

Digestión anaeróbica:

Alternativa tecnológica para el desarrollo sostenible de la agroindustria panelera

Oscar Andres Mendieta Menjura

Tesis presentada para optar el título de Doctor en Ingeniería Química

Director

Humberto Escalante Hernández

Ph.D. Ingeniería Química

Co-directores

Liliana del Pilar Castro Molano

Ph.D. Ingeniería Química

Jader Rodríguez Cortina

Ph.D. Ciencia Tecnología y Gestión Alimentaria

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Doctorado en Ingeniería Química

Bucaramanga

2021

Dedicado a todos los seres de luz que han estado, están, y estarán en mi camino.

Agradecimientos

Al Creador por darme la vida.

A mi familia por el apoyo absoluto en el alcance de mis metas.

A los Profesores Humberto Escalante y Liliana Castro por ser maestros, guías y amigos.

Al investigador Jader Rodríguez por la construcción de proyectos e ideas para el futuro.

A Marianna Garfí por sus valiosos aportes a mi investigación.

A Erik Vera por la contribución de su conocimiento para completar mi tesis.

A mis compañeros de laboratorio, Chucureno, Jaimes, Iván, Karina, Laura, Lizeth, Glen, por sus infinitas discusiones en pro de la investigación.

A la Escuela de Ingeniería Química y su planta docente, administrativa y operativa que en estos años me han dejado grandes enseñanzas.

A MINCIENCIAS por su apoyo económico en el marco del programa de Doctorados Nacionales Convocatoria 757 de 2016.

A AGROSAVIA por concederme una licencia de estudios para realizar mi doctorado.

Contenido

	Pág.
Introducción	17
1. La cachaza: un sustrato novedoso para la producción rápida de biogás	28
1.1. Resumen.....	28
1.2. Introducción	28
1.3. Materiales y métodos	31
1.3.1. Sustrato e inóculo.....	31
1.3.2. Biodegradabilidad del RAI: PBM y grado de desintegración	31
1.3.3. Consideraciones energéticas	33
1.3.4. Análisis estadístico.....	33
1.4. Resultados y discusión.....	33
1.4.1. Caracterización fisicoquímica del inóculo.....	33
1.4.2. Biodegradabilidad del RAI: PBM y grado de desintegración	34
1.4.3. Estabilidad en la biodegradabilidad de la cachaza.....	37
1.4.4. Potencial energético del RAI	39
1.5. Conclusiones	40

2. Efecto sinérgico de la cachaza como co-sustrato acelerante en co-digestión anaeróbica con los residuos agrícolas de cosecha	41
2.1. Resumen.....	41
2.2. Introducción	41
2.3. Materiales y métodos	45
2.3.1. Sustratos e inóculo	45
2.3.2. Pretratamiento de los sustratos.....	46
2.3.3. Actividad del inóculo al adicionar cachaza	47
2.3.4. Potencial de biometanización del RAC	48
2.3.5. Co-digestión RAC+RAI	48
2.4. Resultados y discusión.....	50
2.4.1. Actividad del inóculo al adicionar cachaza	50
2.4.2. Efecto del tamaño de partícula en el PBM de los RAC	52
2.4.3. Co-digestión RAC+RAI	54
2.4.4. Efecto acelerante del RAI en la CoDA con los RAC	62
2.5. Conclusiones	63
3. Gestión y valorización de los residuos generados en el proceso de producción de panela utilizando un digestor anaeróbico tubular: potencial técnico y económico.....	64
3.1. Resumen.....	64

3.2. Introducción	64
3.3. Materiales y métodos	68
3.3.1. Sustratos	68
3.3.2. Configuración experimental.....	68
3.3.3. Procedimientos analíticos	71
3.3.4. Potencial económico del DAT en la agroindustria panelera.....	72
3.4. Resultados y discusión	77
3.4.1. Primer período operativo: puesta en marcha del DAT	77
3.4.2. Segundo período operativo: producción de biogás y metano	78
3.4.3. Indicadores de estabilidad del proceso de DA.....	83
3.4.4. Potencial económico del sistema de DATs en la agroindustria panelera	86
3.5. Conclusiones	93
4. Digestores anaeróbicos tubulares de bajo costo para promover la bioeconomía circular en el sector panelero: análisis del ciclo de vida	94
4.1. Resumen.....	94
4.2. Introducción	94
4.3. Materiales y métodos	97
4.3.1. Descripción del caso de estudio.....	97
4.3.2. Metodología de evaluación del ciclo de vida.....	100

4.3.3. Análisis de sensibilidad.....	106
4.4. Resultados y discusión.....	106
4.4.1. Evaluación de impacto del ciclo de vida.....	106
4.4.2. Normalización.....	111
4.4.3. Análisis de sensibilidad.....	112
4.5. Conclusiones.....	113
5. Modelo de aceptación de tecnología extendido (TAM2) para predecir la intención conductual de los productores de panela en Colombia hacia la adopción de la tecnología de digestión anaeróbica a través de biodigestores de bajo costo	114
5.1. Resumen.....	114
5.2. Introducción.....	114
5.3. Metodología.....	117
5.3.1. Modelo de aceptación de tecnología extendido.....	117
5.3.2. Encuesta.....	120
5.3.3. Área de estudio y muestra.....	122
5.3.4. Análisis de los datos.....	123
5.4. Resultados y discusión.....	125
5.4.1. Estadísticas descriptivas.....	125
5.4.2. Pruebas de confiabilidad y validez	127

5.4.3. Evaluación de ajuste del modelo.....	131
5.4.4. Evaluación de las hipótesis	132
5.5. Conclusiones	139
6. Conclusiones generales	140
Referencias bibliográficas	142

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Consumos energéticos en el proceso de producción de panela	20
Tabla 2. Fertilizantes, dosis y emisiones ambientales en el cultivo de caña panelera por hectárea sembrada	21
Tabla 3. Caracterización fisicoquímica y composicional de la cachaza (RAI)	30
Tabla 4. Caracterización fisicoquímica y composicional de los residuos agrícolas de cosecha (RAC).....	42
Tabla 5. Resultados del ajuste de los modelos cinéticos de primer orden y de dos grupos con dos etapas para la CoDA RAC+RAI	56
Tabla 6. Capacidad tampón (AGV/AT) y pH en la CoDA RAC+RAI	61
Tabla 7. Parámetros y supuestos para el análisis económico de la tecnología de digestión anaeróbica en una unidad productora de panela	76
Tabla 8. Resultados de la biometanización de los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y la cachaza (RAI) en un digestor anaeróbico tubular (DAT) a escala de banco.....	82
Tabla 9. Sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), y contenido de materia mineral a la entrada y salida del digestor anaeróbico tubular (DAT) a escala de banco alimentado con residuos agrícolas de cosecha (RAC) y cachaza (RAI)	86

Tabla 10. Sensibilidad de la tasa interna de retorno (TIR, %) a cambios en la inflación (f) y la tasa de descuento (i), para un sistema de digestores anaeróbicos tubulares en una unidad productora de panela	89
Tabla 11. Sensibilidad de la relación beneficio/costo (RBC, -) a cambios en la inflación (f) y la tasa de descuento (i), para un sistema de digestores anaeróbicos tubulares en una unidad productora de panela	90
Tabla 12. Sensibilidad del período de recuperación de capital (PRC, años) a cambios en la inflación (f) y la tasa de descuento (i), para un sistema de digestores anaeróbicos tubulares en una unidad produc-tora de panela.....	91
Tabla 13. Variación de los indicadores de rentabilidad con los costos de inversión de un sistema de digestores anaeróbicos tubulares en una unidad productora de panela.....	92
Tabla 14. Resumen del inventario (entradas y salidas) para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B). Los valores son referidos a la unidad funcional (1 t de panela). (RAC: residuos agrícolas de cosecha; RAI: cachaza).....	102
Tabla 15. Impactos ambientales potenciales totales para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B). Los valores son referidos a la unidad funcional (1 t de panela).....	109

Tabla 16. Resultados del análisis de sensibilidad sobre los impactos ambientales potenciales para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B)	112
Tabla 17. Atributos demográficos de los encuestados (N = 182)	126
Tabla 18. Análisis estadístico de los datos obtenidos con el instrumento de medida.....	128
Tabla 19. Análisis factorial entre los constructos y las variables medibles.....	130
Tabla 20. Resultados de la evaluación del ajuste de los modelos.....	131
Tabla 21. Resultados de análisis de regresión múltiple	133
Tabla 22. Efectos directos, indirectos y totales de las variables sobre las variables dependientes	135

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1. Rendimiento diario (a) y acumulado (b) de metano a diferentes diluciones del RAI. ..	35
Figura 2. Potencial de biometanización de la cachaza (RAI) a diferentes diluciones, versus la concentración de sólidos totales y la remoción de materia orgánica.	37
Figura 3. Capacidad tampón (AGV/AT) y pH en el potencial de biometanización (PBM) de la cachaza (RAI) a diferentes diluciones.	38
Figura 4. Efecto de la adición de cachaza (RAI) sobre a) actividad metanogénica (AME) y b) actividad hidrolítica (AH) del inóculo.	51
Figura 5. Rendimiento acumulado de metano para los residuos agrícolas de cosecha (RAC) a diferentes tamaños de partícula.....	53
Figura 6. Rendimiento acumulado de metano para la CoDA entre los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y la cachaza (RAI). Resultados experimentales (representados por los puntos) versus los modelos cinéticos (líneas continuas) de primer orden (a) y de dos grupos con dos etapas (b). ...	55
Figura 7. Rendimiento acumulado de metano de los RAC y RAI en mono- y co-digestión obtenido a partir del modelo de dos grupos con dos etapas.....	59
Figura 8. Rendimiento final de metano (y_{max}), la constante de velocidad de hidrólisis (k), y la remoción de materia orgánica para la CoDA RAC+RAI.	60
Figura 9. Índice de sinergia (ϕ) en la CoDA RAC+RAI a diferentes proporciones de mezcla....	62
Figura 10. Digestor anaeróbico tubular a escala de banco empleado para gestionar RAC+RAI.	69

- Figura 11. Diagrama esquemático para la integración de la tecnología digestión anaeróbica en una unidad productora de panela. RAC: residuos agrícolas de cosecha. RAI: cachaza. DATs: digestores anaeróbicos tubulares..... 74
- Figura 12. Producción de biogás acumulada y diaria de los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y la cachaza (RAI) en un digestor anaeróbico tubular (DAT) a escala de banco. 79
- Figura 13. Estabilidad de la producción de biogás en un digestor anaeróbico tubular (DAT) a escala de banco alimentado con residuos agrícolas de cosecha (RAC) y cachaza (RAI): a) perfil del cambio de pH y capacidad tampón (AGV/AT), b) remoción de materia orgánica. SV: sólidos volátiles. ST: sólidos totales. 84
- Figura 14. Sensibilidad del valor actual neto (VAN) con la tasa de descuento (i) y la inflación (f) de un sistema de digestores anaeróbicos tubulares en una unidad productora de panela. 87
- Figura 15. Diagramas de flujo y fronteras del sistema: i) producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A), ii) producción de panela con la integración de un sistema de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B). RAC: residuos agrícolas de cosecha. RAI: cachaza. 98
- Figura 16. Impactos ambientales potenciales para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B). Los valores son referidos a la unidad funcional (1 t de panela). 108

Figura 17. Impactos ambientales normalizados para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B).	111
Figura 18. Modelo de aceptación de tecnología extendida para la aceptación de biodigestores de bajo costo por parte de los productores de panela.	120
Figura 19. Mapa de la zona de estudio: superficie sembrada en caña de azúcar para la producción de panela en Colombia; adaptado de AGRONET (2014).....	123
Figura 20. Ilustración de los resultados empíricos del estudio según el modelo propuesto.	133

Resumen

Título: Digestión anaeróbica: alternativa tecnológica para el desarrollo sostenible de la agroindustria panelera*

Autor: Oscar Andres Mendieta Menjura**

Palabras clave: agroindustria panelera, digestión anaeróbica, residuos de caña de azúcar, biodigestor tubular, sinergia.

Descripción:

La agroindustria panelera se caracteriza por su bajo nivel tecnológico y su estancamiento en procesos artesanales. Por un lado, el proceso de elaboración de panela requiere energía, mientras que, por el otro lado, el cultivo de caña de azúcar demanda fertilizantes, que en la mayoría de los casos deben ser proveídos por diversas fuentes externas. Esto se relaciona con la disminución de los ingresos de los productores y la protección del medio ambiente, que a su vez influye en el desarrollo social. En este sentido, la presente investigación propone contribuir a la sostenibilidad de la cadena productiva de la panela, haciendo uso racional y eficiente de los residuos que se generan en el proceso de producción, vía digestión anaeróbica (DA). Sin embargo, existen retos que se relacionan con la composición de los residuos, debido a que son materiales de naturaleza lignocelulósica – ácida, y se desconoce su potencial para la producción de biogás en una configuración de digestor que pueda ser adoptada por el sector, temas que deben ser estudiados para el desarrollo de un proceso de DA. El siguiente reto lo constituye la integración de la tecnología de DA en el proceso de producción de panela, abordando los ejes económico, ambiental y social. Esta tesis doctoral contribuye al conocimiento al investigar una nueva alternativa tecnológica que constituya una respuesta al desarrollo sostenible de dicha agroindustria por medio de la gestión y valorización de sus residuos.

* Tesis doctoral.

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas, Escuela de Ingeniería Química. Director: Humberto Escalante Hernández (Ph.D. en Ingeniería Química). Co-directores: Liliana del Pilar Castro Molano (Ph.D. en Ingeniería Química) y Jader Rodríguez Cortina (Ph.D. en Ciencia Tecnología y Gestión Alimentaria).

Abstract

Title: Anaerobic digestion: a technological alternative for the sustainable development of the non-centrifugal cane sugar agroindustry*

Author: Oscar Andres Mendieta Menjura**

Keywords: non-centrifugal cane sugar agroindustry, anaerobic digestion, sugarcane waste, tubular biodigester, synergy.

Description:

The non-centrifugal cane sugar (NCS) agroindustry is characterized by its low technological level and stagnation in artisanal processes. On the one hand, the NCS production process requires energy. On the other hand, sugarcane cultivation demands fertilizers, which in most cases must be provided by various external sources. The above is related to the decrease in producers' income and the protection of the environment, which in turn influences social development. In this sense, this research proposes to contribute to the sustainability of the NCS production chain, making rational and efficient use of the waste generated in the production process via anaerobic digestion (AD). However, some challenges are related to the composition of the waste because they are lignocellulosic-acid materials. Furthermore, its potential for biogas production in a digester configuration that the sector could adopt is unknown. These topics must be studied for the development of an AD process. The next challenge is integrating AD technology in the NCS production process, addressing the economic, environmental, and social axes. This doctoral thesis contributes to knowledge by investigating a new technological alternative that constitutes a response to the sustainable development of said agroindustry through the management and recovery of its waste.

* Doctoral thesis.

** Faculty of Physicochemical Engineering, Chemical Engineering School. Director: Humberto Escalante Hernández (Ph.D. in Chemical Engineering), co-directors: Liliana del Pilar Castro Molano (Ph.D. in Chemical Engineering) and Jader Rodríguez Cortina (Ph.D. in Food Science, Technology and Management).

Introducción

Contextualización

En el 2015 la ONU aprobó la Agenda 2030 (ONU, 2015) sobre los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), una oportunidad para que los países y sus sociedades emprendan un nuevo camino por mejorar la vida de todos. El desarrollo sostenible se ha definido como el desarrollo capaz de satisfacer las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades (Brundtland, 1987). Con el propósito de alcanzar los ODS es fundamental armonizar tres elementos básicos: el crecimiento económico, la inclusión social y la protección del medio ambiente. Estos elementos están interrelacionados y son todos esenciales para el bienestar de las personas y las sociedades.

Entre los objetivos de desarrollo sostenible cobra gran importancia garantizar el acceso a una energía asequible, segura, sostenible y moderna para todos (ODS 7). La energía es primordial para casi todos los grandes desafíos y oportunidades a los que hace frente el mundo actual, ya sea para el empleo, la seguridad, el cambio climático, la producción de alimentos o para aumentar los ingresos. El acceso universal a la energía es esencial, y la energía sostenible es una oportunidad, que transforma la vida, la economía y el planeta.

En países como Colombia, la adopción de la Agenda 2030 plantea una oportunidad clave para mejorar la calidad de vida de los ciudadanos, especialmente de los más pobres y vulnerables, siendo además una herramienta para generar las condiciones habilitantes de una paz estable y duradera. En Colombia, respecto al ODS 7, la meta para el año 2030 es aumentar la capacidad de generación de energía limpia en 1,500 MW, frente a los 22.4 MW en 2018 (DNP, 2019).

El desarrollo sostenible es uno de los principios que se enmarca en el sistema nacional de innovación agropecuario colombiano (Congreso de Colombia, 2017), con el cual se procura la sostenibilidad ambiental, económica, y social de las actividades productivas en beneficio de las comunidades rurales. El sector agropecuario tiene una gran importancia estratégica para el desarrollo del país, pues representa alrededor del 7% del PIB total de la nación (DANE, 2020). La ubicación privilegiada de Colombia en la zona tropical hace que su territorio sea partícipe de las mayores proporciones de energía que el sol le transfiere a la Tierra, por lo cual la principal fuente de recursos renovables proviene de la producción agrícola y pecuaria (Escalante *et al.*, 2011), y de la agroindustria. La biomasa residual podría soportar de manera sostenible hasta el 15% - 28% del requerimiento energético nacional (Gutiérrez *et al.*, 2020).

Entre el sector agropecuario colombiano, la caña de azúcar destinada para la producción de panela se destaca por ser el tercer principal cultivo agroindustrial en el país, después del café y la palma de aceite, participando con el 10.7% del área sembrada en el territorio nacional (DANE-ENA, 2019). La cadena agroindustrial de la panela beneficia a más de 350,000 familias, y genera cerca de 287,000 empleos directos equivalentes a 45 millones de jornales al año, es decir, el 12% de la población rural económicamente activa. La caña para panela se cultiva en 511 municipios de 28 departamentos y es el eje de la economía en 117 municipios (MADR, 2016). La panela es un producto edulcorante, alimenticio, y tradicional de Colombia; su procesamiento se caracteriza por su bajo nivel tecnológico y su estancamiento en procesos artesanales.

El proceso de producción de panela y sus consumos energéticos

La caña de azúcar una vez alcanza su estado de madurez es cosechada. El corte de la caña es manual, donde se retiran las hojas y el cogollo (residuos agrícolas de cosecha) y los tallos son

transportados generalmente en mulares a un trapiche panelero. El procesamiento de panela consta de las siguientes etapas: molienda, clarificación, evaporación, concentración y empaque. El proceso comienza con la extracción del jugo de caña en molinos de rodillos, los cuales son alimentados manualmente. Posteriormente, el jugo es transportado al sistema de calentamiento de un horno (clarificación, evaporación y concentración). En la etapa de clarificación, el aumento de la temperatura del jugo junto con la adición de un agente aglutinante vegetal permite la eliminación de las impurezas del jugo (cachaza). En las etapas de evaporación y concentración, el calor aportado se aprovecha en el cambio de fase del agua (de líquido a vapor) para aumentar la concentración de azúcares (Rodríguez *et al.*, 2018). Finalmente, debido a que la panela es higroscópica, ésta debe ser empacada para su conservación y posterior comercialización.

Actualmente, el proceso de elaboración de panela tiene un consumo de energía importante en el molino de caña (aproximadamente, 213 kJ/kg de panela) el cual es accionado por motores eléctricos o diésel (CIMPA, 1991). Además, el horno requiere un suministro energético de 22 MJ/kg de panela (García *et al.*, 2007). Esta energía se suministra por la combustión del bagazo que se obtiene en la molienda de la caña. Sin embargo, el horno aprovecha tan sólo el 29% de la energía contenida en el bagazo (Sardeshpande *et al.*, 2010). La escasez o el no ahorro de combustible (bagazo) es muy común en estos hornos debido a la baja eficiencia de utilización del calor (Anwar, 2010), por lo cual el bagazo obtenido en la molienda, en la mayoría de los casos, es gastado completamente. Para suplir los requerimientos energéticos del proceso se suministran otros combustibles: leña (0.43 kg/kg de panela) y caucho de llanta (0.01 kg/kg de panela). Adicionalmente, el proceso de producción de panela se desarrolla típicamente en zonas rurales durante las 24 h, y durante dos a seis días a la semana. Esto repercute en otros gastos energéticos: leña para la

preparación de los alimentos a los trabajadores (en promedio, 126 kJ/kg de panela), y alumbrado eléctrico de las instalaciones en horas nocturnas (11.7 kJ/kg de panela). Lo anterior incrementa los costos de producción y provoca alteraciones al medio ambiente (García *et al.*, 2007; Cadavid, 2007). Los consumos energéticos del proceso de producción de panela se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1.

Consumos energéticos en el proceso de producción de panela.

Uso en el proceso	Tipo de energía empleada	Consumos energéticos (kJ/kg de panela)
Molienda de caña	Mecánica	213
Horno (bagazo)	Térmica	22,000
Horno (leña)	Térmica	8,208
Horno (caucho de llanta)	Térmica	332.3
Preparación alimentos (leña)	Térmica	126.0
Alumbrado	Eléctrica	11.7
TOTAL		30,891

Aplicación de fertilizantes en el cultivo de caña de azúcar

En Colombia, la caña de azúcar para la producción de panela se siembra principalmente en zonas de ladera. Por lo general, estos suelos presentan deficiencias de nitrógeno, fósforo y potasio; como también de calcio, magnesio, azufre, zinc, boro, cobre, molibdeno y sílice. La caña es un cultivo permanente que anualmente remueve grandes cantidades de elementos nutritivos del suelo, los cuales se devuelven mediante fertilizaciones minerales (Osorio, 2007). Los suelos de ladera en Colombia se caracterizan por presentar una fertilidad natural moderada a baja, por lo cual se requieren planear acciones adecuadas de fertilización con N, P₂O₅ y K₂O como nutrimentos básicos para un normal desarrollo del cultivo (García *et al.*, 2007). Dependiendo de las condiciones de fertilidad del suelo, y según los requerimientos del cultivo de caña, para la fertilización de una

hectárea típicamente se necesita entre 100-150 kg de N, 80-150 kg P_2O_5 , 80-150 kg de K_2O (Manrique *et al.*, 2008). El uso de fertilizantes en el cultivo de caña para panela constituye alrededor del 16% de los costos totales de producción, y adicionalmente genera impactos ambientales (Hanserud *et al.*, 2018). En la Tabla 2 se muestran los fertilizantes utilizados, las dosis suministradas, y las emisiones generadas por el cultivo de caña panelera, por hectárea:

Tabla 2.

Fertilizantes, dosis y emisiones ambientales en el cultivo de caña panelera por hectárea sembrada.

Fertilizante	Dosis (kg)	Emisiones (kg CO₂-eqv)*
Urea (46% N)	100-150	166 – 248
Superfosfato (48% P_2O_5)	80-150	32 – 76
Cloruro de potasio KCl (60% K_2O)	80-150	29 – 64
TOTAL		227 – 388

* Se reportan las emisiones provenientes de los fertilizantes en equivalentes de CO₂ (CO₂-eqv), de acuerdo con ISCC (2010), para efectos comparativos.

Sostenibilidad del proceso

El proceso de producción de panela demanda energía y nutrientes para el cultivo de caña de azúcar que deben ser proveídos por diversas fuentes externas, lo cual se relaciona con la disminución de los ingresos de los productores y la protección del medio ambiente, que a su vez influye en el desarrollo social de la agroindustria panelera. En este sentido es necesario buscar alternativas que puedan satisfacer las necesidades del proceso y al mismo tiempo hacerlo de forma sostenible.

La agroindustria panelera utiliza la caña de azúcar como materia prima. El 78.4% de la caña corresponde a los tallos con los cuales se obtiene por comprensión el jugo para la producción de panela y el bagazo que se sirve como combustible en los hornos paneleros. El 21.6% de la caña corresponde a los residuos agrícolas de cosecha – RAC (Riveros, 2013), los cuales son el principal

residuo que se deja en el campo después de la cosecha. Adicionalmente, en la etapa de clarificación del jugo se genera un 3-4% de cachaza, respecto a la caña molida. Este residuo agroindustrial – RAI junto con los RAC suman el 24.6% del total de la caña de azúcar. De acuerdo con las condiciones de producción de Colombia (MADR, 2019), la agroindustria panelera emplea en el año 12,507,843 t de caña de azúcar, las cuales son responsables de generar 500.313,7 t de RAI y 3.446.038,4 t de RAC, es decir 3,9 Mt de residuos orgánicos.

La producción de panela no cuenta con un debido uso integral de los residuos generados en el proceso, especialmente relacionado al potencial energético y nutricional. Cuando se hace la preparación del suelo para la siembra de caña, se realiza la práctica de corte y quema de los RAC (Leal *et al.*, 2013). Esta práctica contribuye a mejorar la disponibilidad de nutrientes en el suelo de forma rápida, disminuir la población de algunas plagas y estimular la brotación de la caña, además es un método simple y económico. No obstante, las quemas perjudican la vida del suelo, producen cenizas volantes, destruyen la materia orgánica, dañan severamente la diversidad microbiana, incrementan las pérdidas de sacarosa en la caña y plantean preocupaciones ambientales (Souza *et al.*, 2012; Pippo *et al.*, 2007). Otros problemas que se presentan son el resecamiento del terreno y la creación de una costra que dificulta la infiltración del agua e impide el retorno de la materia orgánica al suelo porque lo transforma en cenizas (García *et al.*, 2007).

Los RAC se han empleado como forraje fresco y ensilaje para alimentación animal (Sindhu *et al.*, 2016), o como fertilizante orgánico (Pippo *et al.*, 2007). Sin embargo, de esta forma no hay una previa recuperación de la energía antes de reciclar los nutrientes. Los RAC también se han utilizado para la obtención de bioetanol (Sindhu *et al.*, 2011), biopolímeros como el poli-3-hidroxibutirato - PHB (Prabisha *et al.*, 2014), y la recuperación de energía por medio de pirólisis rápida,

sin embargo, dichas tecnologías son costosas y sólo podrían llevarse a cabo bajo la condición de subsidios y apoyo gubernamental en países en vías de desarrollo (Pippo *et al.*, 2007).

Respecto a la cachaza (RAI), esta representa un problema en las plantas de producción de panela por los grandes volúmenes que se generan y su disposición. La cachaza es muchos casos es vertida en cuerpos de agua, lo cual aumenta la carga contaminante de las aguas superficiales y subterráneas, además, genera mal olor, es un foco de infección (Ramírez *et al.*, 2012) y un riesgo para la conservación del ambiente. El impacto ambiental potencial de un horno panelero se debe principalmente a la disposición de residuos como la cachaza (Gutiérrez *et al.*, 2016).

La cachaza tiene un alto contenido de humedad (~78% m/m), por tanto, una opción de manejo ha sido la evaporación para la obtención de melote, un subproducto empleado en la alimentación de equinos, porcinos, y aves (Riveros, 2013). El RAI también se ha utilizado para la elaboración de compost (Bohorquez *et al.*, 2014) y como fertilizante orgánico en el cultivo de caña de azúcar (Elsayed *et al.*, 2008), sin embargo, dicho uso se ve limitado por la capacidad de los suelos para aceptarla directamente, lo que provoca serios problemas de contaminación. Por otro lado, se ha estudiado la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos; la cachaza además de funcionar como enmienda presenta la ventaja de aportar microorganismos al suelo con la capacidad de bio transformar los tóxicos, y contribuir al contenido de nutrientes, en especial fósforo (Torres *et al.*, 2011). Otro uso que se le ha dado al RAI es la producción de celulosa bacteriana, ya que presenta constituyentes y propiedades físicas que pueden servir como medio de cultivo de microorganismos (Khattak *et al.*, 2015).

Alternativa sostenible para la gestión de los RAC y RAI

Las alternativas de uso presentadas hasta el momento para los RAC y RAI no son efectivamente implementadas en la agroindustria panelera por diversas situaciones, lo cual podría deberse a que éstas no constituyen una forma atractiva para el productor desde un punto de vista tecnológico o económico. Adicionalmente, estas alternativas no responden a las necesidades energéticas del proceso y a los requerimientos nutricionales del suelo donde se extrae la materia prima, lo cual debería ser considerado para lograr una integración sostenible del proceso productivo. Por otro lado, dichos residuos no se utilizan en su totalidad en la mayoría de los casos, por lo cual hay un remanente importante que aún debe ser gestionado.

Los RAC representan la mayor y más importante reserva residual de biomasa de la caña de azúcar, son una fuente abundante y económica de biomasa lignocelulósica (Sindhu, *et al.*, 2016), y su empleo junto con el RAI para la generación de energía limpia e integración en el proceso es un tema de investigación, ya que actualmente estos residuos generados en la agroindustria panelera se desaprovechan debido a los bajos incentivos para producir energía a partir de éstos.

Hay diferentes tecnologías para el tratamiento de los residuos agroindustriales, a partir de las cuales se obtienen fuentes energéticas como etanol, electricidad y calor. Sin embargo, la Digestión Anaeróbica (DA) se posiciona como la mejor tecnología en cuanto a energía producida por energía suministrada, con una relación de 28.8 MJ/MJ (Deublein y Steinhauser, 2011). Debido al contenido de humedad relativamente alto de los RAC y RAI, la tecnología de bioconversión anaeróbica es más adecuada en comparación con las tecnologías de conversión termoquímica, como la combustión y la gasificación (Zhang *et al.*, 2007).

La DA es un proceso sinérgico en el cual la materia orgánica es convertida a biogás, compuesto principalmente por CH_4 (40–70%) y CO_2 , a través de las etapas de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis, y metanogénesis. En el proceso se utiliza un consorcio de microorganismos que son sensibles o completamente inhibidos por el oxígeno. Del proceso de DA además resulta un digerido compuesto por materia orgánica no degradada, restos de los microorganismos, y nutrientes de los residuos originales (Jain *et al.*, 2015). En el mundo se estima que hay 50 millones de micro digestores ($2\text{--}10\text{ m}^3$) que están actualmente operando con el propósito de generar biogás para cocinar, calentar o alumbrar (WBA, 2019). Además, alrededor de 132,000 digestores, entre pequeños ($<1,000\text{ m}^3$), medianos ($1,000\text{--}10,000\text{ m}^3$) y de gran escala ($> 10,000\text{ m}^3$), están funcionando y generando 87 TWh de electricidad (Lindkvist y Karlsson, 2018). Las materias primas empleadas en la DA por los diferentes sectores industriales y agrícolas incluyen residuos de alimentos, biomasa lignocelulósica (por ejemplo, residuos agrícolas y forestales, cultivos energéticos, etc.), lodos de depuradora, y estiércol animal (bovinos, porcinos y aves de corral) (Karki *et al.*, 2021). A pesar de la adopción generalizada de la tecnología de DA, solo el 1.6-2.2% del potencial de producción de energía empleando DA se ha aprovechado de las materias primas disponibles (WBA, 2019). Por lo tanto, la oportunidad de crecimiento de la industria del biogás es excepcional y se extiende a todos los países.

El proceso de DA integrado en la agroindustria panelera podría ser una forma eficiente para reutilizar el contenido energético y nutricional de los residuos de la caña de azúcar. La DA puede ser considerada como una estrategia promisorio para la gestión, valorización, y aprovechamiento de los RAC y RAI generados en la agroindustria panelera, pues el biogás obtenido por DA serviría para disminuir los requerimientos energéticos del mismo proceso, y el digerido podría ser

utilizado para reemplazar parcialmente los fertilizantes en los cultivos. La tecnología de DA puede aplicarse en zonas rurales (Castro *et al.*, 2017), por lo cual es apropiada para las unidades productoras de panela. Además, la implementación de biodigestores contribuye al desarrollo social de las comunidades (Bluemling *et al.*, 2013).

Teniendo en cuenta lo anterior, las siguientes preguntas motivaron la presente investigación: ¿Cuáles condiciones favorecen la DA de los principales residuos generados en la agroindustria panelera? ¿Sería factible el proceso en una configuración tubular? ¿El proceso sería económicamente viable y ambientalmente sostenible? ¿Podría ser adoptada la tecnología de DA por los productores de panela? y ¿Cómo la tecnología de digestión anaeróbica, integrada al proceso de producción de panela, podría contribuir al desarrollo sostenible de la agroindustria?

Las respuestas a estos interrogantes se muestran en el desarrollo de esta investigación, la cual se dividió en cinco capítulos y se presenta en formato de revista. En el capítulo 1 se explora la cachaza (RAI) como un sustrato nuevo y novedoso en la digestión anaeróbica a través de ensayos del potencial bioquímico de metano (PBM), una prueba extensamente aplicada para medir la producción final de metano a partir de diferentes materias orgánicas. En el capítulo 2 se estudia la posibilidad de la co-digestión RAC+RAI mediante pruebas del PBM considerando pretratamientos que se ajustan a las condiciones reales de la agroindustria panelera. En el capítulo 3 se presenta el desarrollo del proceso de co-digestión RAC+RAI a escala de banco en una configuración tubular en régimen semicontinuo, y los resultados del análisis económico a través de un caso de estudio en una planta típica de producción de panela. En el capítulo 4 se muestra el análisis de impacto ambiental de la implementación de digestores de bajo costo para valorizar los residuos agroindustriales generados en el sector panelero. Se utiliza el análisis de ciclo de vida, una herramienta

ampliamente utilizada para discernir la sostenibilidad de un proceso. Finalmente, y considerando que la producción de panela es una de las agroindustrias rurales de mayor tradición en el país, en el capítulo 5 se desarrolla un modelo de aceptación tecnológica para analizar la percepción de los productores de panela frente a la tecnología de DA.

1. La cachaza: un sustrato novedoso para la producción rápida de biogás

1.1. Resumen

Las características fisicoquímicas de la cachaza (RAI) revelan que es un sustrato con un gran potencial energético para producir biometano mediante digestión anaeróbica (DA). Sin embargo, i) la concentración de sólidos totales del RAI excede el límite para la digestión húmeda y ii) la cachaza tiene un pH bajo. El objetivo de este capítulo fue evaluar la capacidad de utilización del RAI para la producción de biogás a través de ensayos del potencial bioquímico de metano y el grado de desintegración, utilizando como pretratamiento la dilución. El mayor rendimiento de metano obtenido fue de $0.227 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$, y se logró a una dilución del RAI al 12.5% v/v, con una remoción de materia orgánica superior al 70% y un grado de desintegración del 34.5%. Esto evidencia que el proceso de DA es una alternativa factible para el tratamiento de la cachaza.

1.2. Introducción

La panela es un edulcorante obtenido a partir del jugo de caña de azúcar que se fabrica en una agroindustria tradicional a pequeña escala en países en vías de desarrollo. Colombia es el segundo productor mundial de panela después de la India (Velásquez *et al.*, 2019). Del total de la caña de azúcar producida en el país (36.3 Mt de caña de azúcar), el 34.5% se utiliza para obtener 1.2 millones de toneladas de panela (MADR, 2019). El proceso de producción de panela incluye una etapa de clarificación del jugo, en la cual se obtiene un residuo agroindustrial (RAI); un líquido coloidal de color oscuro, llamado cachaza. Aproximadamente el 60% de las unidades de producción de panela utilizan el RAI para producir un subproducto para la alimentación animal. Sin

embargo, tradicionalmente la agroindustria panelera tiene malas prácticas de manejo de la cachaza, por lo cual este residuo se convierte en una fuente de riesgo ambiental.

La cachaza podría llegar a ser una buena candidata para la tecnología de digestión anaeróbica (DA). En la DA los parámetros que se utilizan para indicar la biodegradabilidad de un sustrato complejo son el grado de desintegración y el potencial bioquímico de metano (PBM). El grado de desintegración es la fracción del sustrato que puede convertirse en metano. Esto se utiliza para determinar la factibilidad del proceso (Jensen *et al.*, 2011). El PBM determina la producción de metano y, por lo tanto, evalúa la viabilidad de un sustrato orgánico para la producción de biogás (Holliger *et al.*, 2016).

Los residuos generados en la industria del azúcar y del bioetanol a partir de caña de azúcar (bagazo, paja, vinaza y torta de filtración) tienen un contenido de sólidos volátiles > 70%, y un PBM entre 0.199 y 0.341 Nm³CH₄ kg⁻¹SV (Janke *et al.*, 2015). En contraste, en el presente estudio, se encontró que el RAI tiene un PBM de 0.1 Nm³CH₄ kg⁻¹SV. Este valor está por debajo de los obtenidos para los residuos de caña de azúcar, por lo que se requiere plantear una estrategia para mejorar el potencial de biogás a partir de este sustrato. El RAI tiene una alta concentración de materia orgánica y humedad (Tabla 3), y una relación C:N entre el rango óptimo recomendado para la DA de 20-40:1 (FNR, 2010). Sin embargo, la cachaza tiene ciertas limitaciones para la DA: i) la concentración de sólidos totales excede el límite para la digestión húmeda de 150 g ST kg⁻¹, lo que podría obstaculizar la movilidad de los microorganismos o la eficiencia de transferencia de masa (Park *et al.*, 2018), y ii) el RAI tiene un pH bajo. La cachaza se compone principalmente de carbohidratos, con un alto contenido de azúcares reductores (monosacáridos). Esto último conduce a la posibilidad de una etapa de hidrólisis rápida que provocaría una alta producción de AGV, lo

que también podría afectar el proceso de DA. En este sentido, la cachaza requiere un pretratamiento para evitar efectos negativos en el desarrollo del proceso de DA. El pretratamiento de dilución ofrece varias ventajas: i) reduce costos, ii) disminuye la huella de pretratamientos térmicos o químicos, iii) permite la combinación de la gestión y valorización de residuos sólidos y líquidos, iv) mejora la biodisponibilidad de nutrientes a la biomasa anaeróbica, y v) atenúa el efecto inhibidor de los AGV y amoníaco. Sin embargo, altos niveles del pretratamiento de dilución podrían conducir a la dilución de enzimas y microorganismos, y, por tanto, afectar el rendimiento de metano (Handous *et al.*, 2019).

Tabla 3.

Caracterización fisicoquímica y composicional de la cachaza (RAI).

Parámetro	Valor	Unidades
Sólidos totales (ST)	223.40 ± 0.20	g ST kg ⁻¹
Sólidos volátiles (SV)	209.40 ± 0.43	g SV kg ⁻¹
	93.73 ± 0.09	% ST
Contenido de humedad	77.67 ± 0.02	%, b.h.
Demanda química de oxígeno (DQO)	1.15 ± 0.04	g DQO g ⁻¹ SV
Ácidos grasos volátiles (AGV)	2840 ± 183.3	mg CH ₃ COOH L ⁻¹
Alcalinidad total (AT)	2867 ± 351.2	mg CaCO ₃ L ⁻¹
pH	6.17 ± 0.11	-
Capacidad tampón (AGV/AT)	1.0 ± 0.06	mg CH ₃ COOH mg ⁻¹ CaCO ₃
Proteína cruda	11.4 ± 0.05	g kg ⁻¹
Grasa cruda	7.2 ± 0.02	g kg ⁻¹
Carbohidratos		
Sacarosa	111.0 ± 0.08	g kg ⁻¹
Azúcares reductores	53.2 ± 0.03	g kg ⁻¹
Celulosa	0.1 ± 0.02	g kg ⁻¹
Hemicelulosa	13.7 ± 0.02	g kg ⁻¹
Lignina	7.0 ± 0.01	g kg ⁻¹
Cenizas	11.7 ± 0.03	g kg ⁻¹
Carbono	67.4 ± 0.04	g kg ⁻¹
Nitrógeno	1.8 ± 0.02	g kg ⁻¹
Azufre	0.1 ± 0.02	g kg ⁻¹
Fósforo	0.5 ± 0.03	g kg ⁻¹
Relación C:N	37:1	-

El objetivo principal de este capítulo fue evaluar el efecto del pretratamiento de dilución en la producción de biogás a partir de cachaza, a través de pruebas del PBM y el grado de desintegración. El presente estudio agrega nuevos conocimientos al investigar un nuevo tipo de sustrato ácido que, después de un pretratamiento de dilución podría ser considerado para la futura implementación a escala real de un proceso de digestión anaeróbica.

1.3. Materiales y métodos

1.3.1. Sustrato e inóculo

Se recolectaron muestras del RAI (sustrato) de una unidad productora de panela ubicada en Colombia (6°29'14.43"N 72°58'20.16"W), que procesa anualmente 2,400 t de caña y genera 72 t de cachaza. Las muestras del RAI se almacenaron en bolsas de plástico selladas a 4°C. Se utilizó como inóculo lodo digerido de estiércol de vaca proveniente de un digestor tubular doméstico, con una actividad metanogénica específica de 0.0338 ± 0.004 g DQO g⁻¹SV día⁻¹. El sustrato y el inóculo se analizaron fisicoquímicamente utilizando métodos estándar para la determinación de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y demanda química de oxígeno (DQO) (APHA-AWWA-WEF, 2017). Además, se cuantificaron los ácidos grasos volátiles (AGV) y la alcalinidad total (AT) mediante titulación (Jobling *et al.*, 2014).

1.3.2. Biodegradabilidad del RAI: PBM y grado de desintegración

Se evaluó el rendimiento máximo de metano mediante pruebas de PBM por triplicado. Para los experimentos se utilizaron botellas de 500 ml, con un volumen de operación de 300 ml. El pretratamiento de dilución se hizo con agua destilada (base volumétrica) al 6.25% (RAI-6.25%), 12.5% (RAI-12.5%), 25% (RAI-25%) y 75% (RAI-75%). Adicionalmente, se realizó un control

con el RAI puro (RAI-100%). Se utilizó celulosa cristalina como fuente de carbono para la prueba de control positivo (Holliger *et al.*, 2016). Inmediatamente después del pretratamiento de dilución, se realizó el montaje del PBM. Se incluyó un blanco sin sustrato para medir la producción de metano endógeno a partir del inóculo. La relación inóculo a sustrato fue 2 (base SV). Las botellas se gasearon después del montaje con N₂/CO₂ (80/20% v/v), se sellaron con tapa de rosca y tapón de nitrilo, y se almacenaron a 37 ± 2 °C. La producción de metano se midió diariamente por desplazamiento de volumen utilizando soda 2 N. El volumen desplazado fue normalizado a condiciones estándar (273.15 K y 100 kPa) y se expresó en términos de producción específica de metano como Nm³CH₄ kg⁻¹SV. La prueba del PBM se terminó cuando el volumen acumulado de metano durante tres días consecutivos fuera <1%. Para analizar la estabilidad del proceso se cuantificaron las concentraciones inicial y final de SV, AT, AGV y los niveles de pH. Las mediciones se realizaron por triplicado. La biodegradabilidad del sustrato también se evaluó en términos del grado de desintegración por medio de un balance de masa sobre el DQO (Jensen *et al.*, 2011):

$$\text{Desintegración} = (\text{DQO}_{\text{CH}_4} + \text{DQO}_{\text{H}_2} + \text{DQO}_s) / \text{DQO}_{\text{inicial}} \quad (1)$$

Donde, DQO_{CH₄} es la concentración de DQO correspondiente a la producción acumulada de metano, DQO_{H₂} es la concentración de DQO correspondiente a la producción acumulada de hidrógeno (cantidad despreciada debido a que el volumen de H₂ corresponde a trazas de compuestos del biogás ~1%, de acuerdo con Rasi (2009)), DQO_s es la concentración de DQO soluble en el punto de estabilización (al finalizar el experimento) (determinado según APHA-AWWA-WEF, 2017), y DQO_{inicial} es la concentración de DQO del sustrato al arranque de la prueba. Todos los datos se convirtieron a unidades de gramos equivalentes de DQO para la aplicación del balance de masa (Astals *et al.*, 2015).

1.3.3. Consideraciones energéticas

Se estimó el aporte energético del RAI en DA por medio del potencial calórico energético (P_{CE} , kWh m⁻³):

$$P_{CE} = SV_S * PBM_S * \alpha_{CE} \quad (2)$$

Donde, SV_S es el contenido de sólidos volátiles en el sustrato (kg SV t⁻¹), α_{CE} es un factor de conversión (9.97 kWh m⁻³CH₄) (Ornelas-Ferreira *et al.*, 2020) y PBM_S es el potencial de biometanización experimental (Nm³CH₄ kg⁻¹SV), en este caso considerando los resultados obtenidos con el pretratamiento de dilución.

1.3.4. Análisis estadístico

La significancia estadística de los resultados experimentales se evaluó utilizando un análisis de varianza (ANOVA) de una vía con un nivel de confianza del 95%, considerando las diferencias significativas para el valor $p < 0.05$, y pruebas de rango múltiple utilizando el procedimiento de mínima diferencia significativa de Fisher. El software empleado para el análisis fue Statgraphics Centurion XVI (StatPoint Technologies, Inc., USA).

1.4. Resultados y discusión

1.4.1. Caracterización fisicoquímica del inóculo

El lodo digerido de estiércol de vaca fue considerado como un inóculo alternativo para las pruebas de DA, dado que en las áreas rurales remotas no se cuenta con digerido de una planta de biogás comercial o similar. El inóculo resultó apropiado para realizar la prueba de PBM, presentando las siguientes características: 26.86 ± 0.91 g ST kg⁻¹ con 18.65 ± 0.87 g SV kg⁻¹. Además,

tuvo un valor de pH de 7.44 ± 0.06 , el cual está en el rango recomendado de 7-8.5 (Holliger *et al.*, 2016). La concentración de AGV y la capacidad tampón (AGV/AT) fue de 240 ± 0.00 mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$ y 0.21 ± 0.01 mg $\text{CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{CaCO}_3$, respectivamente, que fueron adecuadas para iniciar las pruebas de biodegradabilidad (Callaghan *et al.*, 2002). La prueba del control positivo demostró la capacidad del inóculo para degradar un sustrato específico (celulosa cristalina), y obtuvo un PBM de $0.36 \pm 0.03 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$. Este resultado está dentro del rango de valores reportados en la literatura de 0.352 - 0.414 $\text{Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$ (Holliger *et al.*, 2016).

1.4.2. Biodegradabilidad del RAI: PBM y grado de desintegración

El rendimiento de metano diario y acumulado del RAI con el pretratamiento de dilución se muestra en la Figura 1. El período de experimentación fue de 7 días, lo que indica una rápida biodegradabilidad del RAI en la DA por lo cual podría ser un sustrato adecuado en co-digestión anaeróbica. La máxima producción de metano se alcanzó el primer día de medición para todas las diluciones (Figura 1a). Los rendimientos diarios de metano más altos se lograron con las diluciones RAI-6.25% y RAI-12.5%. Posteriormente, al sexto día, la producción de metano se redujo a cero para todas las muestras.

El valor de estabilización de las curvas en la Figura 1b representa el PBM de la cachaza. Se observó que al disminuir la concentración del RAI el rendimiento acumulado de metano aumenta. Al cuarto día, RAI-6.25% y RAI-12.5% alcanzaron su máxima producción acumulada de 0.219 y 0.227 $\text{Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$ respectivamente, mientras que las diluciones RAI-25%, RAI-75% y el control (RAI-100%) alcanzaron su máximo valor en el quinto día con 0.16, 0.13 y 0.10 $\text{Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$, respectivamente. El pretratamiento de dilución hizo que el proceso de DA del RAI fuera más eficiente con respecto al rendimiento de metano. Para las muestras RAI-6.25% y

RAI-12.5%, no se encontraron diferencias estadísticas significativas (valor $p=0.94$), mientras que para las otras diluciones sí hubo diferencias significativas (valor $p=0.02$). Lo anterior se confirmó con una prueba de rango múltiple, que indicó que las muestras RAI-6.25% y RAI-12.5% se encontraron en el mismo grupo. Por tanto, la aplicación de una dilución al 12.5% es una opción para aprovechar una mayor cantidad del RAI con la tecnología de DA.

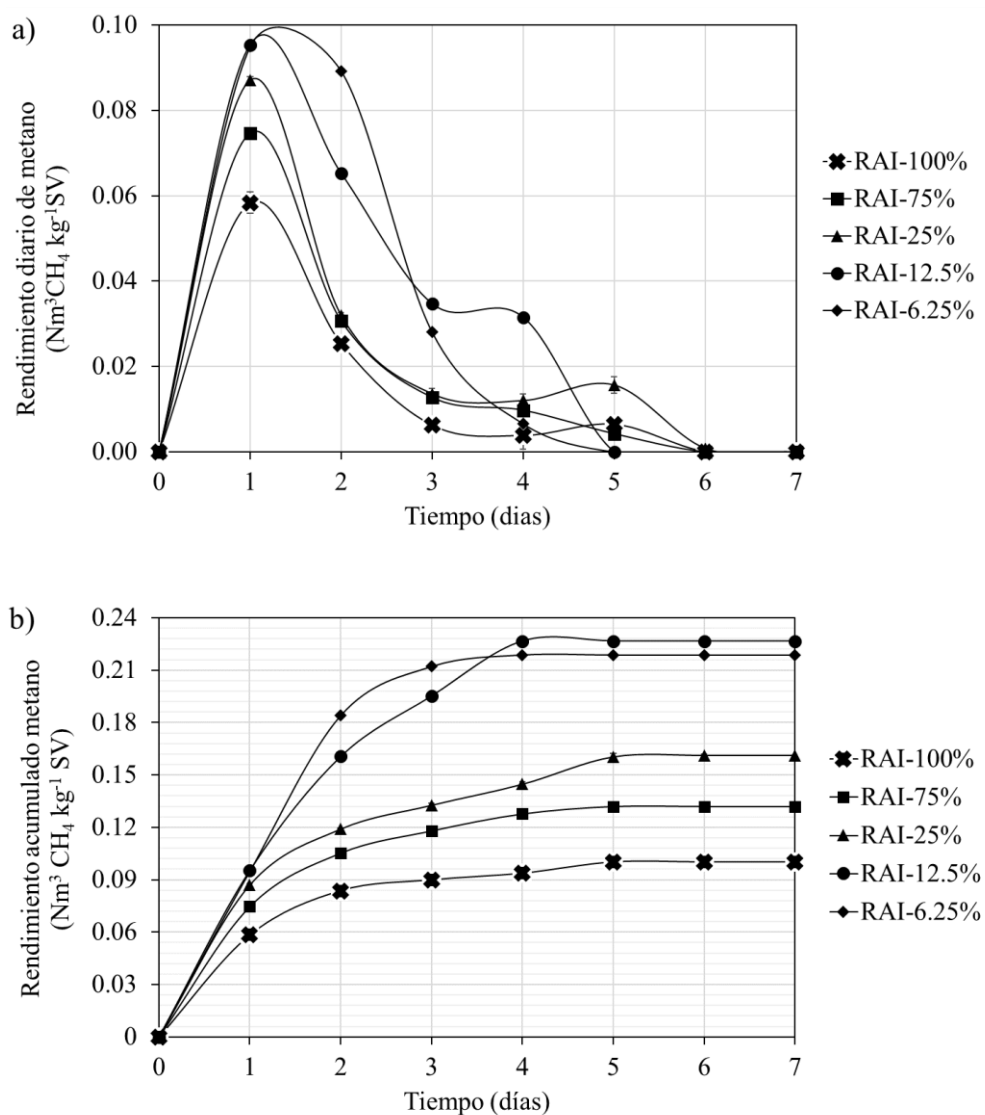


Figura 1. Rendimiento diario (a) y acumulado (b) de metano a diferentes diluciones del RAI.

El PBM obtenido para RAI-12.5% estuvo en el rango de valores reportados para bagazo, paja, vinaza y torta de filtración, los cuales varían entre 0.236-0.326, 0.199-0.252, 0.225-0.302 y 0.213-0.281 $\text{Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$, respectivamente (Janke *et al.*, 2015). Los rangos anteriores de PBM para residuos de caña de azúcar han sido el punto de partida para aplicar diferentes estrategias con el propósito de incrementar el rendimiento de metano. La co-digestión de la torta de filtración con vinaza permitió aumentar el rendimiento de metano en un 13% (González *et al.*, 2017). Sin embargo, la co-digestión de la torta de filtración con bagazo mostró un rendimiento de metano 50% menor en comparación con la mono-digestión de la torta de filtración (Janke *et al.*, 2016). Debido a la presencia de una matriz lignocelulósica en la torta de filtración, se utilizó un pretratamiento de agua caliente para lograr un aumento del 63% en el PBM (González *et al.*, 2014). En el presente estudio, se logró un aumento del PBM de 126.6% para la muestra RAI-12.5% utilizando el pretratamiento de dilución, en comparación con el control. Además, para la misma muestra se alcanzó un grado de desintegración del 34.5% en el punto de estabilidad del proceso, que está en la región de confianza de aproximadamente el 30% para las pruebas por lotes (Jensen *et al.*, 2011). En cuanto al control (RAI-100%), el grado de desintegración fue del 15.9%, lo cual demuestra que el pretratamiento de dilución benefició la DA del RAI en un 115,8% respecto al grado de desintegración, y ayudó a conservar las arqueas metanogénicas debido a la dilución de AGV durante el proceso de digestión.

El PBM del RAI a diferentes diluciones, versus la concentración de sólidos totales y la remoción de materia orgánica, se muestra en la Figura 2. Se encontró que al incrementar la dilución del RAI (menor concentración de ST), mayor es la remoción de materia orgánica y, por tanto, se consigue un incremento en el rendimiento de metano. Las remociones logradas para las diluciones

RAI-6.25% y RAI-12.5% no mostraron diferencias significativas y fueron superiores al 70%, las cuales son adecuadas para el diseño y operación de biodigestores.

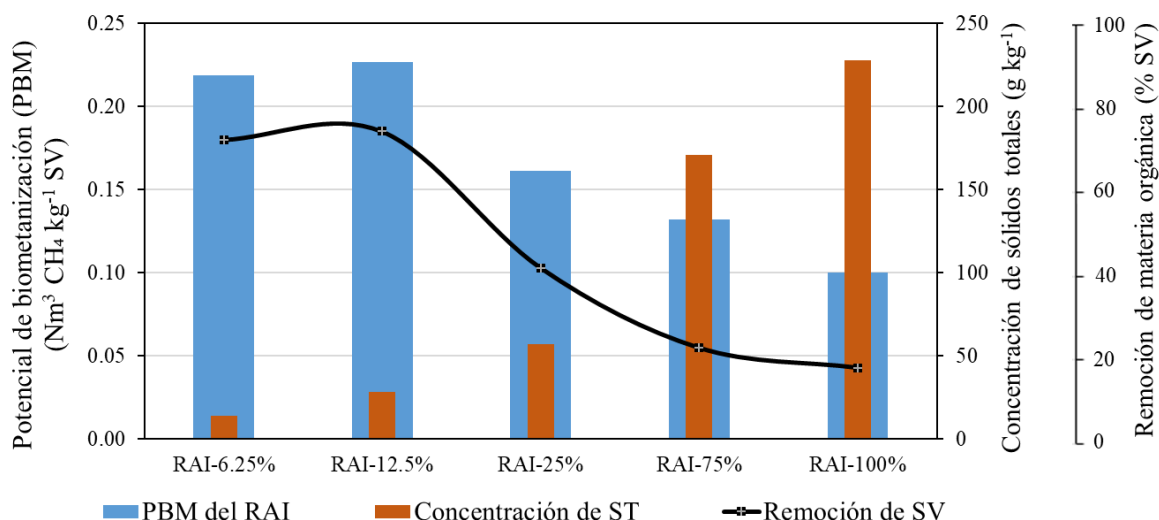


Figura 2. Potencial de biometanización de la cachaza (RAI) a diferentes diluciones, versus la concentración de sólidos totales y la remoción de materia orgánica.

1.4.3. Estabilidad en la biodegradabilidad de la cachaza

El análisis de estabilidad del PBM del RAI se realizó mediante las variables de capacidad tampón y pH (Figura 3). Al comienzo del proceso se encontró que la relación AGV/AT fue $<0.4 \text{ mg CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{CaCO}_3$, y por consiguiente fue adecuado para el arranque del proceso (Callaghan *et al.*, 2002). Sin embargo, al finalizar la prueba (día 7), la capacidad tampón aumentó debido a la acumulación de AGV. Las muestras RAI-6.25% y RAI-12.5% mantuvieron una relación AGV/AT en el rango considerado aceptable, entre 0.4 y $0.8 \text{ CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{CaCO}_3$, a partir del cual podrían ocurrir algunas inestabilidades (Callaghan *et al.*, 2002). En la co-digestión anaeróbica del rastrojo de maíz y el estiércol de pollo, la relación AGV/AT fue el criterio más

importante para evaluar la estabilidad durante el proceso de DA (Li *et al.*, 2013). En esta investigación se corroboró que este criterio (AGV/AT) es primordial en la evaluación del proceso de DA, y se encontró un umbral de inhibición de $0.77 \text{ mg CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{ CaCO}_3$, por debajo del cual fue posible realizar la prueba de PBM del RAI.

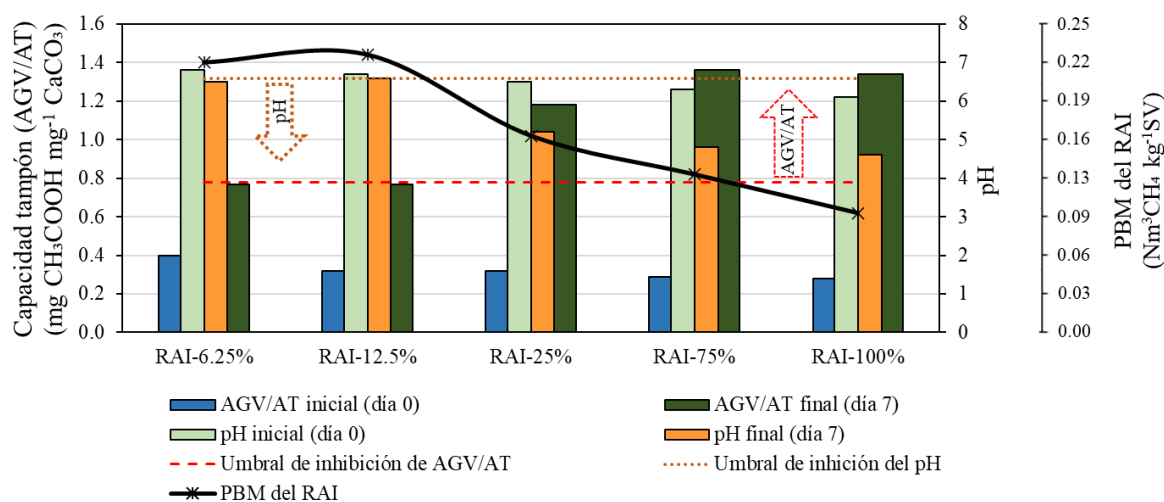


Figura 3. Capacidad tampón (AGV/AT) y pH en el potencial de biometanización (PBM) de la cachaza (RAI) a diferentes diluciones.

Los valores iniciales de pH estuvieron dentro del rango apropiado para el funcionamiento óptimo de los metanógenos de 6.5 a 7.2 (Braguglia *et al.*, 2018), excepto para RAI-75% y RAI-100%, que mostraron un pH inicial cercano al límite mínimo recomendado. En el día 7 se encontró que el pH disminuyó al aumentar la concentración del RAI. El umbral de inhibición del pH en el PBM del RAI fue de 6.6 en promedio. A partir de RAI-25%, el pH fue inferior a 5, lo que indicó la falla de la metanogénesis.

Con base en este estudio, se propone emplear el pretratamiento de dilución para la DA del RAI, el cual puede ayudar a la estabilidad del digestor al disminuir la concentración de compuestos

inhibidores como los AGV. Un efecto positivo en el potencial de metano de aguas residuales provenientes de la industria alimentaria fue observado cuando estas se diluyeron (Maya-Altamira *et al.*, 2008). Además, dichos residuos diluidos mostraron un rendimiento más estable y eficiente en comparación con los no diluidos (Park *et al.*, 2018). De manera similar, la dilución tuvo un efecto favorable sobre el rendimiento de metano en la DA del RAI.

1.4.4. Potencial energético del RAI

La ventaja del pretratamiento de dilución es su disponibilidad *in situ*, ya que es posible reciclar el agua residual de la misma unidad productora de panela para diluir la cachaza antes de la DA. Esto brinda la posibilidad de reemplazar los productos químicos necesarios para lograr un pH estable en la DA del RAI. Con base en los resultados experimentales, el proceso de DA aplicado a la estabilización del RAI utilizando el pretratamiento de dilución permite una valorización energética, ya que el potencial calórico que se obtuvo en esta investigación fue de 59.2 kWh t^{-1} .

Una práctica común en las unidades productoras de panela es la provisión de alimentos a los empleados. Las estufas de leña se utilizan a menudo para preparar estos alimentos. Lo anterior aumenta los costos del proceso de fabricación de panela y es perjudicial para el medio ambiente. Considerando el número de empleados en la unidad productora de panela, se determinó que el consumo de leña para la cocción de los alimentos corresponde a $0.091 \text{ kWh kg}^{-1}$ panela. La gestión del RAI a través de la tecnología de DA permite la producción de biogás que podría reemplazar completamente el combustible tradicional (leña). Al mismo tiempo, también podría mitigar el impacto ambiental, debido a que las estufas tradicionales de leña generan una huella de carbono de $110 \text{ g CO}_2\text{eq}$ (Bhattacharya y Salam, 2002). Los trapiches paneleros están ubicados principalmente en áreas rurales en países en vías de desarrollo, por lo que la alternativa del pretratamiento de

dilución es una solución coherente y factible para el aprovechamiento del RAI por DA. El biodigestor de bajo costo (Castro *et al.*, 2017) sería el más apropiado, y los resultados obtenidos en este estudio facilitarían su implementación.

1.5. Conclusiones

El pretratamiento de dilución brindó una solución práctica y factible para la DA del RAI, considerando que la agroindustria panelera tiene lugar principalmente en áreas rurales de países en vías de desarrollo. El rendimiento más alto de metano fue de $0.227 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$ y se logró a una dilución del RAI al 12.5% v/v, correspondiente a un potencial energético de 59.2 kWh t^{-1} . Este estudio proporciona información valiosa sobre los rangos de dilución adecuados para obtener los máximos rendimientos de metano a partir de la cachaza y, por tanto, su implementación inmediata en biodigestores de bajo costo. La información obtenida proporciona una base para otras alternativas como la co-digestión anaeróbica, donde la producción de metano se pueda maximizar al reducir la toxicidad inherente del RAI.

2. Efecto sinérgico de la cachaza como co-sustrato acelerante en co-digestión anaeróbica con los residuos agrícolas de cosecha

2.1. Resumen

Los principales residuos del proceso de elaboración de panela, los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y el residuo agroindustrial – cachaza (RAI), se evaluaron en co-digestión anaeróbica (CoDA) mediante pruebas del potencial bioquímico de metano (PBM). Los sustratos fueron pretratados: los RAC mediante reducción del tamaño de partícula y el RAI con dilución. El rendimiento máximo de metano de $0.276 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$ ocurrió con el RAC a 2 mm y el RAI a una dilución del 12.5%, en una proporción de 75:25 (RAC:RAI) basada en sólidos volátiles, el cual fue 30.2% y 5.9% mayor en comparación con la mono-digestión del RAI y el RAC, respectivamente. El RAC fue un co-sustrato de capacidad amortiguadora adecuada para la estabilidad de la CoDA, mientras que el RAI, además de ayudar a acelerar el proceso, también ayudó a mejorar la actividad metanogénica e hidrolítica del inóculo. Los modelos cinéticos de primer orden y de dos grupos con dos etapas fueron adecuados para describir el rendimiento de metano. La CoDA de los RAC con el RAI es una buena opción para el tratamiento de los residuos del sector agroindustrial de la panela.

2.2. Introducción

La caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.) es la materia prima que se utiliza para elaborar panela, un producto con propiedades nutricionales y antioxidantes (Zhu *et al.*, 2020). Anualmente, en el mundo se producen 7.7 millones de toneladas de panela, y Colombia aporta el 16.9%

de esta producción (Jaffé, 2012). Los principales residuos obtenidos del proceso de elaboración de panela son los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y la cachaza (un residuo agroindustrial – RAI). En la presente investigación se encontró que tanto los RAC como el RAI tienen una alta concentración de materia orgánica (Tabla 3 y Tabla 4), representada por la concentración de sólidos volátiles (SV). En consecuencia, los RAC y el RAI pueden ser perjudiciales para el medio ambiente y la salud si no son gestionados adecuadamente.

Tabla 4.

Caracterización fisicoquímica y composicional de los residuos agrícolas de cosecha (RAC).

Parámetro	Valor	Unidades
Sólidos totales (ST)	909.27 ± 2.93	g ST kg ⁻¹
Sólidos volátiles (SV)	848.35 ± 16.48	g SV kg ⁻¹
	93.30 ± 1.61	% ST
Contenido de humedad	8.56 ± 0.25	%, b.h.
Demanda química de oxígeno (DQO)	1.25 ± 0.04	g DQO g ⁻¹ SV
Ácidos grasos volátiles (AGV)	-	mg CH ₃ COOH L ⁻¹
Alcalinidad total (AT)	-	mg CaCO ₃ L ⁻¹
pH	-	-
Capacidad tampón (AGV/AT)	-	mg CH ₃ COOH mg ⁻¹ CaCO ₃
Proteína cruda	15.1 ± 0.06	g kg ⁻¹
Grasa cruda	5.8 ± 0.01	g kg ⁻¹
Carbohidratos		
Sacarosa	90.1 ± 0.07	g kg ⁻¹
Azúcares reductores	5.2 ± 0.01	g kg ⁻¹
Celulosa	124.0 ± 0.21	g kg ⁻¹
Hemicelulosa	147.2 ± 0.32	g kg ⁻¹
Lignina	66.1 ± 0.11	g kg ⁻¹
Cenizas	27.6 ± 0.05	g kg ⁻¹
Carbono	181.6 ± 0.09	g kg ⁻¹
Nitrógeno	2.4 ± 0.03	g kg ⁻¹
Azufre	0.2 ± 0.02	g kg ⁻¹
Fósforo	0.6 ± 0.03	g kg ⁻¹
Relación C:N	75:1	-

Una alternativa promisorio para el manejo de estos residuos es la digestión anaeróbica (DA); un proceso bioquímico que convierte la materia orgánica en un biogás rico en metano y un

digerido rico en nutrientes. Entre la DA, el compostaje y los vertederos, la DA fue la principal alternativa para la reducción del potencial de calentamiento global (Awasthi *et al.*, 2019). Aproximadamente, un tercio de la energía primaria total de la caña de azúcar se almacena en los RAC y el RAI, y se encuentra en el rango de 10.4 y 18.3 MJ/kg (Leal *et al.*, 2013). Esta energía podría recuperarse mediante DA, una tecnología consolidada para el tratamiento de residuos orgánicos y la producción de bioenergía.

Los residuos orgánicos son heterogéneos, variables y complejos. Por tanto, la DA convencionalmente debe ir antecedida de un pretratamiento, como clasificación, reducción del tamaño de partícula, eliminación de contaminantes o adición de agua, para que la materia prima sea adecuada para el procesamiento. Todo lo anterior aumenta significativamente el costo de la DA. En el caso de los RAC, el potencial bioquímico de metano (PBM) fue de $0.252 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$, utilizando un pretratamiento de reducción del tamaño de partícula a 2 mm (Janke *et al.*, 2015). Adicionalmente, en el capítulo anterior se encontró que el PBM para el RAI fue de $0.227 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$, con un pretratamiento físico de dilución al 12.5%, el cual evitó la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) en el proceso de DA debido a su naturaleza ácida.

Dado que tanto los RAC como el RAI se generan en el mismo proceso de producción de panela, la posibilidad de la co-digestión anaeróbica (CoDA) para un mejor manejo es un tema científico de interés. La caracterización del RAI (Tabla 3) muestra ventajas para la DA, como alta humedad y una relación C:N que favorecería el proceso. Sin embargo, los RAC presentan naturalmente un tamaño de partícula excesivamente grande (hojas y cogollo), lo que puede afectar significativamente el rendimiento de metano. Además, este sustrato está formado por una estructura lignocelulósica que evita la solubilización de carbono y nutrientes para la absorción microbiana.

Para mejorar el rendimiento de biogás de los residuos generados en la cosecha y poscosecha de la caña de azúcar se han utilizado diferentes técnicas. González *et al.* (2017) investigaron la CoDA de mezclas compuestas de vinaza y torta de filtración en las proporciones de mezcla de 0:1, 1:0, 1:3, 3:1 y 1:1. Se demostró que la CoDA de estos sustratos aumenta el PBM hasta 0.246 $\text{Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{DQO}$, 13% mayor que la torta de filtración sola. Talha *et al.* (2016) determinaron que la CoDA de la torta de filtración con bagazo produce más metano que la mono-digestión de la torta de filtración. Incluso la composición del digerido de la CoDA presentó un mejor equilibrio de nutrientes (relación C:N de 24.70) cuando la relación entre la torta de filtración y el bagazo fue de 1:3 en comparación con la torta de filtración como sustrato único (relación C:N de 9.68). Sin embargo, Janke *et al.* (2017a) encontraron que la torta de filtración no equilibra completamente los nutrientes para una CoDA con paja de caña; la suplementación de nitrógeno o en combinación con fósforo y azufre fue necesaria para lograr una cinética de degradación más rápida y una producción específica de metano significativamente mayor. Cárdenas-Cleves *et al.* (2018) realizaron la CoDA de la torta de filtración con residuos de alimentos (4:1), obteniendo un incremento en el rendimiento de metano del 12% y 22% respecto a las mono-digestiones, respectivamente. La cachaza a diferencia de la torta de filtración tiene una concentración más baja de compuestos lignocelulósicos. En contraste, tiene una alta concentración de carbohidratos no estructurales (azúcares reductores). Por esta razón, el RAI podría ser un buen candidato para acelerar el proceso de la CoDA con los RAC. La adición de acelerantes en el proceso de DA permite aumentar el área de superficie localizada y las condiciones deseables para la adsorción de microorganismos en el sustrato, lo que conduce a un mayor rendimiento de biogás (Kainthola *et al.*, 2019).

La CoDA podría ser una alternativa para superar los inconvenientes relacionados con la gestión simultánea de los RAC y el RAI en una planta de producción de panela. En este sentido, la CoDA de dichos residuos debe ser adaptada y evaluada a las condiciones rurales del sector. Una forma apropiada de evaluar el proceso de CoDA es a través del efecto sinérgico entre los sustratos (Astals *et al.*, 2014) y el estudio cinético de la producción de biogás (Maleki *et al.*, 2018), el cual juega un papel importante en el diseño de los biodigestores y el escalado del proceso. El objetivo del presente capítulo fue evaluar los efectos sinérgicos o antagonistas en la CoDA RAC+RAI sobre el rendimiento de metano mediante pruebas de PBM, utilizando el pretratamiento de reducción del tamaño de partícula para los RAC y la dilución para el RAI. Esto permitiría discernir si la CoDA de los principales residuos del proceso de producción de panela es una ruta de proceso novedosa para mejorar el rendimiento de metano y, por lo tanto, beneficiar al sector agroindustrial de la panela. Esta investigación contribuye al conocimiento al investigar la combinación de un sustrato de producción rápida de biogás con otro de naturaleza lignocelulósica.

2.3. Materiales y métodos

2.3.1. Sustratos e inóculo

Las muestras de los sustratos (RAC y RAI) se recolectaron de una unidad de productora de panela en Colombia (6°29'14.43"N 72°58'20.16"W). Los RAC se recolectaron en el área de corte de la caña de azúcar, luego se secaron a 40°C por 48 h en un horno de convección forzada y, posteriormente se almacenaron en bolsas plásticas a temperatura ambiente en un lugar seco. Las muestras del RAI se obtuvieron de la etapa de clarificación del proceso de elaboración de panela, se almacenaron en bolsas plásticas selladas, y se conservaron a 4°C por un tiempo máximo de 5

días hasta su uso para prevenir la acidificación y reducir los posibles cambios en la composición química. El inóculo utilizado en las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica fue un lodo digerido, el cual fue recolectado de un biodigestor tubular anaeróbico rural de bajo costo con seis años de operación, que funciona con estiércol de ganado como sustrato. El inóculo se tomó directamente de la salida del digestor y se almacenó a temperatura ambiente en condiciones anaeróbicas por un tiempo máximo de 5 días hasta su uso. Se utilizaron métodos estándar (APHA-AWWA-WEF, 2017) para medir en los sustratos e inóculo los sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), demanda química de oxígeno soluble (DQO_s) y pH. La titulación se utilizó para cuantificar los ácidos grasos volátiles (AGV) y la alcalinidad total (AT) (Jobling *et al.*, 2014). Las mediciones se realizaron por triplicado.

2.3.2. Pretratamiento de los sustratos

El RAI utilizado en la experimentación se diluyó con agua destilada al 12.5% (base volumétrica), según los resultados obtenidos en el capítulo anterior. Para los RAC se seleccionaron tres tamaños de partículas: 2 mm (RAC-2 mm), 4 mm (RAC-4 mm) y 10 mm (RAC-10 mm). La muestra de RAC-10 mm se obtuvo directamente en la unidad productora de panela mediante una picadora agrícola, y se asignó como el control. Para los otros dos tamaños de partícula se utilizó un molino de cuchillas (modelo estándar N° 3, Wiley Mill). Los RAC se pasaron a través de tamices (tamizador portátil Tyler modelo RX-24, tamiz estándar ASTM E-11) para obtener los diferentes tamaños. Se determinó el área superficial de los RAC empleando un microscopio Leica DM750 y el software Image J.

Después de efectuar los pretratamientos sobre los sustratos, se hicieron los montajes para las pruebas de la actividad del inóculo y de PBM, que se describen en las siguientes secciones.

Estas pruebas se hicieron por triplicado y la significancia estadística de los resultados experimentales se evaluó utilizando el ANOVA de una vía con un nivel de confianza del 95%, considerando las diferencias significativas para el valor $p < 0.05$, y pruebas de rango múltiple utilizando el procedimiento de mínima diferencia significativa de Fisher. El software empleado para el análisis fue Statgraphics Centurion XVI (StatPoint Technologies, Inc., USA).

2.3.3. Actividad del inóculo al adicionar cachaza

Se realizaron dos conjuntos de pruebas por lotes para determinar la actividad hidrolítica (AH) y la actividad metanogénica específica (AME) del inóculo al adicionar el RAI a una concentración del 12.5% (v/v). La AH se evaluó utilizando celulosa como sustrato y siguiendo el protocolo de Yap *et al.* (2018). La AME se determinó según el método de Astals *et al.* (2015) utilizando acetato como sustrato. Para las dos pruebas de actividad, se utilizó una relación sustrato a inóculo de 0.2 g de sustrato $\text{g}^{-1} \text{SV}_{\text{inóculo}}$. Las pruebas de actividad del inóculo se realizaron adicionando RAI desde 0 hasta 13 kg SV m^{-3} , pues concentraciones superiores promueven la generación más rápida de AGV y, por tanto, la inhibición del proceso, lo cual se infiere de los resultados del capítulo anterior. La concentración de cero se asignó como el control para el barrido de los experimentos. Se midió la producción acumulada de metano por desplazamiento de volumen usando soda 2 N, y el DQOs, tanto de las muestras como de los blancos para restar la producción endógena del inóculo. Las actividades del inóculo se determinaron como la pendiente de la zona lineal, entre la producción de metano específica acumulada con base a DQO ($\text{gDQO g}^{-1} \text{SV}_{\text{inóculo}}$) y el tiempo, y usando un factor de conversión de 1 g DQO/350 ml CH_4 en condiciones estándar (273.15 K y 100 kPa) (Astals *et al.*, 2015).

2.3.4. *Potencial de biometanización del RAC*

La evaluación experimental del PBM del RAC se realizó siguiendo las pautas dadas por Holliger *et al.* (2016). Este ensayo de biodegradabilidad anaeróbica se hizo con el propósito de determinar el tamaño de partícula del RAC para la CoDA con el RAI. El montaje se hizo en botellas de vidrio de 500 ml, con un volumen de operación de 300 ml. Se empleó una relación inóculo a sustrato de 2 (base SV). Se incluyó un blanco sin sustrato para medir la producción de metano endógeno del inóculo. Las botellas se gasearon por 5 minutos con N₂/CO₂ (80/20% v/v) y se sellaron con tapa de rosca y tapón de nitrilo. La temperatura del ensayo se fijó en el rango mesofílico (37 ± 2 °C). La producción de metano se cuantificó por desplazamiento de volumen usando soda 2 N y se normalizó a condiciones estándar. Las pruebas de PBM finalizaron cuando la producción acumulada de metano fuera <1% durante tres días consecutivos. Para analizar la estabilidad del proceso se midieron las concentraciones inicial y final de SV, AT, AGV y los niveles de pH.

2.3.5. *Co-digestión RAC+RAI*

Para estudiar los efectos sinérgicos o antagónicos de la CoDA RAC+RAI, se realizaron ensayos del PBM utilizando un diseño de red simplex (*Simplex-Lattice Design*) {2, 4}. Las muestras se denominaron RAC_λ/RAI_β, donde λ y β corresponden a los porcentajes de sólidos volátiles de los co-sustratos. El diseño consistió en las muestras puras (RAC₀/RAI₁₀₀, RAC₁₀₀/RAI₀) y las mezclas de los dos componentes (RAC₂₅/RAI₇₅, RAC₇₅/RAI₂₅, RAC₅₀/RAI₅₀). El montaje y seguimiento del PBM de la CoDA se hizo según lo descrito en la subsección 2.3.4. La variable respuesta fue el rendimiento final de metano (y_{max} , Nm³CH₄ kg⁻¹SV). Los datos experimentales se ajustaron al modelo cinético de primer orden:

$$y(t) = y_{max} \times (1 - e^{-k \times t}) \quad (3)$$

Donde $y(t)$ es el rendimiento acumulado de metano ($\text{Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$), k es la constante de velocidad de hidrólisis (d^{-1}) y t es el tiempo (d). El modelo de primer orden es un modelo conveniente de biodegradabilidad de material orgánico (Rathaur *et al.*, 2018), bajo las siguientes consideraciones: i) el material orgánico se convierte en biogás en un digestor anaeróbico, ii) la composición es uniforme en todo el reactor discontinuo en cualquier momento, ii) no hay entradas ni salidas durante la reacción de mezcla. Para comparar los resultados obtenidos con el modelo cinético de primer orden, se utilizó un modelo exponencial de dos grupos con dos etapas (Ecuación 4; Brulé *et al.*, 2014):

$$y(t) = y_{\max} \times [\alpha \times (1 + (kR \times e^{-kAGV \times t} - kAGV \times e^{-kR \times t}) / (kAGV - kR) + (1 - \alpha) \times (1 + (kL \times e^{-kAGV \times t} - kAGV \times e^{-kL \times t}) / (kAGV - kL)] \quad (4)$$

Donde α es la relación entre el sustrato rápidamente degradable y el sustrato degradable total (-), kR , kL y $kAGV$ son tres constantes de reacción de primer orden (d^{-1}) para la degradación del sustrato rápidamente degradable, el sustrato lentamente degradable y la degradación de AGV, respectivamente. Este enfoque de modelado divide el sustrato en dos grupos de fracciones degradables: rápida y lenta. Además, el proceso de reacción se realiza en dos etapas: primero la producción de AGV como producto intermedio, y segundo la producción de metano como producto final. Se utilizó el algoritmo de Levenberg-Marquard para determinar los parámetros numéricos. El coeficiente de determinación (R^2), el error absoluto medio (EAM) y el error relativo expresado como porcentaje ($\Delta y_{\max}$) fueron los indicadores utilizados para la evaluación de los modelos.

Se calculó el índice de sinergia (ϕ) para evaluar el proceso de CoDA de cada mezcla binaria, según Castro-Molano *et al.*, (2018). El ϕ (Ecuación 5) se determinó como la relación entre los rendimientos de metano observados (y) y esperados (y_w). Los y_w de la mezcla binaria (Ecuación 6)

se estimaron como la media ponderada a partir de las fracciones de mezcla (λ y β) y los rendimientos de cada sustrato en mono-digestión (y_λ e y_β). El subíndice i en la Ecuación 6 denota el conjunto de valores a lo largo del tiempo. Un $\varphi > 1$ indica sinergia (o interacción positiva), y si $\varphi < 1$ es antagonismo (o interacción negativa).

$$\varphi_i = y_i / y_{w,i} \quad (5)$$

$$y_{w,i} = (y_{\lambda,i} \times \lambda_i + y_{\beta,i} \times \beta_i) / (\lambda_i + \beta_i) \quad (6)$$

El potencial energético de la mezcla RAC+RAI se calculó utilizando la Ecuación 2 (Capítulo 1). El rendimiento teórico de metano (y_{teo}) se estimó a partir de la composición de la fracción orgánica (Raposo *et al.*, 2011), utilizando los datos de la Tabla 3 y Tabla 4, como se muestra en la Ecuación 7:

$$y_{teo} = 415 \times \%Carbohidratos + 496 \times \%Proteínas + 1014 \times \%Lípidos \quad (7)$$

2.4. Resultados y discusión

2.4.1. Actividad del inóculo al adicionar cachaza

El efecto de la adición del RAI sobre la actividad metanogénica específica (AME) y la actividad hidrolítica (AH) del inóculo utilizado en el presente estudio se muestra en la Figura 4. El lodo de estiércol bovino puro mostró una AME de 0.0338 ± 0.002 g DQO g^{-1} SV_{inóculo} d^{-1} ; este valor estuvo en el rango de valores reportados para el mismo tipo de inóculo en digestores tubulares de bajo costo (Castro *et al.*, 2017). La adición del RAI hasta 5 kg SV m^{-3} aumentó la AME en un 9% (Figura 4a), esto último refuerza la idea de que este tipo de sustrato podría servir como medio de cultivo para los microorganismos (Khattak *et al.*, 2015), en este caso para los

metanógenos. Sin embargo, concentraciones superiores a 8 kg SV m⁻³ redujeron la AME hasta en un 33%. Esto es consistente con la rápida biodegradabilidad del RAI (Mendieta *et al.*, 2020) que puede conducir a la inestabilidad del proceso de DA por la generación y acumulación de AGV. En la presente investigación, la AME del inóculo se afectó al adicionar cachaza debido al incremento de la capacidad tampón (AGV/AT) lo cual incrementó el riesgo de posibles inestabilidades en el proceso de DA (Figura 4a). Sin embargo, el inóculo toleró adecuadamente hasta casi el 50% de la concentración del RAI evaluada (5 kg SV m⁻³), mostrando al mismo tiempo efectos positivos sobre la AME.

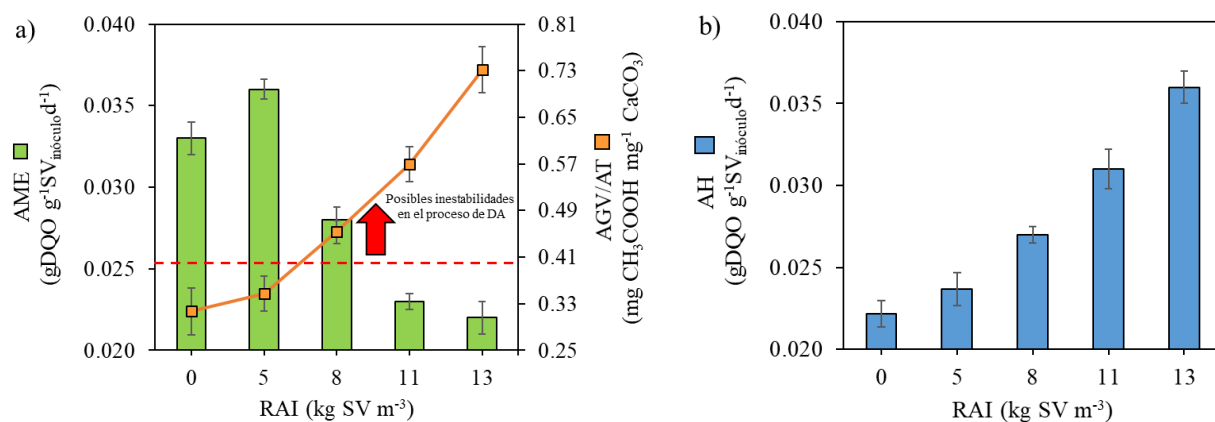


Figura 4. Efecto de la adición de cachaza (RAI) sobre a) actividad metanogénica (AME) y b) actividad hidrolítica (AH) del inóculo.

Respecto a la AH (Figura 1b), se observó un aumento con la concentración del RAI. A pesar de alcanzar valores más altos de AH, los metanógenos presentes se vieron afectados por una mayor concentración de AGV y un pH más bajo (~6.7 para 13 kg SV m⁻³). Zhang *et al.* (2009) reportaron que la tasa de crecimiento de los metanógenos se reduce en gran medida a niveles de pH por debajo de 6.6, disminuyendo la actividad de las bacterias metanogénicas. La actividad microbiana presentada en los experimentos al aumentar la concentración del RAI resultó en una

mayor actividad bacteriana de hidrólisis, pero con inhibición de la actividad bacteriana de metanogénesis, lo cual podría eventualmente conducir a una acidificación irreversible. No obstante, la adición del RAI a una concentración moderada (5 kg SV m^{-3}) favorece tanto la AH como la AME.

2.4.2. Efecto del tamaño de partícula en el PBM de los RAC

El rendimiento acumulado de metano de los RAC a diferentes tamaños de partícula se muestra en la Figura 5. La prueba del PBM tuvo una duración de 70 días, tiempo en el cual la producción de metano fue inferior al 1% durante 3 días consecutivos. El valor de estabilización de las curvas representa el PBM de los RAC. Se encontró que al disminuir el tamaño de partícula de los RAC se obtiene un mayor PBM. El mayor PBM se logró para el RAC-2mm, con un valor de $0.261 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$, seguido de RAC-4mm con $0.239 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$, y el control (RAC-10mm) con $0.203 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$. Se encontraron diferencias significativas entre los valores de PBM obtenidos para cada tamaño de partícula de los RAC, con un nivel de confianza del 95% (valor $p < 0.05$).

Los resultados de este estudio son consistentes con los reportados en la literatura. Por ejemplo, la reducción del tamaño de partícula de residuos de alimentos desde 8 hasta 2.5 mm aumentó la tasa de producción de metano en un 10-29% (Agyeman y Tao, 2014). La reducción del tamaño de partícula del rastrojo de maíz desde 5.0-20.0 hasta 0.25-1.0 mm mejoró significativamente el rendimiento de metano en 35% (Xiao *et al.*, 2013). Al reducir el tamaño de partícula de la paja de caña a 2 mm, se obtuvo un aumento del 26% en el rendimiento de metano (Janke *et al.*, 2015). En el presente estudio, se logró un aumento del PBM de 28.6% y 17.8% para las muestras de RAC-2 mm y RAC-4 mm respectivamente, en comparación con el control (RAC-10 mm). Esto último se atribuyó a un aumento del área superficial del sustrato, el cual fue de 42.9% y 21.4% para las

muestras RAC-2mm y RAC-4mm respectivamente, respecto al control, lo cual permitió una mejor interacción entre el sustrato y el inóculo. Por tanto, se refuerza la teoría de que los tamaños de partícula más pequeños aumentan la superficie específica de la biomasa, proporcionando una mayor posibilidad de ataque enzimático y microbiano (Montgomery y Bochmann, 2014).

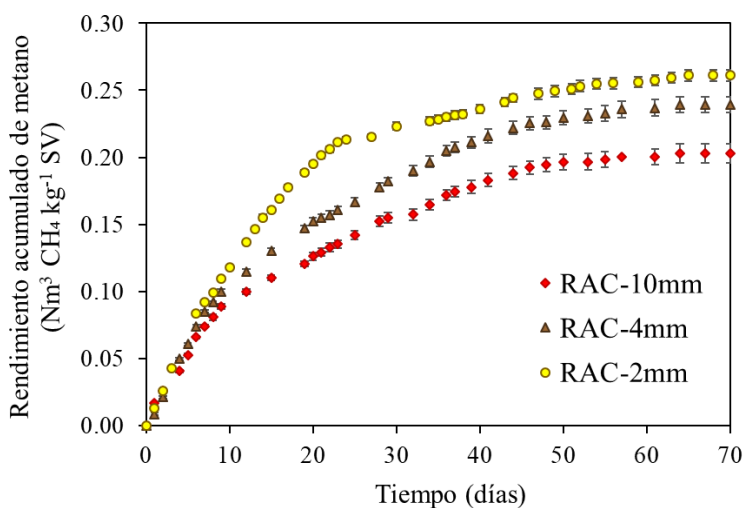


Figura 5. Rendimiento acumulado de metano para los residuos agrícolas de cosecha (RAC) a diferentes tamaños de partícula.

El análisis de estabilidad del PBM de los RAC mostró una capacidad tampón de 0.34 mg $\text{CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{CaCO}_3$ en promedio entre el inicio y el final para los tres tamaños de partícula estudiados, la cual se encontró en el rango de referencia para la operación estable de $<0.4 \text{ mg CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{CaCO}_3$ (Callaghan *et al.*, 2002). En cuanto al pH, se encontró un valor de 6.95 al inicio de la prueba de PBM, mientras que al final se incrementó a 7.4 en promedio para las tres muestras. Los valores de pH estuvieron dentro del rango apropiado de funcionamiento eficiente para los microorganismos 6.5–7.5 (Jain *et al.*, 2015). Las pruebas del PBM y su análisis de estabilidad mostraron que el RAC es un sustrato de capacidad amortiguadora y biodegradabilidad

adecuada para el proceso de DA. Dado que el tamaño de partícula de 2 mm tuvo el mejor rendimiento de metano, este fue seleccionado para el siguiente estudio de la CoDA con el RAI.

2.4.3. Co-digestión RAC+RAI

El rendimiento acumulado de metano para las mezclas RAC+RAI, así como los valores obtenidos para los modelos cinéticos de primer orden y de dos grupos con dos etapas se muestran en la Figura 6. La prueba del PBM tuvo una duración de 70 días, excepto para la muestra RAC₀/RAI₁₀₀, que presentó una rápida biodegradabilidad de 10 días, consistente con los resultados obtenidos previamente (Mendieta *et al.*, 2020).

El mejor y_{max} se obtuvo para RAC₇₅/RAI₂₅, seguido de la muestra pura de los RAC. Los valores de y_{max} variaron desde 0.212 (RAC₀/RAI₁₀₀) hasta 0.276 (RAC₇₅/RAI₂₅) Nm³CH₄ kg⁻¹SV y mostraron diferencias significativas entre todas las muestras. Según la prueba del PBM para la CoDA RAC+RAI, se encontró una inversión de las curvas de rendimiento de metano a partir del día 25. Este comportamiento pudo ocurrir por la rápida biodegradabilidad y producción de metano debido al RAI en la etapa inicial (lo que indica una hidrólisis acelerada de este sustrato), mientras que los RAC mostraron un gradiente moderado en el rendimiento acumulado de metano a lo largo de toda la prueba. De esta forma, fue posible observar al finalizar la prueba del PBM un efecto sinérgico para la muestra RAC₇₅/RAI₂₅, en la cual se obtuvo un rendimiento acumulado de metano superior a las mono-digestiones de ambos sustratos. El y_{max} de la muestra RAC₇₅/RAI₂₅, incrementó el rendimiento de metano en 30.2% y 5.9% en comparación con las mono-digestiones del RAI y los RAC, respectivamente. Esto último demuestra que la CoDA de los RAC y el RAI podría ser una opción para la producción eficiente de biogás en el sector agroindustrial de la panela. En la literatura se reporta la CoDA de la paja de caña de azúcar con torta de filtración en una mezcla

70:30 (Janke *et al.*, 2017a), la cual al ser complementada con nitrógeno se obtuvo un incremento en la producción específica de metano del 17%. Rouf *et al.* (2010) evaluaron la producción de biogás para la mezcla de bagazo y torta de filtración en la misma proporción. La producción de biogás se incrementó en 13% con respecto a la mono-digestión de la torta de filtración (0.241 m^3 de biogás kg^{-1}), sin embargo, en dicho estudio no fue posible estudiar los efectos sinérgicos de la mezcla debido a que no se determinó el rendimiento de metano del bagazo en mono-digestión.

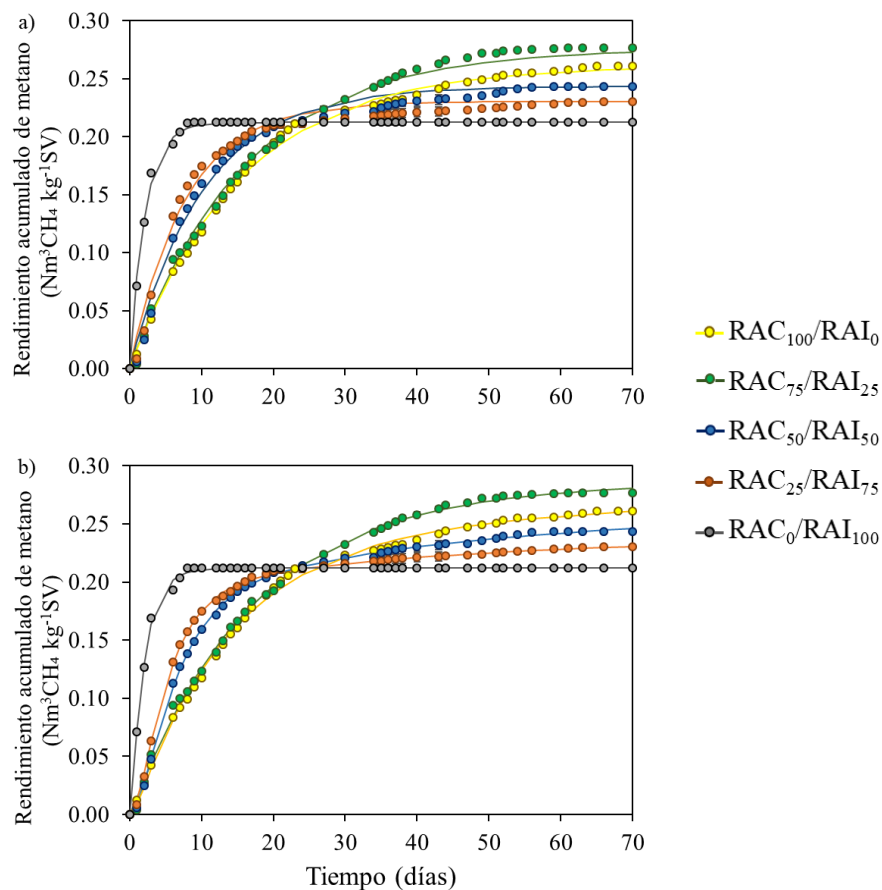


Figura 6. Rendimiento acumulado de metano para la CoDA entre los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y la cachaza (RAI). Resultados experimentales (representados por los puntos) versus los modelos cinéticos (líneas continuas) de primer orden (a) y de dos grupos con dos etapas (b).

Los resultados obtenidos del ajuste de los modelos cinéticos de primer orden y de dos grupos con dos etapas, para la CoDA RAC+RAI, se muestran en la Tabla 5. El modelo cinético de primer orden presentó un ajuste adecuado para todas las muestras analizadas (Figura 6a), con un coeficiente de determinación (R^2) superior a 0.98 y un error absoluto medio (EAM) de 0.00325 $\text{Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$, en promedio. Además, el porcentaje de error relativo ($\Delta y_{\max}$) indica que este modelo es capaz de describir apropiadamente los datos experimentales.

Tabla 5.

Resultados del ajuste de los modelos cinéticos de primer orden y de dos grupos con dos etapas para la CoDA RAC+RAI.

Modelo cinético	Parámetro	RAC ₁₀₀ /RAI ₀	RAC ₇₅ /RAI ₂₅	RAC ₅₀ /RAI ₅₀	RAC ₂₅ /RAI ₇₅	RAC ₀ /RAI ₁₀₀
Primer orden	$y_{\max}^a$	0.2618	0.2852	0.2386	0.2250	0.2126
	k	0.06399	0.0583	0.1036	0.1379	0.4629
	R^2	0.9967	0.9983	0.9909	0.9891	0.9968
	EAM	0.003565	0.00253	0.004813	0.004225	0.001114
	$y_{\max}^b$	0.2589	0.2804	0.2384	0.2250	0.2126
	$\Delta y_{\max}$	0.8747	-1.4298	2.0552	2.3532	-0.1543
Dos grupos con dos etapas	$y_{\max}^a$	0.2673	0.2869	0.2602	0.2385	0.2124
	R^2	0.9973	0.9983	0.9994	0.9994	0.9981
	EAM	0.003125	0.002536	0.001314	0.00103	0.0008555
	α	0.6213	0.6512	0.7056	0.7996	0.8314
	kR	0.0889	0.0676	0.2039	0.2531	3.6838
	$kAGV$	1.4620	5.9375	0.5477	0.6294	0.6722
	kL	0.0392	0.0445	0.0248	0.0264	0.3841
	$y_{\max}^b$	0.2602	0.2808	0.2460	0.2306	0.2124
	$\Delta y_{\max}$	0.3578	-1.5807	-1.0596	-0.0979	-0.0601

$y_{\max}$ ($\text{Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{SV}$) es el rendimiento final de metano: a) parámetro determinado para el modelo respectivo, b) calculado con el modelo. k (d^{-1}): constante de velocidad de hidrólisis. R^2 : coeficiente de determinación. EAM ($\text{Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$): error absoluto medio. $\Delta y_{\max}$ (%) es el error relativo: (valor experimental - valor modelado) / valor experimental. α (-): relación entre el sustrato rápidamente degradable y el sustrato degradable total. kR (d^{-1}), kL (d^{-1}) y $kAGV$ (d^{-1}) son tres constantes de reacción de primer orden para la degradación del sustrato rápidamente degradable, el sustrato lentamente degradable y la degradación de AGV, respectivamente.

Respecto a la constante de velocidad de hidrólisis (k) en el modelo cinético de primer orden, la muestra del RAI puro presentó el valor más alto (0.4629 d^{-1}) entre las muestras estudiadas, lo cual pudo deberse al menor contenido de lignina y principalmente al mayor contenido de carbohidratos no fibrosos encontrados en este material. En contraste, el valor de k para los RAC fue de 0.06399 d^{-1} . Janke *et al.* (2015) reportaron un valor k para la paja de caña de 0.075 d^{-1} . La naturaleza del inóculo utilizado en las pruebas del PBM pudo haber causado la diferencia entre estos valores. Sin embargo, el inóculo utilizado en el presente estudio demostró ser adecuado para la biodegradación anaeróbica de los RAC en un período de 70 días hasta lograr la estabilidad (y_{max}).

El mejor y_{max} alcanzado en la CoDA de los RAC con el RAI corresponde a la concentración del RAI de 5 kg SV m^{-3} obtenida en la Subsección 2.4.1 (Figura 4). Por tanto, se puede inferir que el RAI a bajas concentraciones en CoDA con un sustrato lignocelulósico como son los RAC, y utilizando lodo de estiércol bovino como inóculo, favorece el rendimiento de metano.

En cuanto al modelo de dos grupos con dos etapas se encontró que se ajusta mejor a los resultados experimentales (Figura 6b) en comparación con el modelo de primer orden. El RAI es un sustrato rápidamente degradable, por lo que al aumentar su concentración en la mezcla se obtienen valores más altos de α y kR . La muestra $\text{RAC}_{75}/\text{RAI}_{25}$ obtuvo el valor más alto de $kAGV$, lo cual indica la capacidad de esta mezcla para degradar los AGV a metano. Lo anterior está relacionado con el aumento de kL al incrementar la concentración del RAI, que corresponde a un mayor porcentaje de conversión de la fracción del sustrato lentamente degradable. Janke *et al.* (2017b) reportaron valores de α de $0.57\text{-}0.92 \text{ d}^{-1}$, kR de $0.41\text{-}0.83 \text{ d}^{-1}$, kL de $0.08\text{-}0.13 \text{ d}^{-1}$ y $kAGV$ de $0.42\text{-}0.80 \text{ d}^{-1}$, para la paja de caña de azúcar. Brulé *et al.* (2014) estudiaron la cinética de producción de metano a partir de heno utilizando el mismo modelo, encontrando valores de α de 0.7202 d^{-1} , kR

de 0.2365 d^{-1} , k_L de 0.0258 d^{-1} y $kAGV$ de 0.9044 d^{-1} . La variación entre estos valores y los obtenidos en el presente estudio radica nuevamente en la naturaleza del inóculo como también en el tipo de sustrato.

De acuerdo con los resultados anteriores, el modelo cinético de primer orden puede ser suficiente para predecir el rendimiento de metano de los RAC y RAI, tanto en mono- como en co-digestión. Sin embargo, el modelo de dos grupos con dos etapas permite una mayor comprensión del proceso bioquímico. En la Figura 7 se presenta este modelo, donde la producción de metano a partir del sustrato total se ha dividido en los siguientes componentes: i) producción acumulada de metano a partir de la fracción rápidamente degradable, ii) producción acumulada de metano a partir de la fracción lentamente degradable, y iii) concentración de productos intermedios en el medio de digestión (asumiendo que solamente se producen AGV, y se muestra como equivalente a la producción de metano). Al inicio del proceso, se observó una acumulación transitoria de productos intermedios (AGV) para todas las muestras; esta acumulación disminuyó con la concentración del RAI. La muestra RAC_{75}/RAI_{25} logró la concentración de productos intermedios más baja, lo que reitera la capacidad de esta mezcla para convertir los AGV a metano. Por otro lado, la producción de metano de la fracción lentamente degradable fue aumentando con la adición de RAI, alcanzando el mayor valor la muestra RAC_{75}/RAI_{25} correspondiente a un incremento del 167% respecto a la mono-digestión del RAI. En cuanto a la fracción rápidamente degradable se obtuvo el mayor valor en la muestra RAC_{25}/RAI_{75} , lo cual muestra que los RAC favorecen la estabilidad de esta fracción para el proceso de DA, logrando un incremento del 15% respecto a la mono-digestión del RAC. Sin embargo, la muestra RAC_{75}/RAI_{25} mostró un mejor balance entre las fracciones rápida y lenta, lo cual condujo a un efecto sinérgico de la mezcla para la producción de metano.

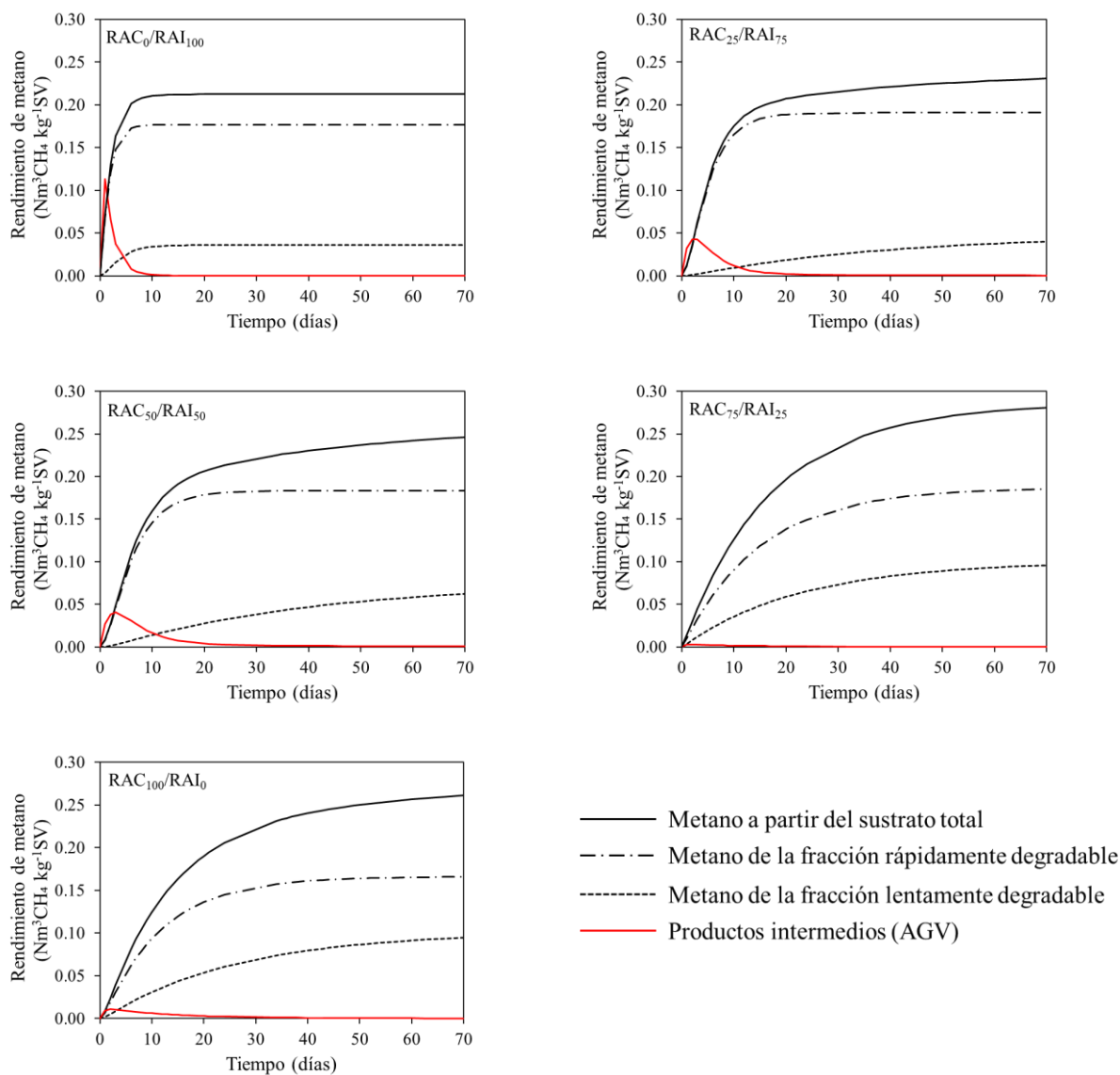


Figura 7. Rendimiento acumulado de metano de los RAC y RAI en mono- y co-digestión obtenido a partir del modelo de dos grupos con dos etapas.

El rendimiento final de metano ($y_{\max}$), la constante de velocidad de hidrólisis del modelo de primer orden (k) y la remoción de materia orgánica para las mezclas de RAC y RAI en CoDA se presentan en la Figura 8. La remoción de materia orgánica y el $y_{\max}$ mostraron un comportamiento similar, alcanzando el máximo para la muestra $\text{RAC}_{75}/\text{RAI}_{25}$. Esto señala que con una

mínima cantidad del RAI es posible favorecer la CoDA con los RAC y lograr una remoción de materia orgánica adecuada ($\sim 77\%$ SV). Por otro lado, y_{max} fue inversamente proporcional a k . Sin embargo, la muestra RAC_{75}/RAI_{25} no mostró diferencias significativas de k con respecto a la muestra sin RAI. No obstante, los valores de k de la mezcla aumentaron con la concentración del RAI, por lo cual se infiere que la adición de cachaza a la mezcla ayudó a acelerar el proceso de CoDA.

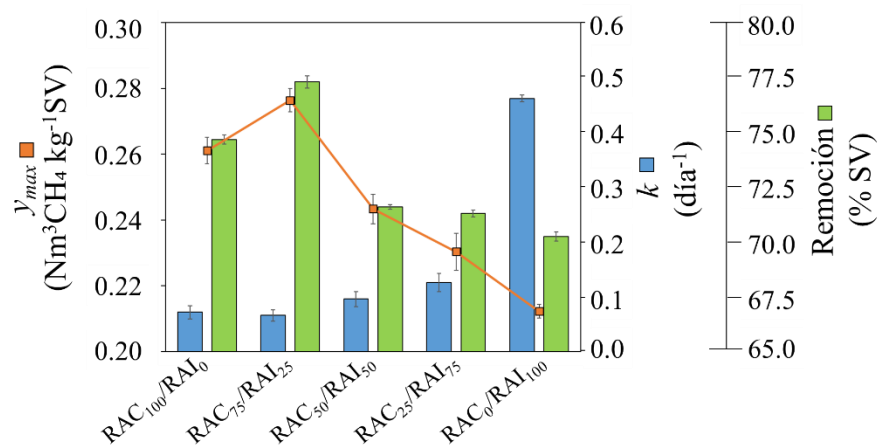


Figura 8. Rendimiento final de metano (y_{max}), la constante de velocidad de hidrólisis (k), y la remoción de materia orgánica para la CoDA RAC+RAI.

Las variables de estabilidad de la CoDA RAC+RAI se presentan en la Tabla 6. Al inicio todas las muestras mostraron valores aceptables de capacidad tampón y pH para el arranque del proceso de CoDA, de acuerdo con los valores reportados en la literatura (Callaghan *et al.*, 2002; Jain *et al.*, 2015). Al finalizar la prueba del PBM se encontró que, al aumentar la concentración del RAI se obtiene un incremento en la capacidad tampón y una disminución en el pH. Cuando el RAI alcanzó una concentración del 50% en la mezcla la relación AGV/AT se encontró en el rango de potenciales inestabilidades de 0.4-0.8 mg CH₃COOH mg⁻¹ CaCO₃ (Callaghan *et al.*, 2002), por esta razón el rendimiento de metano disminuyó. Sin embargo, los RAC fueron capaces de

amortiguar y estabilizar correctamente la mezcla RAC₇₅/RAI₂₅, logrando así el mayor rendimiento de metano de la CoDA.

Tabla 6.

Capacidad tampón (AGV/AT) y pH en la CoDA RAC+RAI.

Mezcla	AGV/AT (mg CH ₃ COOH mg ⁻¹ CaCO ₃)		pH	
	Inicial (día 0)	Final (día 70)	Inicial (día 0)	Final (día 70)
RAC ₁₀₀ /RAI ₀	0.27 ± 0.07	0.32 ± 0.04	7.23 ± 0.15	7.39 ± 0.11
RAC ₇₅ /RAI ₂₅	0.31 ± 0.08	0.35 ± 0.03	7.17 ± 0.20	7.37 ± 0.16
RAC ₅₀ /RAI ₅₀	0.35 ± 0.02	0.45 ± 0.02	7.11 ± 0.11	7.29 ± 0.21
RAC ₂₅ /RAI ₇₅	0.38 ± 0.06	0.57 ± 0.03	6.95 ± 0.15	7.03 ± 0.15
RAC ₀ /RAI ₁₀₀	0.41 ± 0.05	0.73 ± 0.04	6.81 ± 0.06	6.70 ± 0.10

De acuerdo con Raposo *et al.* (2011), teóricamente sería posible obtener a partir de la mezcla RAC₇₅/RAI₂₅ un rendimiento de metano de 0.4308 Nm³CH₄ kg⁻¹SV, principalmente porque ambos sustratos están compuestos por carbohidratos. Esto significa que la prueba del PBM en el presente estudio alcanzó el 64% de ese valor. Por otro lado, la mejor relación de mezcla encontrada para la CoDA RAC+RAI coincide aproximadamente con las cantidades producidas de estos residuos en el proceso de producción de panela, y podría tener un potencial energético de hasta 288.8 kWh t⁻¹. Al comparar este último valor con el obtenido en el capítulo anterior para la mono-digestión del RAI, se obtiene un incremento del 388% con la CoDA. En consecuencia, la tecnología de DA podría ser una alternativa atractiva para gestionar dichos residuos de forma simultánea en el mismo proceso.

2.4.4. Efecto acelerante del RAI en la CoDA con los RAC

El índice de sinergia (φ) para la CoDA RAC+RAI se muestra en la Figura 9. Con el transcurrir del tiempo, se observó la evolución de φ hasta alcanzar la estabilidad. Los valores antagónicos de φ se encontraron en los primeros quince días para las tres mezclas estudiadas. Este período podría interpretarse como el tiempo que requieren las macromoléculas de los sustratos, carbohidratos, lípidos y proteínas (Tabla 3 y Tabla 4) para lograr una interacción sinérgica en la CoDA para aumentar el rendimiento de metano. Al finalizar la prueba del PBM (día 70), se observó un aumento de φ hasta 1.11 para la muestra RAC₇₅/RAI₂₅ y 1.03 para RAC₅₀/RAI₅₀ y RAC₂₅/RAI₇₅. El primero mostró diferencias estadísticamente significativas con respecto a las otras dos mezclas de estudio.

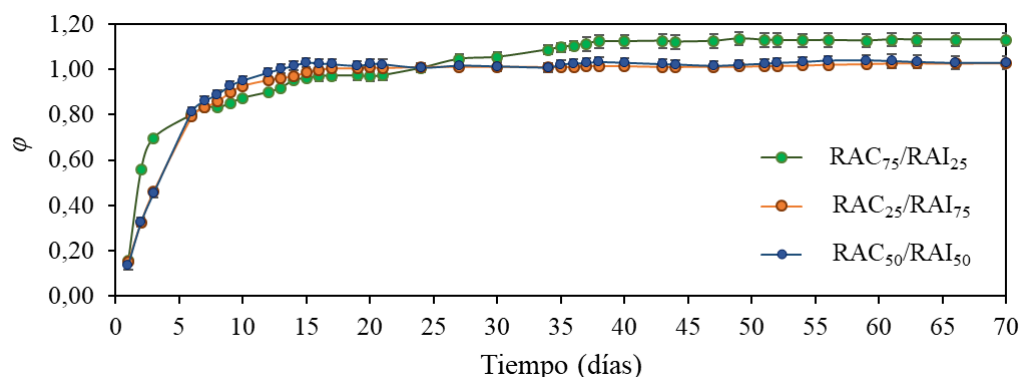


Figura 9. Índice de sinergia (φ) en la CoDA RAC+RAI a diferentes proporciones de mezcla.

Los valores de φ determinados en este estudio son consistentes con otros obtenidos en la CoDA de residuos de caña de azúcar. González *et al.* (2017) estudiaron la CoDA de vinaza con torta de filtración, residuos generados en destilerías de alcohol. A partir de los resultados de ese estudio se calculó un índice φ de 1.08 para la proporción 50:50. Cárdenas-Cleves *et al.* (2018) realizaron la CoDA de la torta de filtración con desperdicios de alimentos. En este caso, se calculó

un ϕ de 1.27 para la relación 80:20. Este último correspondió a una diferencia de $0.0175 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$ entre el valor experimental del PBM y el ponderado. En contraste, en el presente estudio se encontró que el mejor ϕ (para la muestra $\text{RAC}_{75}/\text{RAI}_{25}$) correspondió a una diferencia de $0.0275 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$ entre $y_{\max}$ y y_w .

2.5. Conclusiones

La cachaza (RAI), un residuo de naturaleza ácida, en co-digestión anaeróbica (CoDA) con los residuos agrícolas de cosecha (RAC), en condiciones sinérgicas apropiadas, se convirtió en un acelerante adecuado para la producción de metano. Mientras tanto, los RAC, un sustrato lignocelulósico por naturaleza contribuyó a la estabilidad del proceso de CoDA. El mejor rendimiento de metano fue de $0.276 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$, y se logró cuando los residuos fueron mezclados en una proporción de 75:25 (% de sólidos volátiles). Para ello, fue necesario pretratar los sustratos: los RAC a un tamaño de partícula de 2 mm y el RAI a una dilución volumétrica del 12.5%. La CoDA permitió la gestión (remoción de materia orgánica del 77%) y la valorización (potencial energético de 288.8 kWh t^{-1}) de dichos residuos, lo que podría contribuir en un futuro no muy lejano a los costos energéticos y ambientales del sector agroindustrial de la panela.

3. Gestión y valorización de los residuos generados en el proceso de producción de panela utilizando un digestor anaeróbico tubular: potencial técnico y económico

3.1. Resumen

Los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y la cachaza (RAI), provenientes del proceso de producción de panela, se utilizaron para la producción de biogás en un digestor anaeróbico tubular (DAT) en régimen semicontinuo a escala de banco. Se propuso una estrategia de dos etapas para lograr la operatividad y estabilidad del digestor. En la primera etapa, la operatividad del digestor se logró con la mono-digestión de los RAC. En la segunda etapa, se cambió gradualmente la alimentación del digestor para alcanzar la co-digestión anaeróbica (CoDA) de los residuos en una relación 75:25 (RAC:RAI) en porcentaje de sólidos volátiles, hasta lograr la estabilidad. La estrategia fue exitosa y se logró una producción específica de metano de $0.132 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$ con un contenido de metano del 50.4%, lo que confirma la factibilidad técnica del proceso. A través de un caso de estudio en una planta típica de producción de panela, se estableció la viabilidad económica. Por tanto, la CoDA RAC+RAI en un DAT se consolida como una alternativa tecnológica para la gestión y valorización de dichos residuos y el beneficio sostenible de la agroindustria panelera.

3.2. Introducción

El azúcar sin refinar obtenido por la evaporación del jugo de caña de azúcar se denomina panela, un producto artesanal producido en muchos países en vías de desarrollo alrededor del mundo (India, Colombia, Pakistán, China, Brasil, etc.). En esta agroindustria, aproximadamente el 75.4% de la caña se utiliza para producir la panela: 41.4 - 45.2% corresponde a la producción

del jugo de caña, y 30.2 - 34.0% a la producción de bagazo, siendo este último usado como fuente de combustible para la evaporación del jugo (Velásquez *et al.*, 2019). El 24.6% restante corresponde a los residuos de caña de azúcar: 21.6% a los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y 3% a la cachaza (RAI) (Mendieta *et al.*, 2020a). A nivel mundial, la suma de los RAC y el RAI equivale a 22 millones de toneladas por año (cálculos propios basados en Jaffé, 2012). Un uso común de los RAC y el RAI ha sido para alimentación de animales. Sin embargo, más del 50% de los RAC permanecen en el suelo cosechado y posteriormente se queman (Leal *et al.*, 2013). Mientras tanto, el RAI que no se utiliza para alimentación animal suele ser vertido en cuerpos de agua cercanos (Osorio, 2007). Así, la falta de un manejo adecuado de los RAC y el RAI hace necesaria la búsqueda de alternativas rentables, accesibles y sostenibles para tratar dichos residuos generados en la agroindustria panelera.

En los capítulos anteriores se ha revelado que la gestión de los RAC y el RAI a través de digestión anaeróbica (DA) puede ser una alternativa para la producción de energía en beneficio de la agroindustria panelera. La co-digestión anaeróbica (CoDA) del RAI con los RAC se estudió previamente a través de pruebas del potencial bioquímico de metano (Mendieta *et al.*, 2020a), encontrando un rendimiento final de metano de $0.276 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$ en una proporción de 75:25 (RAC:RAI) en porcentaje de sólidos volátiles. El RAI se ha propuesto como un acelerante adecuado para producir metano debido a su rápida biodegradabilidad y naturaleza ácida (Mendieta *et al.*, 2020b), mientras que los RAC contribuyen a la estabilidad del proceso de DA.

En estudios previos se han utilizado reactores continuos de tanque agitado con control de temperatura mesófila para la producción de biogás a partir de torta de filtración, paja y vinaza como sustratos provenientes de las industrias del etanol y el azúcar (Caillet y Adelard, 2020; Janke

et al., 2017a; González *et al.*, 2017). Sin embargo, para aumentar la producción de biogás/energía en estos biodigestores fue necesario utilizar sistemas activos de calentamiento y mezcla, con altos costos operativos y de implementación, por lo que este sofisticado sistema de recuperación de energía no sería viable para los residuos de caña de azúcar generados en el sector agroindustrial de la panela de los países en vías de desarrollo. Por lo tanto, el estudio de la CoDA de dichos sustratos en una configuración de digestor que pueda ser adoptada por el sector merece ser considerado antes de ser aplicado a escala real. Esta etapa intermedia implica el desarrollo de un proceso a escala de banco, en una configuración experimental de características geométricas y operativas, como las de una planta industrial.

Las configuraciones más comunes de biodigestores domésticos implementados en áreas rurales son: domo fijo, tambor flotante y digestores tubulares (Kinyua *et al.*, 2016). Entre estos modelos, los digestores tubulares (o reactores de flujo pistón) se destacan por su bajo costo, capacidad de operar a una variedad de temperaturas y facilidad de implementación y manejo, ya que no se requieren habilidades especializadas para su construcción y mantenimiento (Pérez *et al.*, 2014). Además, no es necesario mezclar (para evitar la sedimentación dentro del reactor) o calentar (para aumentar la temperatura). El biogás producido se utiliza a menudo *in situ* como combustible para cocinar, lo que mejora la salud de las personas al reducir la exposición al humo generado por la quema tradicional de leña (Dohoo *et al.*, 2015). Actualmente, en las unidades productoras de panela se utiliza leña en las estufas; la dependencia de esta fuente primaria de energía provoca el deterioro de los bosques asociado con la deforestación y la erosión. Las características de los digestores tubulares podrían favorecer su implementación en las pequeñas y medianas fábricas de

panela alrededor del mundo. La mayoría de estos beneficios se traducen en ganancias económicas que vale la pena evaluar para determinar su impacto potencial.

Los digestores tubulares se han utilizado ampliamente para la DA de residuos homogéneos. Estudios previos han reportado valores de la producción específica de biogás (PEB) de 0.11 y 0.15 $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}\text{SV}$ con un contenido de metano de 45.6% y 65.6%, utilizando como sustratos estiércol de llama + ovino y estiércol bovino, respectivamente (Martí-Herrero *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2017). En cuanto a los sustratos heterogéneos gestionados en este tipo de biodigestor, se han utilizado estrategias esenciales para llevar a cabo el proceso de DA. Dong *et al.* (2020) redujeron el tamaño de partícula del tallo de maíz a 0.425 mm y utilizaron el digerido como pretratamiento físico y microbiológico para obtener una PEB de 0.21-0.36 $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}\text{SV}$ con un contenido de metano de 57.9%. Martí-Herrero *et al.* (2019a) utilizaron un digestor de flujo pistón con recirculación, y evaluaron la viabilidad de tratar residuos de frutas y verduras de un mercado municipal. En este digestor se obtuvo una PEB de 0.25-0.34 $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}\text{SV}$ con 44% de CH_4 . Namsree *et al.* (2012) picaron la pulpa y la cáscara de piña a un tamaño de 5-10 mm para alimentar un reactor de flujo pistón, y recircularon el efluente de fermentación durante la operación. Usando este método, se obtuvo una tasa de producción de biogás (TPB) de 0.24-0.38 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}_{\text{digestor}} \text{d}^{-1}$ con 36-58% de CH_4 . A pesar de estos precedentes, no se han realizado estudios sobre la gestión de los residuos de caña de azúcar (RAC y RAI) en este tipo de biodigestor doméstico, lo cual podría convertirse en una solución práctica para el fortalecimiento de la sostenibilidad en la agroindustria panelera. El presente estudio intenta llenar aquel vacío.

El objetivo de este capítulo fue desarrollar una estrategia de CoDA para el manejo de los residuos agroindustriales del proceso de producción de panela (RAC+RAI), en un digestor

anaeróbico tubular semicontinuo a escala de banco. Es la primera vez que se utiliza una configuración tubular para gestionar dichos residuos. Esta investigación proporciona nuevos conocimientos al utilizar las bondades de cada sustrato en un biodigestor anaeróbico de bajo costo y evaluar el potencial económico de este proceso en la agroindustria panelera.

3.3. Materiales y métodos

3.3.1. Sustratos

Los residuos de caña de azúcar (RAC y RAI) se recolectaron de una unidad productora de panela (UPP) localizada en una región colombiana conocida como La Hoya del Río Suárez (6°29'14.43"N 72°58'20.16"W). Los RAC se trituraron con una picadora agrícola en la UPP y, posteriormente, en el laboratorio se secaron a 40 °C durante 48 h en un horno de convección forzada. Luego, se utilizó un molino de cuchillas (modelo estándar No. 3, Wiley Mill) y un agitador de tamices (tamizador portátil Tyler modelo RX-24, tamiz estándar ASTM E-11) para reducir y homogenizar el tamaño de partícula de los RAC a 2 mm. Los RAC se almacenaron en bolsas plásticas a temperatura ambiente ($T_r = 23 \pm 2$ °C) en un lugar seco. El RAI utilizado en los experimentos se almacenó en bolsas plásticas selladas a 4 °C, y al momento de su uso, se diluyó con agua del grifo al 12.5% (base volumétrica). Los pretratamientos seleccionados para los sustratos son prácticos y técnicamente factibles para el contexto del proceso de producción de panela.

3.3.2. Configuración experimental

3.3.2.1. Digestor anaeróbico tubular (DAT). El proceso de DA se llevó a cabo en un reactor de flujo pistón de bajo costo, como se muestra en la Figura 10. El reactor se construyó con tubería de cloruro de polivinilo (PVC), manteniendo una relación longitud a diámetro de 9.3, de

acuerdo con las recomendaciones de Martí-Herrero (2019b), con 100 cm de longitud, 10.77 cm de diámetro interno, 3.3 mm de espesor y un volumen total de 9.1 L. El DAT operó al 75% de su volumen total (volumen de trabajo activo de 6.83 L y espacio de cabeza (V_g) de 2.28 L). Las válvulas de entrada y salida, así como los accesorios y conexiones fueron en PVC de 1". Se adaptó un puerto de salida de 0.25" equipado con un manómetro (0-1 bar) y una válvula, para medir la presión del espacio de cabeza (P_g) y muestrear el biogás para su análisis composicional. El reactor se mantuvo a temperatura ambiente ($T_r = 23 \pm 2$ °C).

El DAT se inoculó con lodo anaeróbico de un biodigestor tubular rural alimentado con estiércol bovino. El inóculo contenía 46.2 ± 0.85 g ST L⁻¹ y 35.4 ± 0.77 g SV L⁻¹ con una capacidad tampón (AGV/AT) de 0.25 ± 0.02 mg CH₃COOH mg⁻¹ CaCO₃ y una actividad metanogénica específica de 0.035 ± 0.002 g DQO g⁻¹ SV día⁻¹, características que resultaron aptas para el arranque del proceso (Mendieta *et al.*, 2020a; Castro *et al.*, 2017).

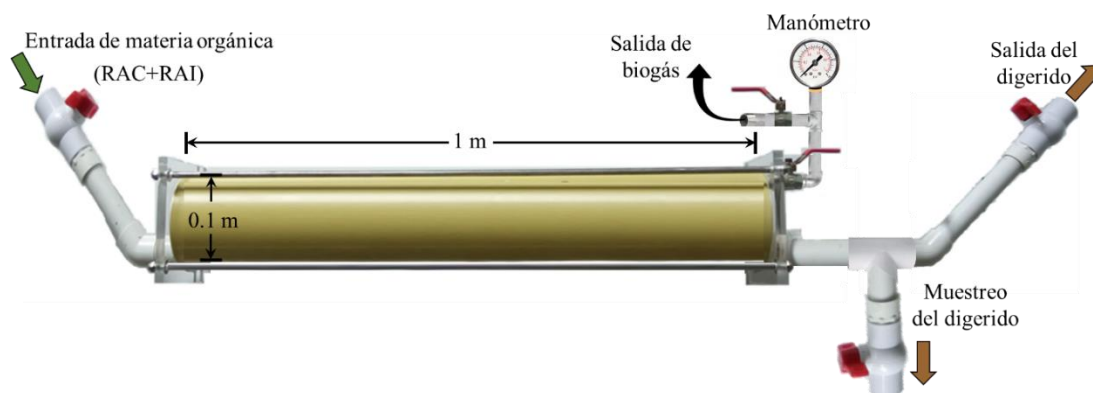


Figura 10. Digestor anaeróbico tubular a escala de banco empleado para gestionar RAC+RAI.

3.3.2.2. Operación del DAT. El biodigestor trabajó en dos modos operativos: i) por lotes y ii) semicontinuo. En el primer modo operativo, o la puesta en marcha, el DAT se cargó con una mezcla de inóculo y RAC en una proporción de 2:1 (con base en sólidos volátiles). Durante este

período, se midió la producción diaria de biogás y se tomaron muestras de la fracción líquida para verificar la estabilidad del proceso (capacidad amortiguadora como AGV/AT y pH). Las mediciones se realizaron hasta que se logró la estabilidad, es decir, un cambio menor al 1% en la producción acumulada de biogás, durante tres días consecutivos.

El segundo modo operativo (semicontinuo) se subdividió en dos etapas: mono- y co-digestión. Al finalizar el modo discontinuo, el DAT se alimentó con RAC (mono-digestión) diluido con agua del grifo a una velocidad de carga orgánica (VCO) de $0.55 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Estudios previos con sustratos lignocelulósicos y ácidos sugieren el uso de una VCO baja en biodigestores tubulares ($\sim 0.5 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), lo cual evita problemas tempranos de obstrucción o estancamiento (Gulhane *et al.*, 2016; Martí-Herrero *et al.*, 2019a). Además, la sobrecarga en un digestor puede provocar la acumulación de ácidos y en consecuencia la falla del proceso de DA (Jain *et al.*, 2015). Ahamed *et al.* (2015) recomendaron el uso de una VCO baja para promover la separación exitosa de diferentes fases en el digestor, facilitando así el crecimiento de los microorganismos de crecimiento lento. De acuerdo con el volumen de trabajo, se determinó el tiempo de retención hidráulico (TRH) (Kinyua *et al.*, 2016) en el DAT de 33 d. El digestor se operó durante tres TRH para lograr la estabilidad del proceso de DA.

En la segunda etapa, se propuso una estrategia para convertir la mono-digestión de los RAC en co-digestión RAC+RAI en una proporción de 75:25 en porcentaje de sólidos volátiles. Esta proporción de los sustratos se identificó como apropiada en un estudio previo a escala de laboratorio (Mendieta *et al.*, 2020a). La estrategia consistió en aumentar gradualmente la concentración del RAI (de 0% a 25%) en la corriente de entrada del DAT, mientras se disminuía la concentración de los RAC (de 100% a 75%) a una tasa de 6.25%SV cada ocho días, manteniendo la misma VCO

inicial de $0.55 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Una vez alcanzada la proporción objetivo, el digestor continuó operando hasta completar tres TRH.

A lo largo de la operación semicontinua, la producción de biogás se midió diariamente, mientras que la composición se midió en el rango de operación estable. En el mismo rango de estabilidad, se analizó la producción acumulada de biogás utilizando la pendiente, y se determinó la producción específica de biogás (PEB), la producción específica de metano (PEM) y la tasa de producción de biogás (TPB) (Martí-Herrero *et al.*, 2015). Se utilizó la media móvil para analizar el comportamiento de la producción diaria de biogás en mono- y co-digestión (utilizando un intervalo de 10). Además, durante el segundo modo operativo, se descargaron aproximadamente 200 ml d^{-1} de efluente del DAT, y se recolectaron muestras de digerido cada tres días para analizar la estabilidad del proceso (AGV/AT, pH, SV y ST).

3.3.3. Procedimientos analíticos

Se utilizaron métodos estándar para la medición de ST, SV y pH (APHA-AWWA-WEF, 2017). La cuantificación de AGV y AT se hizo por titulación (Jobling *et al.*, 2014). Las mediciones se realizaron por triplicado. El volumen de biogás (V) se normalizó a condiciones estándar de temperatura ($T_0 = 273.15 \text{ K}$) y presión ($P_0 = 100 \text{ kPa}$) por medio de la siguiente ecuación (Dinuccio *et al.*, 2010), donde P_w es la presión de vapor en función de T_r :

$$V = V_g * (P_g - P_w) * T_0 / (P_0 * T_r) \quad (8)$$

La composición del biogás (porcentaje volumétrico de CO_2 y CH_4) se midió con un cromatógrafo de gases Agilent Technologies 7890A (Agilent Technologies Inc., USA) equipado con un detector de conductividad térmica y una columna empacada (Molesieve 5A, $6' \times 2,1 \text{ mm DI}$).

Se utilizó helio como gas de arrastre a una velocidad de flujo de 15 ml min^{-1} . Las temperaturas del horno, inyector y detector se mantuvieron a 45°C , 60°C y 100°C , respectivamente. Previamente, se preparó una curva de calibración con CH_4 y CO_2 utilizando mezclas estándar de los dos gases (25:75, 50:50 y 75:25).

La significancia estadística de los resultados experimentales se evaluó utilizando un ANOVA de una vía con un nivel de confianza del 95%, considerando las diferencias significativas para el valor $p < 0.05$, y pruebas de rango múltiple utilizando el procedimiento de mínima diferencia significativa de Fisher. El software empleado para el análisis fue Statgraphics Centurion XVI (StatPoint Technologies, Inc., USA).

3.3.4. Potencial económico del DAT en la agroindustria panelera

La evaluación del potencial económico se hizo a través de un caso de estudio en una típica unidad productora de panela (UPP). La UPP utilizada para este propósito fue la misma donde se recolectaron los sustratos, en la cual se procesan anualmente 2,400 toneladas de caña, produce 240 toneladas de panela y genera 72 toneladas de RAI y 661 toneladas de RAC, con un potencial de recolección de estos residuos del 100% y 50%, respectivamente.

Para el caso de estudio discutido en este capítulo, el biogás generado a partir de la CoDA RAC+RAI sería empleado para producir energía térmica, la cual reemplazaría la leña utilizada para cocinar los alimentos de los trabajadores en la UPP. La principal fuerza impulsora de la agroindustria panelera es el trabajo humano, y la cocción de alimentos para los trabajadores es una práctica tradicional que se lleva a cabo *in situ* en la UPP durante toda la operación de producción. En esta planta de fabricación de panela, el consumo anual de leña por unidad de producto es de 22.2 kg t^{-1} , con un costo de USD 220.5.

Con base en los resultados experimentales, se estimó el aporte energético de la CoDA RAC+RAI en el DAT a través del potencial de energía térmica (P_{ET} , kWh m⁻³):

$$P_{ET} = SV_S * PEM_{RAC+RAI} * \alpha CE \quad (9)$$

Donde SV_S es el contenido de sólidos volátiles del sustrato alimentado al DAT compuesto por la mezcla RAC+RAI (kg SV m⁻³), αCE es un factor de conversión (9.97 kWh m⁻³ CH₄) (Ornelas-Ferreira *et al.*, 2020), y $PEM_{RAC+RAI}$ es la producción específica de metano de la CoDA RAC+RAI en el DAT (Nm³ CH₄ kg⁻¹ SV), considerando los resultados experimentales en el DAT a escala de banco.

Se propuso un modelo para la integración de un sistema de digestores anaeróbicos tubulares (DATs) en una UPP (Figura 11). Los insumos para la obtención de la caña de azúcar son los que normalmente requiere dicho cultivo (semillas, fertilizantes, insecticidas, etc.). Los tallos de caña se utilizarían para la producción de panela. Los RAC y el RAI (sustratos) se obtendrían del cultivo de caña de azúcar y del proceso de elaboración de panela, respectivamente. Los RAC se harían pasar por una picadora agrícola para reducir su tamaño de partícula. Esta picadora sería la misma que se utiliza tradicionalmente en la producción de alimento para animales, por lo que no se incurriría en costos adicionales por la compra de dicho equipo. Para diluir los sustratos y lograr la VCO requerida para el proceso de DA (0.55 kg SV m⁻³ d⁻¹), se podrían reciclar las aguas residuales generadas en el proceso de producción de panela. Estas aguas residuales tienen un bajo contenido de carbohidratos no estructurales provenientes de la materia prima (caña de azúcar), los cuales pueden ser convenientes para el proceso de DA. Los sustratos junto con las aguas residuales se ubicarían en un tanque de mezcla, a partir del cual se alimentaría el proceso de DA.

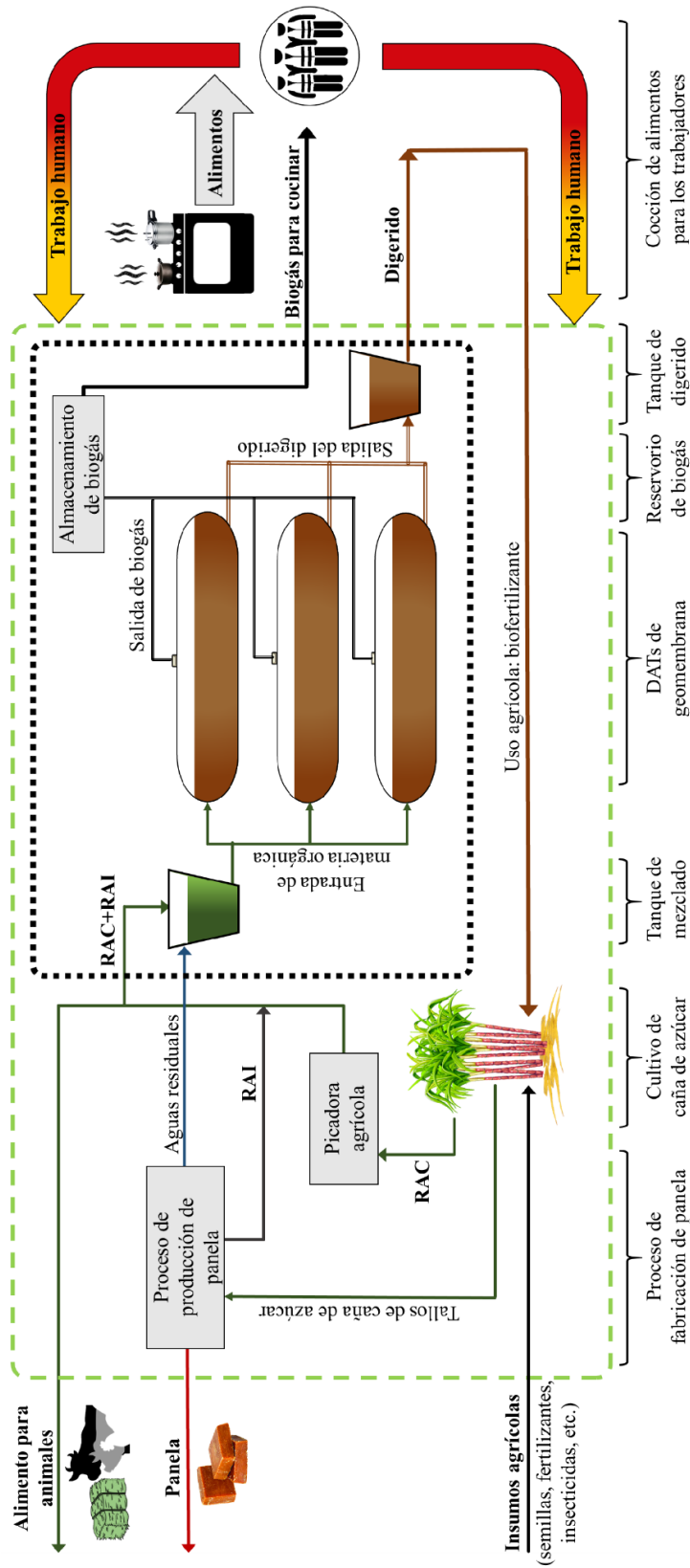


Figura 11. Diagrama esquemático para la integración de la tecnología digestión anaeróbica en una unidad productora de panela.

RAC: residuos agrícolas de cosecha. RAI: cachaza. DATs: digestores anaeróbicos tubulares.

Se establecieron tres DATs de geomembrana para la producción de biogás, configurados en paralelo, para un volumen total de 318 m³. Esto permitiría utilizar un solo tanque de mezcla (de 3 m³) para alimentar un digestor a la vez. En el mismo sentido, sería posible canalizar la producción de biogás al mismo reservorio. Por lo tanto, para acondicionar el biogás se podría utilizar un solo filtro para retirar el posible sulfuro de hidrógeno generado en el proceso de DA (Das *et al.*, 2019). La corriente de biogás se conectaría directamente a la cocina de la UPP. Para utilizar el combustible, los quemadores de la estufa se adaptarían para el biogás. El digerido que sale de los digestores se recolectaría en un tanque para su uso posterior. El uso del digerido como biofertilizante puede considerarse atractivo. Dado que el efluente tiene un alto contenido de materia mineral, podría utilizarse como una fuente renovable y económica de nutrientes para el cultivo de la caña, contribuyendo a la agricultura sostenible (Dahiya *et al.*, 2018) y potencialmente reduciendo los costos de los insumos agrícolas. Sin embargo, debido a la alta dilución del efluente, su uso debe limitarse a las plantaciones adyacentes a la UPP para evitar aumentos en los costos de transporte.

El sistema de estudio y los datos utilizados para el análisis económico se muestran en la Figura 11 (línea negra punteada) y la Tabla 7, respectivamente. El sistema de estudio se enfocó en la tecnología de DA, al cual ingresan los sustratos (RAC+RAI) como insumos y salen el biogás y el digerido como productos. Los datos operativos del sistema de DATs (TRH, VCO, fracción líquida en el digestor y contenido de metano en el biogás) se obtuvieron a partir de los resultados experimentales del presente estudio. El volumen y el flujo de alimentación de los digestores se determinaron a partir del potencial de energía térmica de la CoDA RAC+RAI en función de la demanda de leña en la UPP. El número de digestores se estableció a partir de la oferta disponible en el mercado especializado.

Tabla 7.

Parámetros y supuestos para el análisis económico de la tecnología de digestión anaeróbica en una unidad productora de panela.

Parámetro	Unidades	Valor	Parámetro	Unidades	Valor
<u>Supuestos para el diseño del sistema de DATs</u>			<u>Supuestos para el cálculo del CAPEX</u>		
Cantidad de digestores	-	3	DATs de geomembrana	US\$	7,264
Volumen de cada digestor	m ³	106.0	Tanque de almacenamiento	US\$	434
Fracción líquida en el digestor	%	75	Gasómetro, filtros, tuberías, válvulas y accesorios	US\$	807
Flujo de alimentación	m ³ d ⁻¹	2.29			
TRH	días	33			
VCO	kg SV m ⁻³ d ⁻¹	0.55	<u>Supuestos para el cálculo del OPEX</u>		
Contenido de CH ₄ en el biogás	%	50.4	Biogás	US\$ m ⁻³	0.37
			Leña	US\$ t ⁻¹	41.4
			Trabajo operativo	US\$ año ⁻¹	644.2
			Sustratos (RAC+RAI)	US\$ año ⁻¹	568.6
			<u>Supuestos para el cálculo del VAN, TIR, RBC, PRC</u>		
			Vida útil del equipo	años	15
			Inflación (<i>f</i>)	%	1.8-9.0
			Tasa de descuento (<i>i</i>)	%	2.5-7.8

DATs: digestores anaeróbicos tubulares. TRH: tiempo de retención hidráulico. VCO: velocidad de carga orgánica. RAC: residuos agrícolas de cosecha. RAI: cachaza. VAN: valor actual neto. TIR: tasa interna de retorno. RBC: relación beneficio/costo. PRC: período de recuperación de capital.

Para el análisis económico se utilizaron los modelos de gastos de capital – CAPEX (contracción del inglés “*capital expenditure*”) y de gastos operativos – OPEX, del inglés “*Operational expenditures*”) (Sawyer, 2009). Los costos de los equipos para el cálculo del CAPEX se consideraron con base en el mercado colombiano para el 2020. El cálculo del OPEX tuvo las siguientes consideraciones: i) los lineamientos de la cadena agroindustrial de la panela (CORPOICA-MADR-COLCIENCIAS, 2016) para determinar los costos del trabajo operativo y los sustratos, ii) el mercado local de combustibles para estimar los precios del biogás y la leña, iii) el costo de las aguas

residuales no se consideró ya que son provistas por el agua de lluvia y fuentes de agua vecinas, y iv) el costo del digerido no se tuvo en cuenta debido a que los ahorros derivados del uso del biofertilizante son bajos, aproximadamente del 1-2% del ingreso anual de las familias rurales en los Andes peruanos que utilizan digestores tubulares (Garfí *et al.*, 2012).

La evaluación de la rentabilidad del sistema de DATs se determinó a partir de los siguientes indicadores: valor actual neto (VAN), tasa interna de retorno (TIR), relación beneficio/costo (RBC) y período de recuperación de capital (PRC), según las directrices del IFAD (2015). Para el cálculo de dichos indicadores de rentabilidad se consideró: i) la vida útil de los equipos en base a experiencias con digestores tubulares en geomembrana (Martí-Herrero *et al.*, 2016), ii) el rango de valores de la inflación (f) y la tasa de descuento (i) reportados para Colombia en los últimos 10 años (BANREP, 2020). Dada la variabilidad de f e i , se realizó un análisis de sensibilidad para analizar los indicadores de rentabilidad. Además, considerando que los costos de inversión ascienden a USD 8,505, mientras que la suma de los costos operativos e insumos es de USD 1,213, se realizó un análisis de sensibilidad adicional para los costos de inversión ($\pm 10\%$, $\pm 20\%$ y $\pm 30\%$), manteniendo f e i fijos en los valores promedio de los últimos 10 años en Colombia. Todos los cálculos se realizaron en Microsoft Excel (365 ProPlus).

3.4. Resultados y discusión

3.4.1. Primer período operativo: puesta en marcha del DAT

La producción de biogás diaria y acumulada durante el tiempo de experimentación se muestra en la Figura 12. En la puesta en marcha se observó un período de estabilización de 33 días, que corresponde al tiempo de adaptación del inóculo al sustrato (RAC) y a la degradabilidad

potencial de los RAC. Este resultado está dentro del rango de 15 a 65 días reportado para la DA de biomasa lignocelulósica en digestores semicontinuos (Kainthola *et al.*, 2019). El período de adaptación del inóculo depende de la naturaleza del sustrato y los pretratamientos a los que haya sido expuesto. Los 33 días obtenidos en la puesta en marcha del DAT correspondieron al TRH en el segundo período operatorio (alimentación semicontinua).

3.4.2. Segundo período operatorio: producción de biogás y metano

El DAT fue monitoreado durante 230 días. La alimentación semicontinua al biodigestor inició a partir del día 33. Desde el día 33 al 131, el digestor se alimentó solo con RAC (Figura 12). La producción diaria de biogás se recuperó del estado agotado al estado productivo en 43 días, y la operación estable se alcanzó el día 75. La PEB lograda durante el estado estacionario (día 76 a 131) fue de $0.104 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$. Martí-Herrero *et al.* (2019a) reportaron valores de PEB para la DA de desechos de frutas y verduras en un digestor de flujo pistón entre 0.25 y $0.34 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$. El digestor trabajó con recirculación y un TRH de 80 días, lo que permitió obtener valores superiores al del presente estudio, sin embargo, no se realizó un análisis económico para evaluar el modelo propuesto. La DA de tallos de maíz en un digestor tubular mostró valores de PEB de 0.21 - $0.36 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$ (Dong *et al.*, 2020). En este caso, el digestor fue acondicionado para operar a temperaturas mesófilas, lo que permitió que se obtuvieran mayores rendimientos de biogás. La diferencia entre estos estudios radica en la composición de la materia prima y las condiciones operativas. Dado que los RAC son principalmente lignocelulósicos (Mendieta *et al.*, 2020a), su biodisponibilidad para el proceso de DA disminuye. Además, el DAT operó a temperatura ambiente, lo que provocó que se obtuvieran menores rendimientos de biogás, sin embargo, se logró una mejor aproximación a los resultados que se pudieran obtener en la realidad.

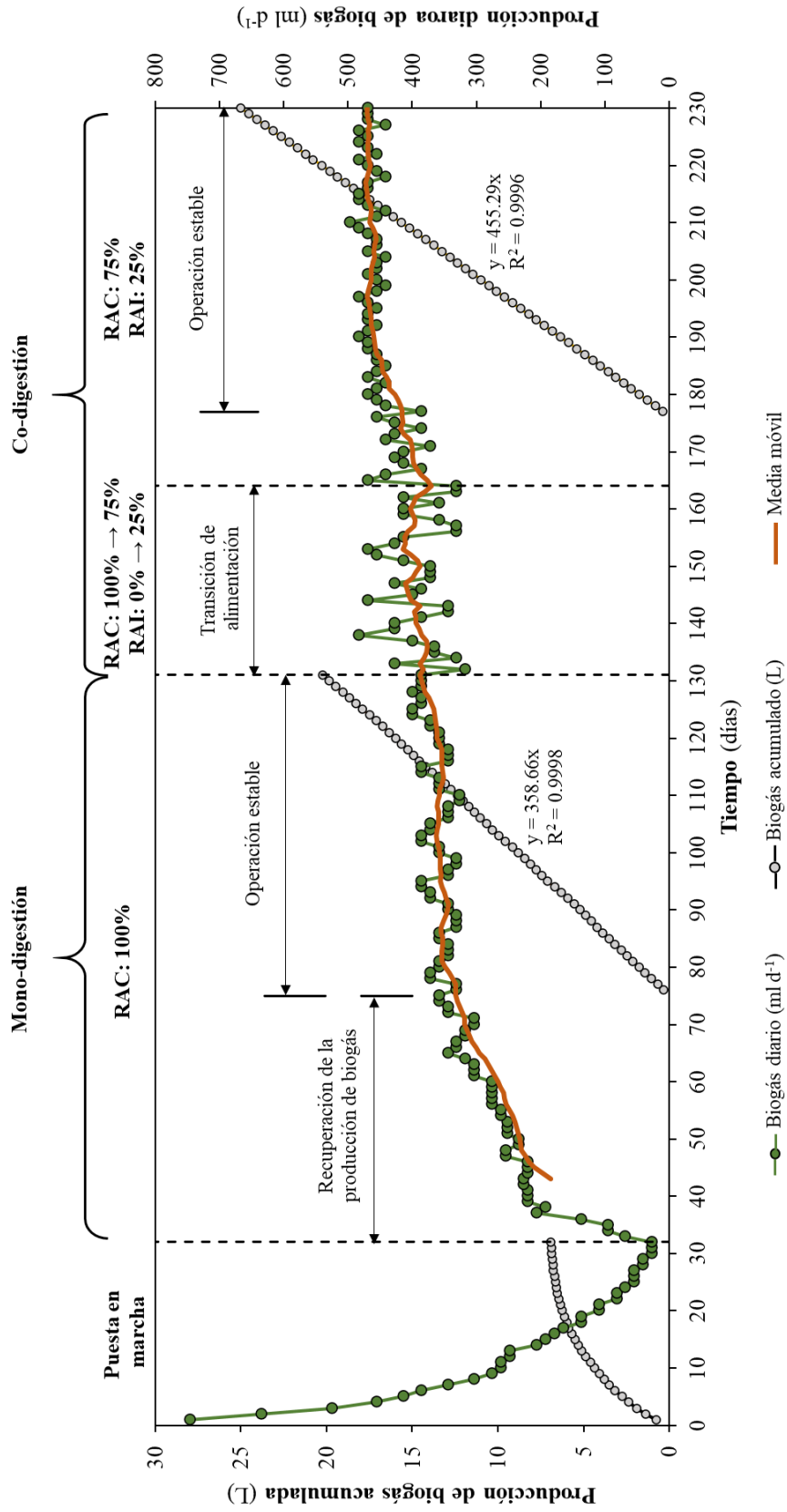


Figura 12. Producción de biogás acumulada y diaria de los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y la cachaza (RAI) en un digestor anaeróbico tubular (DAT) a escala de banco.

Desde el día 132 al 164, la alimentación se fue modificando cada ocho días para alcanzar la proporción objetivo de RAC:RAI (transición de alimentación en la Figura 12). Según Kurade *et al.* (2020), este período transitorio es consistente con la fase de aclimatación de un consorcio microbiano a un nuevo sustrato. La producción de biogás presentó fluctuaciones hasta el día 164, lo cual se debió a la entrada del RAI. La naturaleza ácida de la cachaza pudo haber generado cambios abruptos en el rendimiento del biogás, sin embargo, la dosificación gradual del RAI en la alimentación del biodigestor fue una estrategia exitosa para contrarrestar sus efectos inhibitorios (Mendieta *et al.*, 2020b) y permitir que el proceso de DA lograra la estabilidad. Una vez alcanzada la proporción de sustratos, el DAT se continuó alimentando con RAC+RAI (relación 75:25 base SV) hasta el día 230. En esta etapa se logró una operación estable desde el día 178 al 230, y se alcanzó una PEB de $0.132 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$, la cual fue 26.9% mayor en comparación con la mono-digestión de los RAC. A partir de estos resultados se demuestra la posibilidad de gestionar simultáneamente los RAC y el RAI en un DAT, lo que permite inferir la factibilidad técnica para el proceso de DA. En algunos casos los residuos agroindustriales pueden tener limitaciones para ser usados como co-sustratos en procesos de DA, lo cual se debe a la estacionalidad de los cultivos y la disponibilidad de los residuos orgánicos (Mata-Alvarez *et al.*, 2014). Sin embargo, los RAC y el RAI no presentan esta dificultad ya que la producción de panela se efectúa durante todo el año puesto que el cultivo de caña de azúcar se realiza de forma escalonada (Durán *et al.*, 2014), generando la disponibilidad de biomasa *in situ* todo el tiempo. Esto muestra una clara oportunidad para llevar a cabo el proceso de DA a escala real en la agroindustria panelera.

El ajuste lineal de la producción acumulada de biogás para los períodos en operación estable se muestra en la Figura 12, donde la pendiente corresponde a la producción media diaria de

biogás. En la mono-digestión de los RAC, la producción de biogás fue de 358.66 ml d⁻¹, mientras que en la co-digestión RAC+RAI fue de 455.29 ml d⁻¹, lo que corresponde al mismo incremento de la PEB (26.9%). En ambos casos, el valor de R² del ajuste lineal fue superior a 0.99. Estos resultados evidencian el potencial del RAI para acelerar la DA y, en consecuencia, una clara ventaja cinética provocada por la mezcla RAC+RAI frente de la mono-digestión del RAC, es decir, un efecto sinérgico para el proceso en un DAT (Astals *et al.*, 2014). La media móvil (línea naranja en la Figura 12) se utilizó para reducir el "ruido" de las fluctuaciones en la producción diaria de biogás durante el monitoreo del proceso. Se pudo observar el aplanamiento de la curva de producción de biogás, indicando los periodos de operación estable. La media móvil permitió la predicción de los datos experimentales con un error promedio del 2.4% respecto a la media aritmética de las etapas de mono- y co-digestión. Por tanto, la media móvil es una poderosa herramienta para el análisis de biodigestores semicontinuos.

Los resultados de la producción de biogás y metano de los RAC y el RAI usando un DAT se compilan en la Tabla 8. La calidad del biogás (expresada como el contenido de metano) no presentó diferencias significativas al incluir la cachaza en la alimentación del digestor. Por el contrario, se observó un aumento significativo en la producción de metano al gestionar la mezcla RAC+RAI en comparación con la mono-digestión RAC. En cuanto a la PEM, se encontró un incremento del 22.2%, menor al incremento de la PEB (26.9%) debido a la mínima variabilidad en el contenido de metano. Sin embargo, el incremento de la PEM fue mayor en comparación con los resultados del Capítulo 2 sobre las pruebas del potencial bioquímico de metano, donde se obtuvo un aumento del 5.8% en la CoDA RAC+RAI respecto a la mono-digestión de los RAC en reactores discontinuos. Esto último indica que la sinergia para la producción de metano entre los RAC y el

RAI en reactores discontinuos se mantuvo en el DAT. Sin embargo, la geometría y el *modus operandi* del DAT permitió alcanzar mayores rendimientos en el uso de la biomasa y el digestor.

La productividad del DAT (expresada como TPB) aumentó en un 25%, lo que demuestra que el volumen del biodigestor se utiliza mejor con la CoDA RAC+RAI que con la mono-digestión de los RAC. En digestores tubulares domésticos de bajo costo que utilizan estiércol de llama+oveja (Martí-Herrero *et al.*, 2015) y estiércol de vaca (Castro *et al.*, 2017) como sustratos, se han obtenido valores de la TPB de 0.05 y 0.13 m³ m⁻³ digestor d⁻¹, operando con VCOs de 0.44 y 0.7 kg SV m⁻³ d⁻¹, TRHs de 80 y 35 días, y a temperaturas de 16.6 °C y 23.0 °C, respectivamente. La variabilidad de estos datos radica en las múltiples variables que están asociadas con la TPB, como son el TRH, VCO y temperatura.

Tabla 8.

Resultados de la biometanización de los residuos agrícolas de cosecha (RAC) y la cachaza (RAI) en un digestor anaeróbico tubular (DAT) a escala de banco.

Parámetro	Mono-digestión	Co-digestión	Unidades
	RAC: 100%	RAC: 75% RAI: 25%	
Tiempo monitoreado	99	99	días
Operación estable	56	54	días
VCO	0.55	0.55	kg SV m ⁻³ d ⁻¹
TRH	33	33	días
Contenido de metano	51.4 ± 1.25 ^a	50.4 ± 0.75 ^a	%
PEB*	0.104 ± 0.006 ^a	0.132 ± 0.007 ^b	Nm ³ kg ⁻¹ SV
PEM*	0.054 ± 0.002 ^a	0.066 ± 0.003 ^b	Nm ³ CH ₄ kg ⁻¹ SV
TPB*	0.052 ± 0.001 ^a	0.065 ± 0.003 ^b	Nm ³ m ⁻³ digestor d ⁻¹

* Calculado a condiciones normales (273.15 K, 100 kPa). PEB: producción específica de biogás. PEM: producción específica de metano. TPB: tasa de producción de biogás.

VCO: velocidad de carga orgánica. TRH: tiempo de retención hidráulico.

Las letras (a y b) representan las diferencias significativas entre las columnas (con p<0.05).

3.4.3. Indicadores de estabilidad del proceso de DA

La estabilidad se evaluó con base en el cambio de pH, la capacidad tampón y la remoción de materia orgánica (Figura 13). Tanto en la puesta en marcha como durante la mono-digestión de los RAC, el pH se mantuvo en un valor medio de 7.2. Un pH neutro (~ 7) es favorable para la producción de biogás, ya que la mayoría de los metanógenos crecen en un rango de pH de 6.7 a 7.5 (Garfí *et al.*, 2016). La dosificación gradual del RAI en la alimentación del DAT, evitó una alteración súbita del pH, lo que ayudó a equilibrar la población bacteriana. Durante la transición de la alimentación, entre los días 132 y 164, se encontró un pH mínimo de 6.9 (Figura 13a), lo que evidenció la estabilidad del proceso. Con el tiempo, y hasta el día 230, la recuperación del pH se logró progresivamente hasta el valor inicial de 7.2.

La relación AGV/AT se ha utilizado ampliamente para medir la estabilidad del proceso de DA (Namsree *et al.*, 2012; Caillet y Adelard, 2020). Un biodigestor se considera que funciona favorablemente, sin riesgo de acidificación, cuando la capacidad tampón es inferior a $0.4 \text{ mg CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{ CaCO}_3$ (Callaghan *et al.*, 2002). Respecto al DAT utilizado en el presente estudio, mientras se alimentó solamente con los RAC (desde el día 0 hasta el 131), la capacidad amortiguadora se mantuvo en un valor promedio de $0.32 \text{ mg CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{ CaCO}_3$, por lo cual fue adecuado para el proceso. Sin embargo, al cargar RAC+RAI se generaron posibles inestabilidades en el digestor por el incremento de la relación AGV/AT hasta un máximo de $0.48 \text{ mg CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{ CaCO}_3$. De acuerdo con la respuesta del sistema, se evidenció la recuperación de la capacidad amortiguadora después del periodo de transición de alimentación, logando un valor promedio de $0.37 \text{ mg CH}_3\text{COOH mg}^{-1} \text{ CaCO}_3$ en la zona de operación estable mientras el DAT fue alimentado con RAC+RAI en la proporción de 75:25 (base SV).

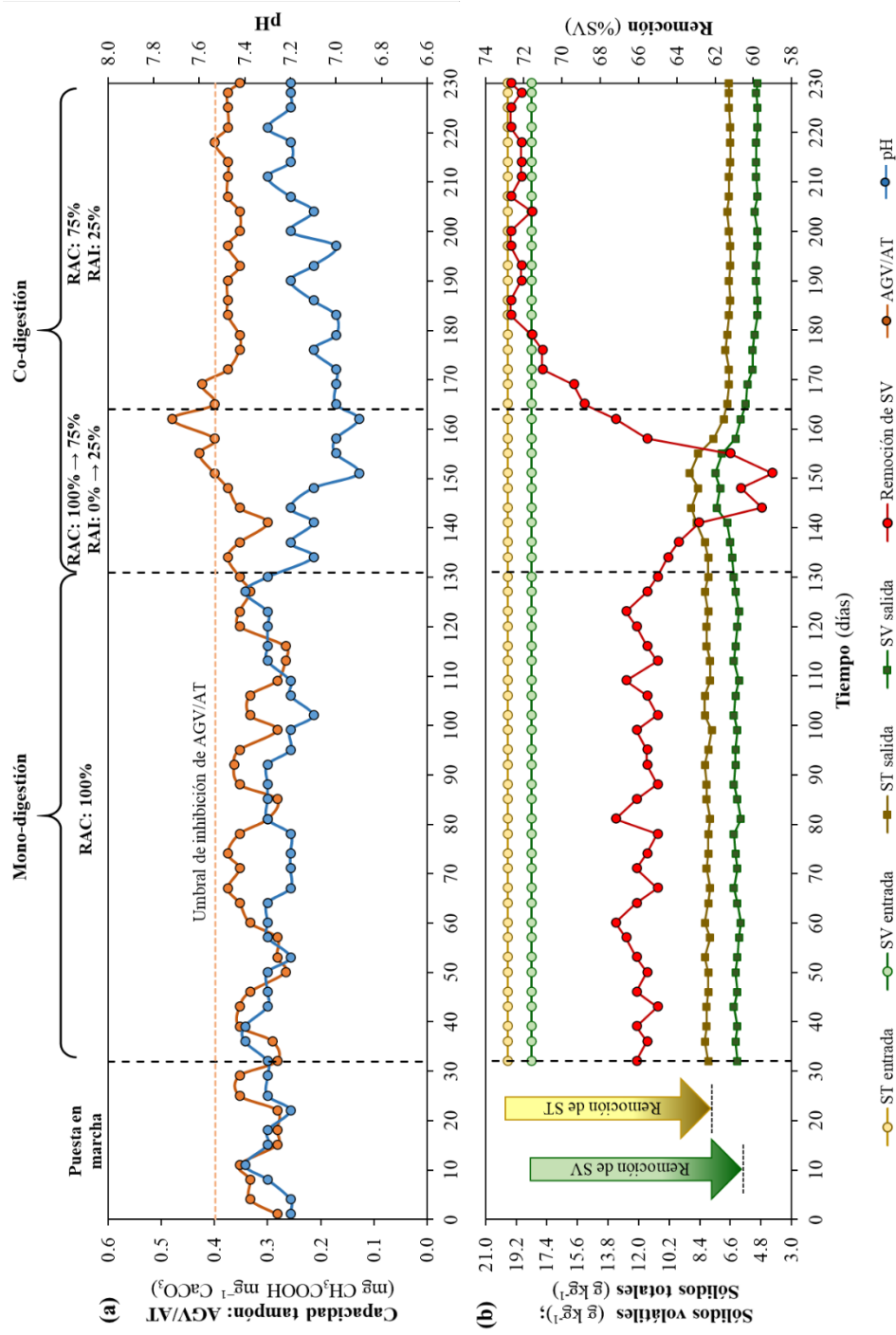


Figura 13. Estabilidad de la producción de biogás en un digestor anaeróbico tubular (DAT) a escala de banco alimentado con residuos agrícolas de cosecha (RAC) y cachaza (RAI): a) perfil del cambio de pH y capacidad tampón (AGV/AT), b) remoción de materia orgánica. SV: sólidos volátiles. ST: sólidos totales.

La remoción de materia orgánica para el análisis de la operación y la estabilidad del DAT se muestra en la Figura 13b y Tabla 9. El contenido de ST, SV y materia mineral a la entrada del digestor se mantuvo constante durante todo el proceso monitoreado (del día 33 al 230) debido a que los sustratos fueron conservados adecuadamente, por lo que la variación de estas mediciones durante la experimentación no presentó diferencias significativas. La remoción de SV se favoreció con la co-digestión, la cual aumento el 10% en comparación con la mono-digestión. La reducción de SV (%ST) en la mono-digestión (de 92,89%ST a 79,75%ST) con respecto a la co-digestión (de 92,89%ST a 76,12% ST) se incrementó en 27.6%, demostrando que hay una mayor biodegradabilidad de las moléculas de los cosustratos cuando se agrega el RAI en la alimentación del DAT.

El contenido de sólidos minerales en la entrada del digestor fue de 7.11%ST. Sin embargo, este representó 20.25%TS y 23.88%TS en la corriente de salida para la mono- y co-digestión, respectivamente. Es decir, la co-digestión mostró un aumento del 18% en la materia mineral efluente en comparación con la mono-digestión, lo que confirma la mejor biodegradabilidad con la CoDA RAC+RAI. Durante la operación de un digestor de flujo pistón con residuos de frutas y verduras, el contenido de materia mineral presente a la entrada fue de aproximadamente 6%TS, pero representó 77%TS del efluente líquido y 38%TS para el efluente sólido (Martí-Herrero *et al.*, 2019a). La diferencia con este estudio previo radica en el modo de funcionamiento del digestor, ya que el efluente (digerido) fue recirculado favoreciendo la biodegradabilidad de los sustratos. En los digestores tubulares, la remoción de SV es muy variable, con valores bajos que oscilan entre el 31% y el 56% (Kinyua *et al.*, 2016) y valores altos que oscilan entre 76% y 88.9% (Castro *et al.*, 2017; Gulhane *et al.*, 2016). En el presente estudio, se logró una remoción de SV del 72.13% para la CoDA RAC+RAI en un DAT.

Tabla 9.

Sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), y contenido de materia mineral a la entrada y salida del digestor anaeróbico tubular (DAT) a escala de banco alimentado con residuos agrícolas de cosecha (RAC) y cachaza (RAI).

	Parámetro	Mono-digestión		Co-digestión	
		RAC: 100%		RAC: 75% RAI: 25%	
Entrada	ST (g L ⁻¹)	19.70	± 0.00 ^a	19.70	± 0.00 ^a
	SV (g L ⁻¹)	18.30	± 0.00 ^a	18.30	± 0.00 ^a
	SV (%ST)	92.89	± 0.00 ^a	92.89	± 0.00 ^a
	Materia mineral (%ST)	7.11	± 0.00 ^a	7.11	± 0.00 ^a
Salida	ST (g L ⁻¹)	7.90	± 0.12 ^a	6.70	± 0.06 ^b
	SV (g L ⁻¹)	6.30	± 0.11 ^a	5.10	± 0.07 ^b
	SV (%ST)	79.75	± 1.56 ^a	76.12	± 0.99 ^b
	Materia mineral (%ST)	20.25	± 1.56 ^a	23.88	± 0.99 ^b
Remoción	SV (%)	65.57	± 0.66 ^a	72.13	± 0.39 ^b
	ST (%)	59.90	± 0.62 ^a	65.99	± 0.35 ^b

La remoción fue calculada como: $100 \cdot (X_{\text{entrada}} - X_{\text{salida}}) / X_{\text{entrada}}$, para X siendo ST (g L⁻¹) y SV (g L⁻¹).

Las letras (a y b) representan las diferencias significativas entre las columnas (con $p < 0.05$).

3.4.4. Potencial económico del sistema de DATs en la agroindustria panelera

Se encontró que la producción de biogás a partir de la CoDA RAC+RAI en un sistema de digestores anaeróbicos tubulares (DATs) puede reemplazar completamente el uso de la leña para cocinar en la unidad productora de panela (UPP) del caso de estudio. El potencial de energía térmica de la mezcla RAC+RAI empleando el sistema de DATs sería de 12 kWh m⁻³ (Ecuación 9), y el biogás producido tendría un valor calorífico inferior de 18.090 kJ m⁻³ (considerando el contenido de metano del 51.4%). A partir de estos resultados se encontró que sería suficiente utilizar el 23.7% de los RAC y el 76.1% del RAI, referente al potencial de recolección de cada sustrato, para

satisfacer la demanda energética de la leña en la UPP. Dicho de otra manera, no se eliminarían las prácticas culturales relacionadas con la obtención de subproductos para la alimentación animal a partir de los RAC y RAI. Por el contrario, sería posible introducir una nueva alternativa de uso para estos residuos de la caña de azúcar, como la producción de biogás, la cual traería consigo beneficios económicos.

La variación del valor actual neto (VAN) con la tasa de descuento (i) y la inflación (f) del sistema de DATS en la UPP se muestra en la Figura 14. El valor del VAN fue positivo en los rangos estudiados de i y f , fluctuando entre USD 1,168 y USD 16,491.

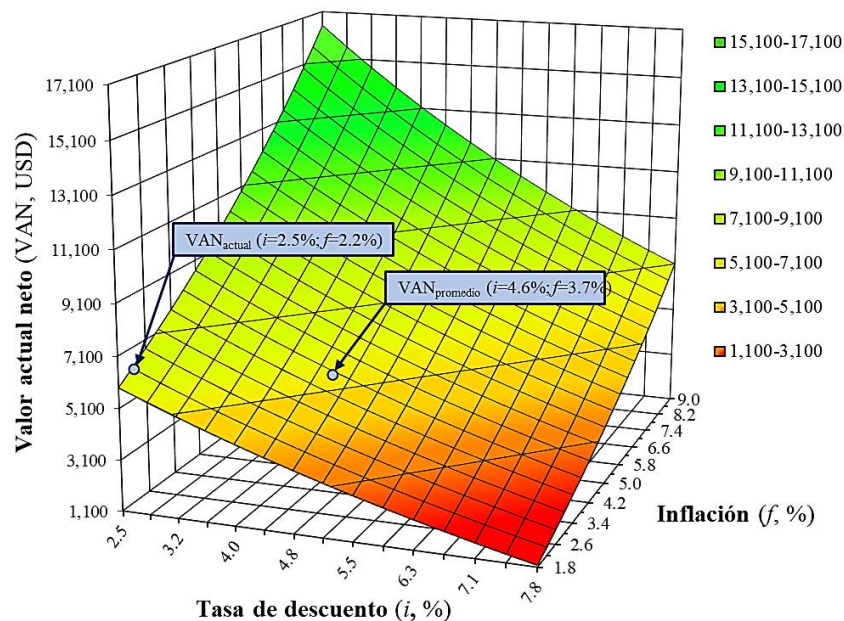


Figura 14. Sensibilidad del valor actual neto (VAN) con la tasa de descuento (i) y la inflación (f) de un sistema de digestores anaeróbicos tubulares en una unidad productora de panela.

El VAN se afectó con el incremento de i , pero se vio favorecido al aumentar f . Rajendran *et al.* (2013) reportaron una tendencia similar en el estudio económico de un nuevo diseño de digestor portátil. Existe una relación inversa entre la i y el VAN (IFAD, 2015), por lo que el

comportamiento obtenido entre estas variables fue el esperado. Por el contrario, debido a que f participa en el cálculo tanto de los ingresos y como de los costos, un aumento de f genera mayores ganancias con el transcurrir del tiempo y, en consecuencia, el incremento del VAN. Además, el VAN mostró una mayor sensibilidad a los cambios en f que a los de i . En Colombia, los promedios de i y f en los últimos 10 años fueron 4.6% y 3.7%, respectivamente. Con estos valores se obtuvo un VAN de USD 5,454 (ver Figura 14), el cual podría considerarse como el beneficio económico potencial promedio del sistema de DATs en la UPP durante la vida útil (15 años). Tomando los valores actuales de i (2.5%) y f (2.2%), se obtuvo un VAN de USD 6,334, que mostró una variación positiva del 16% respecto al promedio.

Los valores del VAN para el escenario actual y promedio estuvieron entre USD 5,100 y USD 7,100 (Figura 14), por lo que este rango se utilizó para analizar los otros indicadores de rentabilidad (TIR, RBC, y PRC) (Tabla 10-Tabla 12). En la Tabla 10 se presenta la sensibilidad de la TIR respecto a los cambios en i y f . Los valores resaltados en la tabla corresponden al rango anteriormente identificado para el VAN en el cual se encontraron los valores del escenario actual y promedio. En este rango, la TIR varió entre 9.8% y 16.1%, con valores promedio (usando $i=4.6\%$; $f=3.7\%$) y actual (con $i=2.5\%$; $f=2.2\%$) de 11.6% y 10.2%, respectivamente. La TIR presentó una relación directa con f en el rango estudiado (Tabla 10), comportamiento similar al encontrado para el VAN y que se explica de forma análoga. Bishop y Shumway (2009) determinaron una TIR del 17.1% en digestores anaeróbicos de flujo pistón para estiércol de ganado en escenarios alternativos de comercialización de coproductos. En cuanto a la RBC (Tabla 11), se identificó una relación inversa con i y directa con f . En el rango analizado, la RBC presentó valores entre 1.6 y 1.8, que correspondieron a PRC entre 6.8 y 8.2 años (Tabla 12). Kabyanga *et al.* (2018)

Tabla 10.[illegible]

Tabla 11.

Sensibilidad de la relación beneficio/costo (RBC, -) a cambios en la inflación (f) y la tasa de descuento (i), para un sistema de digestores anaeróbicos tubulares en una unidad productora de panela.

		Tasa de descuento (i, %)														
		2.5	2.9	3.2	3.6	4.0	4.4	4.8	5.2	5.5	5.9	6.3	6.7	7.1	7.4	7.8
Inflación (f, %)	1.8	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.5	1.4	1.4	1.3	1.3	1.3	1.2	1.2	1.2	1.1
	2.2	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.5	1.4	1.4	1.3	1.3	1.3	1.2	1.2	1.2
	2.6	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.5	1.4	1.4	1.3	1.3	1.3	1.2	1.2
	3.0	1.8	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.4	1.4	1.4	1.3	1.3	1.3	1.2
	3.4	1.9	1.8	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.4	1.4	1.4	1.3	1.3	1.3
	3.8	2.0	1.9	1.8	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.4	1.4	1.4	1.3	1.3
	4.2	2.0	2.0	1.9	1.8	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.4	1.4	1.4	1.3
	4.6	2.1	2.0	2.0	1.9	1.8	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.4	1.4	1.4
	5.0	2.1	2.1	2.0	1.9	1.9	1.8	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.4	1.4
	5.4	2.2	2.1	2.1	2.0	1.9	1.9	1.8	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.4
	5.8	2.3	2.2	2.1	2.1	2.0	1.9	1.9	1.8	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5
	6.2	2.4	2.3	2.2	2.1	2.1	2.0	1.9	1.9	1.8	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6	1.5
	6.6	2.4	2.3	2.3	2.2	2.1	2.1	2.0	1.9	1.9	1.8	1.8	1.7	1.6	1.6	1.6
	7.0	2.5	2.4	2.3	2.3	2.2	2.1	2.0	2.0	1.9	1.9	1.8	1.7	1.7	1.6	1.6
	7.4	2.6	2.5	2.4	2.3	2.3	2.2	2.1	2.0	2.0	1.9	1.9	1.8	1.7	1.7	1.6
	7.8	2.7	2.6	2.5	2.4	2.3	2.2	2.2	2.1	2.0	2.0	1.9	1.8	1.8	1.7	1.7
	8.2	2.8	2.7	2.6	2.5	2.4	2.3	2.2	2.2	2.1	2.0	2.0	1.9	1.8	1.8	1.7
8.6	2.8	2.7	2.6	2.6	2.5	2.4	2.3	2.2	2.2	2.1	2.0	2.0	1.9	1.8	1.8	
9.0	2.9	2.8	2.7	2.6	2.5	2.5	2.4	2.3	2.2	2.2	2.1	2.0	2.0	1.9	1.8	

Sensibilidad del período de recuperación de capital (PRC, años) a cambios en la inflación (f) y la tasa de descuento (i), para un sistema de digestores anaeróbicos tubulares en una unidad productora de panela

[illegible]

La sensibilidad de los indicadores de rentabilidad respecto a los costos de inversión se muestra en la Tabla 13. Los valores entre paréntesis indican las variaciones en los costos de inversión y las respuestas de los indicadores de rentabilidad. La TIR tuvo la mayor sensibilidad positiva (+54.7%) con una disminución del 30% en los costos de inversión. La sensibilidad de la TIR fue mayor cuando los costos de inversión disminuyeron que cuando aumentaron. Este comportamiento también se evidenció para la RBC. Mientras tanto, el valor absoluto de la sensibilidad del VAN y del PRC se mantuvo constante tanto al aumentar como al disminuir los costos de inversión.

La variación en los costos de inversión puede afectar significativamente la decisión de los productores de panela para aceptar la implementación del sistema de DATs en sus fincas. Sin embargo, la gestión sostenible de los residuos orgánicos generados en dicha agroindustria muestra sinergia con la implementación del sistema de digestores anaeróbicos tubulares, lo que permitiría obtener, además de beneficios económicos, beneficios ambientales y sociales.

Tabla 13.

Variación de los indicadores de rentabilidad con los costos de inversión de un sistema de digestores anaeróbicos tubulares en una unidad productora de panela.

Costos de inversión (USD)	Indicadores de rentabilidad*			
	VAN (USD)	TIR (%)	RBC (-)	PRC (años)
5,954 (-30)	8,006 (+46.8)	18.0 (+54.7)	2.34 (+42.9)	5.7 (-26.4)
6,804 (-20)	7,155 (+31.2)	15.4 (+32.8)	2.05 (+25.0)	6.4 (-17.6)
7,655 (-10)	6,305 (+15.6)	13.3 (+15.0)	1.82 (+11.1)	7.0 (-8.8)
8,505	5,454	11.6	1.64	7.7
9,356 (+10)	4,604 (-15.6)	10.1 (-12.8)	1.49 (-9.1)	8.4 (+8.8)
10,206 (+20)	3,753 (-31.2)	8.8 (-23.9)	1.37 (-16.7)	9.1 (+17.6)
11,057 (+30)	2,903 (-46.8)	7.7 (-33.8)	1.26 (-23.1)	9.7 (+26.4)

*Calculado con $i = 4.6\%$ y $f = 3.7\%$ (valores promedio de los últimos 10 años reportados en Colombia). VAN: valor actual neto. TIR: tasa interna de retorno. RBC: relación beneficio/costo. PRC: periodo de recuperación de capital.

Los valores en paréntesis indican el cambio porcentual (sensibilidad) respecto al escenario base (resaltado en gris).

3.5. Conclusiones

La dosificación gradual del RAI en la alimentación del digestor anaeróbico tubular (DAT) a escala de banco fue una estrategia exitosa para permitir la operatividad y estabilidad del proceso de CoDA RAC+RAI y lograr una producción específica de biogás de $0.132 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$. El sistema de DATs puede ser una alternativa económicamente viable para una planta típica de producción de panela, con los siguientes indicadores de rentabilidad en promedio: valor actual neto USD 5,454, tasa interna de retorno 11.6%, relación beneficio/costo 1.64 y periodo de recuperación de capital 7.7 años. Por tanto, la CoDA se consolida como una tecnología para el tratamiento de RAC+RAI en un sistema de DATs y el beneficio sostenible de la agroindustria panelera.

4. Digestores anaeróbicos tubulares de bajo costo para promover la bioeconomía circular en el sector panelero: análisis del ciclo de vida

4.1. Resumen

En este capítulo se evalúan los posibles beneficios ambientales de la implementación de digestores anaeróbicos para valorizar los residuos agroindustriales que se generan en el sector panelero. Se consideraron dos escenarios: i) el escenario actual en el que los residuos orgánicos y las aguas residuales se queman al aire libre o se descargan en cuerpos de agua; ii) el escenario con digestión anaeróbica (DA), en el cual se utilizaron digestores anaeróbicos tubulares de bajo costo para el tratamiento *in situ* de los residuos orgánicos y las aguas residuales. Los resultados mostraron que los digestores tubulares fueron una alternativa sostenible para mitigar los impactos ambientales, especialmente los asociados con la contaminación de las fuentes de agua. En el escenario con DA las categorías de impacto ambiental de Eutrofización de agua dulce y Eutrofización marina disminuyeron 87.6% y 99.4%, respectivamente, en comparación con el escenario actual. Por lo tanto, al tratar *in situ* los residuos orgánicos y las aguas residuales, mientras se producen bioproductos (es decir, biocombustible y biofertilizante), los digestores de bajo costo podrían contribuir a impulsar la bioeconomía circular en la producción de panela.

4.2. Introducción

La promoción de energía asequible y no contaminante es uno de los objetivos de desarrollo sostenible que ha sido respaldado por más de 190 países en el mundo (ONU, 2015). Por otro parte, las actividades agroindustriales y su impacto ambiental están aumentando drásticamente debido al

crecimiento de la población. Por tanto, es necesario avanzar hacia una agricultura y una industria alimentaria más sostenibles. En este contexto, la reutilización de residuos agroindustriales parece ser una estrategia prometedora para suministrar energía moderna y renovable (De Corato *et al.*, 2018). En el caso de Colombia, la biomasa residual representa la principal fuente de energía renovable (Escalante *et al.*, 2011); más del 80% de la producción agrícola (plantada en el 66% de la superficie agrícola nacional) consta de 13 cultivos, entre los cuales la caña de azúcar representa el 49% de la producción nacional de alimentos (MADR, 2017).

Entre los usos más importantes de la caña de azúcar en Colombia se destaca la producción de panela, ya que representa el 48% del área total sembrada en caña (Asocaña, 2020). Las condiciones climáticas para la producción de caña panelera en Colombia son óptimas, por lo que se produce en diferentes regiones del país durante todo el año. Asimismo, la producción de panela juega un papel importante arraigado a la cultura de las familias colombianas, ya que es un producto autóctono que es consumido principalmente por poblaciones de bajos ingresos. La panela se conoce en el mundo por diferentes nombres, siendo los más comunes jaggery (sur de Asia), panela (América Latina), moscovado (Filipinas) y kokuto (Japón) (Jaffé, 2015). La producción de panela requiere grandes cantidades de fertilizantes para el cultivo de caña, los cuales son suministrados típicamente por fertilizantes sintéticos (López, 2015). Además, el procesamiento de panela requiere tradicionalmente fuentes de energía externas como la leña, la cual también es utilizada para cocinar los alimentos de los trabajadores.

La producción de panela genera residuos orgánicos (residuos agrícolas de cosecha – RAC y cachaza – RAI) y aguas residuales, que generalmente se queman al aire libre o se descargan en cuerpos de agua causando malos olores, emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y

contaminación del agua y suelo (Guerrero y Escobar, 2015). Si estos residuos se gestionaran adecuadamente, podrían contribuir a la sostenibilidad del proceso. Estudios recientes han demostrado que estos residuos se pueden valorizar a través de la digestión anaeróbica (DA) (Mendieta *et al.*, 2020a), generando un combustible limpio (biogás) y un biofertilizante (digerido) que podrían contribuir a la bioeconomía circular del sector panelero. En este contexto, el digestor anaeróbico es una tecnología adecuada por su bajo costo y facilidad de implementación y operación. Además, esta tecnología no requiere habilidades especializadas para la construcción y mantenimiento.

A pesar de que la viabilidad técnica y los beneficios económicos de la integración de la DA en el sector panelero ya han sido comprobados (Mendieta *et al.*, 2020b), aún falta la evaluación de sus beneficios ambientales. El análisis de ciclo de vida (ACV) es una herramienta sistemática para identificar, cuantificar y evaluar los impactos ambientales a lo largo del ciclo de vida completo de un producto, proceso o actividad (ISO/TC207/SC 5, 2006a). Incluye los usos y liberaciones de energía y materiales al medio ambiente desde la cuna hasta la tumba (por ejemplo, extracción, producción, uso y disposición final de materias primas).

Varios estudios que llevaron a cabo un ACV para evaluar los impactos ambientales de la gestión de residuos agroindustriales (por ejemplo, en la producción de jugo de naranja y aceite de oliva), demostraron que la DA es una solución ambientalmente amigable para la valorización de residuos orgánicos en relación con las estrategias convencionales (por ejemplo, en vertedero o disposición al suelo) (Batuecas *et al.*, 2019; Ortiz *et al.*, 2020). Además, se ha demostrado que los digestores de pequeña escala implementados en granjas familiares rurales de diferentes países de Asia, África y América Latina proporcionan varios beneficios ambientales, debido a la reducción de las emisiones atmosféricas generadas por la quema de combustibles tradicionales para cocinar

(por ejemplo, GLP o leña) y la reducción del uso de fertilizantes sintéticos (Vu *et al.*, 2015; Lansche y Müller, 2017; Garfí *et al.*, 2019; Pérez *et al.*, 2014). Sin embargo, aún no existe ningún estudio que evalúe los posibles beneficios ambientales de la implementación de digestores de bajo costo para valorizar los residuos del sector panelero.

El objetivo de este capítulo fue evaluar, por primera vez, los impactos ambientales de la implementación de digestores de bajo costo en una unidad productora de panela utilizando la metodología ACV. Se consideraron dos escenarios: i) el escenario actual en el que los residuos orgánicos (es decir, los residuos agrícolas de cosecha y la cachaza) y las aguas residuales se queman al aire libre o se descargan en cuerpos de agua; ii) el escenario con DA, en el que se utilizan digestores anaeróbicos tubulares de bajo costo para el tratamiento *in situ* de los residuos orgánicos y las aguas residuales promoviendo la bioeconomía circular mediante la recuperación de energía y nutrientes. Dada la escasa literatura sobre el ACV aplicado a la producción de panela, esta investigación se postula como un primer enfoque general para cuantificar las cargas ambientales del proceso, promoviendo esfuerzos futuros a favor de esta agroindustria.

4.3. Materiales y métodos

4.3.1. Descripción del caso de estudio

La planta de producción de panela considerada en este estudio está ubicada en Colombia (6°29'14.43"N 72°58'20.16"W); anualmente procesa 2.400 toneladas de caña de azúcar, produce 259 toneladas de panela y genera 72 toneladas de RAI y 661 toneladas de RAC. La Figura 15A muestra el diagrama de flujo del proceso de producción de panela. En la unidad productora de panela se cultivan 30 hectáreas a las cuales se le aplican fertilizantes químicos (N-P-K). La caña

de azúcar se cosecha hasta dos veces al mes, obteniendo los RAC y los tallos de caña de azúcar que son transportados en mulas hasta la unidad de procesamiento de panela. Los RAC generados tienen un potencial de recolección del 50%. Sin embargo, alrededor del 62% de los RAC se queman en campo abierto liberando gases nocivos a la atmósfera. La cantidad restante de los RAC pasan por una picadora agrícola y luego se reutilizan para alimentación animal.

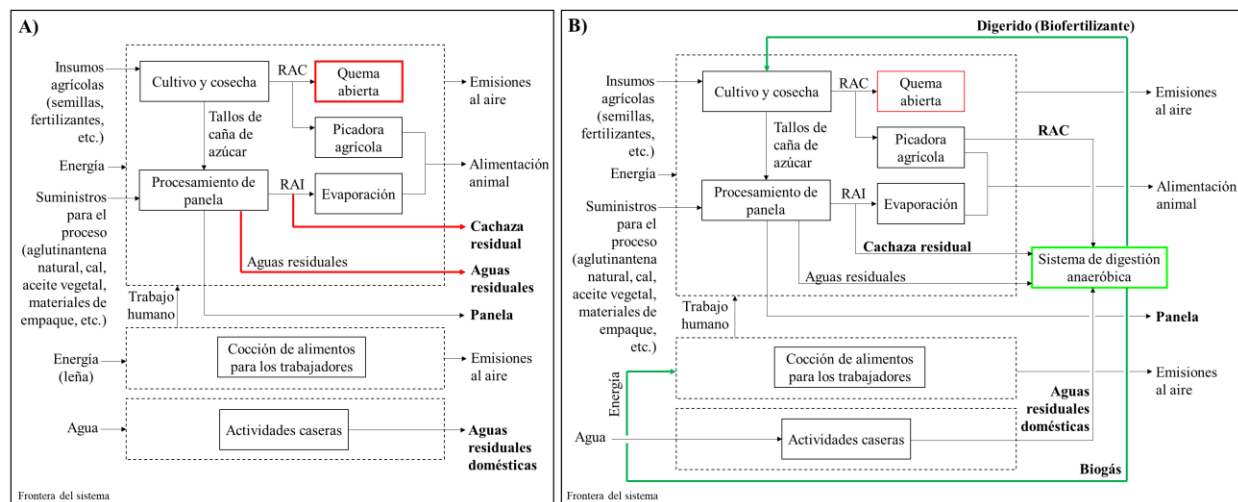


Figura 15. Diagramas de flujo y fronteras del sistema: i) producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A), ii) producción de panela con la integración de un sistema de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B). RAC: residuos agrícolas de cosecha. RAI: cachaza.

El procesamiento de panela se divide en las etapas de molienda, clarificación, evaporación, concentración y empaque. Inicialmente, el jugo se extrae de la caña en molinos de rodillos, y luego, se pasa al sistema de calentamiento en un horno (clarificación, evaporación y concentración). En la clarificación se adiciona un agente aglutinante vegetal para retirar las impurezas del jugo (cachaza). En las etapas de evaporación y concentración se adiciona cal y aceite vegetal, y se retira vapor de agua hasta obtener la panela (Rodríguez *et al.*, 2018). Esta última es empacada para su

conservación y comercialización. La energía térmica para el procesamiento es generada por el horno mediante la combustión de bagazo de caña y leña. Además, el proceso también requiere electricidad para la maquinaria (molino, empacadora, picadora). Alrededor del 24% de la cachaza generada después de la clarificación se concentra por evaporación y luego se reutiliza como alimento para animales, mientras que el resto de la cachaza se descarga en cuerpos de agua. Las aguas residuales generadas en el procesamiento de panela (por el lavado de equipos, utensilios y maquinaria) también se descargan a los cuerpos de agua.

El trabajo humano es esencial para la producción de panela. Los trabajadores prácticamente viven en las instalaciones de la fábrica de panela dado que el proceso se realiza las 24 horas del día y al menos 6 días a la semana. Las estufas de leña se utilizan generalmente para cocinar los alimentos de los trabajadores. Sin embargo, estas estufas son responsables de la contaminación del aire en espacios cerrados y sin ventilación, generando emisiones nocivas (por ejemplo, material particulado, óxidos de azufre). Además, las aguas residuales domésticas generadas por las actividades diarias de los trabajadores (por ejemplo, baños, cocina, lavandería) son descargadas al medio ambiente.

En este estudio se propone la integración de la tecnología de DA en la unidad de procesamiento de panela (Figura 15B). En particular, se ha diseñado un sistema de digestores tubulares de geomembrana de bajo costo para tratar el 12% de los RAC y el 76% del RAI (Mendieta *et al.*, 2020b). Los RAC restantes, que no se tratan con la tecnología de DA, se queman en campo abierto. Además, las aguas residuales generadas en el proceso se reutilizan para la dilución de dichos sustratos. El sistema de DA fue diseñado para que el combustible limpio (biogás) pueda reemplazar completamente la leña utilizada para cocinar los alimentos de los trabajadores. Además, se obtiene

un biofertilizante (digerido) que disminuiría los requerimientos de fertilizantes sintéticos (Mendieta *et al.*, 2020b). En la Tabla 7 (Capítulo 3) se muestran las principales características de diseño y funcionamiento del sistema de biodigestores utilizado para el presente estudio.

4.3.2. Metodología de evaluación del ciclo de vida

El marco general para realizar un ACV se describe en las normas ISO 14040 y 14044 (ISO/TC207/SC5, 2006a, 2006b). La metodología consta de cuatro fases: i) definición de objetivos y alcance, ii) análisis del inventario del ciclo de vida, (iii) evaluación del impacto del ciclo de vida, y iv) interpretación de los resultados. Las siguientes subsecciones describen el contenido específico de cada fase.

4.3.2.1. Definición de objetivo y alcance. El objetivo del ACV fue evaluar los impactos ambientales de la integración de la tecnología de DA en el proceso de producción de panela. Se consideraron dos escenarios: i) el escenario actual en el que los residuos orgánicos (RAC+RAI) y las aguas residuales se queman al aire libre o se descargan en cuerpos de agua (escenario A); ii) El escenario con DA, en el cual se utilizan digestores de bajo costo para el tratamiento *in situ* de los residuos del proceso y las aguas residuales para promover la bioeconomía circular mediante la recuperación de energía y nutrientes (escenario B).

La unidad funcional seleccionada para el estudio fue 1 t de panela ya que la función principal del sistema es producir panela. Las fronteras del sistema para el ACV se muestran en la Figura 15, las cuales incluyen: producción y transporte de fertilizantes sintéticos; emisiones directas al aire y al agua debido a la aplicación de fertilizantes sintéticos y digerido (biofertilizante); emisiones al aire debido a la quema de RAC en campo abierto; producción y transporte de leña; emisiones atmosféricas por combustión de leña y bagazo en el horno y la estufa; consumo de

electricidad; producción y transporte de productos químicos (aglutinante natural, cal, aceite vegetal); consumo de agua de lluvia; emisiones al agua por vertido de aguas residuales y cachaza; producción de material de embalaje; materiales para la construcción y el mantenimiento de los digestores; y emisiones atmosféricas por combustión de biogás y pérdidas de biogás. Para el transporte de leña, químicos y otros materiales a la planta de procesamiento de panela se consideró una distancia promedio de 20 km. En este estudio se utilizó la asignación de acuerdo con la causalidad física. Por lo tanto, los impactos ambientales potenciales se asignaron totalmente al producto final (panela), omitiendo los subproductos (por ejemplo, la cachaza o RAC reutilizados para alimentación animal) (ISO/TC207/SC5, 2006a, 2006b).

4.3.2.2. Análisis de inventario de ciclo de vida. Los datos del inventario para los escenarios investigados se resumen en la Tabla 14. La cantidad de fertilizantes sintéticos se calculó considerando los requerimientos nutricionales para el cultivo de caña de azúcar por hectárea. En el escenario actual (escenario A) fueron 100 kg de urea, 80 kg de superfosfato y 80 kg de cloruro de potasio (de Medeiros Silva *et al.*, 2020). En el escenario con DA (escenario B) la cantidad de fertilizante sintético fue menor debido a que el digerido lo reemplaza parcialmente; esto se determinó considerando su composición nutricional (Mokomele *et al.*, 2019; Mendieta *et al.*, 2020b).

Los datos relacionados con la electricidad, los productos químicos, la leña para el horno, el consumo de agua, y los materiales de empaque necesarios para la producción de panela, se recopilaron *in situ* y fueron proporcionados por el productor. El consumo eléctrico de la picadora agrícola se estimó considerando las especificaciones del equipo. En el escenario con DA (escenario B), este requerimiento de energía aumentó debido a que el sustrato para los digestores (específicamente los RAC) requiere un pretratamiento de reducción del tamaño de partícula, que puede ser

realizado por la misma picadora. Este consumo eléctrico se calculó con base en Mendieta *et al.* (2020b). El consumo de leña y biogás en las estufas se estimó según Ramírez y Taborda (2014) y Mendieta *et al.* (2020b). Se realizó un diseño detallado de los biodigestores anaeróbicos tubulares de geomembrana de bajo costo con el fin de estimar el tipo y cantidad de materiales necesarios (Mendieta *et al.*, 2020b). La vida útil de los materiales de construcción se seleccionó de acuerdo con las especificaciones de los fabricantes (5, 15 y 20 años para tuberías y accesorios de PVC, geomembrana, y mampostería, respectivamente). No se consideró la construcción y el desmantelamiento de infraestructuras y equipos en la planta de producción de panela, de hecho, debido a su larga vida útil, sus posibles impactos ambientales pueden ser despreciados.

Tabla 14.

Resumen del inventario (entradas y salidas) para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B). Los valores son referidos a la unidad funcional (1 t de panela). (RAC: residuos agrícolas de cosecha; RAI: cachaza).

	Escenario A	Escenario B	Unidad
Entradas			
<i>Producción y transporte de fertilizantes sintéticos</i>			
N (como urea)	1.16E-02	1.13E-02	t
P (como P ₂ O ₅)	1.64E-02	1.58E-02	t
K (como K ₂ O)	9.26E-03	9.06E-03	t
Transporte (N-P-K)	7.45E-01	7.23E-01	t km
<i>Procesamiento de panela</i>			
Electricidad (para la molienda de caña)	6.95E+01	6.95E+01	kWh
Leña (para el horno)	2.16E-01	2.16E-01	t
Aglutinante natural	1.10E-02	1.10E-02	t
Cal	9.26E-04	9.26E-04	t
Aceite vegetal	1.85E-04	1.85E-04	t
Poliolefina termoencogible	1.50E-03	1.50E-03	t
Caja de cartón corrugado	1.78E-02	1.78E-02	t
Electricidad (para la maquinaria de empaque)	6.18E+00	6.18E+00	kWh
Agua (lavado)	1.54E+00	1.54E+00	m ³

	Escenario A	Escenario B	Unidad
Transporte (leña, químicos, and otros materiales)	4.95E+00	4.95E+00	t km
<i>Picadora agrícola</i>			
Electricidad	3.63E-01	4.76E-01	kWh
<i>Cocción de alimentos para los trabajadores</i>			
Leña (para la estufa)	2.05E-02	-	t
Transporte (leña)	4.11E-01	-	t km
<i>Actividades caseras</i>			
Agua de lluvia	1.03E+00	1.03E+00	m ³
<i>Materiales de construcción para el sistema DA</i>			
Geomembrana (polietileno)	-	1.49E-04	t
Tuberías y accesorios de plástico	-	5.84E-05	t
Ladrillos	-	1.38E-03	t
Cemento	-	5.72E-05	t
Arena	-	3.41E-04	t
Transporte (materiales)	-	2.59E-03	t km
Salidas			
<i>Emisiones atmosféricas directas por la aplicación de fertilizantes sintéticos y digerido en el campo</i>			
NH ₃	1.39E-03	1.39E-03	t
NO _x	3.47E-04	3.47E-04	t
NO ₃	2.43E-03	2.43E-03	t
N ₂ O	2.32E-04	2.32E-04	t
<i>Emisiones directas de agua por la aplicación de fertilizantes sintéticos en el campo</i>			
Nitrato por lixiviación	7.53E-04	7.53E-04	t
Fósforo por escorrentía	2.10E-03	2.10E-03	t
<i>Emisiones atmosféricas directas por quemar a cielo abierto RAC</i>			
CO ₂ (biogénico)	9.25E-01	7.48E-01	t
CO (biogénico)	6.12E-04	4.95E-04	t
NO _x	6.09E-04	4.93E-04	t
N ₂ O	3.36E-05	2.72E-05	t
SO _x	3.27E-05	2.64E-05	t
CH ₄ (biogénico)	2.52E-04	2.04E-04	t
NMVOC	4.26E-05	3.44E-05	t
PM ₁₀	6.90E-04	5.58E-04	t
PM _{2.5}	3.45E-04	2.79E-04	t
<i>Emisiones atmosféricas directas por la combustión de leña en el horno</i>			
CO ₂ (biogénico)	3.33E+00	3.33E+00	t
CO (biogénico)	1.12E-02	1.12E-02	t
NO _x	2.02E-03	2.02E-03	t
N ₂ O	1.31E-04	1.31E-04	t
SO _x	2.90E-04	2.90E-04	t
CH ₄ (biogénico)	3.24E-03	3.24E-03	t

	Escenario A	Escenario B	Unidad
NMVOC	2.19E-03	2.19E-03	t
PM ₁₀	4.53E-03	4.53E-03	t
PM _{2.5}	1.81E-03	1.81E-03	t
<i>Emisiones directas al agua de la etapa de prelimpieza del jugo</i>	6.55E+00	6.55E+00	MWh
Nitrógeno total	2.05E-04	2.05E-04	t
<i>Emisiones directas al agua por la descarga residual de cachaza</i>			
Nitrógeno total	1.14E-03	-	t
Fósforo total	2.11E-04	-	t
<i>Emisiones directas al agua por las aguas residuales (del procesamiento de panela)</i>			
Nitrógeno total	7.49E-02	-	t
Fósforo total	9.13E-03	-	t
<i>Emisiones atmosféricas directas por pérdidas de biogás</i>			
CH ₄ (biogénico)	-	6.97E-04	t
<i>Emisiones atmosféricas directas por la leña (escenario A) o el biogás (escenario B) utilizado en la estufa</i>			
CO ₂ (biogénico)	3.19E-02	3.99E-02	t
CO (biogénico)	8.79E-04	5.25E-05	t
CH ₄ (biogénico)	2.30E-04	2.77E-05	t
NMVOC	1.95E-04	1.66E-05	t
NO _x	4.11E-06	2.49E-05	t
N ₂ O	2.05E-06	2.49E-06	t
PM _{2.5}	6.57E-05	0.00E+00	t
PM ₁₀	2.18E-04	1.38E-05	t
SO ₂	1.75E-05	1.38E-06	t
<i>Emisiones directas al agua por las aguas residuales (actividades case-ras)</i>			
Nitrógeno total	4.98E-02	-	t
Fósforo total	6.07E-03	-	t

Las emisiones atmosféricas directas por la aplicación de fertilizantes sintéticos y digerido en las tierras agrícolas se tomaron de la literatura (Caldeira-Pires *et al.*, 2018). Las tasas de emisión para estimar la lixiviación de nitratos y la escorrentía de fósforo por la aplicación de fertilizantes sintéticos y digerido en el campo se tomaron de Renouf *et al.* (2010). Las emisiones atmosféricas directas debido a la quema de los RAC a cielo abierto y su combustión en el horno se estimaron en base a estudios previos (Pereira *et al.*, 2015; Sfez *et al.*, 2017). Las emisiones directas al agua por la etapa de prelimpieza de jugos y la descarga residual de cachaza se tomaron de García *et al.*

(2007). Las características composicionales de las aguas residuales se estimaron de acuerdo con Yang *et al.* (2021). Las emisiones interiores directas por la combustión de leña (escenario A) y biogás (escenario B) en las estufas se estimaron considerando las tasas de emisión reportadas por Sfez *et al.*, (2017). Las emisiones fugitivas de CH₄ por fugas se consideraron tan bajas como el 5% de la producción de biogás, ya que se asumió que los digestores de bajo costo debían estar en buenas condiciones de operatividad (Bruun *et al.*, 2014; Garfí *et al.*, 2019). Otros datos, como los materiales de construcción y producción y transporte de fertilizantes, se obtuvieron de la base de datos *Ecoinvent 3* (Moreno-Ruiz *et al.*, 2014; Weidema *et al.*, 2013).

4.3.2.2. Evaluación de impacto del ciclo de vida. Los impactos ambientales potenciales se calcularon utilizando el software SimaPro 8 (Pre-sostenibilidad, 2020) y el método de punto medio ReCipe (enfoque jerárquico) (Goedkoop *et al.*, 2009). Esta herramienta analítica está de acuerdo con las normas ISO 14040 (ISO/TC207/SC5, 2006a). La fase de caracterización se realizó considerando las siguientes categorías de impacto: cambio climático, agotamiento del ozono, acidificación terrestre, eutrofización de agua dulce, eutrofización marina, formación de foto-oxidantes, formación de material particulado, agotamiento de metales y agotamiento de recursos fósiles. Se realizó la normalización de todos los impactos ambientales para compararlos a la misma escala. Esto proporciona información sobre la importancia relativa de los resultados de cada indicador, lo que permite una comparación justa entre los impactos estimados para cada escenario (ISO/TC207/SC5, 2006a). En este estudio se utilizaron los factores de normalización europeos (Europe ReCiPe H) (Goedkoop *et al.*, 2009).

4.3.3. Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad para evaluar la influencia de la distancia asumida para el transporte de leña (20 km) en los impactos ambientales de los dos escenarios considerados. En particular, se aumentó la distancia a 50 y 80 km, y los resultados se recalcularon manteniendo constantes los demás parámetros (Clavreul *et al.*, 2012). El índice de sensibilidad se calculó (*IS*, Ecuación 1) según Hamby (1994):

$$IS = (D_{\text{final}} - D_{\text{predeterminado}}) / D_{\text{predeterminado}} \quad (1)$$

Donde, *D* representa el valor de salida de cada indicador ambiental (por ejemplo, cambio climático, acidificación terrestre), cuando el valor de entrada de la distancia de transporte aumenta a 50 y 80 km (subíndice "final"), y cuando corresponde al escenario base (20 km) (subíndice "predeterminado").

4.4. Resultados y discusión

4.4.1. Evaluación de impacto del ciclo de vida

Los impactos ambientales potenciales asociados con cada escenario se muestran en la Figura 16 y Tabla 15. Comparando los dos escenarios, se puede observar un desempeño ambiental similar, excepto en dos categorías de impacto: Eutrofización de agua dulce y Eutrofización marina. En las otras categorías de impacto (Cambio climático, Agotamiento del ozono, Acidificación terrestre, Formación de foto-oxidantes, Formación de material particulado, Agotamiento de metales y Agotamiento de recursos fósiles), el impacto ambiental mostró una disminución de hasta un 5% en el escenario con DA (escenario B) en comparación con el escenario actual (escenario A). Esto

se debe a que la implementación de los biodigestores de bajo costo reduce las emisiones al aire interior por el uso de leña en la estufa y el consumo de fertilizantes sintéticos. La pequeña reducción de los impactos ambientales en estas categorías se debe principalmente al hecho de que la mayor contribución al impacto general es causada por las etapas de cultivo y producción de panela, las cuales tienen impactos similares en ambos escenarios. En particular, la mayor contribución al Cambio climático, el Agotamiento del ozono, la Acidificación terrestre, y el Agotamiento de los metales se atribuyó al cultivo y cosecha de la caña de azúcar, representando hasta el 52.5%, 65.5%, 73.9% y 82.6% del impacto total con valores similares en ambos escenarios, respectivamente. Esto se debió a la producción, transporte y uso de fertilizantes sintéticos para el cultivo de la caña de azúcar. De forma similar, estudios previos mostraron que más de la mitad del impacto sobre el Cambio Climático se debió a procesos ubicados fuera de las fincas de pequeña escala, donde se produce el fertilizante sintético (Sfez *et al.*, 2017). Para las mismas categorías de impacto, la segunda mayor contribución se asoció con la producción de panela (es decir, hasta el 42.8%, 34.9%, 22.1% y 17.8% del impacto general en ambos escenarios, respectivamente). Además, la producción de panela contribuyó más en las categorías de impacto de Formación de foto-oxidantes y Formación de material particulado; para el escenario A fue 54.9% y 71.1%, respectivamente, mientras que para el escenario B fue 56.9% y 74.9%, respectivamente. Lo anterior se atribuyó principalmente a las emisiones atmosféricas generadas por el horno. Por otro lado, la contribución al impacto general en la categoría de Agotamiento de recursos fósiles se atribuyó en partes similares tanto a la producción de panela (alrededor del 52.8% en ambos escenarios) como al cultivo de la caña de azúcar (hasta el 47.2% en ambos escenarios). Esto correspondió al consumo de fertilizantes sintéticos y químicos y materiales plásticos para el empaque de la panela.

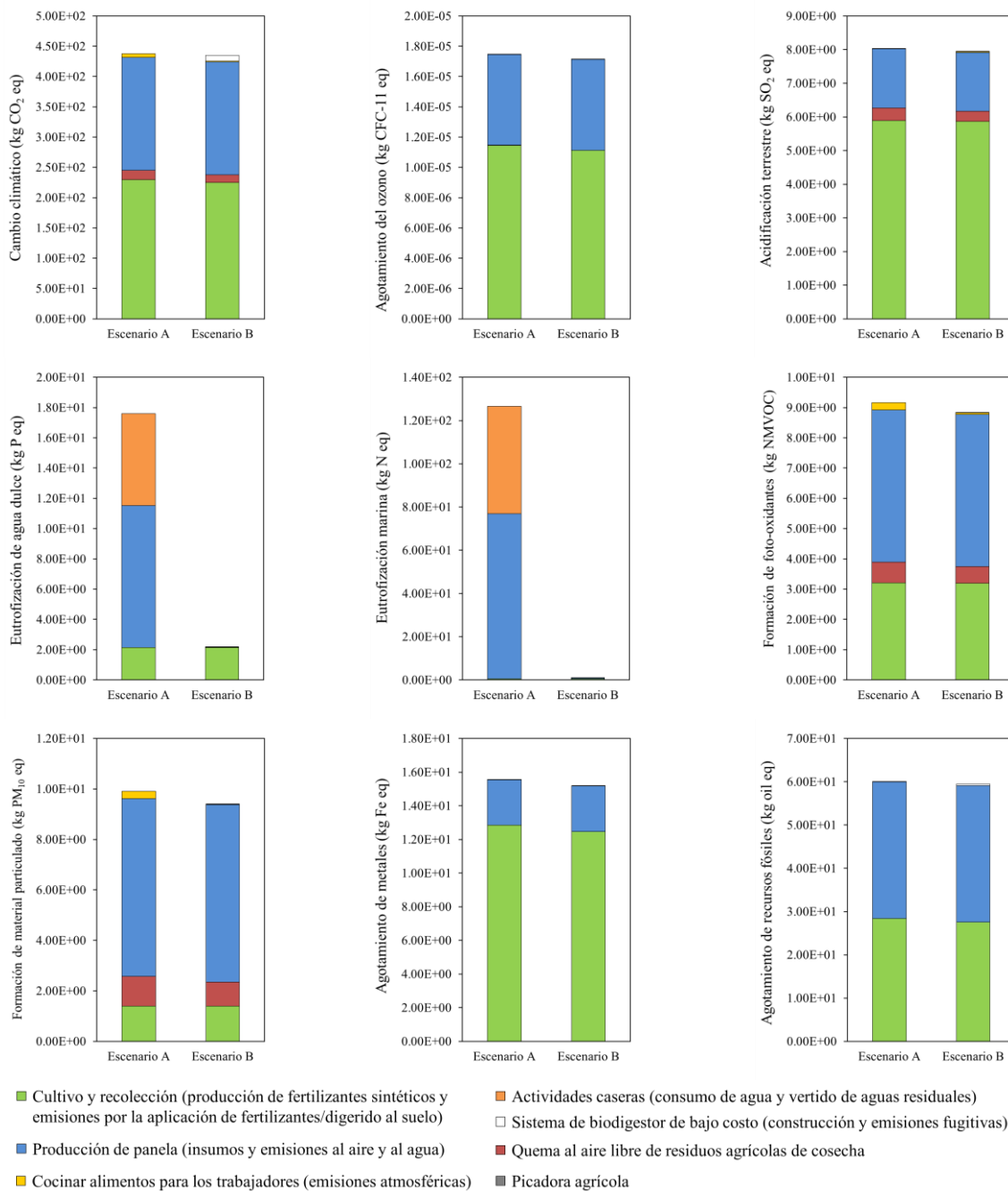


Figura 16. Impactos ambientales potenciales para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B). Los valores son referidos a la unidad funcional (1 t de panela).

En ambos escenarios, el impacto ambiental causado por el uso de estufas para cocinar alimentos es menor al 3% en todas las categorías de impacto. De igual manera, el sistema de biodigestores de bajo costo tuvo un impacto insignificante (<3% del impacto total) en todas las categorías de impacto, lo cual estuvo de acuerdo con estudios previos (Garfí *et al.*, 2019).

Tabla 15.

Impactos ambientales potenciales totales para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B). Los valores son referidos a la unidad funcional (1 t de panela).

Categoría de impacto ambiental	Unidad	Escenario A	Escenario B	Disminución del impacto ambiental (%)
Cambio climático	kg CO ₂ eq	4.38E+02	4.35E+02	0.54
Agotamiento del ozono	kg CFC-11 eq	1.75E-05	1.72E-05	1.87
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq	8.04E+00	7.94E+00	1.26
Eutrofización de agua dulce	kg P eq	1.76E+01	2.18E+00	87.61
Eutrofización marina	kg N eq	1.27E+02	8.14E-01	99.36
Formación de foto-oxidantes	kg NMVOC	9.17E+00	8.83E+00	3.66
Formación de material particulado	kg PM ₁₀ eq	9.90E+00	9.40E+00	5.08
Agotamiento de metales	kg Fe eq	1.56E+01	1.52E+01	2.43
Agotamiento de recursos fósiles	kg oil eq	6.00E+01	5.95E+01	0.91

Como se mencionó anteriormente, el principal efecto logrado con la integración de los digestores de bajo costo en la agroindustria panelera fue la reducción de los impactos ambientales especialmente asociados con la contaminación de cuerpos de agua. En el escenario con DA (escenario B) las categorías de impacto ambiental de Eutrofización de agua dulce y Eutrofización marina mostraron una disminución del 87.6% y 99.4%, respectivamente, en comparación con el

escenario actual (escenario A). Esto significa que la implementación de los biodigestores de bajo costo podría casi eliminar los impactos ambientales asociados con la descarga de aguas residuales industriales y domésticas generadas por la producción de panela (es decir, por el lavado de equipos y utensilios) y actividades caseras (por ejemplo, descarga de inodoros). En el mismo sentido, Ortiz *et al.* (2020) reportaron una disminución del 160% en la categoría de impacto de Eutrofización de agua dulce para el tratamiento de residuos de cáscara de naranja a través de DA, en comparación con el escenario de referencia en el que los residuos se depositaban en vertederos.

Los resultados de este estudio mostraron que los digestores de bajo costo también son responsables de otros beneficios ambientales cuando se implementan en agroindustrias a pequeña escala. De hecho, los digestores de bajo costo son una tecnología respetuosa con el medio ambiente que, no solo produce combustible limpio y un biofertilizante, sino que también pueden tratar *in situ* los desechos y las aguas residuales de manera sostenible evitando su disposición o descarga incontrolada al medio ambiente (Lansing *et al.*, 2017). Al tratar *in situ* los desechos orgánicos y las aguas residuales mientras se producen bioproductos, los digestores de bajo costo contribuyen a impulsar la bioeconomía circular del sector productivo de la panela.

En resumen, la producción de biogás para cocinar y biofertilizante para el cultivo de caña de azúcar, mediante la tecnología de DA, ayuda a reducir los impactos ambientales en el sector panelero. Si bien el uso del digerido como biofertilizante contribuye a reducir parcialmente los impactos ambientales, el uso de fertilizantes sintéticos (producción, transporte y aplicación) aún tienen una gran contribución a los impactos generales (desde 14.8% hasta 98.8% dependiendo la categoría de impacto). Debido a la alta dilución de los sustratos (RAC+RAI) con las aguas residuales, el digerido sólo podría proporcionar el 3% de los requerimientos de fertilizantes para el

cultivo de la caña de azúcar. En este sentido, para mejorar el desempeño ambiental de los biodigestores de bajo costo, se debe diseñar y operar para producir un digerido de mejor calidad (mayor contenido de nutrientes).

4.4.2. Normalización

Los resultados normalizados de las categorías de impacto ambiental evaluadas se muestran en la Figura 17. Se obtuvo que la Eutrofización de agua dulce y la Eutrofización marina son las categorías de impacto más significativas para ambos escenarios. En estas categorías de impacto, el escenario con DA (escenario B) es más respetuoso con el medio ambiente que el escenario actual (escenario A). Como se mencionó anteriormente, los digestores de bajo costo son tecnologías apropiadas que pueden tratar *in situ* los desechos y las aguas residuales de una manera sostenible evitando su disposición o descarga incontrolada al medio ambiente. Al tratar dichos residuos orgánicos para producir bioproductos se impulsa la bioeconomía circular en la agroindustria panelera a través de los digestores de bajo costo.

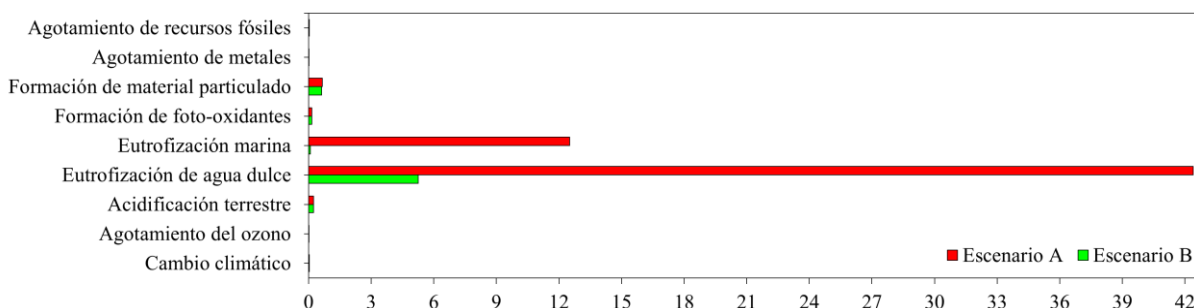


Figura 17. Impactos ambientales normalizados para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B).

4.4.3. Análisis de sensibilidad

Los resultados del análisis de sensibilidad (Tabla 16) mostraron que la categoría de impacto Agotamiento del ozono fue la más afectada por la distancia de transporte de leña (índice de sensibilidad de hasta 7.3% para ambos escenarios). Mientras tanto, las otras categorías ambientales presentaron una variabilidad menor al 5% con respecto al escenario base en el que se consideró una distancia predeterminada de 20 km. En general, los resultados obtenidos mostraron ser robustos ya que no fueron significativamente influenciados por la distancia de transporte de leña, la cual fue básicamente la variable supuesta para el estudio.

Tabla 16.

Resultados del análisis de sensibilidad sobre los impactos ambientales potenciales para los dos escenarios considerados: producción de panela con la gestión actual de residuos (escenario A); producción de panela con la integración de la tecnología de digestión anaeróbica para el tratamiento de los residuos (escenario B).

Categoría de impacto ambiental	Índice de sensibilidad (%)			
	Escenario A		Escenario B	
	50 km	80 km	50 km	80 km
Cambio climático	0.83	1.66	0.76	1.53
Agotamiento del ozono	3.66	7.31	3.40	6.80
Acidificación terrestre	0.17	0.34	0.16	0.32
Eutrofización de agua dulce	0.00	0.00	0.02	0.03
Eutrofización marina	0.00	0.00	0.07	0.15
Formación de foto-oxidantes	0.19	0.38	0.18	0.36
Formación de material particulado	0.07	0.14	0.07	0.13
Agotamiento de metales	1.24	2.48	1.16	2.32
Agotamiento de recursos fósiles	2.13	4.25	1.96	3.92

4.5. Conclusiones

La implementación de los biodigestores de bajo costo contribuyó a reducir los impactos ambientales debido a los residuos orgánicos y aguas residuales generadas en la agroindustria panelera. Casi es posible eliminar los impactos ambientales asociados con la descarga de aguas residuales generadas por la producción de panela (es decir, el lavado de equipos y utensilios) y las actividades caseras (por ejemplo, la descarga del inodoro). De hecho, las categorías de impacto de Eutrofización de agua dulce y Eutrofización marina mostraron una disminución de hasta el 99%, en comparación con el escenario actual. Cerrar el ciclo mediante la valorización de los residuos orgánicos *in situ* y la recuperación de energía del biogás y los nutrientes del digerido contribuye a impulsar la bioeconomía circular en el sector panelero.

5. Modelo de aceptación de tecnología extendido (TAM2) para predecir la intención conductual de los productores de panela en Colombia hacia la adopción de la tecnología de digestión anaeróbica a través de biodigestores de bajo costo

5.1. Resumen

La digestión anaeróbica (DA) mediante biodigestores de bajo costo (BBC) es una tecnología prometedora para los productores de panela en Colombia. Al ser una tecnología recientemente explorada para dicha agroindustria, es necesario comprender el comportamiento de los productores de panela en términos de aceptación de la tecnología. Este capítulo tuvo como objetivo analizar la intención de comportamiento de los productores de panela hacia la adopción de BBC utilizando TAM2: una versión extendida del modelo de aceptación de tecnología combinado con la teoría de la difusión de la innovación. El modelo propuesto se probó empíricamente utilizando datos recopilados mediante encuesta (182 productores). El TAM2 explicó el 78% de la varianza en la intención de comportamiento de los productores frente al uso de BBC. Con el TAM2, la aceptación de BBC podría predecirse adecuadamente a partir de las intenciones de los productores. Los hallazgos de este estudio ampliaron el conocimiento sobre la aceptación de la tecnología de DA y proporcionaron una hoja de ruta para comprender mejor los factores decisivos que afectan el comportamiento de los productores de panela para la adopción de BBC en los países en vías de desarrollo.

5.2. Introducción

La producción de panela es una actividad tradicional en muchos países en vías de desarrollo (Jaffé, 2014). La producción de panela en Colombia es la segunda agroindustria en importancia

social del país después del café con 220,000 ha para el cultivo de la caña de azúcar. Más de 350,000 familias participan en esta agroindustria y se generan 287,000 empleos directos correspondientes al 12% de la población rural económicamente activa del país (MADR, 2019). Sin embargo, la agroindustria panelera ha sufrido tradicionalmente una serie de problemas relacionados con la baja productividad agrícola y de procesos, mala calidad del producto, y problemas en la organización de los productores, lo cual evita el ingreso a nuevos mercados. Esto se refleja en las condiciones de pobreza de gran parte de los productores y trabajadores.

La caña de azúcar para la producción de panela genera aproximadamente el 24.6% de su masa en residuos orgánicos, lo cual desemboca en impactos indeseables para el medio ambiente. La búsqueda de alternativas para dichos residuos es un tema que se está siendo actualmente abordando. Estudios recientes han demostrado que estos residuos se pueden valorizar mediante la tecnología de digestión anaeróbica (Mendieta *et al.*, 2020a), generando un combustible limpio (biogás) y un biofertilizante (digerido) que podrían contribuir a la bioeconomía circular del sector panelero. Sin embargo, si bien ya se ha comprobado la factibilidad técnica y los beneficios económicos (Mendieta *et al.*, 2020b) y ambientales (Mendieta *et al.*, 2021) de la integración de los biodigestores de bajo costo (BBC) en el sector panelero, la adopción de esta tecnología por los productores aún no ha sido evaluada.

Comprender los aspectos esenciales de lo que determina la aceptación de BBC por parte de los productores de panela puede proporcionar información que ayudaría a tomar decisiones efectivas para la aceptación y el uso de la tecnología de digestión anaeróbica. La aceptación de la tecnología se considera un tema muy importante en el campo de la agricultura. En las últimas décadas, se han utilizado muchas teorías y modelos para identificar de manera precisa y sistemática

los factores que afectan la adopción de la innovación (Taherdoost, 2018). En este estudio, el Modelo de Aceptación de Tecnología (TAM2, del inglés: *Technology Acceptance Model*) (Venkatesh y Davis, 2000), integrado con la Teoría de la Difusión de la Innovación (DIT, del inglés: *Diffusion of Innovation Theory*) (Rogers, 2003) fue adoptado para estudiar los factores detrás de la aceptación de los BBC por los productores de panela en Colombia. Aubert *et al.* (2012) combinó el TAM original con el constructo Compatibilidad del DIT para evaluar y explicar las dificultades de la adopción de tecnología de agricultura de precisión entre los agricultores canadienses. Sharifzadeh *et al.* (2017) utilizaron una versión extendida del TAM2 junto con el DIT y dos constructos adicionales (Autoeficacia percibida y Condiciones facilitadoras) para comprender el comportamiento de los productores de arroz para la aceptación de estrategias de control biológico. Los constructos empleados en el TAM, integrados con las características de innovación percibida del DIT, han proporcionado un modelo aún más robusto que cualquiera de los dos modelos por sí solo. DIT y TAM se han utilizado en una variedad de disciplinas como la gestión (Rajaei *et al.*, 2019), la sociología (Chen *et al.*, 2017) y la agricultura (Valizadeh *et al.*, 2020). Sin embargo, todavía existen muchos vínculos entre estos dos modelos que no se han explorado en estudios anteriores y que podrían proporcionar una imagen realista de la aceptación de la tecnología/innovación.

El objetivo de este capítulo fue determinar si el TAM2 podría proporcionar una explicación adecuada para la predicción de la intención conductual de usar BBC por parte de los productores de panela en Colombia. A pesar del gran volumen de investigación con el uso del modelo de aceptación de tecnología en otras áreas científicas, la implementación de este modelo en la gestión de residuos y particularmente en la adopción de tecnología de digestión anaeróbica no ha sido examinada en la literatura. Los resultados de este estudio pueden orientar el desarrollo de políticas

para promover la adopción de los BBC por los productores de panela y ayudar a los investigadores involucrados a aliviar algunos de los obstáculos que surgen durante la adopción de dicha tecnología como herramienta de gestión de residuos.

5.3. Metodología

5.3.1. Modelo de aceptación de tecnología extendido

El modelo de aceptación de tecnología (TAM) es un modelo popular ampliamente utilizado en numerosos estudios sobre la aceptación y el uso de tecnologías de la información (Davis *et al.*, 1989). En el TAM, la aceptación de la tecnología (Uso actual) está determinada por la Intención conductual de uso. La Intención conductual de uso, a su vez, se ve afectada por la Actitud hacia el uso, así como por los efectos directos e indirectos de la Utilidad percibida y la Facilidad de uso percibida. La Utilidad percibida se define como el grado en que una persona cree que el uso de un sistema en particular mejoraría su desempeño laboral. La Facilidad de uso percibida, por el contrario, se refiere al grado en que una persona cree que utilizar un sistema en particular no supondría ningún esfuerzo. Ambos constructos, la Utilidad percibida y la Facilidad de uso percibida, afectan conjuntamente la Actitud hacia el uso, mientras que la Facilidad de uso percibida tiene un impacto directo en la Utilidad percibida.

En el TAM2, propuesto por Venkatesh y Davis (2000), el componente Actitud hacia el uso (que originalmente medió parte de la influencia de la Utilidad percibida y la Facilidad de uso percibida) se elimina del modelo. Al igual que en el TAM original, el Uso actual de la tecnología está determinado por la Intención conductual de uso, siendo este último el foco del presente estudio

para predecir la adopción de la tecnología de digestión anaeróbica. Con base en el modelo modificado de Venkatesh y Davis (2000), se propusieron las siguientes hipótesis:

H1: La Utilidad percibida tiene un efecto directo sobre la Intención conductual de uso.

H2: La Facilidad de uso percibida tiene un efecto directo sobre la Intención conductual de uso.

H3: La Facilidad de uso percibida tiene un efecto directo sobre la Utilidad percibida.

La DIT es una teoría propuesta por Rogers (2003), ampliamente utilizada para describir y explicar la adopción de tecnologías, que van desde herramientas agrícolas hasta innovaciones organizacionales. La DIT incluye cinco características de innovación: Ventaja relativa, Compatibilidad, Complejidad, Divisibilidad y Comunicabilidad. Sin embargo, investigaciones previas han sugerido que solo la Ventaja relativa, la Compatibilidad y la Complejidad se relacionan consistentemente con la adopción de una innovación (Agarwal y Prasad, 1998). La Ventaja relativa es similar a la Utilidad percibida, mientras que la Complejidad es similar a la Facilidad de uso percibida. La Compatibilidad es el grado en el que una innovación se percibe como coherente con los valores existentes, las experiencias pasadas y las necesidades de los posibles adoptantes. Los adoptantes potenciales se negarán a adoptar una innovación si la innovación no es compatible con los valores y normas de un sistema social. El DIT se asemeja al TAM, el cual enfatiza que la intención conductual de adoptar una nueva tecnología se debe a influencias psicológicas y sociales en el individuo (Davis *et al.*, 1989). Con base en este modelo modificado, y tomando como constructo la Compatibilidad en el TAM2, se propusieron las siguientes hipótesis:

H4: La Compatibilidad tiene un efecto directo sobre la Utilidad percibida.

H5: La Compatibilidad tiene un efecto directo sobre la Intención conductual de uso.

Varios estudios han destacado que el TAM debe integrarse con variables adicionales para mejorar su capacidad predictiva (Wu y Wang, 2005). Específicamente, se ha demostrado que los conceptos de Autoeficacia percibida y Condiciones facilitadoras son factores importantes que influyen en la intención conductual de utilizar nuevas tecnologías. La Autoeficacia percibida es un constructo que describe cómo un individuo evalúa su propia capacidad para completar con éxito una tarea en particular (Marakas *et al.*, 2007). Se ha demostrado que la Autoeficacia percibida es un predictor importante de la conducta porque la finalización satisfactoria de una tarea depende no solo de lo que sabe un individuo, sino de sus creencias personales sobre su capacidad para completar la tarea. En el contexto de la adopción de BBC, la Autoeficacia percibida indicaría cómo los productores de panela percibirían su propia capacidad, habilidades, experiencia y conocimientos necesarios para el uso de la tecnología de digestión anaeróbica integrada en el proceso de producción de panela. De ahí que la Autoeficacia percibida sea fundamental en la adopción de BBC y se propone la siguiente hipótesis:

H6: La Autoeficacia percibida tiene un efecto directo sobre la Intención conductual de uso.

El concepto de Condiciones facilitadoras se define como el grado en que un individuo cree que existe un nivel satisfactorio de infraestructura organizativa y técnica para apoyar el uso de un sistema (Venkatesh *et al.*, 2003). En el contexto de los BBC, las Condiciones facilitadoras comprenden diversas perspectivas de las demandas de los productores, tales como acompañamiento técnico, programas y talleres de capacitación, y guías técnicas. Por tanto, en el modelo se incluyó la siguiente hipótesis:

H7: Las Condiciones facilitadoras tienen un efecto directo en la Intención conductual de uso.

En este estudio, el TAM2 se integró con el DIT y dos variables adicionales (Autoeficacia percibida y Condiciones facilitadoras) para modelar la aceptación de los BBC por los productores de panela. Los constructos de Utilidad percibida, Facilidad de uso percibida e Intención conductual de uso fueron adoptados del TAM2. La Compatibilidad se obtuvo del DIT. Los otros dos constructos externos, es decir, la Autoeficacia percibida y las Condiciones facilitadoras, también se integraron en el modelo. En la Figura 18 se esquematiza el modelo utilizado en el presente estudio; la línea punteada representa el alcance de la investigación, el cual pretende predecir la intención conductual hacia la adopción de los BBC por los productores colombianos de panela.

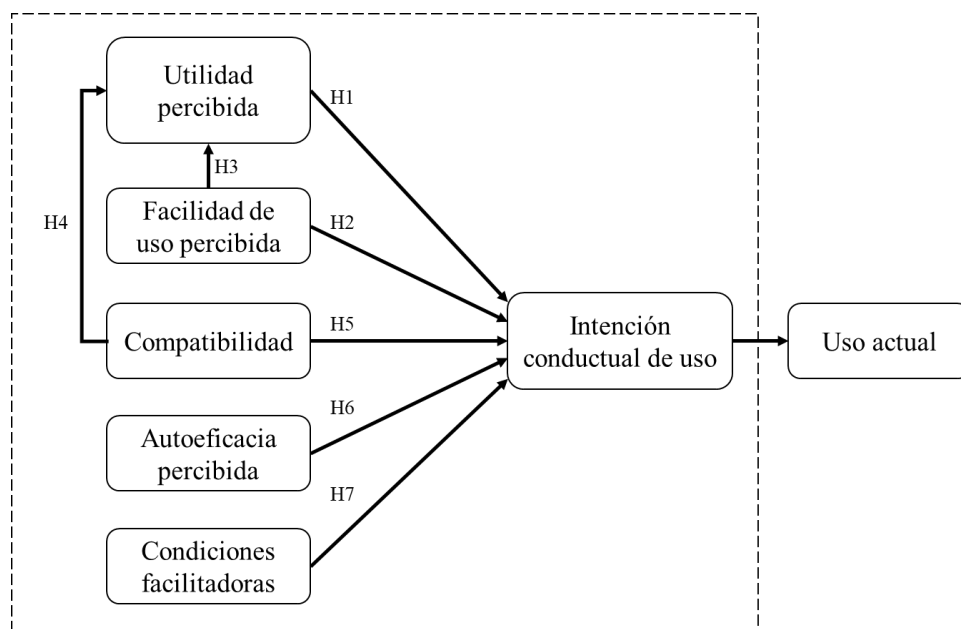


Figura 18. Modelo de aceptación de tecnología extendida para la aceptación de biodigestores de bajo costo por parte de los productores de panela.

5.3.2. Encuesta

Se diseñó una encuesta estructurada para recolectar información relativa a las características sociodemográficas de la muestra, y se utilizó una serie de ítems para medir los constructos.

Todas las medidas para cada constructo se tomaron de instrumentos previamente validados y se modificaron en función del contexto de adopción de los BBC. Los de Utilidad percibida, Facilidad de uso percibida e Intención conductual de uso se derivaron de estudios previos sobre el TAM (Davis *et al.*, 1989; Venkatesh y Davis, 1996; Venkatesh, 2000). Las medidas de Compatibilidad se adoptaron de Rogers (2003), mientras que los ítems para la Autoeficacia percibida de los BBC se adaptaron de Venkatesh y Davis (1996). Los ítems para las Condiciones facilitadoras se tomaron de Venkatesh *et al.* (2003) y fueron adaptados para el presente estudio.

Los datos necesarios para la investigación se recopilaron mediante entrevistas telefónicas con los productores de panela. La encuesta se dividió en dos partes. La primera parte incluyó seis preguntas que capturaron las características de los productores y las unidades de producción de panela, incluyendo género, edad, educación, experiencia en la producción de panela, área sembrada en caña de azúcar y producción anual de panela. La segunda parte midió las percepciones de los productores de cada variable en el modelo. Esta parte consistió en 16 ítems que medían las seis variables latentes (1-Utilidad percibida, 2-Facilidad de uso percibida, 3-Compatibilidad, 4-Autoeficacia percibida, 5-Condiciones facilitadoras, 6-Intención conductual de uso). Se empleó una escala Likert de cinco puntos para medir todas las variables (1: totalmente en desacuerdo, 2: en desacuerdo, 3: no tengo idea, 4: de acuerdo y 5: totalmente de acuerdo). La encuesta preliminar se envió para su revisión a tres productores de panela y tres extensionistas locales, para refinar los ítems y los constructos utilizados en la investigación y para aclarar la redacción, el contenido y el diseño general del instrumento de medición (encuesta). Antes de emitir oficialmente los cuestionarios, se realizó un estudio piloto del instrumento de encuesta con doce productores de panela para asegurar que pudieran comprender los ítems y las escalas de medición. Las observaciones de

los investigadores y la retroalimentación de los productores y los extensionistas locales dieron como resultado cambios menores en las instrucciones de la encuesta, el refinamiento de la redacción de varios ítems y una explicación adicional de algunos términos técnicos.

5.3.3. Área de estudio y muestra

En Colombia se estima que hay 39,961 productores de panela (SIC, 2012). La Figura 19 muestra la distribución por departamento del área sembrada en caña de azúcar para la producción de panela en el país. Los departamentos que se destacan son: Boyacá, Santander, Nariño, Antioquia, Cundinamarca, Tolima, Huila y Cauca. La temperatura anual para el cultivo se encuentra entre 26-32 °C durante el día y entre 13-17 °C durante la noche (López, 2015). Esta agroindustria se caracteriza por la generación de residuos orgánicos, con 3.9 Mt por año, los cuales generalmente se queman al aire libre o se descargan en cuerpos de agua provocando olores, emisiones de gases de efecto invernadero y contaminación de aguas y suelos (Guerrero y Escobar, 2015). La alternativa propuesta con la tecnología de DA para el manejo de dichos residuos se encuentra en una etapa inicial de difusión, de ahí la importancia de este estudio.

Los datos para este estudio se recopilieron mediante muestreo de conveniencia y bola de nieve. Inicialmente, de acuerdo con el muestreo de conveniencia, como un muestreo no probabilístico con técnica de muestreo accidental, los encuestados fueron seleccionados por su proximidad y accesibilidad conveniente a los investigadores durante la encuesta. Luego, a través de una forma de referencia en cadena, la primera ola de encuestados recomendó a los posibles productores de panela para su inclusión en esta investigación (Palinkas *et al.*, 2015).

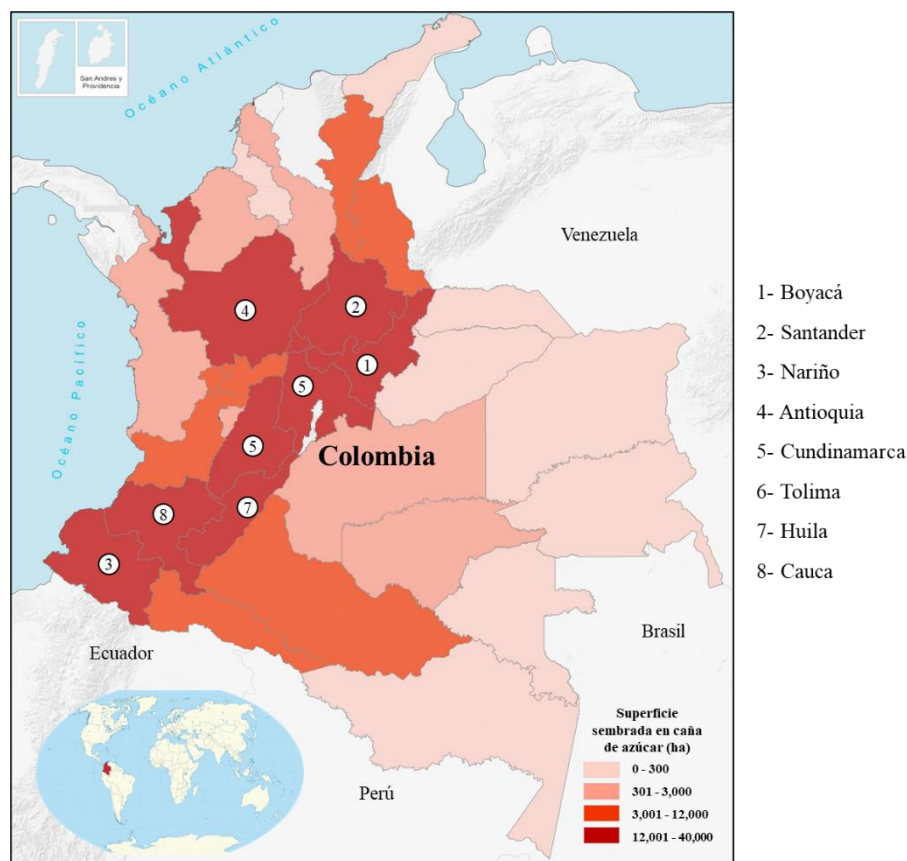


Figura 19. Mapa de la zona de estudio: superficie sembrada en caña de azúcar para la producción de panela en Colombia; adaptado de AGRONET (2014).

5.3.4. Análisis de los datos

La estadística descriptiva de los datos se realizó utilizando LISREL 10.20 *Student Edition* (Scientific Software International Inc., 2019) y Microsoft Excel (365 ProPlus). La confiabilidad y validez del instrumento de medición se evaluó mediante criterios de confiabilidad, discriminación y validez convergente. La confiabilidad del instrumento de la encuesta se estableció calculando el coeficiente alfa de Cronbach (Henson, 2001). La validez de constructo convergente y discriminante se examinó utilizando un análisis de varianza promedio extraído (Zaiț y Berteau, 2011) y el coeficiente de correlación de Pearson utilizando las pautas de Evans (1996) (niveles de correlación:

insignificante = 0,00-0,19, débil = 0,20-0,39, moderado = 0,40- 0,59, fuerte = 0,60-0,79, muy fuerte = 0,80-1,00). La curtosis y la asimetría de cada constructo se calcularon para verificar la distribución de los datos (normalidad). También se realizó un análisis factorial exploratorio para probar la validez convergente de cada constructo.

Se utilizó el modelado de ecuaciones estructurales para probar las relaciones hipotetizadas. Se utilizó el análisis de trayectoria basado en una serie de análisis de regresión múltiple para probar las relaciones hipotéticas entre las variables, así como el modelo teórico presentado en la Figura 18. De acuerdo con el modelo propuesto, se realizaron dos modelos de regresión para explorar las relaciones entre las variables. En el modelo 1, se probó la relación entre la Utilidad percibida como variable dependiente y, la Compatibilidad y la Facilidad de uso percibida como variables independientes. El modelo 2 probó la relación entre la Intención conductual de uso como variable dependiente y la Utilidad percibida, la Facilidad de uso percibida, la Compatibilidad, la Autoeficacia percibida y las Condiciones facilitadoras como variables independientes.

En el modelado de ecuaciones estructurales, la evaluación del ajuste del modelo no es tan sencilla como en los enfoques estadísticos basados en variables medidas sin error. Debido a que no existe una única prueba de significación estadística que identifique un modelo correcto dados los datos de la muestra, es necesario tener en cuenta múltiples criterios y evaluar el ajuste del modelo sobre la base de varias medidas simultáneamente. Para cada procedimiento de estimación, se proporciona una gran cantidad de índices de bondad de ajuste para juzgar si el modelo es consistente con los datos empíricos. La prueba de significación (estadística de la prueba de χ^2) y las medidas descriptivas de bondad de ajuste se utilizaron para el presente estudio para evaluar el ajuste de los modelos. Para este último, se utilizaron los siguientes índices (Schermerle-Engel *et*

al., 2003): error cuadrático medio de aproximación (RMSEA, del inglés: *root mean square error of approximation*), raíz cuadrática media estandarizada residual (SRMR, del inglés: *standardized root mean square residual*), índice de ajuste no normalizado (NNFI, del inglés: *non-normed fit index*), índice de ajuste comparativo (CFI, del inglés: *comparative fit index*), índice de bondad de ajuste (GFI, del inglés: *goodness-of-fit index*) e índice de bondad de ajuste ajustado (AGFI, del inglés: *adjusted goodness-of-fit index*).

5.4. Resultados y discusión

5.4.1. Estadísticas descriptivas

En total se recopilaron 187 respuestas de los principales departamentos productores de panela en Colombia. De los casos respondidos, cinco casos fueron descartados por presentar información incompleta, dejando un total de 182 encuestas completas. MacCallum (1999) sugirió 100-200 casos para obtener soluciones factoriales que sean adecuadamente estables y se correspondan estrechamente con los factores poblacionales. La Tabla 17 muestra el perfil demográfico de los encuestados. Las actividades agroindustriales del procesamiento de la caña de azúcar para producir panela han sido lideradas por el género masculino. Las normas culturales, sociales y religiosas a menudo impiden que las mujeres de las zonas rurales de los países en vías de desarrollo trabajen fuera del hogar y de la granja familiar (Maertens y Swinnen, 2012). La mayoría de los encuestados estaba en la categoría de edad de 46 a 55 años. Mientras tanto, casi el 30% de los encuestados correspondía a una población que ingresaba en la edad adulta mayor (> 56 años). Este fenómeno de envejecimiento lo enfrenta actualmente la agroindustria panelera, en la que se percibe un lento cambio generacional.

Tabla 17.*Atributos demográficos de los encuestados (N = 182).*

Variables	Frecuencia	Porcentaje
<i>Género</i>		
Femenino	13	7.14
Masculino	169	92.86
<i>Edad (media = 49.46 años)</i>		
Menor que 35 años	30	16.48
De 35 a 45 años	28	15.38
De 46 a 55 años	73	40.11
De 56 a 65 años	33	18.13
Mayor que 65 años	18	9.89
<i>Educación</i>		
Ninguna	12	6.59
Primaria	71	39.01
Bachillerato	48	26.37
Universitario	51	28.02
<i>Experiencia en la producción de panela (media = 29.14 años)</i>		
Menor que 10 años	18	9.89
De 10 a 20 años	41	22.53
De 21 a 30 años	15	8.24
Mayor que 30 años	108	59.34
<i>Superficie sembrada en caña de azúcar (media = 21.68 ha)</i>		
Menor que 5 ha	13	7.14
De 5 a 25 ha	136	74.73
De 26 a 50 ha	25	13.74
De 51 a 75 ha	5	2.75
Mayor que 75 ha	4	2.20
<i>Producción anual de panela (media = 150.72 t)</i>		
Menor que 25 t	12	6.59
De 25 a 50 t	35	19.23
De 51 a 100 t	59	32.42
De 101 a 200 t	45	24.73
Mayor que 200 t	31	17.03
<i>Ubicación de los productores de panela</i>		
Boyacá	25	13.74
Santander	27	14.84
Nariño	18	9.89
Antioquia	22	12.09
Cundinamarca	34	18.68
Tolima	20	10.99
Huila	22	12.09
Cauca	14	7.69

La mayoría de los productores de panela tuvieron un buen nivel de educación: solo el 6.59% no tenía educación formal, el 39.01% tenía educación primaria (5 años de educación), el 26.37% había completado la escuela secundaria (11 años de educación) y algunos productores de panela (28.02%) había obtenido algún título universitario (más de 11 años de educación). La mayoría de los productores tuvieron altos niveles de experiencia en la producción de panela (promedio de 29.14 años), y una gran proporción (59.34%) tenía más de 30 años de experiencia. Debido a que la producción de panela ha sido una tradición familiar, el vínculo con la agroindustria se establece a una edad temprana. La mayoría de los productores (74.73%) eran propietarios de 5-25 ha sembradas en caña de azúcar, lo que indica que los productores del área de estudio eran típicamente productores de mediana escala. La producción media anual de panela fue de 150.72 t, con la mayoría de los productores en el rango de 51-100 t. Esta producción de panela es función del rendimiento de la caña de azúcar, que se encontró de 4 a 11 t año⁻¹ ha⁻¹. La ubicación de los productores de panela mostró una dispersión en todo el territorio colombiano, abarcando los principales departamentos productores de panela para el presente estudio.

5.4.2. Pruebas de confiabilidad y validez

Los resultados estadísticos iniciales de los datos recolectados con el instrumento de medición se muestran en la Tabla 18. El coeficiente alfa de Cronbach del instrumento de medición tuvo un valor promedio de 0.87, lo que indica un alto nivel de consistencia interna, ya que es superior al mínimo recomendado de 0.8 para fines de investigación básica (Henson, 2001). Por tanto, se confirmó la fiabilidad del instrumento de la encuesta. Además, la raíz cuadrada de la varianza promedio extraída (AVE, del inglés: *average variance extracted*) fue mucho mayor que todas las demás correlaciones cruzadas de la muestra. La raíz cuadrada del AVE para todas las medidas excedió el

nivel recomendado de 0.5 (Zaiř y Berteá, 2011) (varió de 0.62 a 0.90), lo que significó que más de la mitad de la variabilidad observada en los ítems fue explicada por sus constructos hipotéticos.

Tabla 18.

Análisis estadístico de los datos obtenidos con el instrumento de medida.

Constructo	Compatibilidad	Facilidad de uso percibida	Utilidad percibida	Autoeficacia percibida	Condiciones facilitadoras	Intención conductual de uso
<i>Matriz de covarianza</i>						
Compatibilidad	0.84					
Facilidad de uso percibida	0.28	0.62				
Utilidad percibida	0.41	0.27	0.74			
Autoeficacia percibida	0.25	0.23	0.26	0.79		
Condiciones facilitadoras	0.32	0.22	0.33	0.33	0.88	
Intención conductual de uso	0.51	0.38	0.47	0.42	0.49	0.90
<i>Matriz de correlación de Pearson</i>						
Compatibilidad	1.00					
Facilidad de uso percibida	0.46*	1.00				
Utilidad percibida	0.53*	0.50*	1.00			
Autoeficacia percibida	0.31*	0.41*	0.36*	1.00		
Condiciones facilitadoras	0.36*	0.36*	0.42*	0.40*	1.00	
Intención conductual de uso	0.62*	0.64*	0.63*	0.55*	0.58*	1.00
Promedio	4.19	4.57	4.41	4.12	4.08	4.30
Desviación estándar	0.92	0.65	0.82	0.97	0.97	0.90
Asimetría	1.02	1.36	1.30	1.09	1.26	1.22
Curtosis	0.45	1.22	1.05	1.13	1.38	0.92
Alfa de Cronbach	0.85	0.93	0.83	0.83	0.89	-

Raíces cuadradas de la varianza promedio extraída (AVE) en la diagonal principal de la matriz de covarianza.

* Significativo a $P < 0,01$ (2 colas).

Los resultados de la matriz de correlación de Pearson mostraron que las variables independientes se correlacionaron positivamente de moderada a fuerte con la Intención conductual de uso (rango de 0.55 a 0.64), mientras que la Utilidad percibida se correlacionó de débil a moderada con la Compatibilidad y la Facilidad de uso percibida. Sin embargo, todas las variables se correlacionaron significativamente ($P < 0.01$) con la Intención conductual de uso y entre sí. Los valores medios de todas las variables estuvieron por encima de 4 y con desviaciones estándar entre 0.65 y 0.97, hecho que indica que la mayoría de los encuestados estuvo de acuerdo o tendió a estar de acuerdo con las afirmaciones de las variables. La distribución de los datos fue principalmente de normalidad moderada ya que los valores absolutos de asimetría y curtosis promediaron 1.18, que se encuentra en el rango de 1 a 2.3 informado por Lei y Lomax (2005), excepto para la curtosis de Compatibilidad, que se consideró una distribución normal (< 1). Esto infiere que el análisis de los datos a través del modelado de ecuaciones estructurales es adecuado.

Los constructos con los indicadores medibles y la carga factorial se muestran en la Tabla 19. La carga factorial es el coeficiente de correlación entre el constructo y las medidas obtenidas de un análisis factorial. Este análisis mostró que todas las medidas tenían cargas factoriales superiores a 0.6 (la validez convergente generalmente se considera adecuada si una correlación con un instrumento que mide el mismo constructo es > 0.50 ; Abma *et al.*, 2016), verificando así la validez convergente de cada constructo.

Los criterios anteriores confirmaron que el instrumento de medición presentó adecuada confiabilidad, validez convergente y validez discriminante.

Tabla 19.*Análisis factorial entre los constructos y las variables medibles.*

Constructo	Medidas	Carga factorial
Compatibilidad	El uso de biodigestores de bajo costo es compatible con la mayoría de los aspectos de un trapiche panelero.	0.83
	El uso de biodigestores de bajo costo para producir bioenergía y biofertilizante es compatible con el medio ambiente y el clima de esta región.	0.89
	El uso de biodigestores de bajo costo en beneficio de la producción de panela es consistente con la situación financiera del proceso.	0.71
Facilidad de uso percibida	Aprender a operar los biodigestores de bajo costo sería fácil para mí.	0.94
	La interacción con los biodigestores de bajo costo me resultaría fácil de entender.	0.86
	Los biodigestores de bajo costo me parecerían fáciles de usar.	0.91
Utilidad percibida	El uso de biodigestores de bajo costo ahorraría tiempo y dinero.	0.72
	Los biodigestores de bajo costo apoyarían aspectos críticos en la producción de panela.	0.82
	Encontraría útiles los biodigestores de bajo costo en un trapiche panelero.	0.81
Autoeficacia percibida	Podría usar los biodigestores de bajo costo si no hubiera nadie cerca que me dijera qué hacer sobre la marcha.	0.64
	Podría usar los biodigestores de bajo costo si hubiera visto a otra persona usarlos antes de probarlo yo mismo.	0.86
	Podría usar los biodigestores de bajo costo si alguien me mostrara cómo hacerlo primero.	0.90
Condiciones facilitadoras	Tendría los recursos necesarios para utilizar los biodigestores de bajo costo.	0.88
	Tendría los conocimientos necesarios para utilizar los biodigestores de bajo costo.	0.84
	Dados los recursos, las oportunidades y el conocimiento que se necesitan para usar los biodigestores de bajo costo, sería fácil para mí usarlos.	0.83
Intención conductual de uso	Suponiendo que tuviera acceso a biodigestores de bajo costo, tendría la intención de usarlos.	-

5.4.3. Evaluación de ajuste del modelo

La máxima verosimilitud fue la función de ajuste utilizada para los modelos de ecuaciones estructurales, ya que es consistente, eficiente, no depende de la escala y se distribuye normalmente si las variables observadas son moderadamente normales (Boomsma y Hoogland, 2001). La medida en que los modelos especificados se ajustan a los datos empíricos se muestra en la Tabla 20. Los grados de libertad (gl) fueron 24 y 90 para el modelo 1 y 2, respectivamente. Por lo tanto, el estadístico de la prueba χ^2 asociado con la prueba de significancia (Valor P) demostró el buen ajuste de los modelos a los datos.

Tabla 20.

Resultados de la evaluación del ajuste de los modelos.

Criterio de ajuste	Rango del buen ajuste	Referencia	Modelo 1	Modelo 2
χ^2	$0 \leq \chi^2 \leq 2gl$	Jöreskog and Sörbom (1993)	17.31	79.37
Valor P	$0.05 < P \leq 1.00$		0.84	0.78
RMSEA	$0 \leq RMSEA \leq 0.05$	Browne and Cudeck (1993)	0.00	0.00
SRMR	$0 \leq SRMR \leq 0.05$	Hu and Bentler (1995)	0.02	0.03
NNFI	$0.97 \leq NNFI \leq 1.00$	Bentler and Bonett (1980)	1.00	1.00
CFI	$0.97 \leq CFI \leq 1.00$	Bentler (1990)	1.00	1.00
GFI	$0.95 \leq GFI \leq 1.00$	Marsh and Grayson (1995)	0.98	0.95
AGFI	$0.90 \leq GFI \leq 1.00$	Jöreskog and Sörbom (1996)	0.96	0.92
	Cerca de GFI			

χ^2 : chi-cuadrado. gl: grados de libertad (modelo 1 = 24, modelo 2 = 90). RMSEA: error cuadrático medio de aproximación. SRMR: residuo cuadrático medio de la raíz estandarizada. NNFI: índice de ajuste no normalizado. CFI: índice de ajuste comparativo. GFI: índice de bondad de ajuste. AGFI: índice de bondad de ajuste ajustado.

El RMSEA es una medida de ajuste aproximado en la población y, por lo tanto, se preocupa por la discrepancia debida a la aproximación (Browne y Cudeck, 1993). Los valores de RMSEA fueron cero en ambos modelos, por lo que se infiere que se ajustan aproximadamente bien a la población. Además, el límite inferior (lado izquierdo) del intervalo de confianza del 90% para

RMSEA fue cero para ambos modelos. El SRMR es una medida de mal ajuste general que se basa en los residuos ajustados divididos primero por las desviaciones estándar (Hu y Bentler, 1995). Los modelos obtuvieron SRMR dentro del rango de ajuste del buen modelo. Las otras medidas descriptivas utilizadas para evaluar el ajuste de los modelos (NNFI, CFI, GFI y AGFI) presentaron valores de buen ajuste según la literatura revisada. Con base en los resultados anteriores sobre los índices estadísticos, se valida el ajuste de los modelos propuestos.

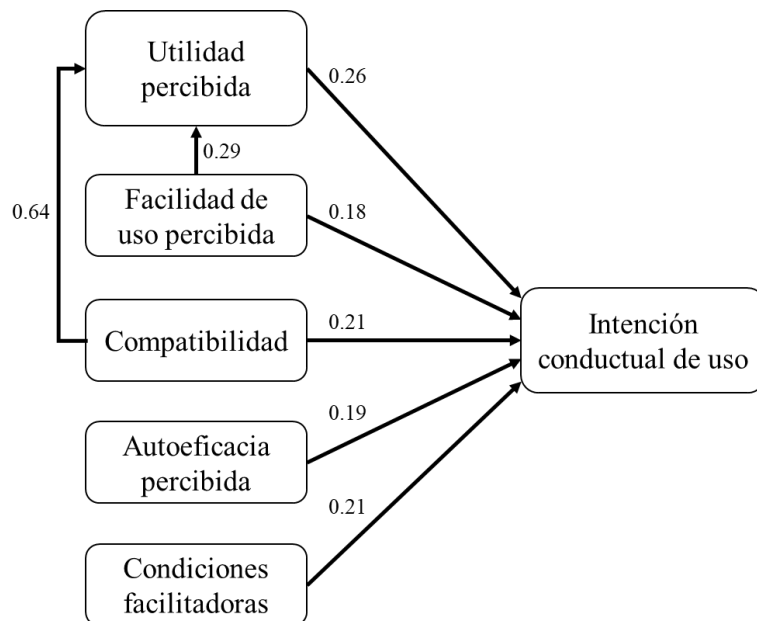
5.4.4. Evaluación de las hipótesis

Los resultados del modelado de ecuaciones estructurales se muestran en la Tabla 21. Los coeficientes no estandarizados de las variables independientes mostraron correlaciones positivas con sus variables dependientes. Además, el error estándar promedió 0.073 y 0.111 para los modelos 1 y 2 respectivamente, lo que indica una estimación apropiada. A partir de los valores Z es posible rechazar la hipótesis nula y aceptar las hipótesis propuestas para cada modelo (valores Z mayores a 1.96 a un nivel de significancia del 5%).

Los resultados del análisis de trayectoria de las hipótesis combinadas se presentan en la Figura 20. El modelo 1 mostró que la Compatibilidad y la Facilidad de uso percibida explicaron el 74% de la varianza de la Utilidad percibida. De hecho, la Compatibilidad tuvo el mayor efecto sobre la Utilidad percibida (H4) y fue fuertemente soportada ($\beta = 0.64$, $Z = 6.66$, $P < 0.001$). Por otro lado, H3 logró una β más baja en comparación con H4, sin embargo, su contribución también fue soportada significativamente ($\beta = 0.29$, $Z = 3.68$, $P < 0.001$). La Compatibilidad, la Facilidad de uso percibida, la Utilidad percibida, la Autoeficacia percibida y las Condiciones facilitadoras explicaron el 78% de la varianza de la Intención conductual de uso (modelo 2).

Tabla 21.*Resultados de análisis de regresión múltiple.*

Variable independiente	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	Valores Z	Valores P
	β	Error estándar	β		
Modelo 1:	Variable dependiente: utilidad percibida				
Estadísticas del modelo	R ² = 0.741, Valor Z = 3.84, Valor P = 0.00				
Compatibilidad	0.48	0.072	0.64	6.66	0.000
Facilidad de uso percibida	0.27	0.073	0.29	3.68	0.000
Modelo 2:	Variable dependiente: intención conductual de uso				
Estadísticas del modelo	R ² = 0.777, Valor Z = 8.32, Valor P = 0.00				
Compatibilidad	0.25	0.112	0.21	2.23	0.026
Facilidad de uso percibida	0.26	0.093	0.18	2.82	0.005
Utilidad percibida	0.41	0.189	0.26	2.19	0.029
Autoeficacia percibida	0.28	0.0877	0.19	3.14	0.002
Condiciones facilitadoras	0.25	0.0721	0.21	3.41	0.001

*Figura 20. Ilustración de los resultados empíricos del estudio según el modelo propuesto.*

En el modelo 2, se corroboraron las hipótesis propuestas H2 y H5, que indicaron que la Facilidad de uso percibida y la Compatibilidad también tienen un efecto directo sobre la Intención conductual de uso. En este modelo la Compatibilidad obtuvo un β mayor que el de Facilidad de uso percibida ($0.21 > 0.18$), sin embargo, ambos efectos (H2 y H5) fueron soportados ($Z > 1.96$, $P < 0.05$). Asimismo, se verificó el efecto de la Utilidad Percibida sobre la Intención conductual de uso (H1) ($\beta = 0.26$, $Z = 2.19$, $P < 0.05$), obteniendo el mayor coeficiente β entre los constructos propuestos sobre la Intención conductual de uso. H6 abordó la asociación entre la Autoeficacia percibida y la Intención conductual de uso. Como se esperaba, la asociación fue significativa ($\beta = 0.19$, $Z = 3.14$, $P < 0.01$), lo que confirma esta hipótesis. H7 se relacionó con el impacto de las Condiciones facilitadoras sobre la Intención conductual de uso. La trayectoria para H7 fue significativa ($\beta = 0.21$, $Z = 3.41$, $P < 0.01$), soportando H7. Por tanto, se encontró que todos los coeficientes de trayectoria fueron estadísticamente significativos.

Junto con los efectos directos que se resumen en la Figura 20, también hay efectos indirectos de algunas variables explicativas sobre las variables dependientes. Estos efectos son el resultado de multiplicar todos los efectos directos a través de la trayectoria causal desde la variable explicativa (p. ej., Compatibilidad en la Utilidad percibida) hasta la variable dependiente final (p. ej., Intención conductual de uso). El efecto total de cada variable explicativa sobre las variables dependientes, con la desagregación de los efectos directos e indirectos se resume en la Tabla 22. Entre todas las variables predictoras, la Compatibilidad exhibió el efecto total más fuerte sobre la intención conductual de los productores de panela para utilizar los biodigestores de bajo costo (0.38), seguida de la Facilidad de uso percibida y la Utilidad percibida (ambos 0.26), las Condiciones facilitadoras (0.21) y finalmente, la Autoeficacia percibida (0.19).

Tabla 22.

Efectos directos, indirectos y totales de las variables sobre las variables dependientes.

Variable	Efecto sobre:					
	Utilidad percibida			Intención conductual de uso		
	Directo	Indirecto	Total	Directo	Indirecto	Total
Compatibilidad	0.64	-	0.64	0.21	0.17	0.38
Facilidad de uso percibida	0.29	-	0.29	0.18	0.08	0.26
Utilidad percibida				0.26	-	0.26
Autoeficacia percibida				0.19	-	0.19
Condiciones facilitadoras				0.21	-	0.21

Los efectos totales equivalen a los efectos directos más los efectos indirectos. Los efectos directos son aquellas influencias no mediadas por ninguna otra variable en el modelo (es decir, todos los valores beta significativos de la Figura 20). Los efectos indirectos se calcularon mediante el producto de coeficientes en cada trayectoria entre cada variable independiente y las variables dependientes relacionadas.

El uso general del TAM2 extendido en el contexto de la adopción de los biodigestores de bajo costo (BBC) entre los productores de panela de este estudio fue exitoso, lo que indica la solidez del modelo. Los resultados anteriores proporcionan evidencia de que el TAM2 extendido puede capturar algunas de las características contextuales únicas de los productores de panela para la adopción de los BBC. Según los hallazgos, la adopción y uso de los BBC por parte de los productores de panela puede ser predicho adecuadamente a partir de las intenciones de los productores, las cuales se vieron significativamente afectadas por la Compatibilidad, la Facilidad de uso percibida, la Utilidad percibida, la Autoeficacia percibida y las Condiciones facilitadoras. Hallazgos similares fueron reportados en estudios previos que exploran la importancia de la intención de los agricultores en la adopción de nuevas tecnologías (Sharifzadeh *et al.*, 2017; Valizadeh *et al.*, 2020).

La Compatibilidad tuvo el efecto más importante sobre la Intención conductual de uso (H5). Este resultado verifica otras hipótesis que afirman la importancia de la Compatibilidad de otras innovaciones para explicar la adopción de una nueva tecnología (Davis *et al.*, 1989; Rogers,

2003). Investigaciones anteriores exploraron la importancia de la Compatibilidad al seleccionar una estrategia adecuada para el manejo del barrenador del tallo del arroz (Abdollahzadeh *et al.*, 2016), así como en la adopción de tecnología de agricultura de precisión (Aubert *et al.*, 2012). Una posible explicación en el presente estudio de esta gran importancia de la Compatibilidad puede residir en el hecho de que los BBC es una tecnología de gestión de residuos *in situ* para la producción de bioenergía y biofertilizantes, que se adapta a las necesidades del productor de panela. El conocimiento de los productores de que los BBC es consistente con las condiciones ambientales de la finca, las necesidades del proceso y la asequibilidad de la tecnología les permite tener una alta percepción de las ventajas de la tecnología de digestión anaeróbica. Por lo tanto, será más probable que utilicen los BBC en sus unidades productivas. En consecuencia, la Compatibilidad aparece como el antecedente más significativo del éxito para la adopción y uso de los BBC y, por lo tanto, debe tenerse en cuenta al promover e implementar un programa de transferencia de tecnología. Por otro lado, varios estudios han ofrecido evidencia empírica del efecto directo de la Compatibilidad sobre la Utilidad percibida (Ducey y Coover, 2016; Sharifzadeh *et al.*, 2017). Al conocer las ventajas de los BBC de antemano, es más probable que los productores consideren su utilidad si lo consideran compatible con la mayoría de las condiciones de su finca y las actividades del procesamiento de la panela (respaldando H4).

La Utilidad percibida ha sido de manera constante un fuerte determinante de la Intención conductual de uso en estudios previos (Venkatesh y Davis, 2000) y se encontraron resultados similares en este estudio (H1). En general, los encuestados encontraron útil el uso de los BBC para la gestión de residuos, a pesar de que la tecnología aún no se ha implementado. Actualmente, los BBC son una solución útil para los residuos orgánicos generados en diversas agroindustrias

vecinas que se han beneficiado económica y ambientalmente de la tecnología (Ortiz *et al.*, 2020; Castro *et al.*, 2017). Quizás debido a estas experiencias cercanas, los productores de panela están abiertos a la adopción tecnológica, ya que los beneficios de utilidad de los BBC superan a los métodos convencionales para la gestión de dichos residuos, como el relleno sanitario o la disposición en tierra.

Al igual que la Utilidad Percibida, la Facilidad de uso Percibida, como uno de los principales constructos del TAM original, mostró un fuerte determinante en la Intención conductual de uso (H2). La Facilidad de uso percibida se refiere al grado en que un productor de panela "siente y percibe" el uso de un BBC sin esfuerzo. Estudios anteriores han demostrado que, al aumentar la Facilidad de uso percibida, aumentaría la disposición de los productores a aceptar una determinada tecnología (Valizadeh *et al.*, 2020). Además, se reveló que la Facilidad de uso percibida tiene un efecto directo y significativo sobre la Intención conductual de uso en pruebas previas a la implementación de una tecnología (poca o ninguna experiencia directa con un sistema en particular) (Wu y Wang, 2005). En el presente estudio, los productores de panela percibieron el uso de los BBC como fácil. Esta es una variable muy importante en las primeras etapas de difusión, como el presente estudio, ya que de ella depende en gran medida el éxito de la divulgación tecnológica. Consistente con los hallazgos de estudios anteriores (Lee *et al.*, 2014; Wallace y Sheetz, 2014), en esta investigación también se encontró que la Facilidad de uso percibida tiene un impacto positivo y significativo en la Utilidad percibida de la implementación de los BBC (respaldando H3). Este resultado indica que, si el BBC puede ser utilizado por los productores de panela fácilmente, entonces lo encontrarían más útil.

Otro hallazgo nuevo e interesante de este estudio es el impacto de las Condiciones facilitadoras en la intención conductual de los productores para utilizar LCB en sus prácticas (H7). Las Condiciones facilitadoras es un término relativamente nuevo que se aplica en los estudios de adopción de tecnología y tiene una gran importancia para las futuras aplicaciones de investigación (Sharifzadeh *et al.*, 2017). Los hallazgos con respecto a este factor respaldan la opinión de que los productores de panela que reciben servicios de extensión y capacitación con frecuencia generarían cualquier posibilidad de alentar el uso de los BBC en sus fincas y estarían de acuerdo con los esfuerzos para difundir esta tecnología.

La Autoeficacia percibida es un concepto subyacente en la teoría del aprendizaje social. Como factor individual, la Autoeficacia percibida refleja las creencias de uno con respecto a la capacidad de realizar tareas específicas con éxito (Marakas *et al.*, 2007). En el contexto de la agroindustria panelera, la Autoeficacia percibida muestra cómo los individuos consideran su propio conocimiento, habilidad y capacidad para la aplicación ventajosa de los BBC. Una revisión sistemática de la literatura de los estudios de TAM sugiere que la Autoeficacia percibida es el constructo externo inicial más comúnmente utilizado (Abdullah y Ward, 2016). En este sentido, el papel de la Autoeficacia percibida es clave para comprender la intención conductual de los productores de panela para utilizar los BBC (soportando H6). Una explicación probable de este hallazgo podría ser que las personas con alta autoeficacia sienten su capacidad de buen desempeño cuando usan la tecnología (Rezaei *et al.*, 2020). Por lo tanto, están más inclinados a probar la tecnología y seguir evaluando sus beneficios.

5.5. Conclusiones

El modelo de aceptación de tecnología extendido fue exitoso en predecir la intención conductual de los productores de panela para utilizar los biodigestores de bajo costo (BBC) en Colombia. Los constructos propuestos en el modelo fueron capaces de predecir el 78% de la varianza en la intención conductual hacia la aceptación de los BBC. Los resultados del presente estudio contribuyeron al desarrollo de modelos más integrados y completos en el campo de los comportamientos de aceptación de los productores de panela con respecto a la tecnología de digestión anaeróbica. Los hallazgos encontrados podrían ayudar a los tomadores de decisiones a formular estrategias y administrar recursos que contribuyan a la difusión de la tecnología de digestión anaeróbica en los países en vías de desarrollo.

6. Conclusiones generales

Los residuos orgánicos generados a partir de la caña de azúcar en la agroindustria panelera son una fuente valiosa e importante de energía y nutrientes. La alternativa presentada en esta investigación para la recuperación de estos residuos fue la tecnología de digestión anaeróbica (DA). Para desarrollar el proceso de DA e incrementar el potencial de producción de biogás de los residuos se requirieron diversos pretratamientos. Por un lado, la cachaza (RAI, residuo agroindustrial), de naturaleza ácida, fue pretratado mediante dilución al 12.5% (v/v), y alcanzó un potencial bioquímico de metano (PBM) de $0.227 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$ (126.6% mayor que la cachaza sin pretratar). Por otro lado, los residuos agrícolas de cosecha (RAC), de naturaleza lignocelulósica, se pretrataron mediante reducción del tamaño de partícula a 2 mm, y logró un PBM de $0.261 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$ (28.6% superior que el control, RAC a 10 mm). Los pretratamientos seleccionados para los sustratos (RAC y RAI) fueron opciones prácticas y técnicamente factibles para el contexto de la agroindustria panelera.

La co-digestión anaeróbica (CoDA) RAC+RAI permitió establecer una sinergia entre los sustratos al alcanzar un PBM de $0.276 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}\text{SV}$ a una proporción de 75:25 (RAC:RAI) basada en sólidos volátiles. El RAC fue un co-sustrato de capacidad amortiguadora adecuada para la estabilidad de la CoDA, mientras que el RAI, además de ayudar a acelerar la producción de metano, también ayudó a mejorar la actividad metanogénica e hidrolítica del inóculo (lodo digerido de estiércol de vaca). La CoDA RAC+RAI fue una respuesta exitosa para la gestión (remoción de materia orgánica del 77%) y la valorización (potencial energético de 288.8 kWh t^{-1}) de dichos residuos.

El proceso a escala de banco en un digestor anaeróbico tubular (DAT) fue posible gracias a una estrategia propuesta en dos etapas: en la primera etapa se logró la operatividad del digestor con la mono-digestión de los RAC, y en la segunda etapa se cambió gradualmente la alimentación del digestor hasta alcanzar la CoDA RAC+RAI en una relación 75:25 (RAC:RAI) en porcentaje de sólidos volátiles, logrando la estabilidad del proceso. La producción específica de metano fue de $0.132 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$ con un contenido de metano del 50.4%, lo que confirma la factibilidad técnica del DAT para la gestión de dichos residuos.

La tecnología de digestión anaeróbica se consolidó como una alternativa para el desarrollo sostenible de la agroindustria panelera, considerando los siguientes pilares:

Económico: Para una planta típica de producción de panela que integre la tecnología de DA se obtuvieron los siguientes indicadores de rentabilidad en promedio: valor actual neto USD 5,454, tasa interna de retorno 11.6%, relación beneficio/costo 1.64 y periodo de recuperación de capital 7.7 años. Lo anterior confirma la viabilidad de la DA para la agroindustria panelera.

Ambiental: La DA mitigó los impactos ambientales especialmente asociados con la contaminación de fuentes de agua. Las categorías de impacto ambiental de Eutrofización de agua dulce y Eutrofización marina disminuyeron 87.6% y 99.4%, respectivamente, frente al escenario actual (sin DA). Por tanto, al tratar *in situ* los RAC+RAI, mientras se producen bioproductos, los biodigestores de bajo costo podrían impulsar la bioeconomía circular en la producción de panela.

Social: La intención conductual de los productores de panela en Colombia hacia la adopción de la DA a través de biodigestores de bajo costo permite establecer un nivel alto en la aceptación de la tecnología, lo cual es consistente con el equilibrio entre el respeto al medio ambiente, el crecimiento económico y el bienestar social.

Referencias bibliográficas

- Abdollahzadeh, G., Damalas, C., Sharifzadeh, M. S., Ahmadi-Gorgi, H., 2016. Selecting strategies for rice stem borer management using the Analytic Hierarchy Process (AHP). *Crop Protection*, 84, 27-36.
- Abdullah, F., Ward, R., 2016. Developing a General Extended Technology Acceptance Model for E-Learning (GETAMEL) by analysing commonly used external factors. *Computers in human behavior*, 56, 238-256.
- Abma, I. L., Rovers, M., van der Wees, P. J., 2016. Appraising convergent validity of patient-reported outcome measures in systematic reviews: constructing hypotheses and interpreting outcomes. *BMC research notes*, 9(1), 226.
- Agarwal, R., Prasad, J., 1998. A conceptual and operational definition of personal innovativeness in the domain of information technology. *Information systems research*, 9(2), 204-215.
- Agyeman, F. O., Tao, W., 2014. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. *Journal of environmental management*, 133, 268-274.
- AGRINET, 2014. Sugarcane for NCS production. Disponible en: <https://www.agronet.gov.co/Documents/Ca%C3%B1a%20Panelera.pdf>.
- Ahamed, A., Chen, C. L., Rajagopal, R., Wu, D., Mao, Y., Ho, I. J. R., Lim, J. W., Wang, J. Y., 2015. Multi-phased anaerobic baffled reactor treating food waste. *Bioresource technology*, 182, 239-244.
- Anwar, S. I., 2010. Fuel and energy saving in open pan furnace used in jaggery making through modified juice boiling/concentrating pans. *Energy conversion and management*, 51(2), 360-364.

- APHA-AWWA-WEF, 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23rd ed. USA: American Public Health Association - American Water Works Association - Water Environment Federation.
- Asocaña, 2020. General aspects of the sugarcane agroindustrial sector - Annual Report 2019-2020. Disponible en: <https://www.asocana.org/modules/documentos/2/234.aspx>.
- Astals, S., Batstone, D. J., Mata-Alvarez, J., Jensen, P. D., 2014. Identification of synergistic impacts during anaerobic co-digestion of organic wastes. *Bioresource technology*, 169, 421-427.
- Astals, S., Batstone, D. J., Tait, S., Jensen, P. D., 2015. Development and validation of a rapid test for anaerobic inhibition and toxicity. *Water research*, 81, 208-215.
- Aubert, B. A., Schroeder, A., Grimaudo, J., 2012. IT as enabler of sustainable farming: An empirical analysis of farmers' adoption decision of precision agriculture technology. *Decision support systems*, 54(1), 510-520.
- Awasthi, M. K., Chen, H., Awasthi, S. K., Liu, T., Wang, M., Duan, Y., Li, J., 2019. Greenhouse Gas Emissions through Biological Processing of Solid Waste and Their Global Warming Potential. *Biological Processing of Solid Waste*, 111, CRC Press. Taylor & Francis Group.
- BANREP, 2020. Statistics – Bank of the Republic: Colombia. Disponible en: <https://www.banrep.gov.co/es/-estadisticas>.
- Batuecas, E., Tommasi, T., Battista, F., Negro, V., Sonetti, G., Viotti, P., Fino, D., Mancini, G., 2019. Life Cycle Assessment of waste disposal from olive oil production: Anaerobic digestion and conventional disposal on soil. *Journal of environmental management*, 237, 94-102.
- Bentler, P. M., 1990. Comparative fit indexes in structural models. *Psychological bulletin*, 107(2), 238.

- Bentler, P. M., Bonett, D. G., 1980. Significance tests and goodness of fit in the analysis of covariance structures. *Psychological bulletin*, 88(3), 588.
- Bhattacharya, S. C., Salam, P. A., 2002. Low greenhouse gas biomass options for cooking in the developing countries. *Biomass and Bioenergy*, 22(4), 305-317.
- Bishop, C. P., Shumway, C. R., 2009. The economics of dairy anaerobic digestion with coproduct marketing. *Review of Agricultural Economics*, 31(3), 394-410.
- Bluemling, B., Mol, A. P., Tu, Q., 2013. The social organization of agricultural biogas production and use. *Energy Policy*, 63, 10-17.
- Bohorquez, A., Puentes, Y., Menjivar, J., 2014. Evaluación de la calidad del compost producido a partir de subproductos agroindustriales de caña de azúcar. *Revista Corpoica: Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 15(1), 73-81.
- Boomsma, A., Hoogland, J. J., 2001. The robustness of LISREL modeling revisited. *Structural equation models: Present and future. A Festschrift in honor of Karl Jöreskog*, 2(3), 139-168.
- Braguglia, C. M., Gallipoli, A., Gianico, A., Pagliaccia, P., 2018. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. *Bioresource technology*, 248, 37-56.
- Browne, M. W., Cudeck, R., 1993. Alternative ways of assessing model fit. *Testing structural equation models*. K. A. Bollen & J. S. Long, Newbury Park, CA: Sage, 136–162.
- Brulé, M., Oechsner, H., Jungbluth, T., 2014. Exponential model describing methane production kinetics in batch anaerobic digestion: a tool for evaluation of biochemical methane potential assays. *Bio-process and biosystems engineering*, 37(9), 1759-1770.
- Brundtland, G., 1987. *Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. New York: PNUMA.

- Bruun, S., Jensen, L., Sommer, S., 2014. Small-scale household biogas digesters: An option for global warming mitigation or a potential climate bomb? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 33, 736-741.
- Cadavid, G. O., 2007. Manual Técnico: Buenas Prácticas Agrícolas-BPA y Buenas Prácticas de Manufactura-BPM-en la Producción de Caña y Panela (Primera edición ed.). Medellín, Colombia: CTP Print Ltda.
- Caillet, H., Adelard, L., 2020. Start-up strategy and process performance of semi-continuous anaerobic digestion of raw sugarcane vinasse. *Waste and Biomass Valorization*, 1-14.
- Caldeira-Pires, A., Benoist, A., Da Luz, S. M., Silverio, V. C., Silveira, C. M., Machado, F. S., 2018. Implications of removing straw from soil for bioenergy: An LCA of ethanol production using total sugarcane biomass. *Journal of Cleaner Production*, 181, 249-259.
- Callaghan, F. J., Wase, D. A. J., Thayanithy, K., Forster, C. F., 2002. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *Biomass and bioenergy*, 22(1), 71-77.
- Cárdenas-Cleves, L. M., Marmolejo-Rebellón, L. F., Torres-Lozada, P., 2018. Anaerobic codigestion of sugarcane press mud with food waste: Effects on Hydrolysis stage, methane yield, and synergistic effects. *International Journal of Chemical Engineering*, 2018.
- Castro, L., Escalante, H., Jaimes-Estévez, J., Díaz, L. J., Vecino, K., Rojas, G., Mantilla, L., 2017. Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. *Bio-resource technology*, 239, 311-317.
- Castro-Molano, L. D. P., Escalante-Hernández, H., Lambis-Benítez, L. E., Marín-Batista, J. D., 2018. Synergistic effects in anaerobic codigestion of chicken manure with industrial wastes. *Dyna*, 85(206), 135-141.

- Chen, C. F., Xu, X., Arpan, L., 2017. Between the technology acceptance model and sustainable energy technology acceptance model: Investigating smart meter acceptance in the United States. *Energy research & social science*, 25, 93-104.
- CIMPA, 1991. Manual para la selección, montaje y operación de los equipos de molienda para la producción de panela. Barbosa: Centro de Investigación y Divulgación para el Mejoramiento de la Industria Panelera en Colombia.
- Clavreul, J., Guyonnet, D., Christensen, T., 2012. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management*, 32(12), 2482-2495.
- Congreso de Colombia. (2017). Ley No. 1876 del 29 de diciembre de 2017. Recuperado el 26 de febrero de 2021 de: <http://es.presidencia.gov.co/normativa/normativa/LEY%201876%20DEL%2029%20DE%20DICIEMBRE%20DE%202017.pdf>
- CORPOICA-MADR- COLCIENCIAS, 2016. Strategic Plan for Science, Technology and Innovation of the Colombian agricultural sector (2017-2027) - NCS agro-industry chain, Bogotá D.C.
- Dahiya, S., Kumar, A. N., Sravan, J. S., Chatterjee, S., Sarkar, O., Mohan, S. V., 2018. Food waste biorefinery: Sustainable strategy for circular bioeconomy. *Bioresource technology*, 248, 2-12.
- DANE, 2020. Producto Interno Bruto -PIB- nacional trimestral Históricos. Disponible en: <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-trimestrales/historicos-producto-interno-bruto-pib>
- DANE-ENA, 2019. Encuesta nacional agropecuaria ENA 2019. Colombia. Disponible en: <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/agropecuario/encuesta-nacional-agropecuaria-ena>.

- Das, J., Rene, E. R., Dupont, C., Dufourny, A., Blin, J., van Hullebusch, E. D., 2019. Performance of a compost and biochar packed biofilter for gas-phase hydrogen sulfide removal. *Bioresource technology*, 273, 581-591.
- Davis, F. D., Bagozzi, R. P., Warshaw, P. R., 1989. User acceptance of computer technology: A comparison of two theoretical models. *Management science*, 35(8), 982-1003.
- De Corato, U., De Bari, I., Viola, E., & Pugliese, M., 2018. Assessing the main opportunities of integrated biorefining from agro-bioenergy co/by-products and agroindustrial residues into high-value added products associated to some emerging markets: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 88, 326-346.
- de Medeiros Silva, W. K., Neves, T. I., de Souza Silva, C., Carvalho, M., Abrahão, R., 2020. Sustainable enhancement of sugarcane fertilization for energy purposes in hot climates. *Renewable Energy*, 159, 547-552.
- Deublein, D., Steinhauser, A., 2011. *Biogas from waste and renewable resources: an introduction*. John Wiley & Sons.
- Dinuccio, E., Balsari, P., Gioelli, F., Menardo, S., 2010. Evaluation of the biogas productivity potential of some Italian agro-industrial biomasses. *Bioresource technology*, 101(10), 3780-3783.
- DNP – Departamento Nacional de Planeación, 2021. *Energía asequible y no contaminante*. Disponible en: <https://www.ods.gov.co/es/objetivos/energia-asequible-y-no-contaminante>.
- Dohoo, C., Guernsey, J. R., Gibson, M. D., VanLeeuwen, J., 2015. Impact of biogas digesters on cookhouse volatile organic compound exposure for rural Kenyan farmwomen. *Journal of exposure science and environmental epidemiology*, 25(2), 167-174.

- Dong, L., Cao, G., Tian, Y., Wu, J., Zhou, C., Liu, B., Zhao, L., Fan, J., Ren, N., 2020. Improvement of biogas production in plug flow reactor using biogas slurry pretreated cornstalk. *Bioresource Technology Reports*, 9, 100378.
- Ducey, A. J., Coover, M. D., 2016. Predicting tablet computer use: An extended Technology Acceptance Model for physicians. *Health Policy and Technology*, 5(3), 268-284.
- Durán, J. R., Burbano, O. I., Valens, C. A. V., 2014. Agro-industrial behavior of ten varieties of sugarcane to produce NCS in Santander, Colombia. *Science and Agricultural Technology*, 15(2), 183-195.
- Elsayed, M., Babiker, M., Abdelmalik, M., Mukhtar, O., Montange, D., 2008. Impact of filter mud applications on the germination of sugarcane and small-seeded plants and on soil and sugarcane nitrogen contents. *Bioresource technology*, 99(10), 4164-4168.
- Escalante, H., Ordúz, J., Zapata, H., Cardona, M., Duarte, M., 2011. Atlas of the energy potential of residual biomass in Colombia. Industrial University of Santander, Bucaramanga, Colombia.
- Evans, J., 1996. Linear correlation. In: *Straightforward statistics for the behavioral sciences*. Pacific Grove, CA: Brooks/Cole Publishing Company, 127–58.
- FNR, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., 2010. Guide to biogas from production to use. 5th ed. Guelzow: Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection (BMELV).
- Fortes, C., Trivelin, P. C. O., Vitti, A. C., 2012. Long-term decomposition of sugarcane harvest residues in Sao Paulo state, Brazil. *Biomass and Bioenergy*, 42, 189-198.
- García, H. R., Albarracín, L. C., Toscano Latorre, A., Santana, N., Insuasty, O., 2007. Technological guide for the integral management of the sugarcane production system for non-centrifugal cane sugar. Colombian Corporation for Agricultural Research (Corpoica), Bogotá, Colombia.

- Garfí, M., Castro, L., Montero, N., Escalante, H., Ferrer, I., 2019. Evaluating environmental benefits of low-cost biogas digesters in small-scale farms in Colombia: A life cycle assessment. *Bioresource technology*, 274, 541-548.
- Garfí, M., Ferrer-Martí, L., Velo, E., Ferrer, I., 2012. Evaluating benefits of low-cost household digesters for rural Andean communities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 575-581.
- Garfí, M., Martí-Herrero, J., Garwood, A., Ferrer, I., 2016. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 60, 599-614.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008. A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and then Endpoint level. Report I: Characterisation. First ed. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Netherlands.
- González, L., Reyes, I., Dewulf, J., Budde, J., Heiermann, M., Vervaeren, H., 2014. Effect of liquid hot water pre-treatment on sugarcane press mud methane yield. *Bioresource Technology*, 169 284-290.
- González, L. M. L., Reyes, I. P., Romero, O. R., 2017. Anaerobic co-digestion of sugarcane press mud with vinasse on methane yield. *Waste management*, 68, 139-145.
- Guerrero, M. Escobar, J., 2015. The technical efficiency of non-centrifugal cane sugar production. *Journal of Technology*, 14(1), 107-116. Available from: <https://revistas.unbosque.edu.co/index.php/Rev-Tec/article/view/1853>.
- Gulhane, M., Khardenavis, A. A., Karia, S., Pandit, P., Kanade, G. S., Lokhande, S., Vaidya, A. N., Purohit, H. J., 2016. Biomethanation of vegetable market waste in an anaerobic baffled reactor: effect of effluent recirculation and carbon mass balance analysis. *Bioresource technology*, 215, 100-109.

- Gutiérrez, A. S., Eras, J. J. C., Hens, L., Vandecasteele, C., 2020. The energy potential of agriculture, agroindustrial, livestock, and slaughterhouse biomass wastes through direct combustion and anaerobic digestion. The case of Colombia. *Journal of Cleaner Production*, 122317.
- Gutiérrez, L., Arias, S., Ceballos, A., 2016. Evaluación teórica del impacto ambiental de una hornilla tradicional para producción de panela. *Agronomía Colombiana*, 34(1), 477-480.
- Hamby, D., 1994. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental monitoring and assessment*, 32(2), 135-154.
- Handous, N., Gannoun, H., Hamdi, M., Bouallagui, H., 2019. Two-stage anaerobic digestion of meat processing solid wastes: methane potential improvement with wastewater addition and solid substrate fermentation. *Waste and biomass valorization*, 10(1), 131-142.
- Hanserud, O. S., Cherubini, F., Øgaard, A. F., Müller, D. B., Brattebø, H., 2018. Choice of mineral fertilizer substitution principle strongly influences LCA environmental benefits of nutrient cycling in the agri-food system. *Science of The Total Environment*, 615, 219-227.
- Henson, R., 2001. Understanding internal consistency reliability estimates: A conceptual primer on coefficient alpha. *Measurement and evaluation in counseling and development*, 34(3), 177-189.
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffiere, P., Carballa, M., de Wilde, V., Ebertseder, F., Fernandez, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J.-C., de Laclos, H.F., Ghasimi, D.S.M., Hack, G., Hartel, M., Heerenklage, J., Horvath, I.S., Jenicek, P., Koch, K., Krautwald, J., Lizasoain, J., Liu, J., Mosberger, L., Nistor, M., Oechsner, H., Oliveira, J. V., Paterson, M., Pauss, A., Pommier, S., Porqueddu, I., Raposo, F., Ribeiro, T., Rusch Pfund, F., Stromberg, S., Torrijos, M., van Eekert, M., van Lier, J., Wedwitschka, H., Wierinck, I., 2016. Towards a standardization of biogas potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515-2522.

- Hu, L., Bentler, P., 1995. Evaluating model fit. Structural equation modeling. Concepts, issues, and applications. R. H. Hoyle, London: Sage, 76-99.
- IFAD, 2015. IFAD's internal guidelines - Economic and financial analysis of rural investment projects - Basic concepts and rationale. International Fund for Agricultural Development.
- ISCC, 2010. ISCC 205 GHG Emissions Calculation Methodology and GHG Audit. Disponible en: https://www.iscc-system.org/wp-content/uploads/2017/02/ISCC_DE_205_GHG-emission-calculation-methodology.pdf.
- ISO/TC207/SC5, 2006a. ISO 14040:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. International Organization for Standardization.
- ISO/TC207/SC5, 2006b. ISO 14044:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. International Organization for Standardization.
- Jaffé, W., 2012. Non-centrifugal sugar: world production and trade. *Panela monitor*, 4-48.
- Jaffé, W., 2014. Non centrifugal cane sugar (NCS) (panela, jaggery, gur, muscovado) process technology and the need of its innovation. *Panela monitor*.
- Jaffé, W. R., 2015. Nutritional and functional components of non centrifugal cane sugar: A compilation of the data from the analytical literature. *Journal of food composition and analysis*, 43, 194-202.
- Jain, S., Jain, S., Wolf, I. T., Lee, J., Tong, Y. W., 2015. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 142-154.
- Janke, L., Leite, A. F., Nikolausz, M., Radetski, C. M., Nelles, M., Stinner, W., 2016. Comparison of start-up strategies and process performance during semi-continuous anaerobic digestion of sugarcane filter cake co-digested with bagasse. *Waste management*, 48, 199-208.

- Janke, L., Leite, A., Nikolausz, M., Schmidt, T., Liebetrau, J., Nelles, M., Stinner, W., 2015. Biogas production from sugarcane waste: assessment on kinetic challenges for process designing. *International journal of molecular sciences*, 16(9), 20685-20703.
- Janke, L., Weinrich, S., Leite, A. F., Schüch, A., Nikolausz, M., Nelles, M., Stinner, W., 2017a. Optimization of semi-continuous anaerobic digestion of sugarcane straw co-digested with filter cake: Effects of macronutrients supplementation on conversion kinetics. *Bioresource technology*, 245, 35-43.
- Janke, L., Weinrich, S., Leite, A. F., Terzariol, F. K., Nikolausz, M., Nelles, M., Stinner, W., 2017b. Improving anaerobic digestion of sugarcane straw for methane production: combined benefits of mechanical and sodium hydroxide pretreatment for process designing. *Energy conversion and management*, 141, 378-389.
- Jensen, P. D., Ge, H., Batstone, D. J., 2011. Assessing the role of biochemical methane potential tests in determining anaerobic degradability rate and extent. *Water science and technology*, 64(4), 880-886.
- Jobling, B. J., Thai, S. M., Fritz, T., Esteves, S. R., Dinsdale, R. M., Guwy, A. J., 2014. An improved titration model reducing over estimation of total volatile fatty acids in anaerobic digestion of energy crop, animal slurry and food waste. *Water research*, 61, 162-170.
- Jöreskog, K., Sörbom, D., 1993. *Structural equation modeling with the SIMPLIS*. Chicago: Scientific Software.
- Kabyanga, M., Balana, B. B., Mugisha, J., Walekhwa, P. N., Smith, J., Glenk, K., 2018. Economic potential of flexible balloon biogas digester among smallholder farmers: A case study from Uganda. *Renewable Energy*, 120, 392-400.
- Kainthola, J., Kalamdhad, A., Goud, V. V., 2019. A review on enhanced biogas production from anaerobic digestion of lignocellulosic biomass by different enhancement techniques. *Process Biochemistry*.

- Karki, R., Chuenchart, W., Surendra, K. C., Shrestha, S., Raskin, L., Sung, S., Khanal, S. K., 2021. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, 125001.
- Khattak, W. A., Khan, T., Ul-Islam, M., Ullah, M. W., Khan, S., Wahid, F., Park, J. K., 2015. Production, characterization and biological features of bacterial cellulose from scum obtained during preparation of sugarcane jaggery (gur). *Journal of food science and technology*, 52(12), 8343-8349.
- Kinyua, M. N., Rowse, L. E., Ergas, S. J., 2016. Review of small-scale tubular anaerobic digesters treating livestock waste in the developing world. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 896-910.
- Kurade, M. B., Saha, S., Kim, J. R., Roh, H. S., Jeon, B. H., 2020. Microbial community acclimatization for enhancement in the methane productivity of anaerobic co-digestion of fats, oil, and grease. *Bioresource technology*, 296, 122294.
- Lansche, J., Müller, J., 2017. Life cycle assessment (LCA) of biogas versus dung combustion household cooking systems in developing countries—a case study in Ethiopia. *Journal of cleaner production*, 165, 828-835.
- Lansing, S., Maile-Moskowitz, A., Eaton, A., 2017. Waste treatment and energy production from small-scale wastewater digesters. *Bioresource technology*, 245, 801-809.
- Leal, M., Galdos, M., Scarpore, F., Seabra, J., Walter, A., Oliveira, C., 2013. Sugarcane straw availability, quality, recovery and energy use: a literature review. *Biomass and Bioenergy*, 53, 11-19.
- Lee, Y., Hsiao, C., Purnomo, S., 2014. An empirical examination of individual and system characteristics on enhancing e-learning acceptance. *Australasian Journal of Educational Technology*, 30(5).
- Lei, M., Lomax, R. G., 2005. The effect of varying degrees of nonnormality in structural equation modeling. *Structural equation modeling*, 12(1), 1-27.

- Li, Y., Zhang, R., Chen, C., Liu, G., He, Y., Liu, X., 2013. Biogas production from co-digestion of corn stover and chicken manure under anaerobic wet, hemi-solid, and solid-state conditions. *Bioresource Technology*, 149, 406-412.
- Lindkvist, E., Karlsson, M., 2018. Biogas production plants; existing classifications and proposed categories. *Journal of Cleaner Production*, 174, 1588-1597.
- López, L. J. G., 2015. Agronomic management of the sugarcane crop for non-centrifugal cane sugar in Antioquia. Colombian Corporation for Agricultural Research (Corpoica), Colombia.
- MacCallum, R. C., Widaman, K. F., Zhang, S., Hong, S., 1999. Sample Size in Factor Analysis. *Psychological Methods*, 4(1), 84-99.
- MADR, 2016. MinAgricultura apuesta por la modernización y posicionamiento del sector panelero. Disponible en: <https://www.minagricultura.gov.co/noticias/Paginas/minagricultura-apuesta-modernizacion-posicionamiento-sector-panelero.aspx>
- MADR, 2017. Statistical Yearbook of the agricultural sector 2016. Ministry of Agriculture and Rural Development. Available from: <https://repository.agrosavia.co/handle/20.500.12324/34404>.
- MADR, 2019. Cadena Agroindustrial de la panela, Dirección de Cadenas Agrícolas y Forestales. Disponible en: <https://sioc.minagricultura.gov.co/Panela/Documentos/2019-12-30%20Cifras%20Sectoriales.pdf>
- Maertens, M., Swinnen, J. F., 2012. Gender and modern supply chains in developing countries. *The Journal of Development Studies*, 48(10), 1412-1430.
- Maleki, E., Bokhary, A., Liao, B. Q., 2018. A review of anaerobic digestion bio-kinetics. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 17(4), 691-705.

- Manfredi, A. P., Ballesteros, I., Sáez, F., Perotti, N. I., Martínez, M. A., Negro, M. J., 2018. Integral process assessment of sugarcane agricultural crop residues conversion to ethanol. *Bioresource technology*, 260, 241-247.
- Manrique, E., Ramírez, R., Rangel, J., Bayona, M., Manrique, A., 2008. Buenas prácticas agrícolas para el manejo agronómico de la caña de azúcar (*Saccharum spp.*) con destino a la producción de panela y otros usos alternativos como el alcohol carburante. Bogotá: Corpoica.
- Marakas, G., Johnson, R., Clay, P., 2007. The evolving nature of the computer self-efficacy construct: An empirical investigation of measurement construction, validity, reliability and stability over time. *Journal of the Association for Information Systems*, 8(1), 16-46.
- Marsh, H., Grayson, D., 1995. Latent variable models of multitrait-multimethod data. *Structural equation modeling: Concepts, issues and applications*. R. Hoyle, Thousand Oaks, CA: Sage, 177-198.
- Martí-Herrero, J., Alvarez, R., Cespedes, R., Rojas, M. R., Conde, V., Aliaga, L., Balboa, M., Danov, S., 2015. Cow, sheep and llama manure at psychrophilic anaerobic co-digestion with low cost tubular digesters in cold climate and high altitude. *Bioresource technology*, 181, 238-246.
- Martí-Herrero, J., Pino Donoso, M., Gallo Mendoza, L., Pedraza, G. X., Rodríguez Jiménez, L., Viquez Arias, J., 2016. Opportunities for the development of a sustainable sector of small and medium scale biodigesters in LAC. *Network of Biodigesters for Latin America and the Caribbean*, No. P06 18. RedBioLAC.
- Martí-Herrero, J., Soria-Castellón, G., Diaz-de-Basurto, A., Alvarez, R., Chemisana, D., 2019a. Biogas from a full-scale digester operated in psychrophilic conditions and fed only with fruit and vegetable waste. *Renewable energy*, 133, 676-684.
- Martí-Herrero, J., 2019b. Tubular biodigesters: design guide and installation manual. RedBioLAC. Ecuador. ISBN: 978-9942-36-276-6.

- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M. S., Fonoll, X., Peces, M., Astals, S., 2014. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and sustainable energy reviews*, 36, 412-427.
- Maya-Altamira, L., Baun, A., Angelidaki, I., Schmidt, J. E., 2008. Influence of wastewater characteristics on methane potential in food-processing industry wastewaters. *Water research*, 42(8-9), 2195-2203.
- Mendieta, O., Madrigal, G., Castro, L., Rodríguez, J., Escalante, H., 2020. Sugarcane scum as a novel substrate for rapid biogas production from the non-centrifugal cane sugar agribusiness sector in developing countries. *Bioresource technology*, 297, 122364.
- Mendieta, O., Castro, L., Rodríguez, J., Escalante, H., 2020a. Synergistic effect of sugarcane scum as an accelerant co-substrate on anaerobic co-digestion with agricultural crop residues from non-centrifugal cane sugar agribusiness sector. *Bioresource Technology*, 303, 122957.
- Mendieta, O., Castro, L., Rodríguez, J., Escalante, H., 2020b. Management and valorization of waste from a non-centrifugal cane sugar mill via anaerobic co-digestion: Technical and economic potential. *Bioresource Technology*, 316, 123962.
- Mendieta, O., Castro, L., Escalante, H., Garfí, M., 2021. Low-cost anaerobic digester to promote the circular bioeconomy in the non-centrifugal cane sugar sector: A life cycle assessment. *Bioresource Technology*, 326, 124783.
- Mokomele, T., da Costa Sousa, L., Balan, V., van Rensburg, E., Dale, B. E., Görgens, J. F., 2019. Incorporating anaerobic co-digestion of steam exploded or ammonia fiber expansion pretreated sugarcane residues with manure into a sugarcane-based bioenergy-livestock nexus. *Bioresource technology*, 272, 326-336.
- Montgomery, L. F., Bochmann, G., 2014. Pretreatment of feedstock for enhanced biogas production. *Ireland: IEA Bioenergy*, 1-24. ISBN 978-1-910154-05-2.

- Moreno-Ruiz, E., Lérová, T., Bourgault, G., Wernet, G., 2014. Documentation of changes implemented in ecoinvent Data 3.1. Zurich: ecoinvent.
- Namsree, P., Suvajittanont, W., Puttanlek, C., Uttapap, D., Rungsardthong, V., 2012. Anaerobic digestion of pineapple pulp and peel in a plug-flow reactor. *J. of environmental management*, 110, 40-47.
- ONU, 2015. Objetivos de desarrollo sostenible - 17 objetivos para transformar nuestro mundo. Disponible en: <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/>.
- Ornelas-Ferreira, B., Lobato, L. C. S., Colturato, L. F. D., Torres, E. O., Pombo, L. M., Pujatti, F. J. P., Chernicharo, C. A. L., 2020. Strategies for energy recovery and gains associated with the implementation of a solid-state batch methanization system for treating organic waste from the city of Rio de Janeiro-Brazil. *Renewable Energy*, 146, 1976-1983.
- Ortiz, D. L., Batuecas, E., Orrego, C. E., Rodríguez, L. J., Camelin, E., Fino, D., 2020. Sustainable management of peel waste in the small-scale orange juice industries: A Colombian case study. *Journal of Cleaner Production*, 265, 121587.
- Osorio, G., 2007. Technical manual: good agricultural practices -GAP- and good manufacturing practices -GMP- in cane and NCS production. Colombian Corporation for Agricultural Research (CORPOICA) - Food and agriculture organization of the united nations (FAO) - Food and Nutrition Security Management of Antioquia (MANA). CTP Print Ltda., Medellín, Colombia.
- Palinkas, L. A., Horwitz, S. M., Green, C. A., Wisdom, J. P., Duan, N., Hoagwood, K., 2015. Purposeful sampling for qualitative data collection and analysis in mixed method implementation research. *Administration and policy in mental health and mental health services research*, 42(5), 533-544.
- Park, J. H., Kumar, G., Yun, Y. M., Kwon, J. C., Kim, S. H., 2018. Effect of feeding mode and dilution on the performance and microbial community population in anaerobic digestion of food waste. *Biore-source technology*, 248, 134-140.

- Pereira, L. G., Chagas, M. F., Dias, M. O., Cavalett, O., Bonomi, A., 2015. Life cycle assessment of butanol production in sugarcane biorefineries in Brazil. *Journal of cleaner Production*, 96, 557-568.
- Pérez, I., Garfí, M., Cadena, E., Ferrer, I., 2014. Technical, economic and environmental assessment of household biogas digesters for rural communities. *Renewable energy*, 62, 313-318.
- Pippo, W., Garzone, P., Cornacchia, G., 2007. Agro-industry sugarcane residues disposal: the trends of their conversion into energy carriers in Cuba. *Waste management*, 27(7), 869-885.
- Prabisha, T., Sindhu, R., Binod, P., Sajitha, S., Pandey, A., 2014. Alkali pretreated sugarcane tops hydrolysate for the production of poly-3-hydroxybutyrate by *Comomonas* sp.-A dairy effluent isolate. *Indian Journal of Biotechnology*, 13(3), 306-313.
- Pre-sostenibilidad, 2020. SIMAPRO - LCA software to help you drive change. Disponible en: from: <https://pre-sustainability.com/solutions/tools/simapro>.
- Rajaei, M., Hoseini, S., Malekmohammadi, I., 2019. Proposing a socio-psychological model for adopting green building technologies: A case study from Iran. *Sustainable cities and society*, 45, 657-668.
- Rajendran, K., Aslanzadeh, S., Johansson, F., Taherzadeh, M. J., 2013. Experimental and economical evaluation of a novel biogas digester. *Energy Conversion and Management*, 74, 183-191.
- Ramírez J. F., Taborda A. L., 2014. Firewood consumption in traditional stoves among traditional peasant families from the Antioquian Eastern region. *Producción+ Limpia*, 9(1), 99-114.
- Ramírez, L., Ariza, M., Perez, L., 2012. Estudio descriptivo de las prácticas de manufactura en la industria panelera de los trapiches San Francisco y La Esmeralda en Boyacá y Caldas. *Nova*, 10(18), 165-179.
- Raposo, F., Fernández-Cegri, V., De la Rubia, M. A., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., Demirer, G., Fernández, B., Fernández-Polanco, M., Frigon, J. C., Ganesh, R., Kaparaju, P., Koubova, J.,

- Méndez, R., Menin, G., Peene, A., Scherer, P., Torrijos, M., Uellendahl, H., Wierinckm, I., de Wilde, V., 2011. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 86(8), 1088-1098.
- Rasi, S., 2009. Biogas composition and upgrading to biomethane (No. 202). University of Jyväskylä.
- Rathaur, R., Dhawane, S. H., Ganguly, A., Mandal, M. K., Halder, G., 2018. Methanogenesis of organic wastes and their blend in batch anaerobic digester: Experimental and kinetic study. *Process Safety and Environmental Protection*, 113, 413-423.
- Renouf, M., Wegener, M., Pagan, R., 2010. Life cycle assessment of Australian sugarcane production with a focus on sugarcane growing. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(9), 927-937.
- Rezaei, R., Safa, L., Ganjkanloo, M. M., 2020. Understanding farmers' ecological conservation behavior regarding the use of integrated pest management-an application of the technology acceptance model. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00941.
- Riveros, M., 2013. Aprovechamiento de subproductos de la caña panelera en la alimentación animal. Bogotá DC, Colombia: Federación Nacional de Productores de Panela.
- Rodríguez, J., Velásquez, F., Espitia J., Escobar S., Mendieta O., 2018. Thermal performance evaluation of production technologies for non-centrifuged sugar for improvement in energy utilization. *Energy*, 152, 858-865.
- Rodríguez-Machín, L., Arteaga-Pérez, L., Pala, M., Herregods-Van De Pontseele, K., Pérez-Bermúdez, R., Feys, J., Prins, W., Ronsse, F., 2019. Influence of citric acid leaching on the yield and quality of pyrolytic bio-oils from sugarcane residues. *Journal of analytical and applied pyrolysis*, 137, 43-53.
- Rogers, E.M., 2003. *The Diffusion of Innovation*, fifth ed. Free Press, New York, NY, USA.

- Rouf, M. A., Bajpai, P. K., Jotshi, C. K., 2010. Optimization of biogas generation from press mud in batch reactor. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research*, 45(4), 371-376.
- Sardeshpande, R. V., Shendage, D., Pillai, R. I., 2010. Thermal performance evaluation of a four pan jaggery processing furnace for improvement in energy utilization. *Energy*, 35, 4740 - 4747.
- Sawyer, T., 2009. Operating and Capital Expenditures Models. *Pro Excel Financial Modeling: Building Models for Technology Startups*, Apress, 169-191.
- Schermelleh-Engel, K., Moosbrugger, H., Müller, H., 2003. Evaluating the fit of structural equation models: Tests of significance and descriptive goodness-of-fit measures. *Methods of psychological research online*, 8(2), 23-74.
- Sfez, S., De Meester, S., Dewulf, J., 2017. Co-digestion of rice straw and cow dung to supply cooking fuel and fertilizers in rural India: Impact on human health, resource flows and climate change. *Science of the Total Environment*, 609, 1600-1615.
- Sharifzadeh, M. S., Damalas, C. A., Abdollahzadeh, G., Ahmadi-Gorgi, H., 2017. Predicting adoption of biological control among Iranian rice farmers: An application of the extended technology acceptance model (TAM2). *Crop Protection*, 96, 88-96.
- SIC, 2012. NCS production chain in Colombia: diagnosis of free competition (2010-2012). Superintendency of Industry and Commerce, Delegation for the Protection of Competition. Disponible en: https://www.sic.gov.co/recursos_user/documentos/promocion_competencia/Estudios_Economicos/Panela2012.pdf.
- Sindhu, R., Gnansounou, E., Binod, P., Pandey, A., 2016. Bioconversion of sugarcane crop residue for value added products—An overview. *Renewable Energy*, 98, 203-215.

- Sindhu, R., Kuttiraja, M., Binod, P., Janu, K., Sukumaran, R., Pandey, A., 2011. Dilute acid pretreatment and enzymatic saccharification of sugarcane tops for bioethanol production. *Bioresource Technology*, 102(23), 10915-10921.
- Souza, R. A., Telles, T. S., Machado, W., Hungria, M., Tavares Filho, J., de Fátima Guimarães, M., 2012. Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. *Agriculture, ecosystems & environment*, 155, 1-6.
- Taherdoost, H., 2018. A review of technology acceptance and adoption models and theories. *Procedia manufacturing*, 22, 960-967.
- Talha, Z., Ding, W., Mehryar, E., Hassan, M., Bi, J., 2016. Alkaline pretreatment of sugarcane bagasse and filter mud codigested to improve biomethane production. *BioMed research international*, 2016.
- Torres, R., Leal, E., Toledo, Á., Morales, F., Sánchez, J., Díaz, M., 2011. Uso de cachaza y bagazo de caña de azúcar en la remoción de hidrocarburos en suelo contaminado. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(1), 31-39.
- Valizadeh, N., Rezaei-Moghaddam, K. Hayati, D., 2020. Analyzing Iranian Farmers' Behavioral Intention towards Acceptance of Drip Irrigation Using Extended Technology Acceptance Model. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 22(5), 1177-1190.
- Velásquez, F., Espitia, J., Mendieta, O., Escobar, S., Rodríguez, J., 2019. Non-centrifugal cane sugar processing: A review on recent advances and the influence of process variables on qualities attributes of final products. *Journal of Food Engineering*, 255, 32-40.
- Venkatesh, V., 2000. Determinants of perceived ease of use: Integrating control, intrinsic motivation, and emotion into the technology acceptance model. *Information systems research*, 11(4), 342-365.
- Venkatesh, V., Davis, F. D., 2000. A theoretical extension of the technology acceptance model: Four longitudinal field studies. *Management science*, 46(2), 186-204.

- Venkatesh, V., Davis, F., 1996. A model of the antecedents of perceived ease of use: Development and test. *Decision sciences*, 27(3), 451-481.
- Venkatesh, V., Morris, M., Davis, G., Davis, F., 2003. User acceptance of information technology: Toward a unified view. *MIS quarterly*, 425-478.
- Vu, T. K. V., Vu, D. Q., Jensen, L. S., Sommer, S. G., Bruun, S., 2015. Life cycle assessment of biogas production in small-scale household digesters in Vietnam. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 28(5), 716.
- Wallace, L. G., Sheetz, S. D., 2014. The adoption of software measures: A technology acceptance model (TAM) perspective. *Information & Management*, 51(2), 249-259.
- WBA, 2019. Global potential of biogas. *World Biogas Assoc.* 1–56.
- Weidema, B. P., Bauer C., Hischier R., Mutel C., Nemecek T., Reinhard J., Vadenbo C. O., Wernet G., 2013. Overview and methodology: Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. *Ecoinvent Report 1 (v3)*. St. Gallen: The ecoinvent Centre.
- Wu, J. H., Wang, S. C., 2005. What drives mobile commerce?: An empirical evaluation of the revised technology acceptance model. *Information & management*, 42(5), 719-729.
- Xiao, X., Zhang, R., He, Y., Li, Y., Feng, L., Chen, C., Liu, G., 2013. Influence of particle size and alkaline pretreatment on the anaerobic digestion of corn stover. *BioResources*, 8(4), 5850-5860.
- Yang, S., Zheng, Y., Mao, Y., Xu, L., Jin, Z., Zhao, M., Kong, H., Huang, X., Zheng, X., 2021. Domestic wastewater treatment for single household via novel subsurface wastewater infiltration systems (SWISs) with NiiMi process: Performance and microbial community. *Journal of Cleaner Production*, 279, 123434.

-
- Yap, S., Astals, S., Lu, Y., Peces, M., Jensen, P., Batstone, D., Tait, S., 2018. Humic acid inhibition of hydrolysis and methanogenesis with different anaerobic inocula. *Waste Management*, 80, 130-136.
- Zaiț, A., Berteau, P., 2011. Methods for testing discriminant validity. *Management & Marketing Journal*, 9(2), 217-224.
- Zhang, P., Chen, Y., Zhou, Q., 2009. Waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under mesophilic and thermophilic conditions: effect of pH. *Water research*, 43(15), 3735-3742.
- Zhang, R., El-Mashad, H., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., Gamble, P., 2007. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource technology*, 98(4), 929-935.
- Zhu, Z., Xie, C., Li, W., Hang, F., Li, K., Shi, C., Doherty, W. O., 2020. Nutritional and antioxidant properties of non-centrifugal cane sugar derived from membrane clarified juice. *LWT*, 109717.