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.12.001>
- Corro G., Paniagua L., Pal U., Bañuelos F., Rosas M. (2013). Generation of biogas from coffee-pulp and cow-dung co-digestion: Infrared studies of postcombustion emissions. *Energy Conversion and Management* 74 471-481.
- Consejo Mexicano Vitivinícola (2018). Producción de vino en México. Recuperado de: http://uvayvino.org.mx/html/docs/produccion_consumo_vino.pdf
- Crago, C. L., Khanna, M., Barton, J., Giuliani, E., & Amaral, W. (2010). Competitiveness of Brazilian sugarcane ethanol compared to US corn ethanol. *Energy Policy*, 38(11), 7404-7415.
- CSIRO (2006). Impact of winery wastewater on ecosystem health an introductory assessment. Australian Government, CSIRO Centre for Environmental Contaminants Research.
- De Meester, S. (2013). *Life cycle assessment in biorefineries: case studies and methodological development* (Doctoral dissertation, Ghent University).
- Dessie, W., Luo, X., Wang, M., Feng, L., Liao, Y., Wang, Z., ... & Qin, Z. (2020). Current advances on waste biomass transformation into value-added products. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1-14.
- Díaz (2019). Selección y propagación de levaduras, formulación de mostos y mecanismos de fermentación. Manual del técnico tequilero. Primera edición, enero 2019. Consejo Regulador del Tequila ISBN:Guadalajara, Jalisco, México.
- DOF. (2003a) Ley General de Prevención y Gestión de Residuos. México. SEMARNAT. Recuperado de: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263_190118.pdf
- DOF. (2003b) Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación.
- DOF. (2005) Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005. Características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.
- DOF. (2013) Norma Oficial Mexicana NOM-161-SEMARNAT-2011. Criterios para clasificar a los residuos de manejo especial y determinar cuales están sujetos a plan de manejo; el listado de los

mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho listado; así como los elementos y procedimientos para la formulación de los planes de manejo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación.

DOF. (2015). Ley de Transición Energética. Transitorio segundo.

DOF (2020). ACUERDO por el que se emite la Política de Confiabilidad, Seguridad, Continuidad y Calidad en el Sistema Eléctrico Nacional.

Dos Reis, K. C., Coimbra, J. M., Duarte, W. F., Schwan, R. F., & Silva, C. F. (2019). Biological treatment of vinasse with yeast and simultaneous production of single-cell protein for feed supplementation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(2), 763-774.

EnRes (2018). Programa Aprovechamiento Energético de Residuos Urbanos. Proyectos de Aprovechamiento Energético a partir de Residuos Urbanos en México Plantas de Producción de Energía en Hornos Cementeros, Biodigestores, Rellenos Sanitarios y Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. GIZ México, SENER y SEMARNAT.

Espana-Gamboa, E., Mijangos-Cortes, J., Barahona-Perez, L., Dominguez-Maldonado, J., Hernández-Zarate, G., & Alzate-Gaviria, L. (2011). Vinasses: characterization and treatments. *Waste management & research*, 29(12), 1235-1250.

Espinoza-Escalante, F. M., Pelayo-Ortíz, C., Navarro-Corona, J., González-García, Y., Bories, A., & Gutiérrez-Pulido, H. (2009). Anaerobic digestion of the vinasses from the fermentation of Agave tequilana Weber to tequila: The effect of pH, temperature and hydraulic retention time on the production of hydrogen and methane. *Biomass and bioenergy*, 33(1), 14-20.

Fernandes, B. S., Vieira, J. P. F., Contesini, F. J., Mantelatto, P. E., Zaiat, M., & Pradella, J. G. D. C. (2017). High value added lipids produced by microorganisms: a potential use of sugarcane vinasse. *Critical Reviews in Biotechnology*, 37(8), 1048-1061.

Ferral-Pérez, H., Torres Bustillos, L. G., Méndez, H., Rodríguez-Santillan, J. L., & Chairez, I. (2016). Sequential treatment of tequila industry vinasses by biopolymer-based coagulation/flocculation and catalytic ozonation. *Ozone: Science & Engineering*, 38(4), 279-290.

Ferrara, C., & De Feo, G. (2018). Life cycle assessment application to the wine sector: a critical review. *Sustainability*, 10(2), 395.

Finnveden, G.(1999). Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 26(3-4), 173-187. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00005-1)

Flores, C. C., Özerol, G., & Bressers, H. (2017). "Governance restricts": A contextual assessment of the wastewater treatment policy in the Guadalupe River Basin, Mexico. *Utilities Policy*, 47, 29-40.

Flores, L., García, J., Pena, R., & Garfí, M. (2019). Constructed wetlands for winery wastewater treatment: A comparative Life Cycle Assessment. *Science of the total environment*, 659, 1567-1576.

Fuess, L. T., Garcia, M. L., & Zaiat, M. (2018). Seasonal characterization of sugarcane vinasse: Assessing environmental impacts from fertirrigation and the bioenergy recovery potential through biodigestion. *Science of the Total Environment*, 634, 29-40.

Furtado, A., Lupoi, J. S., Hoang, N. V., Healey, A., Singh, S., Simmons, B. A., & Henry, R. J. (2014). Modifying plants for biofuel and biomaterial production. *Plant biotechnology journal*, 12(9), 1246-1258.

- Fusi, A., Bacenetti, J., Fiala, M., & Azapagic, A. (2016). Life cycle environmental impacts of electricity from biogas produced by anaerobic digestion. *Frontiers in bioengineering and biotechnology*, 4, 26.
- Frischknecht, Rolf. (2012). Allocation in Life Cycle Inventory Analysis for Joint Production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 5. 85-95. 10.1007/BF02979729.
- Frischknecht, R. (2000). Allocation in life cycle inventory analysis for joint production. *The international journal of life cycle assessment*, 5(2), 85.
- García (2019a). Hidrólisis de la inulina contenida en el agave de la especie Tequilana. Manual del técnico tequilero. Primera edición, enero 2019. Consejo Regulador del Tequila ISBN:Guadalajara, Jalisco, México.
- García (2019b). Molienda y extracción en la industria tequilera. Manual del técnico tequilero. Primera edición, enero 2019. Consejo Regulador del Tequila ISBN:Guadalajara, Jalisco, México.
- García-Depraect, O., & León-Becerril, E. (2018). Fermentative biohydrogen production from tequila vinasse via the lactate-acetate pathway: Operational performance, kinetic analysis and microbial ecology. *Fuel*, 234, 151-163.
- García-Depraect, O., Gómez-Romero, J., León-Becerril, E., & López-López, A. (2017). A novel biohydrogen production process: Co-digestion of vinasse and Nejayote as complex raw substrates using a robust inoculum. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(9), 5820-5831.
- Genc, M., Genc, S., & Goksungur, Y. (2017). Exergy analysis of wine production: Red wine production process as a case study. *Applied Thermal Engineering*, 117, 511-521.
- Gerritsen, P.R.W., L.M. Martínez R., R. Cuevas G. y L.E. Rivera C. (2010), 'Perspectivas y Desafíos de la Producción del Agave azul.', pp. 203-218 en Gerritsen, P.R.W., Martínez R. (Eds) (2010), *Agave azul, sociedad y medio ambiente*. Guadalajara: Universidad de Guadalajara (Capítulo de libro).
- Gradin, B., & Nogueira, L. H. (2019). Innovation in advanced energy: Towards a mission-oriented agenda for second-generation (2G) ethanol in Brazil. In *Innovation in Brazil* (pp. 303-318). Routledge.
- Giachini, C. F., y Ferraz, M. V. (2009). Benefícios da utilização de vinhaça em terras de plantio de cana-de-açúcar-revisão de literatura. *Revista Científica Eletrônica de Agronomia*, 3, 1-15.
- Gie, L. M. (2007). *Enhancement of the biodegradability of grain distillery wastewater to improve upflow anaerobic sludge blanket reactor efficiency* (Doctoral dissertation, Stellenbosch: University of Stellenbosch).
- Goldemberg, J., & Coelho, S. T. (2004). Renewable energy—traditional biomass vs. modern biomass. *Energy Policy*, 32(6), 711-714.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. De, Struijs, J., & van Zelm, R. (2013). ReCiPe 2008. A LCIA method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and endpoint level. Report I: Characterisation.
- Hagman, L., Eklund, M., & Svensson, N. (2019). Assessment of By-product Valorisation in a Swedish Wheat-Based Biorefinery. *Waste and Biomass Valorization*, 1-11
- Haregu, T. N., Ziraba, A. K., & Mberu, B. (2016). Integration of Solid Waste Management Policies in Kenya: Analysis of coherence, gaps and overlaps. *African Population Studies*, 30(2).

Harihastuti, N., & Marlina, B. (2018). Bioenergy Potential Based on Vinasse From Ethanol Industrial Waste to Green Energy Sustainability. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 31, p. 02015). EDP Sciences.

Hauschild M.Z., Huijbregts M.A.J. (2015) Introducing Life Cycle Impact Assessment. In: Hauschild M., Huijbregts M. (eds) Life Cycle Impact Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment. Springer, Dordrecht

Hernández-López, J. D. J. (2003). Las vinazas del tequila: nuevos usos, viejas prácticas en el tratamiento de las aguas residuales del tequila en los Altos de Jalisco. *Cuadernos de los Altos*, 3, 103-118.

Howlett, M., & Rayner, J. (2007). Design principles for policy mixes: Cohesion and coherence in 'new governance arrangements'. *Policy and Society*, 26(4), 1-18.

Hughes, S. R., López-Núñez, J. C., Jones, M. A., Moser, B. R., Cox, E. J., Lindquist, M., ... & Cedeño, D. L. (2014). Sustainable conversion of coffee and other crop wastes to biofuels and bioproducts using coupled biochemical and thermochemical processes in a multi-stage biorefinery concept. *Applied microbiology and biotechnology*, 98(20), 8413-8431.

Hutnan, M., Hornak, M., Bodik, I., & Hlavacka, V. (2003). Anaerobic treatment of wheat stillage. *Chemical and biochemical engineering quarterly*, 17(3), 233-242.

Huttunen, S., Kivimaa, P., & Virkamäki, V. (2014). The need for policy coherence to trigger a transition to biogas production. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 12, 14-30.

Ilangovan K, Linerio J, Álvarez E, Briones M, Noyola A. (1996) Tratamiento anaerobio de vinazas tequileras. En: Ilangovan K. & Briones R. (eds) Biodegradación de compuestos orgánicos. Instituto de Ingeniería UNAM, Mexico, pp: 42-44.

Ioannou, L. A., Puma, G. L., & Fatta-Kassinos, D. (2015). Treatment of winery wastewater by physicochemical, biological and advanced processes: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 286, 343-368.

IEA (2020), *Bioenergy Power Generation*, IEA, Paris <https://www.iea.org/reports/bioenergy-power-generation>

INECC y SEMARNAT (2012). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2012. México.

INEGI (2019). Colección de estudios sectoriales y regionales Conociendo la Industria del Tequila y el Mezcal. Recuperado de: <https://www.inforural.com.mx/wp-content/uploads/2019/07/Conociendo-la-Industria-del-Tequila-y-el-Mezcal.pdf>

INIFAP-CIRNE (2012). Agave. Recuperado de: <http://www.inifapcirne.gob.mx/Biblioteca/Paquetes2012/14.pdf>

Íñiguez, G., & Hernández, R. (2010). Estudio para la rehabilitación de una planta de tratamiento de vinazas tequileras mediante un floculante polimérico de poliacrilamida (PAM). *Revista internacional de contaminación ambiental*, 26(4), 299-311.

ISO. (2006a). ISO 14040 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. International Organization for Standardization. <https://doi.org/10.1136/bmj.332.7550.1107>

ISO. (2006b). ISO 14044 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. International Organization for Standardization. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0297-0>

Jensen, Allan & J, Elkington & Christiansen, Kim & L, Hoffmann & BT, Møller & Schmidt, Anders & F, van. (1998). Life cycle assessment (LCA) - a guide to approaches, experiences and information sources.

Jin B. y Kelly J. (2009). Wine Industry Residues. *Biotechnology for agroindustrial residues utilisation: utilisation of agro-residues*. Springer Science & Business Media.

Jungmeier, G., Werner, F., Jarnehammar, A., Hohenthal, C., & Richter, K. (2002). Allocation in LCA of Wood- based Products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(5), 290–294.

King, C. W., Stillwell, A. S., Twomey, K. M., & Webber, M. E. (2013). Coherence between water and energy policies. *Nat. Resources J.*, 53, 117.

Kiyuna, L. S. M., Fuess, L. T., & Zaiat, M. (2017). Unraveling the influence of the COD/sulfate ratio on organic matter removal and methane production from the biodigestion of sugarcane vinasse. *Bioresource technology*, 232, 103-112.

Koff, H., & Maganda, C. (2016). The EU and the human right to water and sanitation: Normative coherence as the key to transformative development. *The European Journal of Development Research*, 28(1), 91-110.

Konrad, O., Bezama, A. B., Prade, T., Backes, G. M., & Oechsner, H. (2016). Enhancing the analytical capacity for biogas development in Brazil: assessment of an original measurement system for low biogas flow rates out of agricultural biomass residues. *Engenharia Agrícola*, 36(5), 792-798.

Lewandrowski, J., Rosenfeld, J., Pape, D., Hendrickson, T., Jaglo, K., & Moffroid, K. (2020). The greenhouse gas benefits of corn ethanol—assessing recent evidence. *Biofuels*, 11(3), 361-375.

Longatti, Andreza & Cavalett, Otávio & Cruz, Antonio. (2017). Life Cycle Assessment of vinasse biogas production in sugarcane biorefineries. 10.1016/B978-0-444-63965-3.50338-

López-López, A., Davila-Vazquez, G., León-Becerril, E., Villegas-García, E., & Gallardo-Valdez, J. (2010). Tequila vinasses: generation and full scale treatment processes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 9(2), 109-116.

López-López A. y Contreras S. (2015). *Tratamiento de Efluentes y Aprovechamiento de Residuos en Ciencia y tecnología del tequila: avances y perspectivas*. 2a edición. Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C. (CIATEJ).

Lotteau, M., Loubet, P., Pousse, M., Dufrasnes, E., & Sonnemann, G. (2015). Critical review of life cycle assessment (LCA) for the built environment at the neighborhood scale.

Luján Ornelas, C (2015). Análisis de ciclo de vida de billetes mexicanos de polímero y papel de algodón de alta durabilidad. Universidad Nacional Autónoma de México.

Luna, Rogelio. (2018). La construcción cultural y económica del tequila. Centro Universitario de Ciencias Económico-Administrativas, Universidad de Guadalajara.

- Madejón, E., Díaz, M. J., López, R., & Cabrera, F. (2001). Co-composting of sugarbeet vinasse: influence of the organic matter nature of the bulking agents used. *Bioresource technology*, 76(3), 275-278.
- Majone, G. (1997). *Evidencia, argumentación y persuasión en la formulación de políticas*. Fondo de cultura económica.
- Marino-Marmolejo, E. N., Corbalá-Robles, L., Cortez-Aguilar, R. C., Contreras-Ramos, S. M., Bolaños-Rosales, R. E., & Davila-Vazquez, G. (2015). Tequila vinasses acidogenesis in a UASB reactor with Clostridium predominance. *Springerplus*, 4(1), 419.
- Martinelli, L. A., & Filoso, S. (2008). Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. *Ecological applications*, 18(4), 885-898.
- Martínez, R., J. L., Vázquez, G. M., Pimienta, B. E., Bernal, M. F., Flores, M. F., Ibarra, D. R., Torres, M. P., Cuevas, C. H., Martín del Campo, M. N., Rodríguez, R R y Virgen-Calleros G. 1998. Proyecto: Epidemiología y manejo integrado de problemas fitosanitarios en Agave tequilana Weber var. Azul. *Rev. Mex. Fitopatol.* Vol 16 (1); 116
- Martínez-Hernández, E., Amezcua-Allieri, M. A., Sadhukhan, J., & Anell, J. A. (2018). Sugarcane bagasse valorization strategies for bioethanol and energy production. *Sugarcane: Technology and Research*, 71.
- Martínez Rivera, L. M., Gerritsen, P., Rosales, J. J., Moreno, A., Contreras, S., Solís, A., ... & Palomera, C. (2007). Implicaciones socio-ambientales de la expansión del cultivo de agave azul (1995–2002) en el municipio de Tonaya, Jalisco, México. *En lo ancestral hay futuro: Del tequila, los mezcales y otros agaves*, eds. P. Colunga-GarcíaMarín, L. Eguiarte, A. Largués, and D. Zizumbo-Villarreal, 265-284.
- May, P. J., Sapotichne, J., & Workman, S. (2006). Policy coherence and policy domains. *Policy Studies Journal*, 34(3), 381-403.
- Méndez-Acosta, H. O., Snell-Castro, R., Alcaraz-González, V., González-Álvarez, V., & Pelayo-Ortiz, C. (2010). Anaerobic treatment of Tequila vinasses in a CSTR-type digester. *Biodegradation*, 21(3), 357-363.
- Meneses, M., Torres, C. M., & Castells, F. (2016). Sensitivity analysis in a life cycle assessment of an aged red wine production from Catalonia, Spain. *Science of the Total Environment*, 562, 571-579.
- Merino, M. (2008). La importancia de la ética en el análisis de las políticas públicas. *Revista del clad Reforma y Democracia*, (41), 5-32.
- Millán, N. (2015). Un Análisis de la Agenda Post 2015 desde la Perspectiva de la Coherencia de Políticas para el Desarrollo. *Relaciones Internacionales*.
- Mills, N., Pearce, P., Farrow, J., Thorpe, R. B., & Kirkby, N. F. (2014). Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. *Waste management*, 34(1), 185-195.
- Moletta R (2005) Winery and distillery wastewater treatment by anaerobic digestion. *Water Sci Technol* 51(1):137–144.
- Montañez, J. L., Victoria, J. C., Flores, R., & Vivar, M. Á. (2011). Fermentación de los fructanos del Agave tequilana Weber Azul por *Zymomonas mobilis* y *Saccharomyces cerevisiae* en la producción de bioetanol. *Información tecnológica*, 22(6), 3-14.

Moraes, B. S., Petersen, S. O., Zaiat, M., Sommer, S. G., & Triolo, J. M. (2017). Reduction in greenhouse gas emissions from vinasse through anaerobic digestion. *Applied Energy*, 189, 21-30.

Moran-Salazar, R. G., Sanchez-Lizarraga, A. L., Rodriguez-Campos, J., Davila-Vazquez, G., Marino-Marmolejo, E. N., Dendooven, L., & Contreras-Ramos, S. M. (2016). Utilization of vinasses as soil amendment: consequences and perspectives. *SpringerPlus*, 5(1), 1007.

Mosse, K. P. M., Patti, A. F., Christen, E. W., & Cavagnaro, T. R. (2011). Winery wastewater quality and treatment options in Australia. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 17(2), 111-122.

Mussatto, S. I., Dragone, G., Guimarães, P. M., Silva, J. P. A., Carneiro, L. M., Roberto, I. C., ... & Teixeira, J. A. (2010). Technological trends, global market, and challenges of bio-ethanol production. *Biotechnology advances*, 28(6), 817-830.

Napolini, B. F., Machado, A. C. D. O., Cravo Junior, W. B., Freire, D. M. G., & Cammarota, M. C. (2017). Bioconversion of sugarcane vinasse into high-added value products and energy. *BioMed research international*, 2017.

Nataraj, S. K., Hosamani, K. M., & Aminabhavi, T. M. (2006). Distillery wastewater treatment by the membrane-based nanofiltration and reverse osmosis processes. *Water Research*, 40(12), 2349-2356.

Nilsson, M., Zamparutti, T., Petersen, J. E., Nykvist, B., Rudberg, P., & McGuinn, J. (2012). Understanding policy coherence: analytical framework and examples of sector–environment policy interactions in the EU. *Environmental Policy and Governance*, 22(6), 395-423.

Obi F., Ugwuishiwu B. y Nwakaire N. (2016). Agricultural waste concept, generation, utilization and management. *Nigerian Journal of Technology*, 35(4) 957-964.

Organisation for Economic Co-operation and Development. (2009). Building blocks for policy coherence for development.

Palacios, C., Udaquiola, S., Rodriguez, R., Modelo matemático para la predicción de las necesidades de frío durante la producción de vino., *Ciencia, Docencia y Tecnología*, Vol. 38, 2009.

Parsaee, M., Kiani, M. K. D., & Karimi, K. (2019). A review of biogas production from sugarcane vinasse. *Biomass and bioenergy*, 122, 117-125.

Perea-Moreno, M. A., Samerón-Manzano, E., & Perea-Moreno, A. J. (2019). Biomass as renewable energy: Worldwide research trends. *Sustainability*, 11(3), 863.

Prasad, M. N. V., & Shih, K. (Eds.). (2016). *Environmental materials and waste: resource recovery and pollution prevention*. Academic Press.

Papong, S., & Malakul, P. (2010). Life-cycle energy and environmental analysis of bioethanol production from cassava in Thailand. *Bioresource technology*, 101(1), S112-S118.

Pereira, L. G., Cavalett, O., Bonomi, A., Zhang, Y., Warner, E., & Chum, H. L. (2019). Comparison of biofuel life-cycle GHG emissions assessment tools: The case studies of ethanol produced from sugarcane, corn, and wheat. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110, 1-12.

Pfau, S. F., Hagens, J. E., & Dankbaar, B. (2017). Biogas between renewable energy and bio-economy policies—opportunities and constraints resulting from a dual role. *Energy, Sustainability and Society*, 7(1), 17.

- Picciotto, R. (2005). The evaluation of policy coherence for development. *Evaluation*, 11(3), 311-330.
- Pierobon, F., Eastin, I. L., & Ganguly, I. (2018). Life cycle assessment of residual lignocellulosic biomass-based jet fuel with activated carbon and liginosulfonate as co-products. *Biotechnology for biofuels*, 11(1), 1-18.
- Prado-Ramirez, R., Gonzales-Alvarez, V., Pelayo-Ortiz, C., Casillas, N., Estarron, M., & Gomez-Hernandez, H. E. (2005). role of distillation on the quality of tequila. *International journal of food science & technology*.
- Programa México-Dinamarca en Energía y Cambio Climático (2019). Base de datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México.
- Querol, M. P., Seppänen, L., & Jackson Filho, J. M. (2015). Understanding the motivational perspectives of sustainability: A case of biogas production. *Production*, 25(2), 266-277.
- Rivera, X. C. S., Bacenetti, J., Fusi, A., & Niero, M. (2017). The influence of fertiliser and pesticide emissions model on life cycle assessment of agricultural products: The case of Danish and Italian barley. *Science of the Total Environment*, 592, 745-757.
- Robles, N. S., Vaca, C. G., Hlawinska, R. S., Robles, A. S., Ortega, A. F., Ramírez, C. Q., ... & Guaní, A. J. (2012). Propuesta de una cosechadora-desmenuzadora de Agave tequilana Weber para la producción de bioetanol y revisión de los procedimientos existentes. *Acta Universitaria*, 22(2), 9-18.
- Robles-González, V., Galíndez-Mayer, J., Rinderknecht-Seijas, N., & Poggi-Varaldo, H. M. (2012). Treatment of mezcal vinasses: A review. *Journal of biotechnology*, 157(4), 524-546.
- Rajagopal, R., Choudhury, M. R., Anwar, N., Goyette, B., & Rahaman, M. (2019). Influence of pre-hydrolysis on sewage treatment in an Up-Flow Anaerobic Sludge BLANKET (UASB) reactor: A review. *Water*, 11(2), 372.
- Ray, S. G., & Ghangrekar, M. M. (2019). Comprehensive review on treatment of high-strength distillery wastewater in advanced physico-chemical and biological degradation pathways. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(1), 527-546.
- Rogge, K. S., & Reichardt, K. (2016). Policy mixes for sustainability transitions: An extended concept and framework for analysis. *Research Policy*, 45(8), 1620-1635.
- Rodríguez Contreras, Francia Elizabeth, Martínez Rivera, Luis Manuel, & Palomera García, Carlos. (2017). Contextualización socioambiental del agave en Tonaya, Jalisco, México. *Región y sociedad*, 29(70), 71-102. <https://doi.org/10.22198/rys.2017.70.a406>
- Saraiva, A., Rodrigues, G., Mamede, H., Silvestre, J., Dias, I., Feliciano, M., ... & Oliveira, M. (2019). The impact of the winery's wastewater treatment system on the winery water footprint. *Water Science and Technology*, 80(10), 1823-1831.
- Scobie, M. (2016). Policy coherence in climate governance in Caribbean small island developing states. *Environmental Science & Policy*, 58, 16-28.
- Silva-Martínez, R. D., Sanches-Pereira, A., Ortiz, W., Gómez, M. F., & Coelho, S. T. (2020). The state-of-the-art of organic waste to energy in Latin America and the Caribbean: Challenges and opportunities. *Renewable Energy*.
- Siitonen, L. (2016). Theorising politics behind policy coherence for development (PCD).

- SEMADET (2017) Programa Estatal de Gestión de Residuos de Jalisco.
- Sustainable Winegrowing British Columbia (2018). Winery Process Wastewater Management Handbook: Best Practices and Technologies.
- Ramírez, V. (10 de octubre, 2019). Certificados de Energía Limpia piratas, o, ¿cómo engañarse a sí mismo? (s/n). Consultado en: <https://www.nexos.com.mx/?p=45255>
- Rehl, T., Lansche, J., & Müller, J. (2012). Life cycle assessment of energy generation from biogas—Attributional vs. consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(6), 3766-3775.
- Rocha, M.H., Lora, E.E., & Venturini, O.J. (2007). Life Cycle Analysis of different alternatives for the treatment and disposal of ethanol vinasse.
- SAGARPA (2015). Plan de Manejo de Residuos generados en actividades agrícolas. Primera etapa: diagnóstico nacional. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/346963/Manejo_de_Residuos_Reporte_Ejecutivo.pdf
- Salgado, J. M., Rodríguez, N., Cortés, S., & Domínguez, J. M. (2010). Improving downstream processes to recover tartaric acid, tartrate and nutrients from vinasses and formulation of inexpensive fermentative broths for xylitol production. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 90(13), 2168-2177.
- Sánchez Soto, A. (2016). Necesidades de información y comportamiento informativo de los agricultores de agave azul de Tequila, Jalisco: Un estudio de caso. *Investigación bibliotecológica*, 30(69), 143-178.
- SENER (2018). Inventario Nacional de Energías Limpias.
- SENER (2020)
- SENER, & CFE. (2018). ANBIO
- SEMARNAT (2016). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde. Edición 2015. SEMARNAT. México. 2016.
- SINAP (2018). Estadística de la producción agrícola de 2018. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera: datos abiertos. Recuperado de: <http://infosiap.siap.gob.mx/gobmx/datosAbiertos.php>
- Taheripour, F., Tyner, W. E., & Fiegel, J. (2013). Development of Corn Stover Biofuel: Impacts on Corn and Soybean Markets and Land Rotation.
- Téllez-Mora, P., Peraza-Luna, F. A., Feria-Velasco, A., & Andrade-González, I. (2012). Optimización del proceso de fermentación para la producción de tequila, utilizando la metodología de superficie de respuesta (MSR). *Revista mexicana de ingeniería química*, 11(1), 163-176.
- Tosun, J., & Leininger, J. (2017). Governing the interlinkages between the sustainable development goals: Approaches to attain policy integration. *Global Challenges*, 1(9), 1700036.
- Sáez, M. T., & Godoy, L. D. (1998). La definición del problema de la inmigración en España. Instituto Universitario Ortega y Gasset.

- Tapie, W. A., García, D. P., & Guerrero, H. S. (2016). Biodegradación de vinazas de caña de azúcar mediante el hongo de pudrición blanca *Pleurotus ostreatus* en un reactor de lecho empacado. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 19(2), 145-150.
- Thenepalli T., Ramakrishna C. y Whan J. (2017). Environmental effect of the Coffee Waste and Anti-Microbial Property of Oyster Shell Waste Treatment. *Journal of Energy Engineering*. 26(2) 39-49.
- Tian, Z., Mohan, G. R., Ingram, L., & Pullammanappallil, P. (2013). Anaerobic digestion for treatment of stillage from cellulosic bioethanol production. *Bioresource technology*, 144, 387-395.
- Tuesta D. (2017) *Efecto de la aplicación de vinazas de la industria del tequila en el cultivo del maíz y en la asociación planta-hongos micorrízicos arbusculares* (HMA) Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C
- Turconi, R., Boldrin, A., & Astrup, T. (2013). Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable and sustainable energy reviews*, 28, 555-565.
- Tsydenova, N., Vázquez Morillas, A., Martínez Hernández, Á., Rodríguez Soria, D., Wilches, C., & Pehlken, A. (2019). Feasibility and Barriers for Anaerobic Digestion in Mexico City. *Sustainability*, 11(15), 4114.
- Rolón, I. (2019). *Análisis de ciclo de vida de la energía eléctrica generada a partir de biomasa residual de origen urbano*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Roldán Viloria, J. (2012). Energías renovables. Lo que hay que saber. (Paraninfo, Ed.).
- Salgado, J. M., Rodríguez, N., Max, B., Pérez, B., Rodríguez, R., Cortés, S., & Domínguez, J. M. (2011). Evaluation of wine vinasses as alternative nutrients in biotechnological processes. Evaluación de vinazas vínicas como nutriente alternativo en procesos biotecnológicos. *CyTA- Journal of Food*, 9(4), 278-281.
- Sawatdeenarunat, C. (2017). *Anaerobic Digestion Biorefinery to Produce Bioenergy and Biobased Products using High Yielding Tropical Feedstock* (Doctoral dissertation, University of Hawai at Mānoa).
- Seidel, C. (2016). The Application of Life-Cycle Assessment within a Public Policy Framework - Theory and Reality. Phd Thesis, University of Alberta.
- da Silva, M. A., Griebeler, N. P., & Borges, L. C. (2007). Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11(1), 108-114.
- Suhaili, N., Cárdenas-Fernández, M., Ward, J. M., & Lye, G. J. (2019). Potential of sugar beet vinasse as a feedstock for biocatalyst production within an integrated biorefinery context. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 94(3), 739-751
- Timonen, K., Sinkko, T., Luostarinen, S., Tampio, E. y Joensuu, K. (2019). LCA of anaerobic digestion: Emission allocation for energy and digestate. *Journal of Cleaner Production*. From waste to added value product: Towards a paradigm shift in the LCA applied to wastewater sludge.
- Toledo-Cervantes, A., Estrada, J. M., Lebrero, R., & Muñoz, R. (2017). A comparative analysis of biogas upgrading technologies: Photosynthetic vs physical/chemical processes. *Algal research*, 25, 237-243.

- Vasco-Correa, J., Khanal, S., Manandhar, A., & Shah, A. (2018). Anaerobic digestion for bioenergy production: Global status, environmental and techno-economic implications, and government policies. *Bioresource technology*, *247*, 1015-1026.
- Villanueva-Rodríguez, S. J., Rodríguez-Garay, B., Prado-Ramírez, R., & Gschaedler, A. (2016). Tequila: Raw Material, Classification, Process, and Quality Parameters.
- Welz, P. J., Holtman, G., Haldenwang, R., & le Roes-Hill, M. (2016). Characterisation of winery wastewater from continuous flow settling basins and waste stabilisation ponds over the course of 1 year: implications for biological wastewater treatment and land application. *Water Science and Technology*, *74*(9), 2036-2050.
- Wilkie, A. C., Riedesel, K. J., & Owens, J. M. (2000). Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, *19*(2), 63-102.
- Yang, S. D., Liu, J. X., Wu, J., Tan, H. W., & Li, Y. R. (2013). Effects of vinasse and press mud application on the biological properties of soils and productivity of sugarcane. *Sugar Tech*, *15*(2), 152-158.
- Zabed, H., Sahu, J. N., Boyce, A. N., & Faruq, G. (2016). Fuel ethanol production from lignocellulosic biomass: an overview on feedstocks and technological approaches. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *66*, 751-774.