

Influencia del uso de soportes orgánicos sobre el rendimiento y la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica semicontinua en condiciones psicrófilas

Stefany Roxana Torres Ariza y Laura Camila Velandia Ballén

Trabajo de Grado para optar el título de Ingeniero Químico

Director

Liliana del Pilar Castro Molano

Doctora en Ingeniería Química

Codirector (es)

Jaime Jaimes Estévez

Magister en Ingeniería Química

Humberto Escalante Hernández

Doctor en Ingeniería Química

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Físicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Bucaramanga

2023

Agradecimientos

A Dios quien siempre ha estado a mi lado, brindándome ayuda y conocimiento.

A mis padres, Onofre Torres y Enit Ariza, que aun en la distancia siempre fueron apoyo inquebrantable y me brindaron aliento a lo largo de esta gran etapa de mi vida. A mis hermanos, Karen, Cristian, Xiomara y Ady por siempre apoyarme y darme un gran ejemplo de salir adelante y superarme.

A mi alma mater, la Universidad Industrial de Santander por brindarme tanto conocimiento.

A Jaime Jaimes Estévez, cuya orientación experta y apoyo constante fueron fundamentales para la culminación de este trabajo. A Paula Garay por su ayuda. A los profesores Liliana del Pilar Castro y Humberto Escalante por su orientación. A Alex, Yely y Cirley por sus valiosas contribuciones.

A mi amiga y compañera de carrera, Laura Velandia, por su gran amistad y apoyo para dar por culminada esta gran carrera. A Jefferson por brindarme su compañía y apoyo. A cada uno de mis amigos que me dieron palabras de aliento. A mi mascota, África.

Este trabajo no habría sido posible sin el apoyo y la colaboración de todos ustedes.

Roxana Torres Ariza

A Dios por levantarme cada día, por darme la fortaleza para nunca desfallecer y la sabiduría para culminar esta gran etapa.

A mis padres Yenny y John por ser mi motor, porque con su entrega, apoyo y amor incondicional me impulsaron día a día a no perder el rumbo y convertirme en quien hoy soy, por ser mi mayor ejemplo. A mis hermanas Sara y Juana, por permitirme ser su ejemplo y darle sentido a todo lo que hago.

A Felipe, por ser mi soporte, mi cómplice y brindarme siempre un aliento y una palabra de amor y fortaleza.

A mis abuelos(as), tíos(as) y primos(as), porque de muchas formas cada uno aportó su granito de arena para que yo pudiera alcanzar este gran objetivo.

A Roxana, por compartir conmigo su conocimiento y sabiduría, por ser la mejor aliada para culminar este hermoso proceso y demostrarme que dos amigas pueden ser el mejor equipo.

A la UIS por el conocimiento y la oportunidad de crecer profesionalmente en una de las mejores universidades públicas del país.

A Jaime por esa gran labor de mentor, porque de él aprendí cosas invaluable y con su sabiduría, apoyo y comprensión culminé de la mejor forma este proceso tan valioso.

Al laboratorio de Digestión Anaeróbica que me acogió tan cálidamente y me permitió compartir con grandes personas. A los profesores Liliana y Humberto por el conocimiento que hoy me permite culminar mi carrera profesional. A mis compañeros de laboratorio Paula, Álex, Cirley y Yely, porque me apoyaron, guiaron y acompañaron con la mejor disposición en el grupo de laboratorio.

-Sin ustedes esto no hubiera sido posible. Papitos y hermanas mías, esto es por y para ustedes-

Laura Camila Velandia Ballén

Tabla de Contenido

Introducción	12
1. Objetivos	14
1.1. Objetivo General.....	14
1.2. Objetivos específicos	14
2. Estado del arte.....	15
3. Metodología	18
3.1 Fase 1: Estudio de las propiedades fisicoquímicas del biocarbón	19
3.1.1. Recolección y tratamiento de las materias primas: Madera de pino y Bagazo de Caña.....	19
3.1.2. Determinación de las características fisicoquímicas de los biocarbones.....	19
3.2. Fase 2: Estudio del efecto de la estabilidad de la digestión anaeróbica Lactosuero: Estiércol Bovino + Biocarbón en operación semicontinua.....	21
3.2.1. Condiciones operacionales del proceso de CoDA en operación semicontinua	21
3.2.2. Monitoreo del proceso de digestión anaeróbica con y sin biocarbón en operación semicontinua	22
3.3. Fase 3: Evaluación de las eficiencias metabólicas, operacionales y energéticas del proceso de CoDA de Lactosuero y Estiércol Bovino + Biocarbón en psicofilia.....	23
4. Resultados	26
4.1. Caracterización de biocarbón de madera de pino y bagazo de caña	26
4.2. Efecto del uso del biocarbón sobre la estabilidad del proceso de CoDA en condiciones psicrófilas.	30

4.2.1. Monitoreo de la estabilidad del proceso de CoDA de la mezcla Lactosuero + Estiércol bovino con y sin adición de biocarbón.	30
4.3. Evaluación del efecto de los biocarbones en las eficiencias metabólicas, operacionales y energéticas de la CoDA en psicofilia.	39
4.3.1. Comportamiento de las eficiencias hidrolíticas y metanogénicas en un proceso semicontinuo psicrófilo con adición de biocarbón.	39
4.3.2. Eficiencias operacionales en la CoDA: Bioproceso y Biodigestor.....	42
4.3.3. Producción de Energía Eléctrica y Térmica del proceso de CoDA en un proceso semicontinuo	43
5. Conclusiones	46
Referencias Bibliográficas	48

Lista de Figuras

Figura 1. Diagrama metodológico	18
Figura 2. Comportamiento de la DQOs en función del tiempo de monitoreo a velocidades de carga orgánica de a) 1.0 kg DQO/ m ³ d y b) 1.5 kg DQO/ m ³ d	32
Figura 3. Comportamiento de la concentración total de AGV a la salida de los digestores para velocidades de carga orgánica de a) 1.0 kg DQO/m ³ d, y b) 1.5 kg DQO/m ³ d.....	34
Figura 4. Producción de metano acumulada en la codigestión de Lactosuero: Estiércol bovino con y sin biocarbón a)1.0 kg DQO/m ³ d, b)1.5 kg DQO/m ³ d.....	37
Figura 5. Evolución de las eficiencias metabólicas, bajo velocidades de carga orgánica de 1.0 kg DQO/m ³ d a) Biodigestor 1, b) Biodigestor 2, c) Biodigestor 3 y 1.5 kg DQO/m ³ d d) Biodigestor 1, e) Biodigestor 2, f) Biodigestor 3. Barras azules para hidrólisis y barras verdes para metanogénesis.	39

Lista de Tablas

Tabla 1. Análisis realizados a las entradas y salidas del proceso de CoDA	22
Tabla 2. Propiedades fisicoquímicas de los biocarbones de madera de pino y bagazo de caña ...	26
Tabla 3. Caracterización fisicoquímica de los sustratos y de la mezcla alimentada al Biodigestor 1, Biodigestor 2 y Biodigestor 3	30
Tabla 4. Eficiencias operacionales del bioproceso y el biodigestor para velocidades de carga orgánica de 1.0 kg DQO/m ³ d y 1.5 kg DQO/m ³ d.....	42
Tabla 5. Resumen de la influencia del biocarbón de bagazo de caña y biocarbón de madera de pino en el proceso de CoDA.	45

Lista de Apéndices

APÉNDICE A. Caracterización de biocarbón de madera de pino y biocarbón de bagazo de caña	62
APÉNDICE B. Remoción de materia orgánica	64
APÉNDICE C. Producción energética: Energía Eléctrica y Térmica del proceso de DA en un proceso semicontinuo.....	65

Resumen

Título: Influencia del uso de soportes orgánicos sobre el rendimiento y la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica semicontinua en condiciones psicrófilas*

Autor: Stefany Roxana Torres Ariza y Laura Camila Velandia Ballén**

Palabras clave: Biocarbón, eficiencia, metano, psicrofilia, inhibición, biodigestor

Descripción: En este trabajo se estudió el efecto del uso del biocarbón en sistemas de co-digestión anaeróbica semicontinua bajo el rango superior del régimen psicrófilo (entre 20 °C y 25°C). Para esta investigación se utilizó una mezcla de lactosuero y estiércol bovino 70:30 (base SV) y se realizó el monitoreo a tres biodigestores tubulares. Con el fin de estudiar la influencia de dos tipos de soporte orgánico, el primer biodigestor se designó como control y no fue cargado con biocarbón. El segundo y tercer biodigestor fueron cargados con 30 g/L de biocarbón de madera de pino y de bagazo de caña, respectivamente. Adicionalmente, se evaluaron cargas orgánicas de 1 y 1.5 g DQO/m³*d para cada uno de los tres biodigestores. En la primera etapa se realizó la caracterización de los sustratos y los soportes orgánicos obteniendo c. La segunda etapa consistió en la determinación de la estabilidad del proceso mediante las eficiencias hidrolítica y metanogénica y el monitoreo del proceso. Además, se determinó la eficiencia tanto del bioproceso como del biodigestor y finalmente se analizó la producción de energía eléctrica y térmica teniendo en cuenta la capacidad del proceso. En este aspecto se evidenció que el biocarbón de madera de pino contribuyó con un incremento en la producción de metano del 15% y 26.92% para velocidad de carga orgánica de 1.0 y 1.5 kg DQO/m³d, respectivamente. Se concluyó que la adición de el biocarbón de madera de pino como soporte orgánico contrarrestó el déficit en la temperatura y permitió incrementar la producción del biogás aún a condiciones de temperatura en el rango superior del régimen psicrófilo. Además, permitió mitigar la inhibición en el proceso y disminuir el riesgo de inhibición por acumulación de AGV.

* Trabajo de Grado

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director: Liliana del Pilar Castro Molano, Doctor en Ingeniería Química. Co-directores: Jaime Jaimes Estévez, Magister en Ingeniería Química, Candidato a Doctor; Humberto Escalante Hernandez, Doctor en Ingeniería Química.

Abstract

Title: Influence of Organic Supports on the Performance and Efficiency of Semi-Continuous Anaerobic Digestion Process under Psychrophilic Conditions*

Author: Stefany Roxana Torres Ariza and Laura Camila Velandia Ballén**

Keywords: Biocarbon, efficiency, methane, psychrophilia, inhibition, biodigester

Abstract: This study examines the effect of biocarbon utilization in semi-continuous anaerobic co-digestion systems within the upper range of psychrophilic conditions (between 20°C and 25°C). A mixture of whey and bovine manure at a 70:30 ratio (based on VS) was used for this research, monitored in three tubular biodigesters. To investigate the influence of two types of organic supports, the first biodigester served as a control without biocarbon loading. The second and third biodigesters were loaded with 30 g/L of pine wood and sugarcane bagasse biocarbon, respectively. Additionally, organic loadings of 1 and 1.5 g COD/m³*d were evaluated for each of the three biodigesters. The first stage involved the characterization of substrates and organic supports, obtaining c values. The second stage focused on determining process stability through hydrolytic and methanogenic efficiencies, as well as process monitoring. Furthermore, the efficiency of both the bioprocess and biodigester was determined, and the production of electrical and thermal energy was analyzed, taking the process capacity into account. In this regard, it was observed that pine wood biocarbon contributed to a 15% and 26.92% increase in methane production for OLR of 1 and 1.5 kg COD/m³d, respectively. It was concluded that the addition of pine wood biocarbon as an organic support countered the temperature deficit and allowed for increased biogas production even under conditions within the upper range of psychrophilic regime. Additionally, it helped mitigate inhibition in the process and reduce the risk of inhibition due to volatile fatty acid accumulation.

* Degree Work

**Faculty of Physicochemical Engineering. School of Chemical Engineering. Director: Liliana del Pilar Castro Molano, Doctor in Chemical Engineering. Co-directores: Jaime Jaimes Estévez, Master in Chemical Engineering, doctoral candidate; Humberto Escalante Hernandez, Doctor in Chemical Engineering.

Introducción

La Co-digestión anaeróbica (CoDA) es un proceso biológico para el tratamiento simultáneo de dos o más residuos orgánicos. Durante la codigestión intervienen diferentes poblaciones de microorganismos que mediante su metabolismo permiten la reducción de macromoléculas orgánicas a compuestos más simples. A partir de la CoDA se produce biogás con un potencial energético de entre 13,720 - 27,440 kJ/m³ (Hosseini & Wahid, 2013) y es utilizado principalmente para el calentamiento, la producción de electricidad y la cocción de alimentos.

En América Latina, los sistemas más comúnmente utilizados para la implementación de la codigestión son los digestores tubulares, siendo el estiércol bovino el desecho tratado con mayor frecuencia (Jaimes-Estévez et al., 2022; Pedraza et al., 2002; Marti-Herrero et al., 2015). Estos digestores han sido instalados en diferentes zonas que presentan una amplia variedad de climas que van desde los 8 °C a los 35 °C (Garfi et al., 2016) abarcando los regímenes psicrófilos (0 °C < T < 25 °C) y termófilos de temperatura (25 °C < T < 42 °C). Particularmente, cerca del 20% del territorio nacional colombiano presenta temperaturas por debajo de 25 °C lo cual evidencia un alto potencial para la implementación de la tecnología de la DA en climas fríos. A pesar de la amplia extensión de territorio con temperaturas menores a 25°C, la literatura reportada evidencia que la DA en condiciones mesofílicas alcanza mejores rendimientos en comparación con las condiciones psicrófilas (Álvarez et al., 2006). Como caso comparativo se presenta el estudio realizado por Bouallagui et al., (2004), en donde analizaron la DA de residuos de frutas y verduras utilizando un digestor tubular anaeróbico a temperaturas de 20°C y 35°C. Los resultados indicaron que a temperaturas entre 35°C y 37 °C (temperaturas consideradas las más favorables) se incrementa significativamente el rendimiento de la producción de biogás, pasando de 0.64 m³/m³d (a 20°C) a 1.41 m³/m³d (Álvarez et al., 2006). En otras palabras, operar a condiciones psicrófilas representa

un reto debido a la existencia de problemas operacionales, fisicoquímicos y microbiológicos, como la disminución de la difusión de compuestos solubles, la acidificación del sistema y la inhibición de las actividades metabólicas de los microorganismos. Lo anterior se ve reflejado en las bajas tasas de producción de metano y de remoción de materia orgánica (Dev et al., 2019).

Una alternativa novedosa para mejorar la DA es el uso de biocarbón como soporte orgánico, el cual incrementa las interacciones entre los microorganismos y los sustratos (Khalid et al., 2021; Tang et al., 2020). Según la literatura se ha demostrado que la adición de un material de soporte además de mitigar la inhibición del sistema puede acortar la fase de retraso metanogénico, inmovilizar microbios funcionales y acelerar la transferencia de electrones entre microorganismos metanogénicos y acetogénicos durante la CoDA (Sunyoto et al., 2016; Mumme et al., 2014; Chen et al., 2023). Como caso específico en el estudio realizado por Sugiarto et al., (2021) se evidenció que el rendimiento de CH_4 incrementa en un 46.9 % al agregar biocarbón de aserrín de pino a la DA de los desechos de alimentos. Por su parte, Sunyoto et al., (2016), usaron como soporte biocarbón de madera de pino en la digestión anaeróbica de residuos de alimentos a temperaturas en el rango termófilo (55°C), lo cual mejoró la degradación de AGV hasta un 31 % e incrementó la tasa máxima de producción de CH_4 en un 41.6%. Sin embargo, los estudios de CoDA utilizando soportes orgánicos se centran en procesos a condiciones mesófilas y termófilas de temperatura, en donde la mayoría son en operación discontinua. Lo anterior evidencia una falta de conocimiento del efecto del uso del biocarbón en la digestión anaeróbica psicrófila en sistemas estacionarios, operados de manera semicontinua. Teniendo en cuenta el panorama descrito anteriormente, el objetivo de este trabajo fin de carrera fue estudiar y analizar el efecto del uso del biocarbón sobre las eficiencias metabólicas y energéticas del proceso de DA en psicrofilia. Para lo anterior se utilizaron dos tipos de soporte orgánico: biocarbón de madera de pino y biocarbón de bagazo de

caña, en sistemas de co-digestión semicontinua bajo condiciones psicrófilas. Los sustratos evaluados en este estudio fueron lactosuero y estiércol bovino.

1. Objetivos

1.1. Objetivo General

Estudiar la influencia del biocarbón de bagazo de caña y madera de pino como soportes orgánicos, sobre el metabolismo anaeróbico y las eficiencias operacionales y energéticas del sistema de digestión anaeróbica de lactosuero y estiércol bovino en condiciones psicrófilas.

1.2. Objetivos específicos

Estudiar las propiedades fisicoquímicas del biocarbón de bagazo de caña y biocarbón de madera de pino.

Evaluar la estabilidad del bioproceso de codigestión anaeróbica del lactosuero con estiércol bovino, con y sin adición de biocarbón en condiciones psicrófilas.

Evaluar el efecto del biocarbón de bagazo de caña y biocarbón de madera de pino sobre las eficiencias operacionales (eficiencia del biodigestor y del bioproceso), metabólicas (eficiencia hidrolítica y metanogénica) y energéticas (térmica y eléctrica) de la codigestión anaeróbica del lactosuero y el estiércol bovino en psicrofilia.

2. Estado del arte

La digestión anaeróbica es un bioproceso en el cual a 35°C y a 37 °C (temperatura considerada la más favorable), microorganismos realizan sus procesos metabólicos para convertir macromoléculas como carbohidratos, lípidos y proteínas en compuestos más simples (Corrales et al., 2015). Este proceso se puede resumir principalmente en cuatro etapas metabólicas en donde la comunidad microbiana comprende tres poblaciones comunes como lo son las bacterias fermentativas, acetogénicas y arqueas metanogénicas (Liu et al., 2017). Como es sabido, la DA es considerada una de las tecnologías más eficientes para transformar residuos en productos valiosos como el biogás, utilizado generalmente como recurso energético o biocombustible, y un digerido que a ciertas condiciones puede considerarse apto para utilizar directamente en la agricultura como fertilizante orgánico, todo dentro del concepto de economía circular (Tena et., 2021; Sillero et al. 2023; López et al., 2023; Al Seadi et al.,2008). Por su parte, el biogás está conformado por una mezcla de metano (CH₄; entre 40 y 70 %), dióxido de carbono (CO₂; entre 30 y 60%), ácido sulfhídrico (H₂S de 0.1% a 1%) y nitrógeno (N₂, entre 0.5% y 3%) (Poggio et al., 2009), y cuenta con un poder calorífico de aproximadamente 21 MJ/Nm³ (Al Seadi et al., 2008). A su vez, el digerido se compone de material lignocelulósico no degradado, compuestos intermediarios del proceso como ácidos orgánicos y alcoholes, nutrientes disponibles y biomasa microbiana (Locoli et al., 2018).

Teniendo en cuenta el panorama actual de la CoDA y los desafíos que representa en la producción de biogás (baja producción de CH₄, alto contenido de CO₂, generación de inhibidores y acidificación del sistema), Le Chen *et al.*, (2023) establecieron que la implementación de aditivos como el biocarbón aumenta el rendimiento de la digestión anaeróbica, mejora la producción de

CH₄ y mejora de la estabilidad del sistema. Referente al biocarbón como soporte orgánico en condiciones de mesofilia y termofilia, se destacan investigaciones como la de Hua et al., (2021) en la cual examinaron el efecto de la adición de biocarbón de cascarilla de arroz con Fe₃O₄ en la formación de biopelículas para el tratamiento anaeróbico de aguas residuales de alta salinidad. La tasa promedio de producción de metano a una temperatura de 35 ± 1 °C aumentó de 0.50 m³ /m³ *d a 1.73 m³/m³*d demostrando un mejor desempeño en la producción de metano debido a la influencia del biocarbón y el hierro. De igual manera, Johnravindar et al., (2022), estudiaron el impacto del biocarbón en el rendimiento de la codigestión anaeróbica en condiciones mesófilas a 35 °C de residuos orgánicos y lodos de depuradora. La codigestión con biocarbón mejoró la hidrólisis y la acidogénesis al neutralizar los ácidos grasos volátiles (AGV) reduciendo los riesgos de inhibición por altas concentraciones de estos compuestos. Así mismo, se elevó la degradación del contenido soluble (representada en la demanda química de oxígeno soluble, DQOs) 5 veces y llevó a una mayor producción acumulada de metano en comparación con el control, pasando del 21 % al 33 % (0.24–0.34 m³ /kg-SV). Análogamente, Cimon et al., (2020), analizaron el efecto de la mezcla de biocarbón de desechos forestales y ceniza de madera en la digestión mesófila a 38 °C de lodos de aguas residuales. La adición de biocarbón en polvo en dosis de 0.8 a 3.7 g/g-SV sustrato mejoró la tasa de producción de CH₄ con un aumento de 192% a 461 %. También, incrementó el rendimiento de metano cuyo valor fue de 0.328 ± 0.007 m³ CH₄/kg-DQO ácido acético, lo que corresponde al 94 % del rendimiento teórico de metano. Por otro lado, Wei et al., (2020) evaluaron la influencia del biocarbón de rastrojo de maíz en la DA termófila (55 ± 1 °C) de lodos primarios. La dosificación de biocarbón (1.82, 2.55, 3.06 g/g de ST), mejoró el contenido y la producción de CH₄ del 67.5% a 87.3% y 8.6 % a 17.8%, respectivamente; aumentó la capacidad de amortiguación de cargas ácidas y por otro lado alivió la inhibición por NH₃. Como

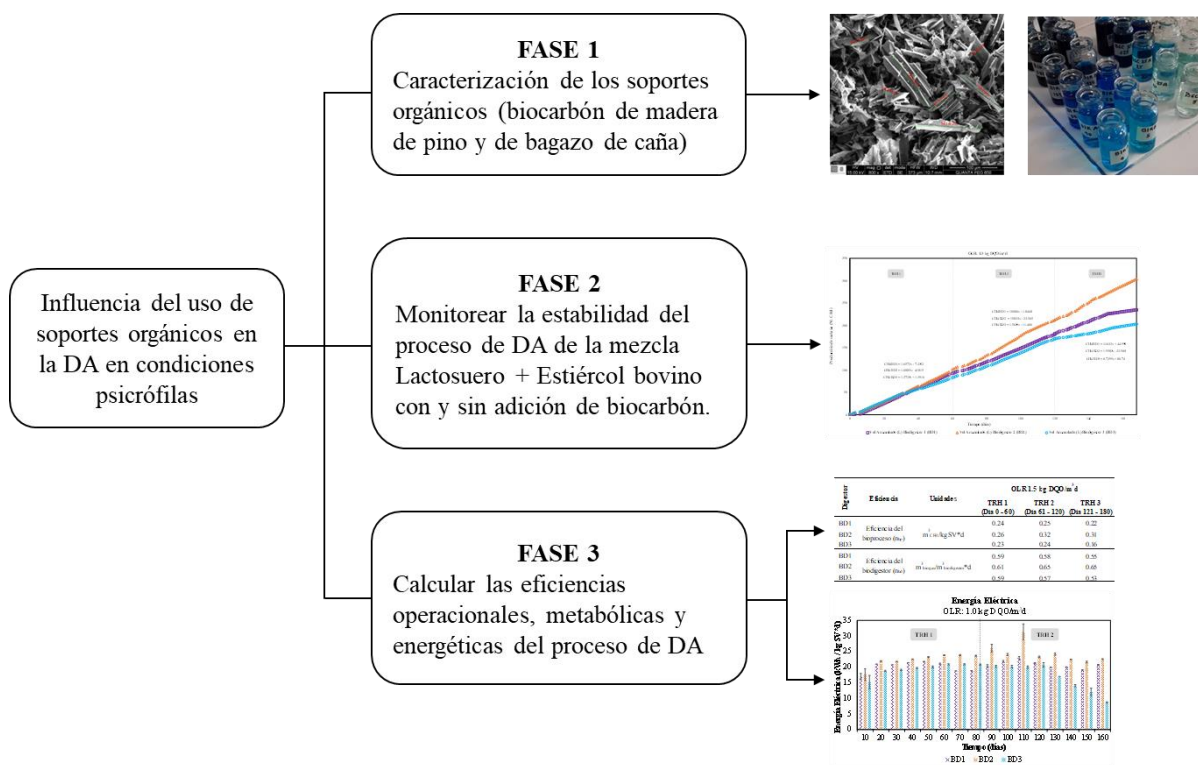
se ha podido observar, a condiciones mesófilas y termófilas el rendimiento metabólico en el proceso de DA se ve altamente influenciado y es evidente la optimización en la producción de metano. Sin embargo, aspectos como el requerimiento energético para garantizar dichos rangos de temperatura, llegan a ser un aspecto limitante para su aplicabilidad (Jaimes-Estévez et al., 2023). Es bien sabido que en climas fríos (entre 5 °C y 25 °C) la DA representa un desafío en términos operativos, fisicoquímicos y microbiológicos, no obstante, Jaimes-Estévez et al., (2023), demostraron que, en operación discontinua, el biocarbón como soporte orgánico logra contrarrestar los efectos adversos a condiciones psicrófilas (15°C). Los autores comprobaron que una concentración de 30 g/L de biocarbón de madera de pino se logra potenciar el proceso psicrófilo, facilitando el crecimiento de la población microbiana a cargo de la metanogénesis y mejorando la producción de metano, alcanzando el 70% de la producción a 35°C. Es evidente que en la actualidad existen artículos que hablan sobre la influencia del biocarbón como soporte orgánico, sin embargo, investigaciones de DA con soportes orgánicos, en operación continua y a condiciones psicrófilas no se reportan.

3. Metodología

Para estudiar la influencia del biocarbón en un sistema semicontinuo de digestión anaeróbica de lactosuero y estiércol bovino a condiciones psicrófilas, se planteó una metodología distribuida en tres fases, como se muestra en la figura 1.

Figura 1.

Diagrama metodológico



De esta manera, el desarrollo metodológico de esta investigación va desde la caracterización de los soportes orgánicos hasta el estudio de su efecto sobre las etapas metabólicas, operacionales y energéticas de la CoDA.

3.1 Fase 1: Estudio de las propiedades fisicoquímicas del biocarbón

3.1.1. Recolección y tratamiento de las materias primas: Madera de pino y Bagazo de Caña

Las materias primas utilizadas para la obtención de biocarbones orgánicos fueron la madera de pino y el bagazo de caña. La madera de pino se obtuvo de residuos de pallets reciclados de una industria de la región. Por su parte, el bagazo de caña fue recolectado de una planta artesanal de producción de panela ubicada en Cite, Santander. La obtención del biocarbón fue realizada mediante la gasificación de las materias primas en un equipo de lecho fijo de 40 L con flujo de aire ascendente, a temperaturas entre 550 y 650 °C. Posteriormente, los biocarbones fueron sometidos a un proceso de reducción de tamaño de partícula y tamizado para alcanzar una granulometría específica. Finalmente, se procedió a secar el biocarbón a una temperatura de $105 \pm 2^\circ\text{C}$ durante 24 horas antes de su uso.

3.1.2. Determinación de las características fisicoquímicas de los biocarbones

Con el ánimo de conocer las propiedades físicas y químicas de los materiales de soporte consideradas como influyentes dentro del proceso de digestión, estos fueron caracterizados en función de:

- *Tamaño de partícula y diámetro de poro*

El tamaño de partícula y el diámetro de poro son indicadores del área de contacto del biocarbón con la biomasa, en este sentido estas variables fueron determinadas a partir de Microscopía electrónica de barrido (SEM) en un equipo QUANTA FEG 650. Así mismo el tamaño de partícula promedio esperado fue corroborado por este mismo método.

- *Capacidad máxima de adsorción y afinidad de adsorbato*

La capacidad de los soportes orgánicos en la eliminación de contaminantes fue determinada a partir del método establecido por el Consejo Europeo de Federaciones de productos Químicos

(CEFIC) para carbones (CEFIC, 1986) (Castiglioni et al., 2021). En este sentido se midió la capacidad máxima de contaminante adsorbido (azul de metileno) en 1.0 g de adsorbente (biocarbón) (Nunes et al., 2011). Las concentraciones de contaminante evaluadas fueron de 5, 10, 25, 50, 75, 100, 125, 150, 200, 250, 500 y 1000 mg/L. Los ensayos de adsorción fueron realizados para cada biocarbón a una temperatura de 25°C.

Para determinar la cantidad de contaminante (azul de metileno) adsorbido en cada solución, se utilizó la ecuación 1.

$$q_{eq} = \frac{(C_0 - C_e) * V}{M} \quad (\text{Ec. 1})$$

En donde q_{eq} (mg/g) es la capacidad máxima de adsorción en 1.0 g de adsorbente, C_0 (mg/L) es la concentración inicial de la solución, C_e (mg/L) es la concentración de la solución en el equilibrio, V (L) es el volumen de la solución y M (g) es la masa del biocarbón como agente adsorbente. Finalmente se determinaron los parámetros de Langmuir (q_{max} y k_L) mediante una regresión de mínimos cuadrados.

- *Conductividad eléctrica, pH y contenido de cenizas.*

Para conocer la capacidad de transferencia de electrones y el aporte de alcalinidad de los biocarbones en el proceso de CoDA, la conductividad eléctrica y el pH de los biocarbones fueron medidas en solución utilizando un conductímetro digital (Lutron, CD 4303) y un pH-metro (Starter 300), respectivamente (norma ASTM D6851-20). Además, se determinó el contenido de cenizas por medio de un análisis termogravimétrico según lo establecido por las normas ASTM E1131-08 y ASTM D3176-09.

- *Composición elemental*

La composición elemental del biocarbón (C, O, Mg, Cl, K, Ca) fue determinada según el análisis EDS en un detector EDAX APOLO X con una resolución de 126.1 eV.

3.2. Fase 2: Estudio del efecto de la estabilidad de la digestión anaeróbica Lactosuero: Estiércol Bovino + Biocarbón en operación semicontinua.

3.2.1. Condiciones operacionales del proceso de CoDA en operación semicontinua

Para responder los objetivos dos y tres de esta investigación, se monitoreó la digestión anaeróbica de un proceso de alimentación semicontinua en condiciones psicrófilas (temperatura promedio de operación de 23 ± 2 °C). Lo anterior se realizó utilizando tres biodigestores tubulares fabricados con cloruro de polivinilo: Longitud 1 m y diámetro 0.1 m, cada uno con volumen total de 8 L y un volumen de operación de 5.2 L. El primer biodigestor fue utilizado como control (Biodigestor 1), el segundo (Biodigestor 2) y tercer biodigestor (Biodigestor 3) fueron cargados con biocarbón de madera de pino y biocarbón de bagazo de caña, respectivamente. La concentración del biocarbón añadido fue de 30 g/L, considerada como la más favorable por Jaimes-Estévez et al., (2023). La tasa o velocidad de carga orgánica evaluadas en cada digestor fueron de 1.0 y 1.5 kg DQO/m³*d, las cuales se mantuvieron durante mínimo dos tiempos de retención hidráulico. Lo anterior con el fin de estudiar velocidades de alimentación consideradas como estables (1.0 kg DQO/m³*d) e inhibitorias (1.5 kg DQO/m³*d) para los sustratos a tratar (Jaimes-Estévez et al., 2020). El alimento cargado diariamente fue una mezcla de lactosuero y estiércol bovino en proporción 70:30 (base sólidos volátiles) la cual fue preparada y congelada para ser suministrada de manera homogénea durante cada tiempo de retención hidráulica. Antes de iniciar la etapa de alimentación continua, los digestores fueron inoculados con estiércol bovino estabilizado tomado de un biodigestor instalado en la zona rural del Municipio de Girón (Santander

- Colombia) el cual se encuentra en operación desde el año 2017. Este inóculo contó con una actividad metanogénica específica de 0.054 ± 0.008 g DQO CH₄/g SV_{inoculo}*d, y una actividad hidrolítica de 0.10 ± 0.01 g DQO/g SV*d.

3.2.2. Monitoreo del proceso de digestión anaeróbica con y sin biocarbón en operación semicontinua

Los efectos del biocarbón se reflejan en el comportamiento de las corrientes de salida de los biodigestores respecto a las corrientes de entrada. En este sentido se realizó un seguimiento quincenal al lodo efluente y al biogás durante los tiempos de retención hidráulico establecidos para cada carga orgánica. El monitoreo se llevó a cabo en función de los análisis descritos en la **Tabla 1**. Además, con el fin de conocer las propiedades iniciales de los sustratos y de la mezcla del alimento y poder estudiar el comportamiento del proceso, estos se analizaron previo al inicio del montaje y al inicio de cada tiempo de retención hidráulico, respectivamente.

Tabla 1.

Análisis realizados a las entradas y salidas del proceso de CoDA

Parámetro	Unidades	Método	Fuente
Sólidos volátiles	g/kg	Gravimétrico (SM 2540-E)	APHA, 2005
Demanda química de oxígeno	g DQO/ L	Colorimétrico (SM 5220-D)	APHA, 2005
pH	---	Potenciométrico (SM 4500-B)	APHA, 2005
Ácidos grasos volátiles	g eq ácido acético /L	Titulación y cromatografía	Purser et al., (2014) Raposo et al., (2013)
Volumen de biogás*	L	Manométrico	Angelidaki et al., (2011)
Concentración de biometano*	%	Cromatografía	Angelidaki et al., (2011)

* Análisis realizados únicamente a la fase gaseosa.

La estabilidad del proceso en los tres digestores se determinó en función del comportamiento (a lo largo del monitoreo) del contenido total de AGV y pH en el efluente. De manera complementaria, se calculó la cantidad de materia orgánica removida durante el proceso, relacionando los SV en el alimento con los SV del efluente (Ec.2):

$$\text{Remoción (\%)} = \frac{kg\ SV_{in} - kg\ SV_{out}}{kg\ SV_{in}} \quad (\text{Ec.2})$$

Donde $kg\ SV_{in}$ son los SV que ingresan al reactor y $kg\ SV_{out}$ los SV del efluente.

3.3. Fase 3: Evaluación de las eficiencias metabólicas, operacionales y energéticas del proceso de CoDA de Lactosuero y Estiércol Bovino + Biocarbón en psicrofilia.

Para determinar la influencia del biocarbón sobre las etapas metabólicas del proceso, las eficiencias hidrolítica y metanogénica fueron calculadas de manera quincenal de acuerdo con lo establecido por Niu *et al.*, (2014):

$$\text{Eficiencia Hidrolítica} = \frac{(DQO_{S_{out}} - DQO_{S_{in}} + DQO_{CH_4})}{DQO_{T_{in}} - DQO_{S_{in}}} \quad (\text{Ec. 3})$$

$$\text{Eficiencia Metanogénica} = \frac{DQO_{CH_4}}{DQO_{T_{in}}} \quad (\text{Ec. 4})$$

En la ecuación 3 se relaciona la cantidad de materia orgánica hidrolizada en función de la materia orgánica total alimentada. Por su parte, la ecuación 4 relaciona la cantidad de metano producida en función de la materia orgánica alimentada.

Donde $DQO_{T_{in}}$ es el DQO total del afluente, $DQO_{S_{out}}$ es el DQO soluble en el efluente y $DQO_{S_{in}}$ es el DQO soluble del afluente. Finalmente, la DQO_{CH_4} (que corresponde a los g DQO de

CH₄ producidos) se calculó considerando que 0.35 m³-CH₄ equivalen a 1 kg-DQO_{CH₄} en condiciones estándar (0°C y 1 atm).

Con el fin de evaluar la efectividad del proceso en la producción de biogás, se calcularon las eficiencias operacionales representadas en la eficiencia del biodigestor y del bioproceso. La eficiencia del biodigestor relaciona el biogás obtenido y el volumen del biodigestor, como se muestra en la ecuación 5 (Marti Herrero et al., 2015).

$$\eta_{bd} = \frac{m^3 \text{biogás}}{m^3 \text{dig} * \text{día}} \quad (\text{Ec. 5})$$

Donde η_{bd} es la eficiencia del biodigestor, los m³biogás indican el volumen producido de biogás por día y los m³dig se refieren al volumen del biodigestor. Es importante aclarar que la cuantificación de la producción de biogás hace parte de la caracterización quincenal que se hizo durante todo el proceso y que se describió en la fase 1. Por su parte, la eficiencia del bioproceso (η_{bp}) según Marti Herrero et al., (2015), hace referencia a la cantidad de materia orgánica convertida en metano a lo largo de la digestión anaeróbica (Ec. 6).

$$\eta_{bp} = \frac{m^3 CH_4}{kg SV_{in} * \text{día}} \quad (\text{Ec. 6})$$

De esta manera η_{bp} relaciona la materia orgánica cargada al proceso ($kg SV_{in}$), con la cantidad de metano producido por día y los $m^3 CH_4$ representan el volumen de metano producido por día.

Por otra parte, las eficiencias energéticas, equivalentes a la eficiencia eléctrica y térmica fueron determinadas bajo la consideración de que el metano producido se destina a la generación de electricidad y calor. Respecto a lo anterior, para esta conversión se consideró un motor combinado de energía eléctrica y térmica. En ese sentido, la cantidad de electricidad y calor

producida por los tres digestores se calculó en función del potencial energético del proceso (E_p ; $\text{kJ/m}^3 \text{CH}_4$) el cual fue determinado como indica la ecuación 7.

$$E_p = P_0 * \rho_0 * LCP_{CH_4} \quad (\text{Ec. 7})$$

Donde P_0 representa los m^3 de metano generado respecto a los SV en el afluente para cada caso de estudio, ρ_0 es la densidad del alimento y LCP_{CH_4} es el poder calorífico inferior del metano el cual toma un valor de 35.87 MJ/m^3 según Li et al., (2014).

Finalmente, las eficiencias eléctrica y térmica fueron calculadas según las ecuaciones 8 y 9.

$$\text{Eficiencia eléctrica} = \eta_{bp} * E_p * \eta_E \quad (\text{Ec. 8})$$

$$\text{Eficiencia Térmica} = \eta_{bp} * E_p * \eta_T \quad (\text{Ec. 9})$$

Donde η_E y η_T son las eficiencias eléctrica y térmica del motor para las cuales se tomó el valor de 35% y 55% respectivamente (Silvestre et al., 2015).

4. Resultados

4.1. Caracterización de biocarbón de madera de pino y bagazo de caña

Las características de biocarbón de madera de pino y biocarbón de bagazo de caña se muestran en la **Tabla 2**. Referente al tamaño de partícula, Luo et. al., (2015), Establecieron que tamaños < 5000 μm podrían aumentar la tasa máxima de producción de CH_4 e influenciar positivamente el periodo de adaptación de la biomasa, los microorganismos y los sustratos evaluados.

Tabla 2.

Propiedades fisicoquímicas de los biocarbones de madera de pino y bagazo de caña

Análisis	Parámetro	Unidades	Valor	
			Biocarbón de madera de pino	Biocarbón de bagazo de caña
Superficie y tamaño de poro	Tamaño de partícula	μm	< 490	< 490
	Diámetro de poro	μm	11.45	9.92
	Afinidad de adsorbato	L / g	11.04	11.04
Capacidad de adsorción	Capacidad máxima de adsorción	mg /g	10.46	3.37
	pH	-	9.17	9.25
	Conductividad eléctrica	$\mu\text{S} / \text{cm}$	34.73	62.43
Fisicoquímico	Ash	Wt%	5.98%	12.37%
	C	Wt%	80.61	74.15
	O	Wt%	16.70	19.40
	Mg	Wt%	0.78	1.115
	Cl	Wt%	0.6	0.295
	K	Wt%	2	3.48
	Ca	Wt%	1.58	1.57

En este estudio el tamaño de partícula utilizado fue biocarbón de madera de pino y biocarbón de bagazo de caña <490 μm , un tamaño intermedio respecto al determinado por Zhang

et al., (2020), el cuál realizó un estudio evaluando la influencia de diferentes tamaños de partícula de biocarbón de madera de desecho de aserradero y evidenció que con un tamaño entre 355 – 500 μm se obtuvo un rendimiento promedio de metano de 0.516 ± 0.042 L/g SV, mejorando la producción de metano en un 25.3 ± 1.75 %. Así pues, el tamaño de partícula utilizado en este estudio podría contribuir con el aumento de la producción de metano y la mejora del proceso de CoDA. Seguido a esto, se conoce que la estructura porosa del biocarbón sirve como una buena matriz de inmovilización para mejorar el crecimiento de bacterias y metanógenos en la DA (Weber et al., 1978). En la presente investigación se obtuvieron diámetros de poro de 11.45 y 9.92 μm para biocarbón de madera de pino y biocarbón de bagazo de caña, respectivamente, característica que está directamente relacionada con la temperatura a la que se dio la gasificación (Amalina et al., 2022). Según Rouquerol et al., (2009), el tamaño de poros obtenido los puede clasificar como macroporos (poros con diámetros > 50 nm). Es sabido que los macroporos pueden proporcionar un hábitat para los microorganismos (Lehmann et al., 2015; Qambrani et al., 2017) y ayudar a la unión de células bacterianas (Fagbohunge et al 2016; Laine et al., 1991; Watanabe et., 1999), por lo que podría favorecer la colonización microbiana y, por ende, fomentar la transferencia de electrones mejorando los procesos metabólicos de los microorganismos involucrados en la DA (Chiappero et al., 2020). De igual forma, la porosidad del biocarbón también favorece la capacidad de adsorción de los biocarbones, (Fagbohunge et al., 2016; Yin et al., 2017). Las altas capacidades de adsorción del biocarbón influyen significativamente el proceso de digestión ya que puede adsorber metales pesados, fosfato y otros compuestos orgánicos inhibidores como los AGV (Zhang et al., 2020). Para el biocarbón de madera de pino la capacidad máxima de adsorción (q_{max}) fue de 10.46 mg/g, un 67.8% mayor que la obtenida para biocarbón de bagazo de caña. Al ser una estructura altamente porosa funciona como matriz de inmovilización para mejorar el crecimiento

de las bacterias y metanógenos, y teniendo en cuenta que tiene mayor diámetro de poro, puede ser más influyente que biocarbón de bagazo de caña e incrementar en mayor medida los rendimientos de metano (Zhang et al., 2020).

En cuanto a la afinidad de adsorbato, en este estudio se alcanzó un valor medio de 11.04 L/g tanto para biocarbón de madera de pino como biocarbón de bagazo de caña, dato similar a lo determinado por Ionappan et al., (2016) (15 L/g). Considerando la afinidad obtenida, es posible deducir que el biocarbón presenta una hidrofobicidad favorable, el cual es un atributo necesario para la eliminación de contaminantes en matrices acuosas (Suarez-Hernández et al., 2017). Otra característica importante es el pH, el cual depende de la materia prima y las condiciones de gasificación. Si el biocarbón llega a presentar pH por encima de 7, podría contrarrestar los riesgos de inhibición en el sistema de digestión. Los biocarbones utilizados en este estudio presentaron pH superiores a 9, lo cual mejoraría las condiciones del sistema disminuyendo el contenido de AGV como lo afirman Madrigal et al., (2022), quienes favorecieron el consumo de AGV al adicionar biocarbón de estiércol bovino (pH = 9.8) y regulando la acidez global del sistema. Adicionalmente, el uso de biocarbones alcalinos puede mejorar la metanogénesis y contribuir tanto con la digestión de sustratos ácidos como con la capacidad de amortiguamiento del proceso (Jaimes-Estévez et al., 2023). Al igual que el pH, la conductividad eléctrica del biocarbón interviene significativamente en el proceso de digestión, más exactamente durante la metanogénesis (Park et al., 2018). Para esta investigación se obtuvieron conductividades de 34.73 y 62.43 mc para biocarbón de madera de pino y biocarbón de bagazo de caña, valores favorables que podrían contribuir en el proceso de digestión promoviendo la transferencia de electrones entre especies (DIET) entre los metanógenos y sus componentes electroquímicamente activos y así simplificando el proceso de reducción de dióxido de carbono a metano (Zhang et al., 2020).

Referente al efecto del contenido de cenizas en el biocarbón sobre el proceso, diferentes estudios han mostrado resultados que podrían llegar a ser contradictorios. Algunos estudios indican que las cenizas al contener materiales inorgánicos como metales alcalinos (K) y alcalinotérreos (Ca y Mg), aportan alcalinidad amortiguando el efecto inhibitorio de la acumulación de AGV (Jang et al., 2018; Linville et al., 2017; Chiappero et al., 2020). Sin embargo, otros estudios como el de Song et al., (2017), afirman que el contenido de cenizas inorgánicas en altos contenidos puede bloquear el acceso a los poros del biocarbón y disminuir la capacidad de adsorción. Teniendo en cuenta la contrariedad comentada anteriormente, según los datos obtenidos en este estudio se espera una mejora en el proceso de CoDA, más específicamente una disminución en el riesgo de inhibición del sistema. Esto contemplando que Madrigal et al., (2022), obtuvieron un contenido de cenizas de 4.9 % para el biocarbón de estiércol bovino y evidenciaron una contribución en la estabilidad del proceso de DA. En ese sentido, se espera que el biocarbón de madera de pino que presenta un menor contenido de cenizas mejore en mayor medida la estabilidad del proceso de digestión. Por otro lado, durante la formación del biocarbón y debido a los intensos procesos de deshidratación y descarboxilación, el contenido de carbono aumenta y el oxígeno disminuye. Debido a la composición de las materias primas de las cuales se obtuvieron los biocarbones, el biocarbón de madera pino obtuvo un 6.46% más que el de bagazo de caña. Sin embargo, el contenido de C en ambos biocarbones puede considerarse alto y significativo comparado con lo determinado por Carnimeo et al., (2023), los cuales obtuvieron un contenido de carbono del 74.39% para el biocarbón de madera de álamo gasificada a 850 °C y afirmaron que contribuye con la adsorción de contaminantes. Teniendo en cuenta lo anterior, es posible afirmar que el alto contenido de C en el biocarbón de madera de pino puede brindarle ventajas respecto al biocarbón de bagazo de caña en el proceso de adsorción en la CoDA y de esta forma contribuir con el

incremento del contenido de metano en el biogás. Por último, el contenido oxígeno fue bajo para ambos biocarbones, sin embargo, el biocarbón de madera de pino tuvo el menor porcentaje permitiendo inferir que la hidrofobicidad en su superficie es mayor (Suarez-Hernández et al., 2017).

4.2. Efecto del uso del biocarbón sobre la estabilidad del proceso de CoDA en condiciones psicrófilas.

4.2.1. Monitoreo de la estabilidad del proceso de CoDA de la mezcla Lactosuero + Estiércol bovino con y sin adición de biocarbón.

La estabilidad de un proceso de CoDA en alimentación semicontinua está dada en función de la remoción de materia orgánica, la concentración total de ácidos grasos volátiles (AGV) del efluente y la producción de biogás a lo largo del tiempo de operación. Como punto de partida, es necesario conocer las características del sustrato a alimentar. En la **Tabla 3** se presentan los valores promedios de la caracterización de cada uno de los sustratos y del alimento (equivalente a la mezcla de 70% lactosuero y 30% estiércol bovino; base SV) cargados durante todo el monitoreo.

Tabla 3.

Caracterización fisicoquímica de los sustratos y de la mezcla alimentada al Biodigestor 1, Biodigestor 2 y Biodigestor 3

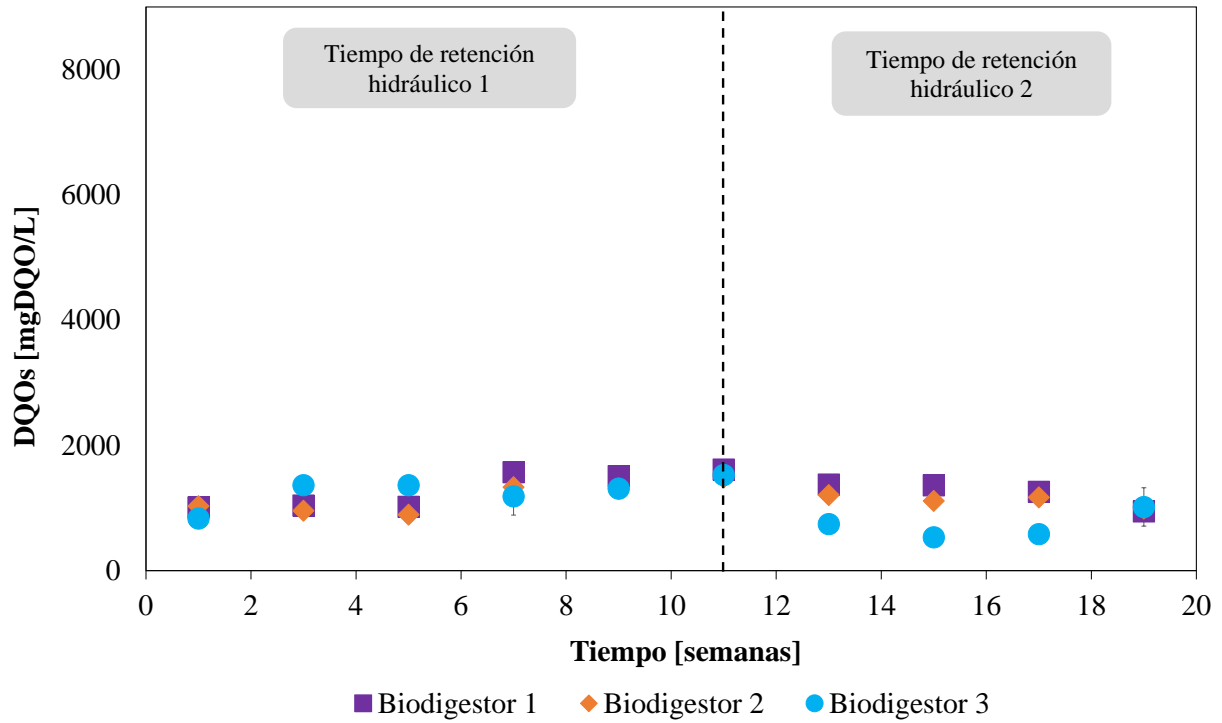
Variables	Unidades	Lactosuero	Estiércol bovino	Alimento (Mezcla Lactosuero: Estiércol bovino)
Sólidos volátiles	[g/kg]	58.97 ± 0.63	118.51 ± 15.21	61.57 ± 0.92
Demanda química de oxígeno soluble	[g/L]	33.4 ± 1.25	0.96 ± 0.42	22.29 ± 1.89
pH	----	4.1 ± 0.3	7.19 ± 0.09	4.64 ± 0.12
Ácidos grasos volátiles	[mg ácido acético/L]	4800 ± 200	360	4985.00 ± 36.69

Los resultados indican que el lactosuero y el estiércol bovino poseen un alto contenido de materia orgánica disponible para su biodegradación en un proceso anaeróbico, la cual es equivalente al 5.9 y 11.9%. El alto contenido de ácidos grasos volátiles (4800 ± 200 mg ácido acético/L) demuestra que el lactosuero es un sustrato con alta concentración de materia orgánica de fácil degradación y bioconversión a metano (Raposo et al., 2013). Sin embargo, el pH ácido del lactosuero (4.1), es un riesgo referente a la acidificación de la DA (Brown et al., 2016; Escalante et al., 2017), por lo cual se justifica el uso del estiércol bovino como co-sustrato. El estiércol bovino aporta una cantidad considerable de alcalinidad ($\text{pH} = 7.19 \pm 0.09$), balanceando la carga ácida del sistema y llevando el pH desde 4.1 ± 0.3 hasta 4.64 ± 0.12 para el alimento. Una vez iniciado el proceso en operación semicontinua se procedió con la caracterización del efluente de manera quincenal. En la Figura **2a y 2b** se evidencia la fluctuación en el contenido de materia orgánica soluble respecto a los tiempos de retención evaluados para cada caso de estudio.

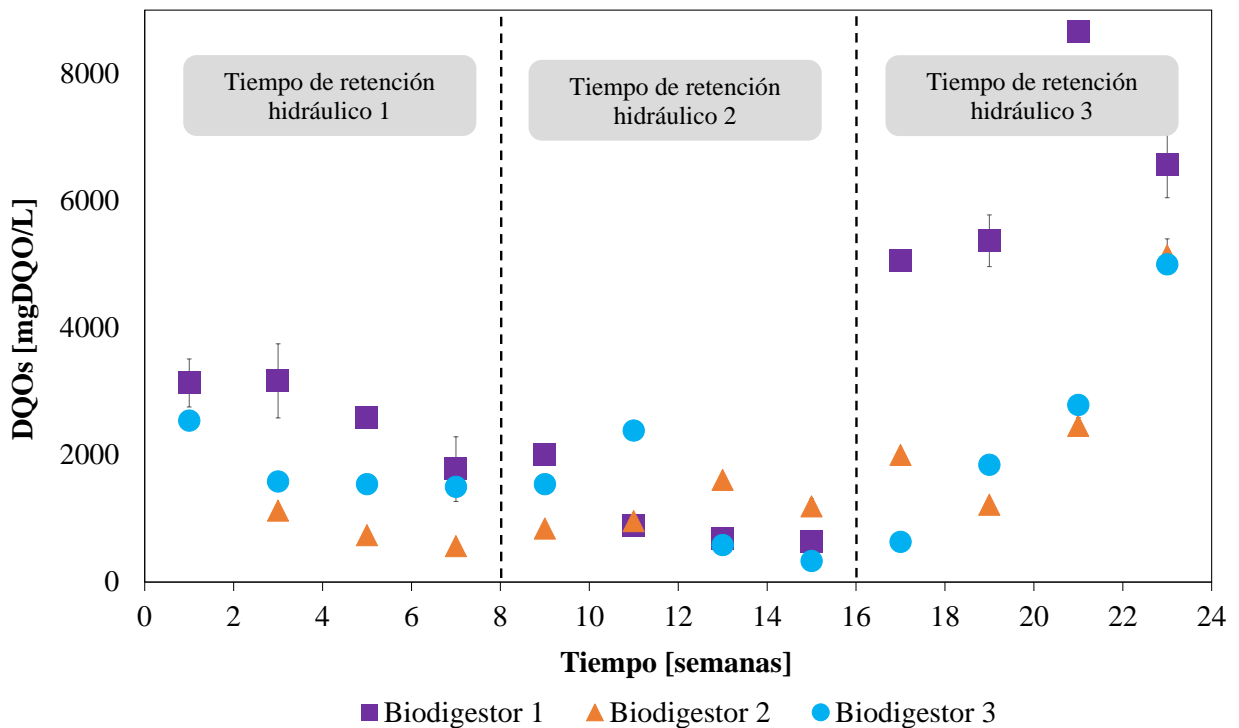
Figura 2.

Comportamiento de la DQOs en función del tiempo de monitoreo a velocidades de carga orgánica de a) 1.0 kg DQO/ m³d y b) 1.5 kg DQO/ m³d

a)



b)



Durante el monitoreo se observó que para la carga de 1.0 kg DQO/ m³d, la adición de biocarbón no influyó de manera significativa la remoción de materia orgánica soluble durante los dos tiempos de retención hidráulico monitoreados (equivalentes a 154 días). Para los tres biodigestores, la concentración de materia orgánica soluble se mantuvo alrededor de los 1979.63 ± 92.71 mg/L. Lo anterior representó un consumo de materia orgánica de 92.5% para biodigestor 1, 97.22% para el biodigestor 2 y 83.58% para el biodigestor 3. Para el caso del biodigestor con biocarbón de bagazo de caña, el porcentaje de degradación de materia orgánica fue menor incluso que el control, lo cual podría ser acreditado a su baja capacidad de adsorción (3.37 mg/g).

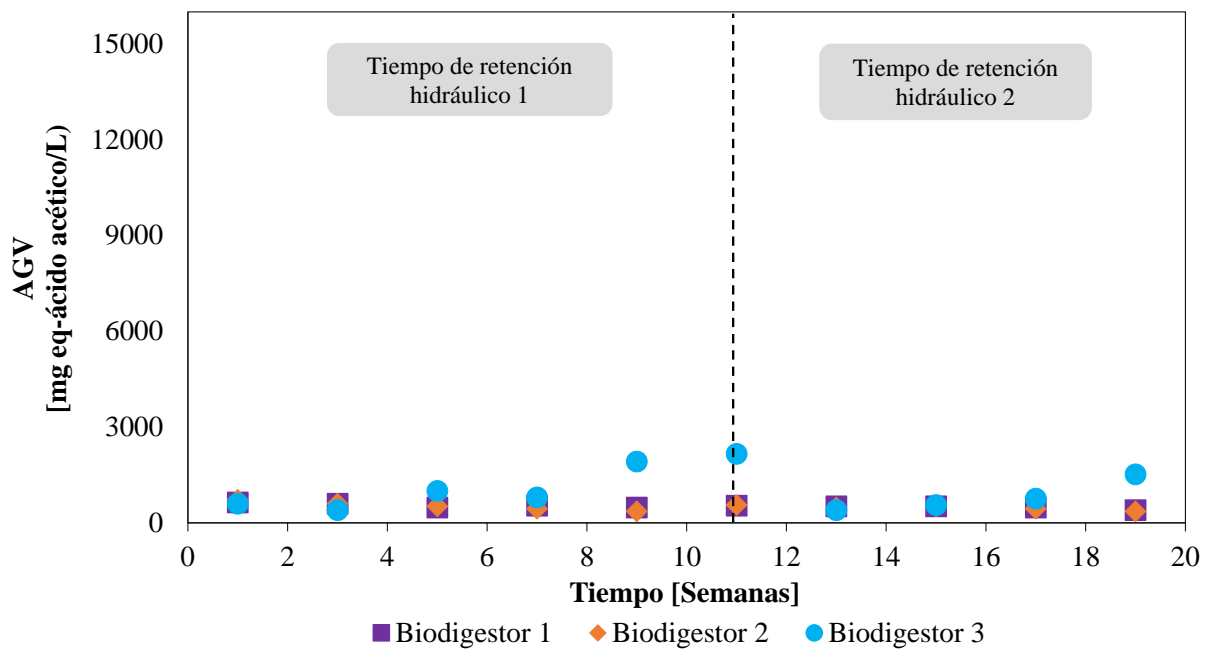
Para los ensayos con velocidad de carga orgánica de 1.5 kg DQO/ m³d y durante los dos primeros tiempos de retención hidráulico, la materia orgánica soluble se mantuvo por debajo de los 3000 mg/L. Para el biodigestor 2 y el biodigestor 3, la remoción de materia orgánica fue de 96.16 y 93.23%, respectivamente. Es decir que la degradación de orgánicos para los tratamientos con biocarbón fue un 8.48% y 5.55% más eficiente que el control, el cual alcanzó un consumo de materia orgánica soluble de 0.12 g/g alimentados. De hecho, estos porcentajes siguen siendo mayores en comparación con lo determinado por Pedraza et al., (2002), el cual obtuvo un porcentaje de degradación de materia orgánica de 88.5% en la digestión de estiércol porcino a 23 ± 2 °C, demostrando que aun a temperaturas en el rango superior de la psicofilia (25 °C) la degradación de materia orgánica puede ser mayor con la adición de un soporte orgánico. Finalmente, a pesar de que los dos biodigestores con biocarbón (Biodigestor 2 y Biodigestor 3) tuvieron un comportamiento estable con valores de DQO menores a los del control, es evidente que el biocarbón de madera de pino influyó en mayor medida el proceso de digestión potenciando la tasa de degradación de materia orgánica y asegurando la anaerobiosis en el digestor tubular.

Referente al seguimiento de los AGV en los efluentes, en la **Figura 3a** y **3b** se muestra el comportamiento para las dos diferentes velocidades de cargas orgánicas ($1.0 \text{ kg DQO/m}^3\text{d}$ y de $1.5 \text{ kg DQO/m}^3\text{d}$).

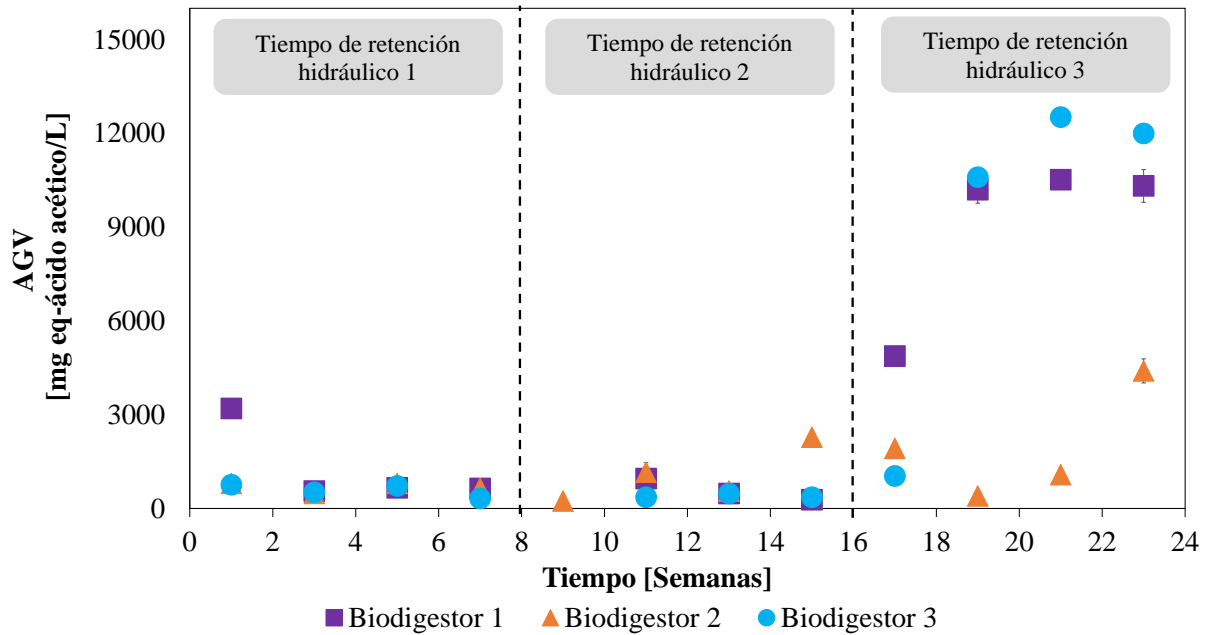
Figura 3.

Comportamiento de la concentración total de AGV a la salida de los digestores para velocidades de carga orgánica de a) $1.0 \text{ kg DQO/m}^3\text{d}$, y b) $1.5 \text{ kg DQO/m}^3\text{d}$

a)



b)



Para la carga de 1.0 kg DQO/m³d, los biodigestores 1 y 2 mantuvieron concentraciones de AGV por debajo del límite de inhibición para reactores semicontinuos (1500 mg/L) (Søndergaard et al., 2015). En estos biodigestores, el balance de la acidogénesis que se podría representar como la relación de los AGV finales y los AGV alimentados, el cual fue de 0.095 y 0.096, respectivamente. Lo anterior indica que un 90.5% y 90.4% de la materia orgánica de fácil biodegradación (representada en los AGV) fue consumida para producir CH₄. Con respecto al biodigestor 3, se evidencian puntos atípicos a la tendencia mostrada por los otros casos; dichos puntos podrían indicar cierta inestabilidad en cuanto a la producción y consumo de ácidos grasos volátiles, debido a la presencia del biocarbón de bagazo de caña, el cual tuvo una influencia negativa. En cuanto a la carga de 1.5 kg DQO/m³d, en los dos primeros tiempos de retención, se observó que el 91.66% de los datos de AGV de los tres biodigestores (biodigestor 1, biodigestor 2, biodigestor 3) permaneció por debajo del límite de inhibición. Al iniciar el tercer tiempo de retención, el biodigestor 1 y el biodigestor 3 presentaron acumulación de AGV, llegando a un valor

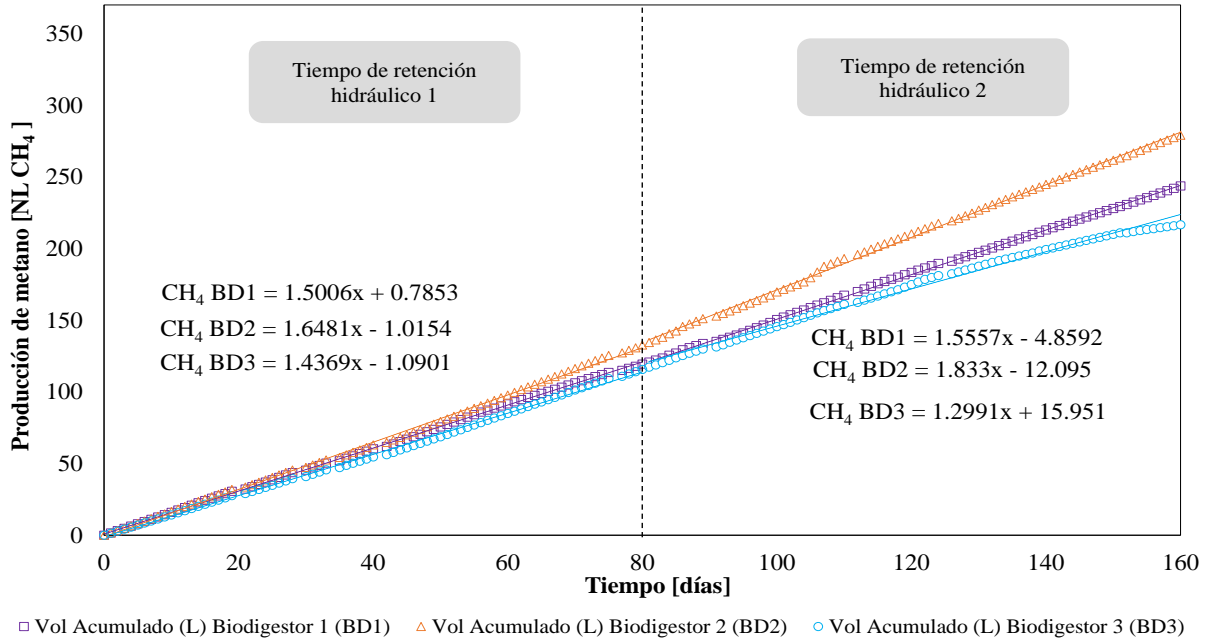
máximo de $10,520 \pm 301.99$ mg ácido acético/L y $12,520 \pm 249.80$ mg ácido acético/L, respectivamente. Lo anterior indica una inhibición inminente de la metanogénesis. Al comparar con el comportamiento del biodigestor 2, es posible mencionar que el sistema soporto la acidificación más de 6 semanas adicionales, con concentraciones menores a 1133 ± 761.40 mg ácido acético/L. Estos resultados demuestran que el uso de biocarbón de pino tiene un efecto de mayor influencia sobre la acumulación de AGV incluso a menores temperaturas. Como caso comparativo, Lü et al., (2016), Sunyoto et al., (2016) y Jang et al., (2017), informaron que el biocarbón alivió potencialmente la acumulación de AGV y mejoró la tasa de degradación de los AGV, lo que resultó en una concentración relativamente menor de AGV durante la DA.

Los cambios presentados tanto en la remoción de materia orgánica como en el consumo y generación de AGV se ven reflejados en la producción de biometano. En las **Figuras 5a** y **5b** se muestra la producción acumulada de metano para las cargas de 1.0 kg DQO/m³d y 1.5 kg DQO/m³d, respectivamente. Los valores acumulados fueron ajustados a una ecuación lineal donde la pendiente representa el valor promedio (NL/d) de producción de metano para cada tiempo de retención hidráulico.

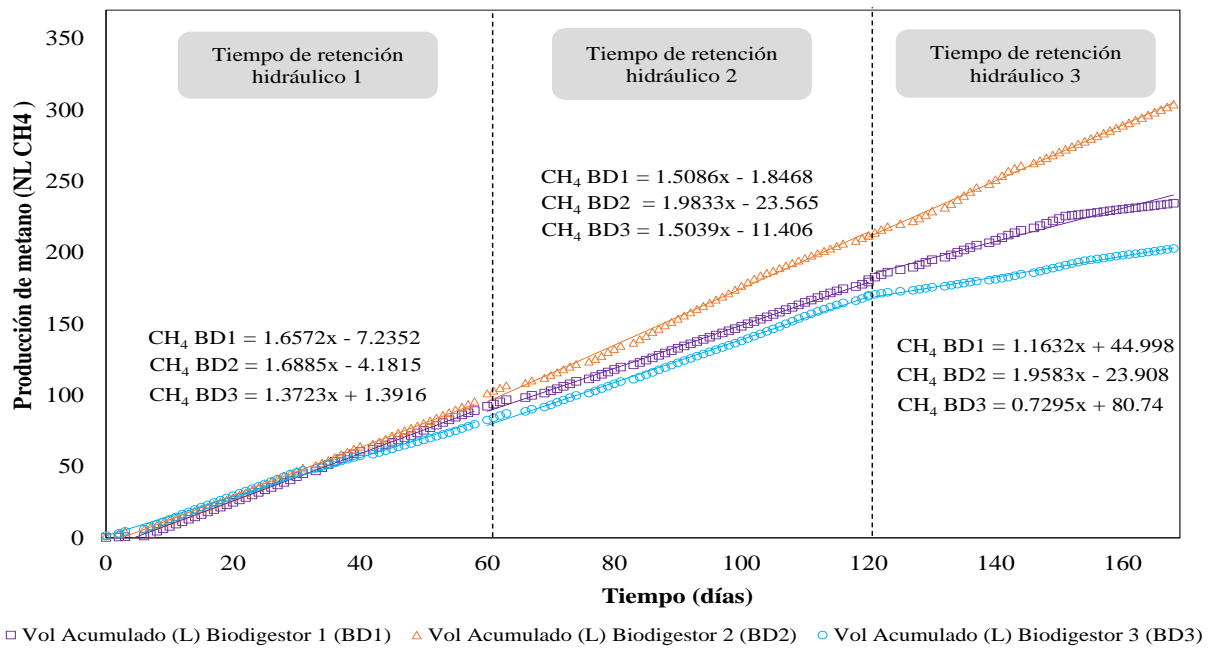
Figura 4.

Producción de metano acumulada en la codigestión de Lactosuero: Estiércol bovino con y sin biocarbón a) 1.0 kg DQO/m³d, b) 1.5 kg DQO/m³d

a)



b)



Para el control (biodigestor 1), se obtuvo una producción promedio de biometano de 0.36 y 0.35 Nm³/kg SV para velocidad de carga orgánica de 1.0 y 1.5 kg DQO/m³d, respectivamente. Durante la primera carga evaluada, la adición de biocarbón de madera de pino aumentó la producción de metano un 14.2% y 29.69% en comparación con el biodigestor 1 y biodigestor 3.

Al aumentar la carga a 1.5 kg DQO/m³d se evidencia que el tipo de biocarbón es una variable que también influye en la producción de metano. Las características del bagazo de caña gasificado, como su baja capacidad de adsorción y su diámetro de poro (inferiores a las presentadas por el biocarbón de madera de pino) no favorecen el sistema de CoDA psicrófilo, lo cual podría justificar la caída de producción de CH₄ en la última etapa del monitoreo. Respecto al biodigestor 2, este produjo 26.34% y 44.32% más biometano que el control y el biodigestor cargado con biocarbón de bagazo de caña, respectivamente. Estos resultados son contrastables con los obtenidos por Sunyoto, et al., (2016), quienes observaron un incremento del 10% en la producción de CH₄ con la adición de 8.3 g/L de biocarbón de aserrín de pino a la digestión de residuos alimenticios en mesofilia (35°C). Lo anterior permite inferir que la adición del biocarbón de madera de pino a condiciones desfavorables de temperatura (psicrofilia) presenta un efecto positivo mayor que en mesofilia, favoreciendo la producción de metano (Jaimes-Estévez, et al., 2023). Este efecto se prolongó por lo menos durante un tiempo de retención hidráulico adicional (en comparación con los otros biodigestores), lo cual se traduce en un efecto positivo que se extiende por más de 170 días de operación.

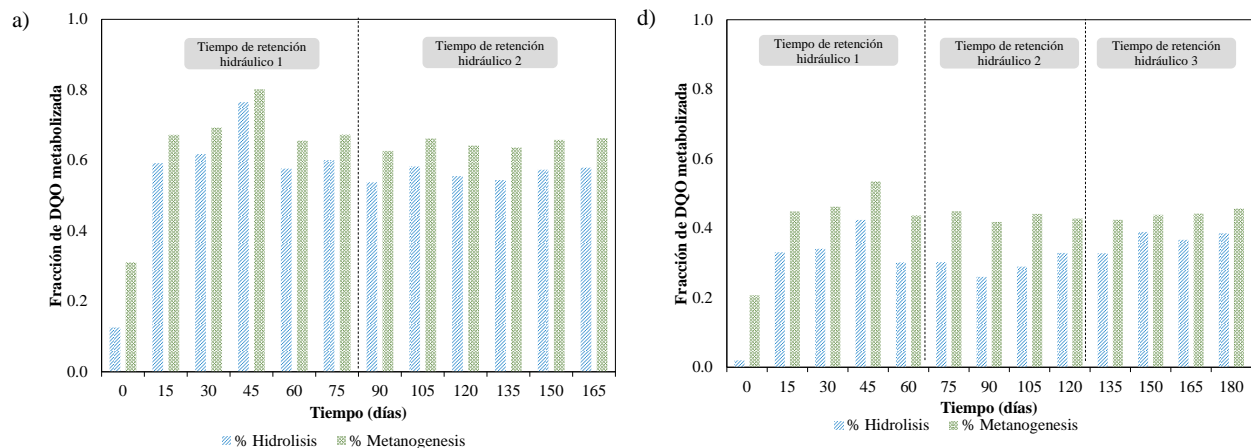
4.3. Evaluación del efecto de los biocarbones en las eficiencias metabólicas, operacionales y energéticas de la CoDA en psicrofilia.

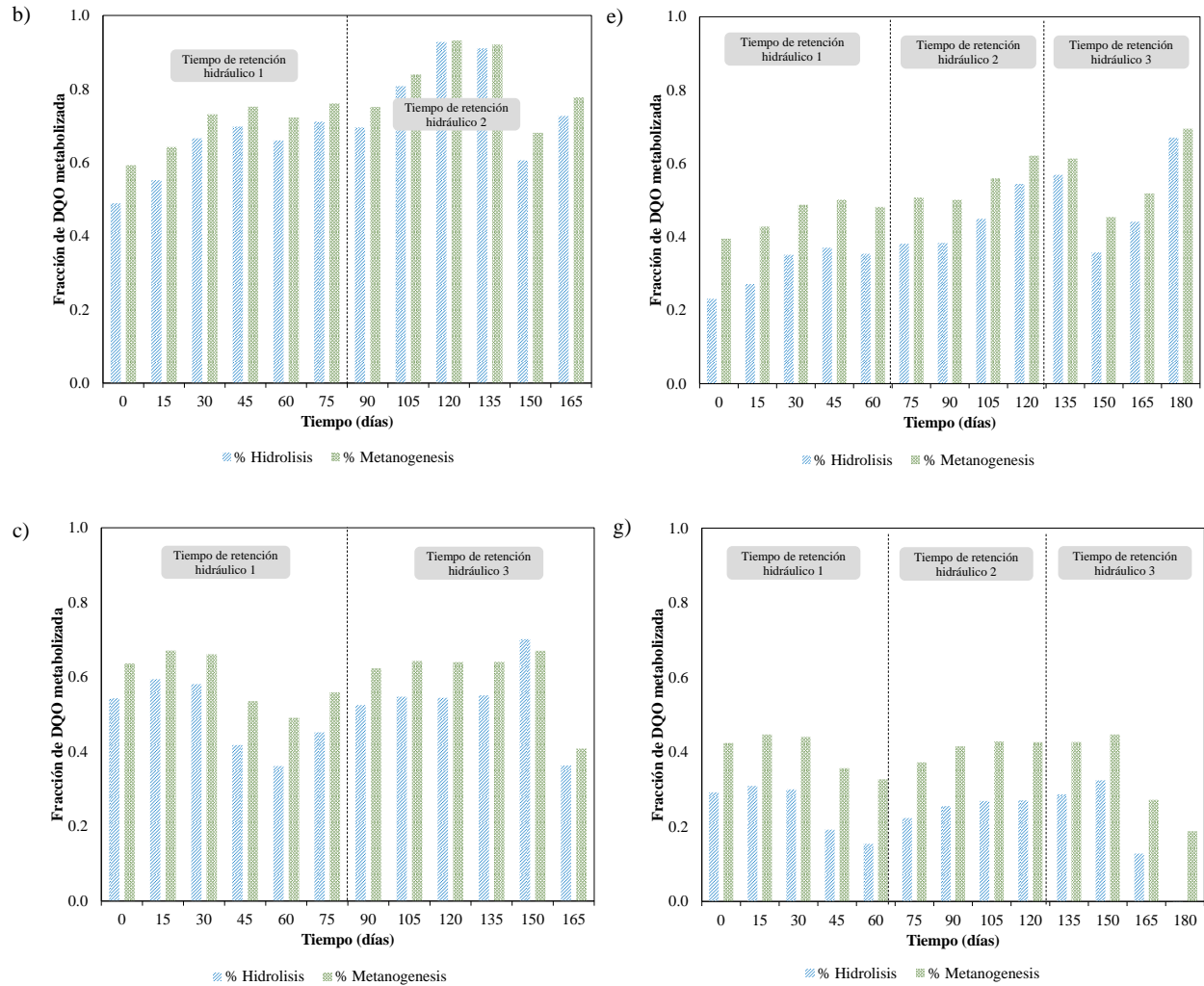
4.3.1. Comportamiento de las eficiencias hidrolíticas y metanogénicas en un proceso semicontinuo psicrófilo con adición de biocarbón.

En la Figura 5 se presenta el comportamiento de las actividades hidrolíticas y metanogénicas en función del tiempo para los tres biodigestores. Referente a la hidrólisis, esta etapa metabólica es considerada como limitante, al ser responsable del rompimiento de las macromoléculas presentes en los sustratos para posteriormente ser convertidos a metano (Cavali et al., 2022). Para los tres digestores alimentados con una carga orgánica de 1.0 kg DQO/m³d, más del 56.12 ± 2.29% de la materia orgánica pudo ser solubilizada. Sin embargo, el biocarbón de bagazo de caña no fue tan influyente como el biocarbón de madera de pino en la hidrólisis de materia orgánica. Para la carga inicial la eficiencia hidrolítica del biodigestor 3 disminuyó 8.08% respecto al control.

Figura 5.

Evolución de las eficiencias metabólicas, bajo velocidades de carga orgánica de 1.0 kg DQO/m³d a) Biodigestor 1, b) Biodigestor 2, c) Biodigestor 3 y 1.5 kg DQO/m³d d) Biodigestor 1, e) Biodigestor 2, f) Biodigestor 3. Barras azules para hidrólisis y barras verdes para metanogénesis.





En la DA una eficiencia hidrolítica alta conlleva a un aumento en la disponibilidad de materia orgánica soluble para las siguientes etapas de digestión (Silva et al., 2020). Debido a esto se puede afirmar que, de ser un proceso estable, la metanogénesis se favorece. Para la velocidad de carga orgánica de 1.0 kg DQO/m³d la actividad metanogénica fue notablemente alta, lo cual se puede traducir en un alto porcentaje de metano. El valor promedio de la metanogénesis para el biodigestor 1 y el biodigestor 2 fue de $63.32 \pm 15.27\%$ y 70.75 ± 6.45 para el tiempo de retención hidráulico 1 y $66.06 \pm 21.77\%$ y $86.73 \pm 11.63\%$ para el tiempo de retención hidráulico 2, respectivamente. Teniendo en cuenta el comportamiento estable del biodigestor control (sin

adición de biocarbón) es posible afirmar que la carga orgánica de 1.0 kg DQO/m³d es adecuada para el tipo de sustratos utilizados, bajo las condiciones de temperatura del proceso. Por su parte, el biodigestor 2 presentó cambios significativos en la eficiencia metanogénica respecto al biodigestor 1, permitiendo alcanzar valores de DQO metabolizados a metano superiores al 84 % (día 105, 120 y 135). Como contraste, para el biodigestor 3 se evidencia una disminución de la metanogénesis de un 6.46% a lo largo del monitoreo, indicando que, aunque la hidrólisis fue alta, los compuestos intermedios formados (como AGV, ver **sección 4.2.1**) alteraron el sistema reduciendo la producción de CH₄.

Al operar bajo una velocidad de carga orgánica de 1.5 kg DQO/m³d es evidente la reducción de las eficiencias para los tres casos, aunque el efecto de los biocarbones es más marcado. La eficiencia hidrolítica disminuyó posiblemente debido a que el tiempo de tratamiento para la corriente de entrada, representado en el tiempo de retención hidráulico de 60 días, no fue suficiente para hidrolizar más del 50% la materia orgánica alimentada. Respecto al biodigestor 2, la adición de biocarbón de madera de pino permitió una hidrólisis 10.58% y 22.02% mayor en comparación con el biodigestor 1 y biodigestor 3, respectivamente. Los resultados anteriores podrían ser fundamentados con base en lo expuesto por Cavali et al., (2022), quienes sostienen que la adición de biocarbón facilita la hidrólisis aumentando la velocidad de la reacción debido a la inmovilización de los microorganismos. Esto teniendo en cuenta que el biocarbón puede actuar como soporte orgánico para la adherencia y aumento de la cantidad de microorganismos, mejorando sus interacciones y promoviendo una mayor tasa de hidrólisis.

La metanogénesis es la última etapa del proceso de digestión anaeróbica y durante esta, los microorganismos metanogénicos convierten el ácido acético y el hidrógeno en metano y dióxido

de carbono (Garfi et al., 2016). Al evaluar esta etapa metabólica para los tres biodigestores, también se evidenció una disminución debido al incremento de la carga (de 1.0 a 1.5 kg DQO/m³d). En este sentido el digestor con bagazo de caña gasificado presentó una eficiencia 6.46% por debajo del caso sin adición de biocarbón. Por su parte, la adición de biocarbón de madera de pino produjo un incremento del 4.1%, 12.86% y 11.57% en la tasa metanogénica correspondiente a los tiempos de retención hidráulicos 1, 2 y 3, respectivamente. Este efecto se justifica en el hecho que el biocarbón de madera de pino en psicofilia favorece la formación de ácido acético sobre los otros AGV, favoreciendo su bioconversión a metano por parte de los microorganismos metanogénicos (Jaimes Estévez *et al.*, 2023).

4.3.2. Eficiencias operacionales en la CoDA: Bioproceso y Biodigestor

En la **Tabla 4** se muestra la eficiencia del bioproceso (n_{bp}) y la eficiencia del biodigestor (n_{bd}) por tiempo de retención hidráulico, para cada biodigestor y velocidad de carga orgánica.

Tabla 4.

Eficiencias operacionales del bioproceso y el biodigestor para velocidades de carga orgánica de 1.0 kg DQO/m³d y 1.5 kg DQO/m³d

Biodigestor	Eficiencia	Unidades	1.0 kg DQO/m ³ d		1.5 kg DQO/m ³ d		
			Tiempo de retención hidráulico 1 (día 0 - 80)	Tiempo de retención hidráulico 2 (día 81 - 160)	Tiempo de retención hidráulico 1 (día 0 - 60)	Tiempo de retención hidráulico 2 (día 61 - 120)	Tiempo de retención hidráulico 3 (día 121 - 180)
Biodigestor 1			0.35	0.37	0.24	0.25	0.22
Biodigestor 2	Eficiencia del bioproceso (n_{bp})	m ³ CH ₄ /kg SV*d	0.39	0.43	0.26	0.32	0.31
Biodigestor 3			0.34	0.29	0.23	0.24	0.16
Biodigestor 1			0.56	0.54	0.59	0.58	0.55
Biodigestor 2	Eficiencia del biodigestor (n_{bd})	m ³ biogas/m ³ b iodigestor*d	0.57	0.61	0.61	0.65	0.65
Biodigestor 3			0.52	0.44	0.59	0.57	0.53

Se observó que, para todos los casos, aumentar la carga orgánica repercutió en la disminución de la n_{bp} . Consecuentemente a lo obtenido en las tendencias de producción de metano, el aumentar un 50% de la carga orgánica conlleva a que el bioproceso disminuya la producción específica de CH_4 por materia orgánica cargada. Sin embargo, los efectos positivos de la adición de biocarbón de madera de pino hacen que el sistema soporte el aumento de la velocidad de carga orgánica haciéndolo más eficiente que el control e incluso que el sistema con biocarbón de bagazo de caña. La eficiencia para el biodigestor 2 ($0.43 \text{ m}^3_{CH_4}/\text{kg SV} \cdot \text{d}$) fue 1.16 mayor que la determinada para el control ($0.37 \text{ m}^3_{CH_4}/\text{kg SV} \cdot \text{d}$). Los valores de la eficiencia del bioproceso alcanzados en este estudio fueron considerablemente mayores a los reportados por Álvarez et al., (2009), quienes determinaron eficiencias para el bioproceso de $0.19 \text{ m}^3_{CH_4}/\text{kg SV} \cdot \text{d}$, para la co-digestión estiércol de vaca y oveja bajo condiciones de temperatura psicrófilas ($18 \text{ }^\circ\text{C}$).

Referente a la eficiencia del biodigestor, se encontró que agregar biocarbón de madera de pino en la CoDA incrementa la producción de biogás en función del tamaño del biodigestor en un $12.5 \pm 0.5 \%$. Es decir, que la adición de un soporte orgánico adecuado permite la reducción del volumen operacional del sistema para una producción de biogás determinada.

4.3.3. Producción de Energía Eléctrica y Térmica del proceso de CoDA en un proceso semicontinuo

La cantidad de electricidad y calor producida en este estudio fue determinada considerando la conversión del metano como combustible en un motor combinado de energía eléctrica y térmica (**Ver apéndice C**). Las tendencias obtenidas para las eficiencias energéticas están ligadas a la eficiencia del bioproceso. Bajo la carga de $1.0 \text{ kg DQO}/\text{m}^3\text{d}$ la producción eléctrica y térmica promedio fueron de $20.46 \pm 1.45 \text{ kWh}/\text{kg SV} \cdot \text{d}$ y $35.15 \pm 2.28 \text{ kWh}/\text{kg SV} \cdot \text{d}$; 23.39 ± 2.77 y

36.76 ± 4.36 kWh/kg SV*d y 18.04 ± 3.66 kWh/kg SV*d y 28.34 ± 5.75 kWh/kg SV*d para el biodigestor 1, 2 y 3, respectivamente. Claramente el aumento de la velocidad de carga orgánica disminuyó la producción energética ya que esta va de la mano con la eficiencia de bioproceso. Sin embargo, el biocarbón de madera de pino “amortiguó” el exceso de materia orgánica, alcanzando eficiencias eléctricas y térmicas de 16.71 ± 2.42 y 26.26 ± 3.80 kWh/kgSV*d aun con cargas inhibitorias.

Bajos estas condiciones, con el tratamiento de 1 m^3 de la mezcla lactosuero:estiércol bovino + biocarbón es posible suplir 4.39 veces la energía requerida por una persona promedio (EPM, 2012). Es decir, que la adición de biocarbón de madera de pino mejora el tratamiento de residuos con alta concentración de AGV (como lo es el lactosuero), aún bajo condiciones psicrófilas. En este sentido, el uso de un soporte orgánico apropiado favorece la estabilidad, el metabolismo y la eficiencia energética de la CoDA, incluso reduciendo los requerimientos de calefacción del sistema como los que representa la mesofilia.

Con el ánimo de condensar los resultados obtenidos en este estudio, en la **Tabla 5** se presentan los efectos principales de la adición del biocarbón.

Tabla 5.

Resumen de la influencia del biocarbón de bagazo de caña y biocarbón de madera de pino en el proceso de CoDA.

	1.0 kg DQO/m ³ d			1.5 kg DQO/m ³ d			Observación
	Control	Biocarbón de madera de pino*	Biocarbón de bagazo de caña*	Control*	Biocarbón de madera de pino**	Biocarbón de bagazo de caña**	
Estabilidad del proceso	N/A	Indiferente	Indiferente	Desfavorable	Favorable	Desfavorable	El biodigestor cargado con madera de pino gasificado soporto problemas de inhibición por mayor tiempo.
Eficiencias metabólicas	Hidrolisis	N/A	Favorable	Desfavorable	Favorable	Desfavorable	El biocarbón de bagazo de caña ↓ en un 7.27% la eficiencia hidrolítica.
	Metanogénesis	N/A	Favorable	Desfavorable	Desfavorable	Favorable	Agregar biocarbón de madera de pino puede llevar a lograr una eficiencia metanogénica de hasta el 78.74%.
Eficiencias operacionales	Bioproceso	N/A	Favorable	Desfavorable	Favorable	Desfavorable	El adicionar biocarbón de madera de pino aumenta la eficiencia del bioproceso en un 24.19% y la eficiencia del biodigestor en un 35.69%
	Biodigestor	N/A	Favorable	Desfavorable	Desfavorable	Favorable	Indiferente

*Comparación respecto al control de la carga de 1.0 kg DQO/m³d

**Comparación respecto al control de la carga de 1.5 kg DQO/m³d

Este trabajo resalta la importancia de la adición de un soporte orgánico apropiado para el mejoramiento de la CoDA psicrófila. Al analizar los efectos principales de los biocarbones utilizados, el biocarbón de madera de pino tiene una influencia favorable en todos los factores considerados en la investigación, favoreciendo el metabolismo anaeróbico. De esta forma, la madera de pino gasificada contrarrestó los efectos adversos de las bajas temperaturas mejorando las condiciones operacionales del sistema en operación semi continua; esto en términos de pH, degradación de compuestos altamente solubles, e inhibición del sistema.

5. Conclusiones

En este trabajo, los biocarbones de madera de pino y de bagazo de caña presentaron propiedades similares respecto a composición elemental y pH. Dadas sus características en términos diámetro de poro, capacidad de adsorción y contenido de cenizas, se destaca que el biocarbón de madera de pino presenta un diámetro de poro (11.45 μm), capacidad de adsorción (10.46 mg/g) y porcentaje de cenizas (5.98%) mayor al del biocarbón de bagazo de caña. Estas características favorecen en la retención de compuestos inhibitorios en la DA y el desarrollo de microorganismos en su superficie.

La adición de 30 g/L de biocarbón de madera de pino mitigó los riesgos de inhibición por acumulación de AGV y caída de pH. Durante el monitoreo, los AGV y pH del sistema se mantuvieron entre 490 ± 74.56 mg_{ácido acético}/L y 8.22 ± 0.01 y $1,230 \pm 138.39$ mg_{ácido acético}/L y 8.37 ± 0.03 para las cargas de 1.0 y 1.5 kg DQO/m³d. Lo anterior permitió una producción estable de biometano, alcanzando valores de hasta de 1.87 NL CH₄/d o 0.30 m³CH₄/kg SV*d. Esto representó un aumento de más del 14.12 % respecto al control. El efecto positivo del biocarbón de madera de pino sobre la estabilidad del sistema se extendió por lo menos durante 3 tiempos de retención hidráulico o 170 días de operación.

La adición de biocarbón de madera de pino tuvo un efecto marcado en las eficiencias metabólicas, operacionales y energéticas del proceso. Lo anterior se ve reflejado en una actividad hidrolítica y metanogénica promedio de 74.09 ± 14.44 % y 78.74 ± 11.30 % para cargas de 1.0 kg DQO/m³d. Para sobrecargas orgánicas (velocidad de carga orgánica > 1.0 kg DQO/m³d) el biocarbón de madera de pino permitió eficiencias metabólicas promedio de 47.26 ± 9.85 % y 52.75 ± 5.95 % para la hidrólisis y la metanogénesis, respectivamente. Estas mejoras se proyectan en incrementos sobre eficiencia del bioproceso y del biodigestor que fueron 24.19% y 35.69% por

encima de lo obtenido para el caso control y el biodigestor 3, respectivamente. Además, se alcanzaron producciones energéticas y térmicas de más de 23 kWh/kgSV*d y 16 kWh/kgSV*d para cargas orgánicas de 1.0 y 1.5 kg DQO/m³d utilizando biocarbón de madera de pino.

Referencias Bibliográficas

- Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Köttner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., & Janssen, R. (2008). *biogas HANDBOOK*. Teodorita Al Seadi.
- Alvarez, R., & Lidén, G. (2009). Low temperature anaerobic digestion of mixtures of llama, cow and sheep manure for improved methane production. *Biomass and Bioenergy*, 527-533. doi:doi:10.1016/j.biombioe.2008.08.012
- Alvarez, R., Villca, S., & Lidén, G. (2006). Biogas production from llama and cow manure at high altitude. *Biomass and Bioenergy*, 66-75. doi:https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.10.001
- Amalina, F., Abd Razak, A. S., Krishnan, S., Sulaiman, H., Zularisam, A., & Nasrullah, M. (2022). Biochar production techniques utilizing biomass waste-derived materials and environmental applications – A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 100134. doi:https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100134
- Angelidaki, I., Karakashev, D., J. Batstone, D., Plugge, C. M., & Stams, A. J. (2011). Chapter sixteen - Biomethanation and Its Potentia. *Methods in Enzymology*. doi:https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385112-3.00016-0
- APHA. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st edition. American Public Health Association, Washington D C. (ISBN: 0875530478).
- Appels, L., Baeyens, J., Degreè, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*. doi:dx.doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002
- ASTM D376-09. (s.f.). Standard Practice for Ultimate Analysis of Coal and Coke.

ASTM D6851-20. (s.f.). Standard Test Method for Determination of Contact pH with Activated Carbon.

ASTM E1131-08. (s.f.). Standard Test Method for Compositional Analysis by Thermogravimetry.

Bouallagui, H., Haouari, O., Touhami, Y., Ben Cheikh, R., Marouani, L., & Hamdia, M. (2004). Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*. doi:doi:10.1016/j.procbio.2003.11.022

Brown, N., Güttler, J., & Shilton, A. (2016). Overcoming the challenges of full scale anaerobic co-digestion of casein whey. *Renewable Energy*, 425-432. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2016.04.044

Cai, J., He, P., Wang, Y., Shao, L., & Lü, F. (2016). Effects and optimization of the use of biochar in anaerobic digestion of food wastes. *Waste Management & Research*, 1-8. doi:DOI: 10.1177/0734242X16634196

Callaghan, F., Wase, D., Thayanithy, K., & Forster, C. (2002). Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *Biomass and Bioenergy*, 71-77. Obtenido de S0961-9534(01)00057-

Carnimeo, C., Colatorti, N., D'Orazio, V., Trotti, P., & Loffredo, E. (2023). Potential of Biochar from Wood Gasification to Retain Endocrine Disrupting Chemicals. *materials*, 569. doi:https://doi.org/10.3390/ma16020569

Castiglioni, M., Rivoira, L., Ingrando, I., Bubba, M. D., & Bruzzoniti, M. C. (2021). Characterization Techniques as Supporting Tools for the Interpretation of Biochar Adsorption Efficiency in Water Treatment: A Critical Review. *Molecules*. doi:doi.org/10.3390/molecules26165063

- Castro, L., Escalante, H., Jaimes-Estévez, J., Díaz, L., Vecino, K., Rojas, G., & Mantilla, L. (2017). Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. *Bioresource Technology*, 311-317. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.035>
- Cavali, M., Libardi Junior, N., Mohedano, R. d., Belli Filho, P., Ribeiro da Costa, R. H., & Borges de Castilhos Junior, A. (2022). Biochar and hydrochar in the context of anaerobic digestion for a circular approach: An overview. *Science of The Total Environment*, 153614. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153614>
- CEFIC. (1986). Test methods for activated carbon.
- Chen, L., Fang, Wei Liang, J., Nabi, M., Cai, Y., Wang, Q., . . . Zhang, G. (2023). Biochar application in anaerobic digestion: Performances, mechanisms, environmental assessment and circular economy. *Resources, Conservation & Recycling*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106720>
- Chiappero, M., Norouzi, O., Hu, M., Demichelis, F., Berruti, F., Di Maria, F., . . . Fiore, S. (2020). Review of biochar role as additive in anaerobic digestion processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110037. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110037>
- Cimon, C., Kadota, P., & Eskicioglu, C. (2020). Effect of biochar and wood ash amendment on biochemical methane production of wastewater sludge from a temperature phase anaerobic digestion process. *Bioresource Technology*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122440>
- Corrales, C., Lucia Antolinez Romero, D. M., Bohórquez Macías, J. A., & Corredor Vargas, A. M. (2015). Anaerobic bacteria: processes they perform and their contribution to life sustainability on the planet. doi:ISSN 1794-2470

- Duan, X., Chen, Y., Yan, Y., Feng, L., Chen, Y., & Zhou, Q. (2019). New method for algae comprehensive utilization: Algae-derived biochar enhances algae anaerobic fermentation for short-chain fatty acids production. *Bioresource Technology*, 121637. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121637>
- EPM. (2012). Uso inteligente de la energía eléctrica.
- Escalante, H., Castro, L., Amaya, M., Jaimes, L., & Jaimes-Estévez, J. (2017). Anaerobic digestion of cheese whey: Energetic and nutritional potential for the dairy sector in developing countries. *Waste Management*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.026>
- Escalante-Hernández, H., Castro-Molano, L., Besson, V., & Jaimes-Estévez, J. (2017). Feasibility of the anaerobic digestion of cheese whey in a Plug Flow Reactor (PFR) under local conditions. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 265-277.
- Fagbohunbe, M. O., Herbert, B. M., Hurst, L., Ibeto, C. N., Li, H., Usmani, S. Q., & Semple, K. T. (2016). The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. *Waste Management*. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.028>
- Ferrer, I., Garfí, M., Uggeti, E., Ferrer-Martí, L., Calderon, A., & Velo, E. (2011). Biogas production in low-cost household digesters at the Peruvian Andes. *Biomass and Bioenergy*, 1668-1674. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.036>
- Gabelman, A. (2017). Adsorption Basics: Part 1. *American Institute of Chemical Engineers (AIChE)*.
- Garfí, M., Castro, L., Montero, N. E., & Ferrera, I. (2019). Evaluating environmental benefits of low-cost biogas digesters in small-scale farms in Colombia: A life cycle assessment. *Bioresource Technology*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.007>

- Garfí, M., Ferrer-Martí, L., Perez, I., Flotats, X., & Ferrera, I. (2011). Codigestion of cow and guinea pig manure in low-cost tubular digesters at high altitude. *Ecological Engineering*, 37, 2066-2070. doi:dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.018
- 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*, 599-614. doi:https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.071
- Hosseini, S. E., & Wahid, M. A. (2013). Feasibility study of biogas production and utilization as a source of renewable energy in Malaysia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 454-462. doi:DOI: 10.1016/j.rser.2012.11.008
- Hua, Y., Shi, C., Ma, H., Wu, J. K., & Xu, K.-Q. (2021). Biofilm formation enhancement in anaerobic treatment of high salinity wastewater: Effect of biochar/Fe addition. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. doi:doi:https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105603
- Inthapanya, S., Preston, T. R., & Leng, R. A. (2012). Biochar increases biogas production in a batch digester charged with cattle manure. *Livestock Research for Rural Development*. Obtenido de <http://www.lrrd.org/lrrd24/12/sang24212.htm>
- Jaimés-Estévez, J. (2018). DISEÑO DE UN PROCESO INTEGRAL DE LA CO-DIGESTIÓN ANAERÓBICA DEL LACTOSUERO MEDIANTE LA OPTIMIZACIÓN DE LA SINERGIA DE SUSTRATOS, QUE PERMITA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y ESTRUVITA. *Trabajo de investigación presentado como requisito para optar el título de Magister en Ingeniería Química*.
- Jaimés-Estévez, J., Martí-Herrero, J., Pelaz, G., Morán, A., Puentes, A., Gomez, C., . . . Escalante-Hernández, H. (2021). Psychrophilic Full Scale Tubular Digester Operating over Eight

- Years: Complete Performance Evaluation and Microbiological Population. *energies*, 151.
doi:<https://doi.org/10.3390/en14010151>
- Jaimes-Estévez, J., Martí-Herrero, J., Poggio, D., Zafra, G., Gómez, K., Escalante, H., & Castro, L. (2023). The role of biochar in the psychrophilic anaerobic digestion: Effects on kinetics, acids metabolism, and microbial population. *Bioresource Technology Reports*.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101566>
- Jaimes-Estévez, J., Vera Mercado, E., Jaramillo, J. G., Rodríguez, P., Martí-Herrero, J., Escalante, H., & Castro, L. (2022). From laboratory to farm-scale psychrophilic anaerobic co-digestion of cheese whey and cattle manure. *Bioresource Technology Reports*.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101168>
- Jang, H. M., Choi, Y.-K., & Kan, E. (2018). Effects of dairy manure-derived biochar on psychrophilic, mesophilic and thermophilic anaerobic digestions of dairy manure. *Bioresource Technology*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.074>
- Johnravindar, D., Kaur, G., Liang, J. L., L., Zhao, J., Manu, M., & W.C. Wong, J. (2022). Impact of total solids content on biochar amended co-digestion of food waste and sludge: Microbial community dynamics, methane production and digestate quality assessment. *Bioresource Technology*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127682>
- Khalid, Z. B., Siddique, M. N., Nayeem, A., Adyel, T. M., Ismail, S. B., & Ibrahim, M. Z. (2021). Biochar application as sustainable precursors for enhanced anaerobic digestion: A systematic review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 105489.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105489>

- Laine, J., Simoni, S., & Calles, R. (1991). Preparation of activated carbon from coconut shell in a small scale cocurrent flow rotary kiln. *Chem Eng Commun*, 15-23.
doi:<https://doi.org/10.1080/00986449108911575>
- Lambis Benitez, L. E., & Garcia Quijano, N. T. (2013). Estudio preliminar de la producción de biogás mediante co-digestión anaerobia de gallinaza de jaula con melaza, lodo residual y aceite de oliva como co-sustratos. *Trabajo de grado para optar el título de ingeniero químico. UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER*.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). Biochar for environmental management: science, technology and implementation. *II. Earthscan from Routledge*.
- Li, Y., Zhang, R., He, Y., Zhang, C., Liu, X., Chen, C., & Liu, G. (2014). *Bioresource Technology*.
doi:<http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.054>
- Linville, J. L., Shen, Y., Ignacio-de Leon, P. A., Schoene, R. P., & Urgun-Demirtas, M. (2017). In-situ biogas upgrading during anaerobic digestion of food waste amended with walnut shell biochar at bench scale. *Waste Management & Research*, 1-11.
doi:<https://doi.org/10.1177/0734242X1770471>
- Lise, A., Baeyens, J., Degève, J., & Dewi, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*.
doi:dx.doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002
- Liu, Y., Zhu, Y., Jia, H., Yong, X., Zhang, L., Zhou, J., . . . Wei, P. (2017). Effects of different biofilm carriers on biogas production during anaerobic digestion of corn straw. <https://doi-org.bibliotecavirtual.uis.edu.co/10.1016/j.biortech.2017.07.171>. doi:<https://doi-org.bibliotecavirtual.uis.edu.co/10.1016/j.biortech.2017.07.171>

- Locoli, G. A. (2018). Estudio integrado sobre la reutilización de residuos agropecuarios : caracterización, mineralización y capacidad fertilizante en suelos frágiles. *TESIS DOCTORAL*. Obtenido de <http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/4387>
- Lonappan, L., Rouissi, T., Kumar Das, R., Brar, S. K., Avalos Ramirez, A., Verma, M., . . . Valero, J. R. (2016). Adsorption of methylene blue on biochar microparticles derived from different waste materials. *Waste Management*. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.015>
- López, R. A., Tena, M., Solera, R., & Pérez, M. (2023). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and wine vinasse mixtures in single-stage and sequential-temperature processes. *Fuel*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.128531>
- Lü, F., Liu, Y., Shao, L., & He, P. (2019). Powdered biochar doubled microbial growth in anaerobic digestion of oil. *Powdered biochar doubled microbial growth in anaerobic digestion of oil*, 605-614. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.04.052>
- Lü, F., Luo, C., Shao, L., & He, P. (2016). Biochar alleviates combined stress of ammonium and acids by firstly enriching Methanosaeta and then Methanosarcina. *Water Research*, 34-43. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.029>
- Luo, C., Lü, Fan, Shao, L., & He, P. (2015). Application of eco-compatible biochar in anaerobic digestion to relieve acid stress and promote the selective colonization of functional microbes. *WATER RESEARCH*, 710-718. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.052>
- Ma, H., Hu, Y., Kobayashi, T., & Xu, K.-Q. (2020). The role of rice husk biochar addition in anaerobic digestion for sweet sorghum under high loading condition. *Biotechnology Reports*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00515>

- Madrigal, G., Huaraya, M., Sancho, T., Mendieta, O., & J.-E. J. (2022). Biochar from bovine manure as a sustainable additive to improve the anaerobic digestion of cheese whey. *Bioresource Technology Reports*, 101258. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101258>
- Martí-Herrero, J., Alvarez, R., Céspedes, R., Rojas, M., Conde, V., Aliaga, L., . . . 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. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.063>
- Meng, L., Xie, L., Suenaga, T., Riya, S., Terada, A., & Hosomi, M. (2020). Eco-compatible biochar mitigates volatile fatty acids stress in high load thermophilic solid-state anaerobic reactors treating agricultural waste. *Bioresource Technology*, 123366. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123366>
- Mumme, J., Srocke, F., Heeg, K., & Werner, M. (2014). Use of biochars in anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.008>
- Niu, Q., Hojoa, T., Qiao, W., Qiangc, H., & Li, Y.-Y. (2014). Characterization of methanogenesis, acidogenesis and hydrolysis in thermophilic methane fermentation of chicken manure. *Chemical Engineering Journal*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.11.074>
- Nunes, C. A., & Guerreiro, M. C. (2011). ESTIMATION OF SURFACE AREA AND PORE VOLUME OF ACTIVATED CARBONS BY METHYLENE BLUE AND IODINE NUMBERS. *Quim. Nova*.
- Park, J.-H., Kang, H.-J., Park, K.-H., & Park, H.-D. (2018). Direct interspecies electron transfer via conductive materials: A perspective for anaerobic digestion applications. *Bioresource Technology*, 300-311. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.095>

- Pedraza, G., Chará, J., Conde, N., Giraldo, S., & Giraldo, L. (2002). Evaluation of polyethylene and PVC tubular biodigesters in the treatment of swine wastewater. *Livestock Research for Rural Development*. doi:<http://www.lrrd.org/lrrd14/1/Pedr141.htm>
- Poggio, D., Ferrer, I., Batet, L., & Velo, E. (2009). Adaptación de biodigestores tubulares de plástico a climas fríos. *RecerCAT*. doi:<http://hdl.handle.net/2117/7989>
- Purser, B., Thai, S.-M., Fritz, T., Esteves, S., Dinsdale, R., & Guwy, A. (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 Res.* doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.020>
- Qambrani, N., Rahman, M., Won, S., Shim, S., & Ra, C. (2017). Biochar properties and ecofriendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: a review. *Renew Sustain Energy*, 255-273. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057>
- Raposo, F., Borja, R., Cacho, J., Mumme, J., Orupold, K., Esteves, S., . . . Fernandez-Cegri, V. (2013). First international comparative study of volatile fatty acids in aqueous samples by chromatographic techniques: Evaluating sources of error. *Trends in Analytical Chemistry*, 127-143. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2013.07.007>
- Rico, J., García, H., Rico, C., & Tejero, I. (2007). Characterisation of solid and liquid fractions of dairy manure with regard to their component distribution and methane production. *Bioresource Technology*, 971-979. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.04.032>
- ROUQUEROL, J., AVNIR, D., FAIRBRIDGE, C. W., EVERETT, D. H., HAYNES, J. H., PERNICONE, N., . . . UNGER, K. K. (1994). RECOMMENDATIONS FOR THE CHARACTERIZATION OF POROUS SOLIDS. *Pure & Appl. Chem*, 1739-1758.

- Shen, Y., Linville, J. L., Urgun-Demirtas, M., Schoene, R. P., & Snyder, S. W. (2015). Producing pipeline-quality biomethane via anaerobic digestion of sludge amended with corn stover biochar with in-situ CO₂ removal. *Applied Energy*, 300-309. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.08.016>
- Sillero, L., Solera, R., & Perez, M. (2023). Effect of temperature on biohydrogen and biomethane production using a biochemical potential test with different mixtures of sewage sludge, vinasse and poultry manure. *Journal of Cleaner Production*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135237>
- Silva, A. d., Morais, N. W., Pereira, E. L., & Santos, A. B. (2020). Fatores que influenciam a produção de ácidos carboxílicos a partir de resíduos agroindustriais. *Revisão da Literatura*, 655-666. doi:<https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020190174>
- Silvestre, G., Fernández, B., & Bonmat, A. (2015). Significance of anaerobic digestion as a source of clean energy in wastewater treatment plants. *Energy Conversion and Management*. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2015.05.033>
- Søndergaard, M. M., Fotidis, I. A., Kovalovszki, A., & Angelidaki, I. (2015). Anaerobic Co-digestion of Agricultural Byproducts with Manure for Enhanced Biogas Production. *Energy & Fuels*. doi:<http://dx.doi.org/10.1021/acs.energyfuels.5b02373>
- Song, W., & Guo, M. (2012). Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 138-145. doi:[doi:10.1016/j.jaap.2011.11.018](https://doi.org/10.1016/j.jaap.2011.11.018)
- Suarez-Hernández, L., Ardila-A, A. N., & Barrera-Zapata, R. (2017). Morphological and physicochemical characterization of biochar produced by gasification of selected forestry

- species. *Revista Facultad de Ingenieria*, 123-130.
doi:<http://doi.org/10.19053/01211129.v26.n46.2017.7324>
- Sugiarto, Y., Sunyoto, N. M., Zhu, M., & Jones, I. (2021). Effect of biochar addition on microbial community and methane production during anaerobic digestion of food wastes: The role of minerals in biochar. *Bioresource Technology*.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124585>
- Sunyoto, N. M., Zhu, M., Zhang, Z., & Zhang, D. (2016). Effect of biochar addition on hydrogen and methane production in two-phase anaerobic digestion of aqueous carbohydrates food waste. *Bioresource Technology*. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.089>
- Tang, J., Wang, X., Hu, Y., Zhang, Y., & Li, Y. (2017). Effect of pH on lactic acid production from acidogenic fermentation of food waste with different types of inocula. *Bioresour. Technol.* doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.111>
- Tang, S., Wang, Z., Liu, Z., Zhang, Y., & Si, B. (2020). The Role of Biochar to Enhance Anaerobic Digestion: A Review. *Journal of Renewable Materials*, 1033-1052.
doi:<https://doi.org/10.32604/jrm.2020.011887>
- Tena, M., Perez, M., & Solera, R. (2021). Benefits in the valorization of sewage sludge and wine vinasse via a two-stage acidogenic-thermophilic and methanogenic-mesophilic system based on the circular economy concept. *Fuel*.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120654>
- Wang, G., Gao, X., Li, Q., Zhao, H., Liu, Y., Wang, X. C., & Chen, R. (2020). Redox-based electron exchange capacity of biowaste-derived biochar accelerates syntrophic phenol oxidation for methanogenesis via direct interspecies electron transfer. *Journal of Hazardous Materials*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121726>

- Watanabe, Y., & Tanaka, K. (1999). Innovative sludge handling through pelletization/thickening. *Water Res*, 3245-52. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00045-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00045-7)
- Weber, J., Pirbazari, M., & Melson, G. (1978). Biological growth on activated carbon: an investigation by scanning electron microscopy. *Environ Sci Technol*, 817-9. doi:<https://doi.org/10.1021/es60143a005>
- Wei, W., Guo, W., Hao Ngo, H., Mannina, G., Wang, D., Chen, X., & Ni, B.-J. (2020). Enhanced high-quality biomethane production from anaerobic digestion of primary sludge by corn stover biochar. *Bioresource Technology*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123159>
- Yin, Q., Zhang, B., Wang, R., & Zhao, Z. (2017). Biochar as an adsorbent for inorganic nitrogen and phosphorus removal from water: a review. *Environ Sci Pollut*, 26297-309. doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0338-y>
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 383-392. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>
- Zhang, L., Lim, E. Y., Loh, K.-C., Sik Okc, Y., T.E. Lee, J., Shena, Y., . . . Tong, Y. W. (2020). Biochar enhanced thermophilic anaerobic digestion of food waste: Focusing on biochar particle size, microbial community analysis and pilot-scale application. *Energy Conversion and Management*, 112654. doi:<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112654>
- Zhang, P., Sun, H., Yua, L., & Sun, T. (2013). Adsorption and catalytic hydrolysis of carbaryl and atrazine on pig manure-derived biochars: Impact of structural properties of biochars. *Journal of Hazardous Materials*, 217-234. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.046>

Zhao, W., Yang, H., He, S., Zhao, Q., & Wei, L. (2021). A review of biochar in anaerobic digestion to improve biogas production: Performances, mechanisms and economic assessments.

Bioresource Technology, 125797. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125797>

Apéndices

APÉNDICE A. Caracterización de biocarbón de madera de pino y biocarbón de bagazo de caña

Figura A1.

Microscopias (SEM) de los biocarbones para la determinación del diámetro de poro. a) Biocarbón de madera de pino, b) Biocarbón de bagazo de caña

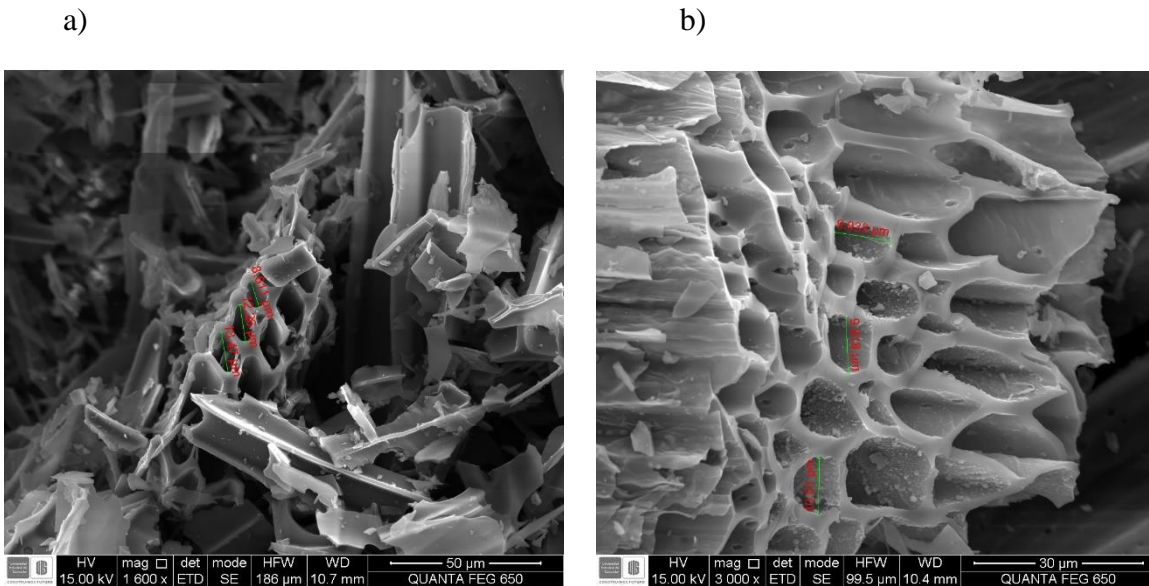
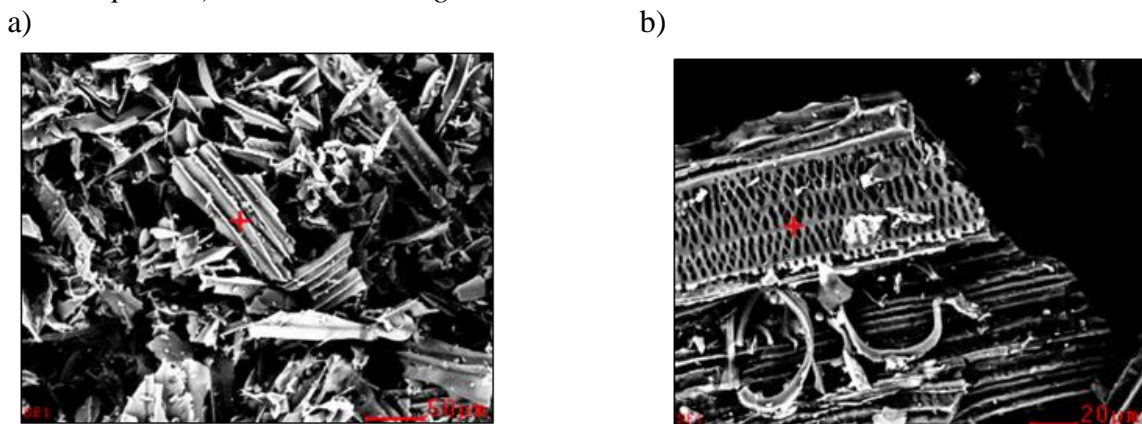


Figura A2.

Análisis EDS para la determinación de la composición elemental de los biocarbones. a) Biocarbón de madera de pino, b) Biocarbón de bagazo de caña



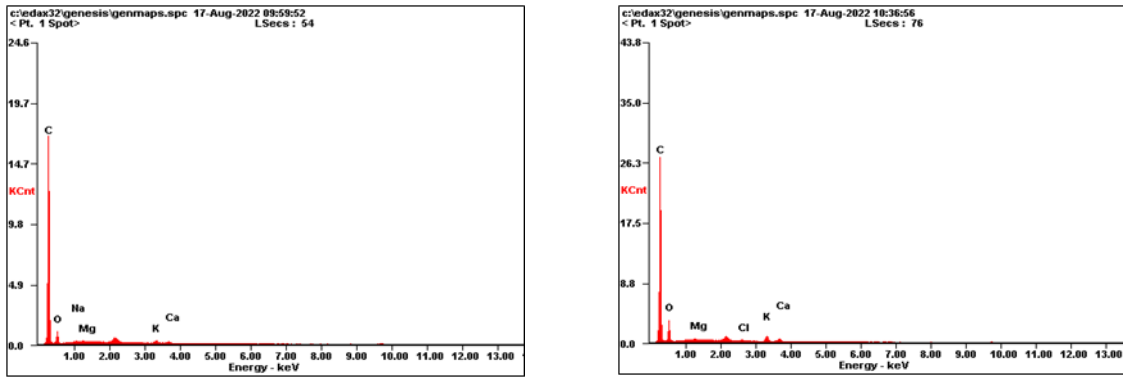


Figura A3.

Contenido de cenizas

a)

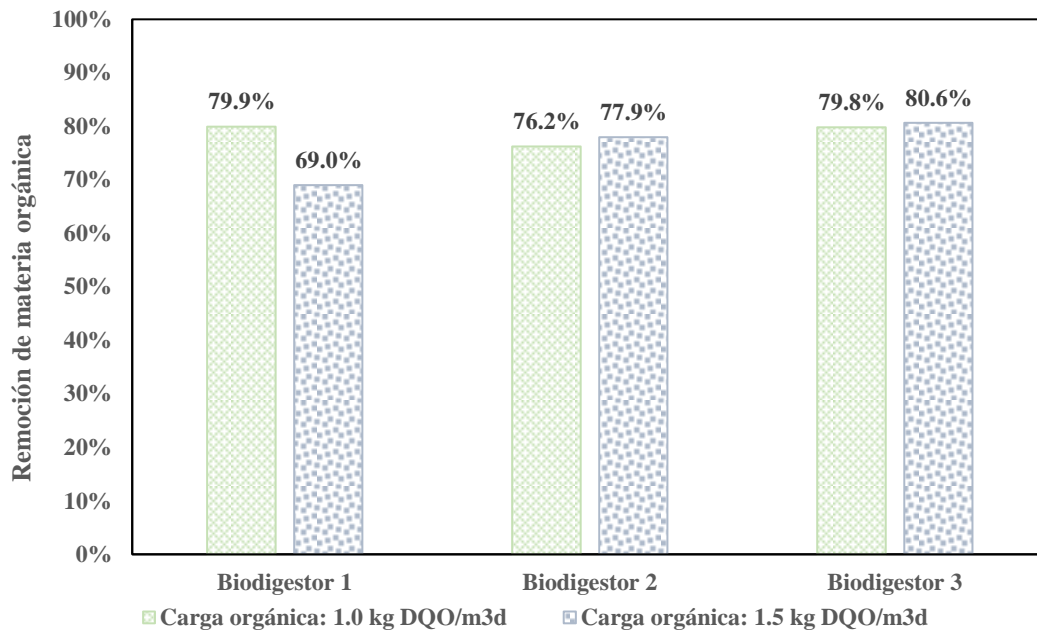
BCP		
550 °c	105 °C	Ceniza %
0.08	1.40	5.47%
0.10	1.28	7.50%
0.03	0.67	4.97%
Promedio		5.98%
Desviación		1.34%

b)

BCC		
550 °c	105 °C	Ceniza %
0.02	0.16	9.89%
0.05	0.24	18.64%
0.03	0.33	8.57%
Promedio		12.37%
Desviación		5.48%

APÉNDICE B. Remoción de materia orgánica**Figura B1.**

Porcentaje de remoción de materia orgánica para las dos diferentes cargas orgánicas utilizadas: 1.0 kg DQO/m³d (color verde) y 1.5 kg DQO/m³d (color gris)

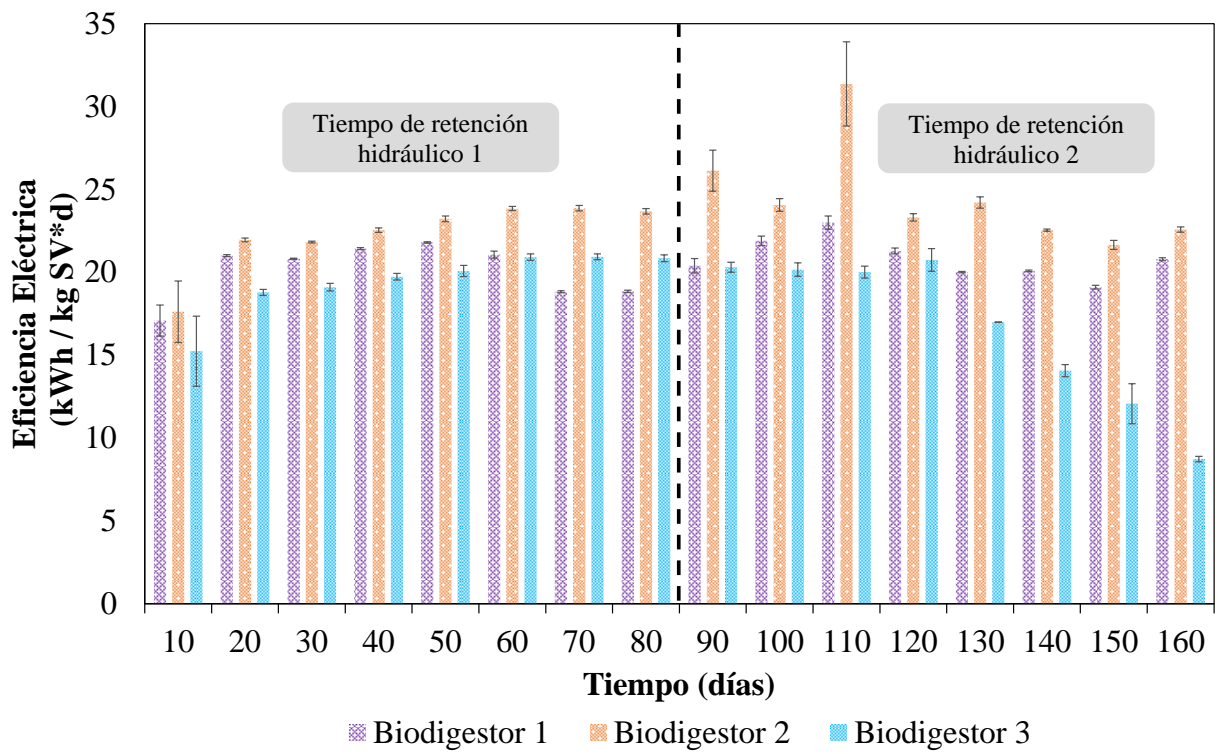


APÉNDICE C. Producción energética: Energía Eléctrica y Térmica del proceso de DA en un proceso semicontinuo

Figura C1.

Eficiencia eléctrica para las dos diferentes cargas orgánicas en los diferentes tiempos de retención. a) 1.0 kg DQO/m³d, b) 1.5 kg DQO/m³d

a)



b)

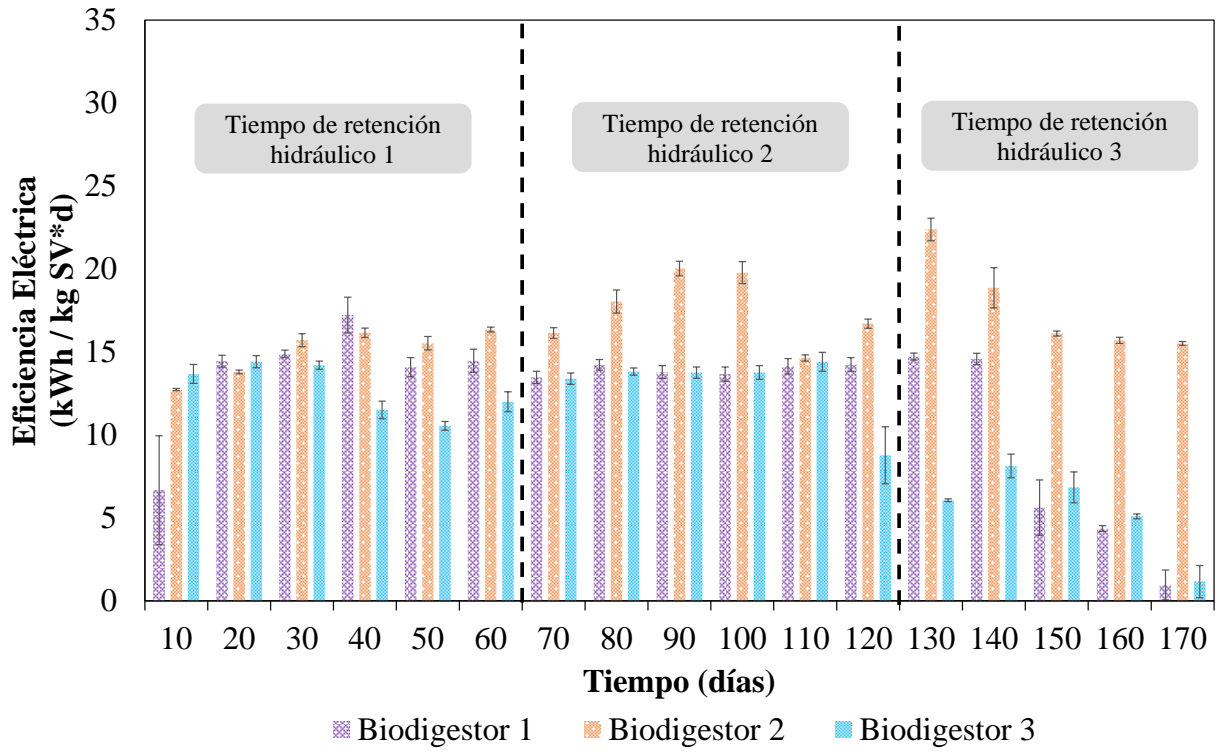
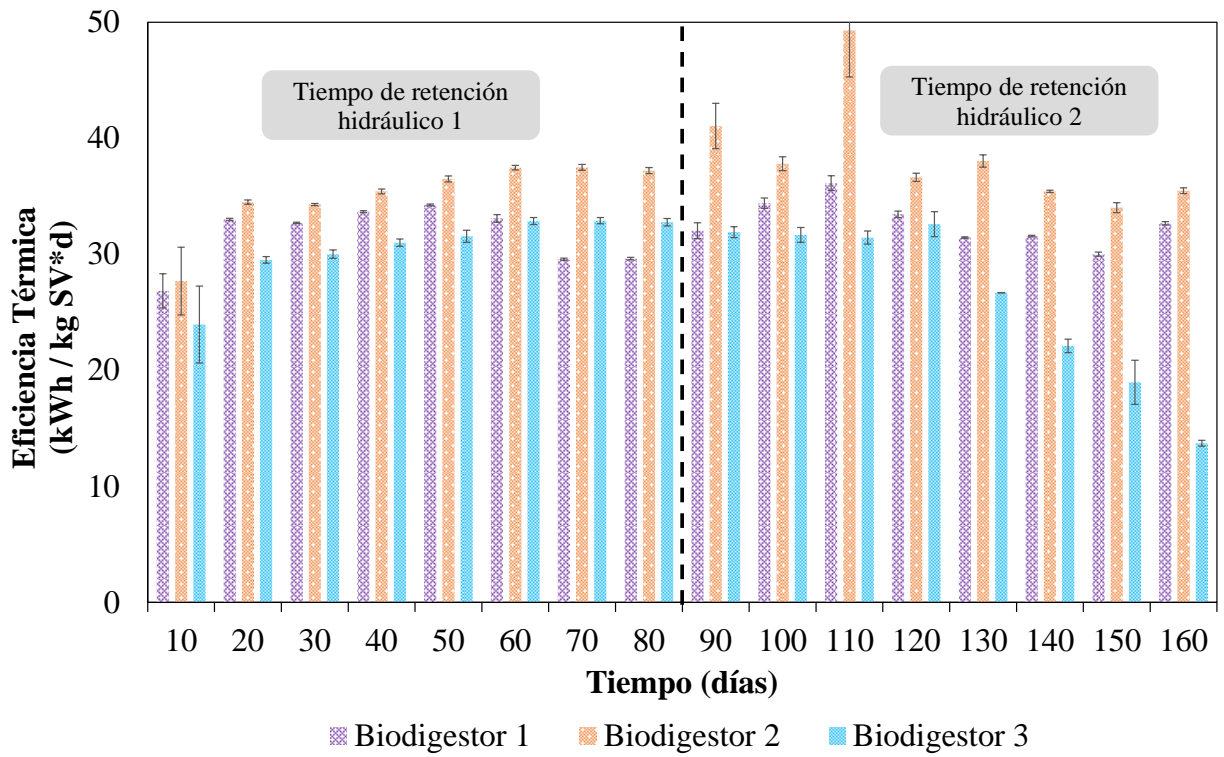


Figura C2.

Eficiencia térmica para las dos diferentes cargas orgánicas en los diferentes tiempos de retención.
 a) 1.0 kg DQO/m³d, b) 1.5 kg DQO/m³d

a)



b)

