



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

**EVALUACIÓN DEL USO DE PIROCHAR DE *GUADUA ANGUSTIFOLIA* EN EL
PROCESO DE DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE AGUAS RESIDUALES
DOMÉSTICAS**

Proyecto de investigación previo a la obtención del título de:

INGENIERO EN BIOTECNOLOGÍA

AUTOR

JOSUÉ ANDRÉS CHÓEZ MARTÍNEZ

Tena - Ecuador

2024



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

**EVALUACIÓN DEL USO DE PIROCHAR DE *GUADUA ANGUSTIFOLIA* EN EL
PROCESO DE DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE AGUAS RESIDUALES
DOMÉSTICAS**

Proyecto de investigación previo a la obtención del título de:

INGENIERO EN BIOTECNOLOGÍA

AUTOR: JOSUÉ ANDRÉS CHÓEZ MARTÍNEZ

TUTOR: Mgs. Rocío Cecibel Jiménez Paute

COTUTOR: Ph.D. Jaime Emilio Martí Herrero

COTUTOR: Ph.D. Joaquín Luis Brito Gonzalvez

Tena – Ecuador

2024

Carrera de Biotecnología

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad

Tena, 29 de agosto de 2024

De mi consideración:

Yo, Josué Andrés Chóez Martínez con documento de identidad 0943993212, declaro que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título en Biotecnología, son absolutamente inéditos, originales, auténticos y personales.

En virtud de lo cual, el contenido, criterios, opiniones, resultados, análisis, interpretaciones, conclusiones, recomendaciones y todos los demás aspectos vertidos en el presente documento, son de mi autoría y de mi absoluta responsabilidad.

Por la favorable atención a la presente, suscribo de usted.



Josué Andrés Chóez Martínez

CI: 0943993212

Carrera de Biotecnología

Autorización de Publicación en el Repositorio Institucional

Tena, 29 de agosto de 2024

Yo, Josué Andrés Chóez Martínez, con documento de identidad 0943993212 en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación “Evaluación del uso de pirochar de *Guadua angustifolia* en el proceso de digestión anaeróbica de aguas residuales domésticas” de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN, reconozco a favor de la Universidad Regional Amazónica Ikiam una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Así mismo autorizo a la Universidad Regional Amazónica Ikiam para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el Repositorio Institucional de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.



Josué Andrés Chóez Martínez

CI: 0943993212

Carrera de Biotecnología

Certificado de Dirección de Trabajo de Titulación

Tena, 29 de agosto de 2024

Certifico que el trabajo de titulación: “Evaluación del uso de pirochar de *Guadua angustifolia* en el proceso de digestión anaeróbica de aguas residuales domésticas” aprobado bajo el mecanismo de titulación de: artículo, fue realizado por Josué Andrés Chóez Martínez, bajo mi dirección.

El mismo ha sido revisado en su totalidad y analizado por la herramienta de verificación de similitud de contenido; por lo tanto, cumple con los requisitos teóricos, científicos, técnicos, metodológicos y legales establecidos por la Universidad Regional Amazónica Ikiam, para su entrega y defensa.



Firmado electrónicamente por:
ROCÍO CECIBEL
JIMENEZ PAUTE

Rocío Cecibel Jiménez Paute
C.I. 1104113939



Firmado electrónicamente por:
JAIME EMILIO MARTÍ
HERRERO

Jaime Emilio Martí Herrero
C.I. 1757205651



Firmado electrónicamente por:
JOAQUÍN LUIS BRITO
GONZÁLEZ

Joaquín Luis Brito Gonzálvez
C.I. 1758797417

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Regional Amazónica Ikiam por financiar esta investigación a través de la Convocatoria Interna Territorio Ikiam 2023 y al laboratorio de investigación de Biomasa por las facilidades brindadas. Además, este trabajo se ha realizado gracias al invaluable apoyo de mi tutora, Rocío Jiménez, y mis cotutores, Jaime Martí y Joaquín Brito, cuyos conocimientos y dedicación han sido fundamentales para llevar a cabo mi investigación. También a mi familia, por su apoyo incondicional, y a mi novia, Angiely, quien ha sido un pilar importante en mi vida universitaria, brindando apoyo constante a lo largo de todo mi recorrido académico.

A todos, mi más sincero agradecimiento.

TABLA DE CONTENIDO

PORTADA	ii
DECLARACIÓN DE DERECHO DE AUTOR, AUTENTICIDAD Y RESPONSABILIDAD	ii
AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL	iii
CERTIFICADO DE DIRECCIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓN	iv
AGRADECIMIENTOS.....	v
ÍNDICE DE TABLAS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
RESUMEN	ix
ABSTRACT	x
1 INTRODUCCIÓN.....	2
2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	6
2.1 Sustrato e inóculo para los ensayos de digestión anaerobia	6
2.2 Preparación del biochar	7
2.3 Caracterización del pirochar.....	8
2.4 Optimización de múltiples variables de respuesta para el contenido PBM.....	9
3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	11
3.1 Caracterización del inóculo y sustrato	11
3.2 Caracterización del pirochar.....	12
i. Propiedades fisicoquímicas del biochar	12
ii. Caracterización FTIR del pirochar	12
iii. Análisis Brunauer-Emmet-Teller (BET)	15
3.3 Análisis de varianza ANOVA	16
3.4 Potencial bioquímico de metano impulsado por el biochar	17
i. Actividad metanogénica específica (AME)	17
ii. Potencial bioquímico de metano (PBM).....	17
4 CONCLUSIONES	22
5 AGRADECIMIENTOS.....	23
6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Datos de diseño experimental para la evaluación del efecto del biochar en la digestión anaerobia de aguas residuales domésticas de Ikiam	10
Tabla 2. Características fisicoquímicas del inóculo y sustrato	11
Tabla 3. Características fisicoquímicas de los diferentes biochars	12
Tabla 4. Características de la superficie, volumen de poros y diámetro de poros de las muestras de biochar.	15
Tabla 5. Análisis de varianza ANOVA del tipo de pirochar y su concentración en los ensayos de DA	16
Tabla 6. Producción máxima del potencial bioquímico de metano (NmL/gSV)	18

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Análisis FTIR de biochar producido a partir de biomasa residual (<i>Guadua angustifolia</i>) a diferentes temperaturas de pirólisis de 300, 500 y 700 °C (PC1, PC2 y PC3). Con un tiempo de residencia de 1,5 horas.	13
Figura 2. Evaluación de la eficacia del biochar de <i>Guadua angustifolia</i> I+SPC1 en la producción de metano	19
Figura 3. Relación entre la producción máxima de metano y la concentración biochar	20

RESUMEN

La implementación de biochar puede mejorar significativamente la degradación de compuestos contaminantes y la calidad del agua tratada. Este estudio evaluó el impacto del biochar derivado de *Guadua angustifolia* en la digestión anaerobia de aguas residuales en la Universidad Regional Amazónica Ikiam, ubicada en Napo, Ecuador. Se analizaron parámetros clave del potencial bioquímico de metano (PBM) mediante ensayos por lotes, utilizando biochar sintetizado a diferentes temperaturas (300, 500 y 700°C) y en diversas dosis (5, 15 y 25 g/L). La caracterización del biochar mostró que el producido a 500°C presentaba una mayor área superficial y volumen de poros, mientras que el sintetizado a 700°C exhibía una menor funcionalidad de grupos superficiales. Los ensayos de PBM revelaron que el biochar sintetizado a 300°C y a una dosis de 25 g/L mejoró la producción de metano, alcanzando 402,7 NmL/gSV, lo que representa un incremento del 58% en comparación con el control, que produjo 266 NmL/gSV. Estos resultados sugieren que el biochar derivado de residuos de *G. angustifolia* posee un potencial significativo como material de soporte en la digestión anaerobia de aguas residuales, promoviendo una mayor eficiencia en la producción de biogás y contribuyendo al desarrollo de tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas residuales agroindustriales. Esta investigación proporciona una base sólida para futuras aplicaciones del biochar en procesos de biorremediación y producción de energía renovable, destacando su relevancia en el contexto de la gestión ambiental y la economía circular.

Palabras claves: Agua residual, digestión anaerobia, *Guadua angustifolia*, metano, biochar.

ABSTRACT

The implementation of biochar can significantly enhance the degradation of contaminant compounds and the quality of treated water. This study evaluated the impact of biochar derived from *Guadua angustifolia* on the anaerobic digestion of wastewater at the Regional Amazonian University Ikiam, located in Napo, Ecuador. Key parameters of the biochemical methane potential (BMP) were analyzed through batch assays, using biochar synthesized at different temperatures (300, 500, and 700°C) and at various doses (5, 15, and 25 g/L). The characterization of the biochar showed that the product synthesized at 500°C exhibited a larger surface area and pore volume, whereas the biochar synthesized at 700°C displayed reduced surface group functionality. BMP assays revealed that biochar synthesized at 300°C and at a dose of 25 g/L improved methane production, reaching 402.7 NmL/gVS, representing a 58% increase compared to the control, which produced 266 NmL/gVS. These results suggest that biochar derived from *G. angustifolia* residues has significant potential as a support material in the anaerobic digestion of wastewater, enhancing biogas production efficiency. This research provides a solid foundation for future applications of biochar in bioremediation processes and renewable energy production, highlighting its importance in environmental management and the circular economy.

Keywords: Anaerobic digestion, *Guadua angustifolia*, methane, pyrochar, wastewater.

Revista: RedBioLAC

<http://revistaredbiolac.org/index.php/revistaredbiolac/libraryFiles/downloadPublic/4>.

Evaluación del uso de pirochar de *Guadua angustifolia* en el proceso de digestión anaeróbica de aguas residuales domésticas.

Josué Andrés Chóez Martínez

1 INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua representa un reto crucial en la actualidad, dado los efectos negativos y perjudiciales que genera tanto en la salud humana, ecosistemas naturales, y la biodiversidad en general (Elbeltagi et al., 2021; Malla et al., 2024). Además, su incremento se ve exacerbado por factores como: el crecimiento demográfico, el cambio climático, el desarrollo industrial y la contaminación ambiental (ENRD & EIB, 2022). Según un estudio realizado por Qadir et al. (2020), se estima que a nivel mundial se producen alrededor de 380.000 billones de m³ de agua residual anualmente, pronosticando un aumento del 24% para el año 2030. De manera más específica, en Ecuador, según el registro de gestión de agua potable y alcantarillado, se determinó que del volumen total de agua suministrada a nivel nacional por los Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales (GADM), solo el 22,3% se redirige a plantas de tratamiento, por lo que, el agua no tratada desemboca en fuentes de agua dulce (Terán et al., 2022). Por esta razón, es indispensable optimizar la gestión de las aguas residuales, priorizando la reutilización, el reciclaje y la recuperación de este recurso, para respaldar el cumplimiento de los aspectos sociales, ambientales y económicos (Naciones Unidas, 2018).

Por consiguiente, para lograr este propósito existen distintos procesos, como el tratamiento químico, mecánico, físico químico y biológico. Sin embargo, algunos de estos procedimientos hacen uso de equipos y reactivos que elevan costos en los procesos y generan subproductos tóxicos, lo que a su vez causa un impacto negativo en el medio ambiente si no se gestionan de manera adecuada (Meiramkulova et al., 2020). Bajo este enfoque, la digestión anaerobia (DA) emerge como una tecnología biológica relevante en el tratamiento de aguas residuales, dado que promueve la sostenibilidad ambiental a partir de la descomposición de residuos orgánicos en escasez de oxígeno (Semiya et al., 2022).

La transformación de la materia orgánica por parte de la DA genera subproductos de gran valor entre los que se encuentran el biogás, una fuente de energía renovable, y el digestato, un producto secundario que tiene potencial en el sector agrícola por el alto contenido de nutrientes (Narayanan & Narayan, 2019). Pese a lo mencionado, aún existen retos en la DA, vinculados con: la estabilidad del medio, la acumulación de ácidos grasos, la baja producción de metano, y la calidad del efluente (Appels et al., 2011; He et al., 2024; Vítězová et al., 2020). En este sentido, investigaciones recientes se han focalizado en mejorar la eficiencia de la DA, con la incorporación de un biomaterial conocido como biochar (Song et al., 2024).

El biochar (BC) es un sólido carbonoso y poroso que se genera a partir de distintos procesos y tecnologías. No obstante, el método más utilizado es la pirólisis, proceso por el cual, la biomasa (residuos agrícolas, madera o estiércol) se somete a altas temperaturas en un medio libre de oxígeno, volviéndolo un material más estable y cambiando su nombre a pirochar (PC) (Manga et al., 2023; Zhao et al., 2021). Estudios recientes destacan al PC como un material adsorbente altamente prometedor en la reducción de contaminantes presentes en el agua residual, dada sus propiedades fisicoquímicas. Estas propiedades incluyen una amplia superficie específica, alta conductividad térmica y eléctrica, así como una notable estabilidad y resistencia a la degradación. Además de, contener una abundancia de grupos funcionales en su superficie (Manga et al., 2023; Vítězová et al., 2020). Por lo tanto, estas características no solo contribuyen a la eliminación de contaminantes, sino que también pueden mejorar la eficiencia en la DA.

Bajo estas condiciones, se han realizado diversos estudios sobre el incremento en la producción de metano utilizando PC. Una investigación realizada por Wang et al. (2020) evaluaron el efecto del biochar derivado de abeto Douglas sometido a un proceso térmico de 500°C, en la digestión anaerobia de lodos de aguas residuales, donde, se determinó que este biomaterial mejoraba la producción de metano en un 97.89% respecto a los grupos control. Además, se identificó que la presencia del biochar aumentaba el crecimiento de microorganismos metanogénicos, mejorando así el

proceso de DA. En otro estudio llevado a cabo por Pan et al. (2019), se emplearon diferentes materias primas, entre ellas madera de fruta, paja de trigo y estiércol seco de pollo, con la finalidad de generar distintos tipos de biochar mediante un proceso de pirólisis a temperaturas de 340, 450 y 550 °C, empleando estiércol de pollo como sustrato. Esta investigación estableció que el pirochar de 550 °C obtenido de la madera de fruta aumentó la producción de metano en un 69% respecto al control. Además, se observó una reducción significativa de la cantidad de nitrógeno amoniacal en el medio. Por otra parte, Alghashm et al. (2023) evaluaron los efectos de distintos biochars procedentes de digestatos a diferentes temperaturas (300 °C, 500 °C, 700°) en la DA, donde, se determinó que aumentar la temperatura de pirólisis también incrementan el pH del biomaterial. Así mismo, se determinó que el biochar producido a 700 °C disminuyó la fase de latencia en el medio, aminoró los porcentajes de materia orgánica y contaminantes, e incrementó la producción de metano. No obstante, otros estudios como el de Johnravindar et al. (2021) establecieron que temperaturas muy altas (700 °C) en biomasa lignocelulósica, puede afectar el área superficial del biochar y ocasionar problemas en la degradación de ácidos grasos volátiles.

Por otra parte, es crucial informar que en el Ecuador no hay una gestión adecuada de la biomasa residual generada en la industria maderera. Un caso específico es el uso de *Guadua angustifolia*, donde solo se aprovecha entre un 20 y 30 % de la biomasa total de esta especie vegetal, dando paso a un alto índice de residuos, los cuales al descomponerse pueden emitir altas cantidades de gases de efecto invernadero (Añazco & Rojas, 2015; Gatío et al., 2015; Navas-Cárdenas et al., 2023). Por lo tanto, dada la limitada información sobre la aplicación de PC en el tratamiento de aguas residuales mediante procesos biológicos, y el creciente interés en la reutilización de biomasa residual de *G. angustifolia*, este estudio que tiene como objetivo evaluar a escala laboratorio, la incidencia del biochar derivado de residuos de *G. angustifolia* en la DA de aguas residuales domésticas de la universidad regional amazónica Ikiám.

Por lo tanto, para identificar las condiciones óptimas de operación, se evaluaron parámetros claves en ensayos por lotes destinados a medir el potencial bioquímico de metano (PBM). Los parámetros evaluados incluyeron distintos tipos de PC, sintetizados a temperaturas de 300, 500 y 700 °C, y diversas dosis de estos materiales (5, 15 y 25 g/L).

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Sustrato e inóculo para los ensayos de digestión anaerobia

Para la recolección y transporte de las muestras de agua residual y del lodo anaeróbico, se implementó el protocolo descrito por Reutelshöfer & Guzmán (2015). En consecuencia, el muestreo se llevó a cabo considerando cuidadosamente el lugar, tiempo y técnica, con el fin de asegurar la integridad y representatividad de las muestras para los experimentos de DA.

Para ello, se identificó la zona de muestreo de aguas residuales, específicamente el caudal que procede a la entrada del biodigestor tubular de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas del campus de la Universidad Regional Amazónica Ikiam, localizada en Tena, Ecuador (0.9477° S, 77.8628° W). El lodo anaeróbico empleado como inóculo, se recolectó del mismo biodigestor tubular, el cual ha estado en operación continua durante seis años. Esta planta funciona a una temperatura de 25 ± 3 °C y procesa un caudal de alimentación compuesto por una mezcla de aguas grises y negras.

En cuanto al tiempo y la técnica de muestreo, se evitó la recolección de agua residual durante días lluviosos para minimizar la influencia de las precipitaciones en los resultados. Así mismo, la mayoría de las muestras se recolectaron en un horario de 9:00 a 11:00 a.m., para garantizar la consistencia en las condiciones operativas. Además, se empleó una técnica de muestreo cualificada, que consistió en la extracción de múltiples muestras simples mezcladas en intervalos de 2 minutos. Finalmente, ambas muestras se transportaron en envases plásticos de 6 litros al laboratorio de investigación de biomasa, para realizar los respectivos análisis fisicoquímicos.

El pH y la conductividad del agua residual y el lodo anaeróbico se determinaron seguidamente del muestreo, por medio de un potenciómetro Modelo Orión Star A325, Thermo Scientific. También, se determinaron las concentraciones de sólidos totales (ST),

sólidos volátiles (SV) y sólidos fijos (SF) de acuerdo con las normas estandarizadas (APHA, 2005; Baird et al., 2017). Con respecto al almacenamiento de las muestras para su posterior uso, el agua residual se almacenó en una refrigeradora a una temperatura de 4 °C y el inóculo se mantuvo a temperatura ambiente 25 ± 3 °C, esto se realizó en base al método propuesto por Holliger et al. (2016).

Posteriormente, se evaluó la actividad metanogénica específica (AME) de los lodos anaeróbicos (inóculo), siguiendo el protocolo descrito por Astals et al. (2015). Este análisis permitió determinar la capacidad de los consorcios microbianos presentes en el inóculo para generar metano a partir de un sustrato conocido (Acetato), proporcionando una medida precisa de su potencial metanogénico. Por lo que, se emplearon reactores de 130 mL con un volumen de trabajo de 60 mL. En estos reactores, se añadió el inóculo ajustado previamente con una concentración de 10 g/L de SV. A continuación, se adicionó una solución de Acetato (CH_3COO^-) con una concentración de 200 g/L, la proporción de Acetato e inóculo añadido se estableció mediante una relación inóculo-sustrato (RIS) de 5:1.

Los ensayos se realizaron por triplicado y se dividieron en dos grupos experimentales: el grupo (A), que contenía únicamente inóculo, y el grupo (I+A), que incluía el inóculo junto con el sustrato. Las muestras se incubaron a 37 °C, y la cuantificación de metano se realizó cada 24 horas durante 3 días. La técnica utilizada para la medición de metano está dada por el método de desplazamiento volumétrico, utilizando una solución alcalina de NaOH al 0,5 M (Vaquerano et al., 2016).

2.2 Preparación del biochar

Los residuos de *Guadua angustifolia*, recolectados de un taller maderero local en la parroquia de Alto Tena, Napo (0.941099° S, 77.875218° W), fueron triturados y tamizados a un tamaño de partícula de 10 a 5 MESH. Posteriormente, el material resultante fue secado en una estufa de incubación Heratherm IMH180-S, Thermo Scientific a 60 °C durante 24 horas y se almacenó en un contenedor libre de humedad.

El residuo seco fue pirolizado en un horno de tubo vacío de alta temperatura GSL-1100X durante 1,5 horas, bajo una atmósfera de N_2 y con una velocidad de calentamiento de 5 °C/min, variando únicamente la temperatura de operación durante la pirólisis (300, 500 y 700 °C) (Navas-Cárdenas et al., 2023a; Yin et al., 2018). Los biochars sintetizados se enfriaron a temperatura ambiente y se lavaron con una mezcla de etanol y agua en una proporción 3:1 para eliminar impurezas en su superficie. Como último paso, los diferentes biochars fueron secados a 105 °C durante toda la noche y se almacenaron en contenedores herméticos libres de humedad.

Para facilitar la identificación de las muestras de biochars, se designaron distintos códigos a cada uno, siendo estos PC1, PC2 y PC3, correspondientes a las temperaturas de pirólisis utilizadas: 300, 500 y 700 °C, respectivamente.

2.3 Caracterización del pirochar

Con el objetivo de evaluar las propiedades de los diversos biochars, se empleó la técnica de sorción-desorción de nitrógeno, haciendo uso del método de Brunauer-Emmet-Teller (BET) (Stylianou et al., 2020). Las mediciones de área superficial y porosidad se llevaron a cabo mediante fisisorción de nitrógeno a 77 K, utilizando un equipo ASAP 2010 de Micromeritics. Las muestras fueron pretratadas la noche anterior a la medición de las isothermas, manteniéndolas bajo vacío a 200 °C. Se obtuvieron isothermas de adsorción y desorción consecutivamente, y los datos fueron recolectados utilizando el software de control del instrumento. El área superficial se calculó mediante el método de Brunauer-Emmett-Teller (BET), el volumen poroso se determinó por la medida de adsorción a la presión de saturación cercana a 1, y la distribución de tamaños de poros se evaluó mediante el método de Barrett-Joyner-Halenda (BJH) (Sing, 1995). Asimismo, para poder determinar grupos funcionales en la superficie de cada material se realizó un análisis mediante Espectroscopía Infrarroja de Transformada de Fourier (FTIR) (Krysanova et al., 2022; Nzediegwu et al., 2021).

Las medidas de espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) se realizaron utilizando la técnica de pastillas de KBr auto soportadas, asegurando una baja concentración de la muestra para permitir una adecuada transmisión de la radiación infrarroja. Se realizaron 32 escaneos en un rango de 4000 a 400 cm^{-1} , con una resolución de 4 cm^{-1} , empleando un instrumento Nicolet iS10 de Thermo Fisher Scientific. Las mediciones de área superficial e infrarrojo se llevaron a cabo en el Centro de Química Dr. Gabriel Chuchani del Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (10.3983° N, 66.9652° W), garantizando condiciones óptimas y rigurosidad científica en la obtención de los datos. Adicionalmente, se evaluaron otros parámetros como: pH y conductividad a partir de métodos estandarizados. Además, se determinaron otros parámetros como humedad, cenizas, rendimiento, ST, SV y SF (APHA, 2005; Baird et al., 2017).

2.4 Optimización de múltiples variables de respuesta para el contenido PBM

Para este ensayo, se evaluó la incidencia de la temperatura de síntesis y la concentración del pirochar en el potencial bioquímico de metano (PBM). Se empleó un diseño factorial 3^2 , considerando tres niveles tres niveles para cada factor: temperatura de pirólisis de 300, 500 y 700 °C, y concentraciones de PC de 5 g/L, 15 g/L y 25 g/L, respectivamente. Estas variables se seleccionaron basándose en rangos previamente estudiados en la literatura (Johnravindar et al., 2021; Navas-Cárdenas et al., 2023b; Shen et al., 2021; Song et al., 2024; Wu et al., 2019). Las pruebas de PBM se llevaron a cabo evaluando la generación de metano a partir de la transformación del sustrato, en este caso agua residual, siguiendo las directrices metodológicas propuestas por Holliger et al. (2016). Los ensayos se realizaron a una temperatura controlada de 25 ± 3 °C, equivalente a la temperatura operativa del biodigestor empleado en este estudio.

Además del diseño experimental principal, se llevaron a cabo varios ensayos complementarios. El primero denominado ensayo blanco, cuyo reactor contenía únicamente inóculo, con el objetivo de determinar la producción endógena de metano atribuible al lodo anaeróbico. El segundo ensayo, que incorporó inóculo junto con los

pirochar sintetizados, buscó evaluar el impacto potencialmente inerte de estos biomateriales en la DA. Del mismo modo, se realizó un ensayo control que consistió en la combinación de inóculo y agua residual sin la adición de pirochar, con el fin de analizar la influencia específica del pirochar en la producción de metano bajo condiciones estándar. En la **tabla 1** se muestran las condiciones evaluadas en el diseño experimental.

Tabla 1. Datos de diseño experimental para la evaluación del efecto del biochar en la digestión anaerobia de aguas residuales domésticas de Ikiam

ID del ensayo	Inóculo	Sustrato	Biochar	Temperatura de Síntesis °C	Concentración biochar (g/L)
ISPC1-1	Lodo anaerobio	Agua residual doméstica	Bambú (<i>Guadua angustifolia</i>) Pirolizado	300	5
ISPC1-2					15
ISPC1-3					25
ISPC2-1				500	5
ISPC2-2					15
ISPC2-3					25
ISPC3-1				700	5
ISPC3-2					15
ISPC3-3					25

Los ensayos PBM se realizaron por triplicado en botellas de vidrio de 130 mL, con un volumen de trabajo de 60 mL. La relación inóculo-sustrato (RIS) empleado en los experimentos se estableció en 2, calculada en base a los sólidos volátiles del sustrato. La producción de metano se monitorizó diariamente durante el inicio del experimento y posteriormente de manera semanal. Para medir el volumen de metano producido, se utilizó el método de desplazamiento volumétrico con una solución alcalina de NaOH al 0,5 M (Jafari-Sejahrood et al., 2019).

Los ensayos finalizaron cuando la cantidad de metano era indetectable o <1 % del total producido. Adicionalmente, se utilizó un ANOVA de doble vía con interacción para evaluar los efectos principales del biochar y la concentración sobre el resultado, así como la interacción entre ambos factores. Este análisis permitió determinar si el impacto de un factor varía en función del nivel del otro, proporcionando una comprensión más detallada de como el biochar y la concentración influyen conjuntamente en el resultado. El nivel de confianza fue del 95 %, en el que se consideraron significativos los valores $p < 0,05$.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización del inóculo y sustrato

Tabla 2. Características fisicoquímicas del inóculo y sustrato

Parámetros	Inóculo	Sustrato
pH	6,82 ± 0,07	8,29 ± 0,20
Conductividad (μS/cm)	2240 ± 185,6	1015 ± 326
Sólidos Totales (% b.h)	3,13 ± 0,11	0,05 ± 0,01
Sólidos Volátiles (% b.h)	2,2 ± 0,09	0,04 ± 0,01
Sólidos Fijos (% b.h)	0,93 ± 0,02	0,2 ± 0,002

Nota: Base húmeda (b.h)

Los datos son valores promedios ± la desviación estándar de tres réplicas

Los resultados obtenidos en la **tabla 2** evidencian diferencias sustanciales en las propiedades fisicoquímicas entre el inóculo y el sustrato, lo cual tiene implicaciones importantes para la DA. Con respecto al pH, este parámetro nos proporciona información sobre la concentración de iones de hidrógeno presentes en una solución, considerando una temperatura específica. Para el caso del inóculo y sustrato obtenidos del digestor tubular, se registraron valores de pH de 6,82 y 8,29 respectivamente. No obstante, es importante considerar que según lo descrito por Holliger et al. (2016) el pH del inóculo debe ser mayor a 7 o menor a 8,5. Por lo tanto, esta discrepancia propone una consideración consecuente sobre la adecuación de nuestro inóculo para la puesta en marcha del estudio PBM. Sin embargo, a pesar de que nuestro inóculo exhibe un pH levemente ácido, es esencial comprender que los microorganismos que lo componen pueden haberse adaptado a estas condiciones particulares. En lo que concierne a la conductividad, esta se refiere a la capacidad del agua para conducir corriente eléctrica, estando directamente relacionada por la cantidad de sales, iones o diferentes sustancias disueltas en el efluente (Sengupta, 2017). Por lo que, es un aspecto clave dentro de la caracterización de los efluentes dado que evaluar la calidad del agua. Los resultados de conductividad registrados en esta investigación, tanto para el sustrato como el inóculo fueron de 1015 y 2240 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente.

3.2 Caracterización del pirochar

i. *Propiedades fisicoquímicas del biochar*

Tabla 3. Características fisicoquímicas de los diferentes biochars

Parámetros	PC1 (300 °C)	PC2 (500 °C)	PC3 (700 °C)
pH	7,12 ± 0,03	9,55 ± 0,04	9,93 ± 0,02
Conductividad (μS/cm)	392 ± 26,5	211 ± 11,71	662 ± 1,54
ST (% b.s.)	96,05 ± 0,062	96,47 ± 0,03	94,47 ± 0,07
SV (% b.s.)	81,92 ± 1,16	80,23 ± 0,27	72,93 ± 0,17
Humedad (%)	3,95 ± 0,06	3,53 ± 0,03	5,53 ± 0,07
Ceniza (%)	18,08 ± 1,16	16,25 ± 0,3	21,54 ± 0,22
Rendimiento (% b.s.)	37,05 ± 0,44	30,38 ± 0,92	28,95 ± 0,92

Nota: Base seca (b.s.)

Los datos son valores promedios ± la desviación estándar de tres réplicas

La **tabla 3** presenta un análisis comparativo de las características fisicoquímicas de las tres muestras de biochar (PC1, PC2 y PC3). El pH de las muestras varía significativamente, con PC1 obteniendo un valor de pH neutro (7,12 ± 0,03) en contraste con los valores alcalinos de PC2 (9,55 ± 0,04) y PC3 (9,93 ± 0,02). Con respecto a la conductividad, esta es más alta en PC3 (662 ± 1,54 μS/cm, lo que sugiere una mayor concentración de sales disueltas en la muestra de pirochar a 700 °C. Para el caso de sólidos volátiles (SV), estos disminuyen de PC1 (81,92 ± 1,16 %) a PC3 (72,93 ± 0,17 %) indicando una mayor proporción de material inorgánico en PC3. Estos valores difieren con el estudio de Shen et al. (2021), dado que en términos de pH las muestras de biochar presentan valores más altos, estos se encuentran entre 8 y 10 de pH para temperaturas de 300, 500 y 700 °C. Esto determina que el tipo de material puede variar las propiedades fisicoquímicas del material.

ii. *Caracterización FTIR del pirochar*

El análisis FTIR se desarrolló con el fin de observar el efecto de la temperatura de pirólisis en los diversos grupos funcionales superficiales de las muestras de biochar PC1, PC2 y PC3. Como se puede observar en la **figura 1**, la temperatura de pirólisis tiene un impacto notable en la presencia de grupos funcionales. En las tres muestras analizadas, el espectro FTIR mostró un pico amplio y prominente en el rango de 3000 cm⁻¹ y 3600

cm^{-1} , con una máxima intensidad alrededor de 3400 cm^{-1} . Esto implica la presencia de grupos hidroxilos (O-H) dentro de las muestras. Los grupos O-H son distintivos en compuestos que incluyen alcoholes, fenoles y ácidos carboxílicos. Además, indica la presencia de agua en las muestras, lo cual difiere de otros estudios revisados (Hackula et al., 2024), quizás porque la muestra no se encontraba completamente seca por absorber agua del medio ambiente. La identificación de picos en el rango de 2900 cm^{-1} a 3000 cm^{-1} , permite determinar la presencia de grupos alquílicos o alifáticos caracterizados por enlaces C-H, comúnmente observados en hidrocarburos alifáticos y otros compuestos orgánicos. Los rangos de 1550 cm^{-1} y 1700 cm^{-1} correspondientes a PC1, PC2 y PC3, están asociados a la vibración de dobles enlaces (C=O), donde pueden encontrarse compuestos como aldehídos, cetonas y ésteres. Así mismo, se puede considerar la presencia de enlaces (C=C) vinculados a alquenos y grupos aromáticos (Sahoo et al., 2021).

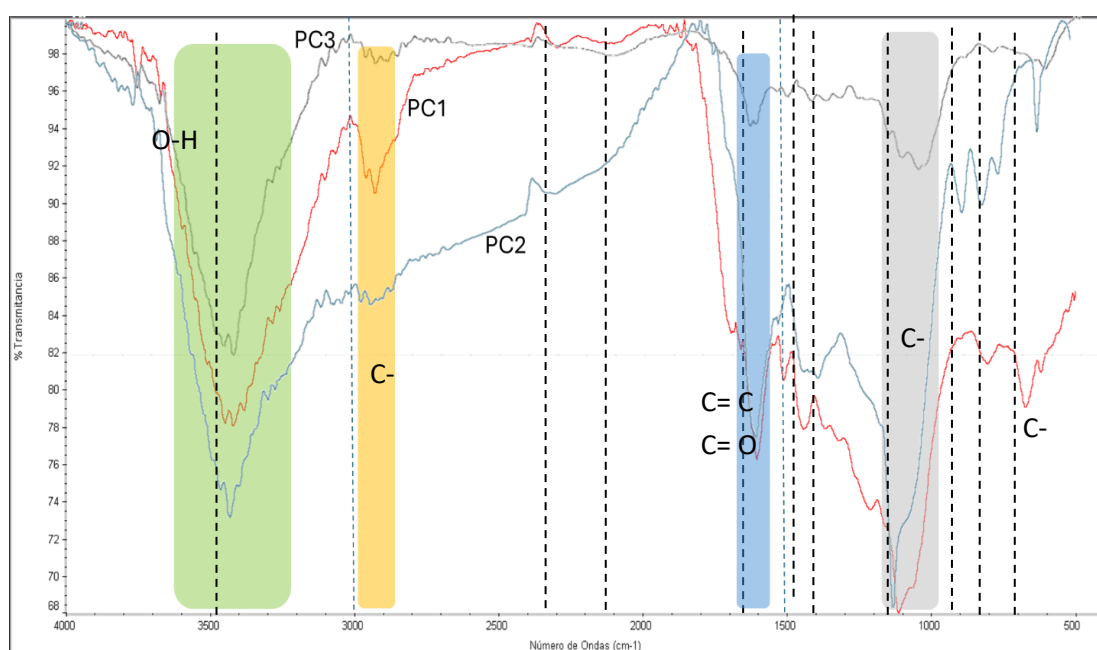


Figura 1. Análisis FTIR de biochar producido a partir de biomasa residual (*Guadua angustifolia*) a diferentes temperaturas de pirólisis de 300, 500 y 700 °C (PC1, PC2 y PC3). Con un tiempo de residencia de 1,5 horas.

Con respecto a las vibraciones observadas en la muestra PC3 (biochar a 700°C), tuvo una menor funcionalidad en comparación a PC1 y PC2, lo que determina la baja presencia de grupos funcionales, evidenciado por el aplanamiento de los picos a raíz que aumenta la temperatura de síntesis del material. No obstante, se observa un pico agudo cercano a 1700 cm^{-1} , lo cual está ligado a los estiramientos de C=O como se mencionó anteriormente. Por otro lado, en las tres muestras de pirochar se observa otro pico entre el rango 1050 cm^{-1} y 1300 cm^{-1} que se vuelve más intenso a medida que disminuye la temperatura de pirólisis, correspondiente al estiramiento de grupos C-O, sugiriendo la presencia de éteres o ésteres, además de la presencia de fenazinas, que se consideran un producto de la transformación pirolítica de la lignina y la celulosa (Wang et al., 2020). En la muestra PC1, los picos en 1650 cm^{-1} pueden estar asociados a vibraciones de estiramiento de dobles enlaces C=O, este grupo carbonilo, indica la presencia de cetonas, quinonas y ácidos carboxílicos. Además de abarcar la presencia de enlaces C=C que establecen compuestos aromáticos conjugados. El pico presente en el número de onda 1100 cm^{-1} puede estar asociado a enlaces C-O, presentes en éteres, ácidos carboxílicos y ésteres. Para PC1 y PC2, se observó un pico moderado entre 1500 y 1600 cm^{-1} , esto puede estar relacionado con picos característicos de restos de quinona (Burie et al., 1995).

Así mismo, en ambas muestras se detectaron picos entre 650 y 900 cm^{-1} que pueden estar vinculados con enlaces aromáticos C-H, los cuales se han observado en estudios anteriores que forman parte de la estructura regular en el biochar (Qian et al., 2013). En base a esto, es importante destacar que la presencia de restos de quinonas y fenazinas están vinculados en procesos como la transferencia directa de electrones entre especies, un mecanismo muy útil en algunos contextos biológicos que mejora la degradación de compuestos orgánicos y también el desarrollo de la DA. Por lo tanto, al comparar los porcentajes de transmitancia en picos relacionados a la presencia de quinonas y fenazinas entre las tres muestras, tanto PC1 y PC2 pueden demostrar propiedades redox más altas (Belhachemi et al., 2019; Wang et al., 2020). De modo que, este análisis sugiere que los pirochars a 300°C y 500°C pueden presentar capacidades redox importantes en la DA de aguas residuales de este estudio.

iii. *Análisis Brunauer-Emmet-Teller (BET)*

En la **tabla 4** se muestran el área de superficie BET, volumen de poros y el diámetro promedio de poros. El biochar con denominación PC2 correspondiente a la temperatura de 500 °C exhibió una mayor área superficial y mayor volumen total de poros, con 13,76 m²g⁻¹ y 2,72E⁻⁰² cm³g⁻¹, respectivamente. No obstante, en el caso de los otros biochars PC1 y PC3 no se observa una relación congruente entre el aumento de la temperatura y los incrementos del área superficial BET y del volumen total de poros, como se presentan en estudios como el de Wang et al. (2020) y Sahoo et al. (2021). Por otra parte, con el incremento de la temperatura de pirólisis, el tamaño de poros de las muestras se redujo de 18,90 a 10,51 nm. Esta disminución puede estar ligada al desarrollo de microporos en los biochars dado el incremento térmico. Estudios desarrollados a temperaturas similares de pirólisis con otros materiales establecen un aumento del área superficial y volumen de poro a medida que aumenta la temperatura (Shen et al., 2021). Por otra parte, el biochar PC3 que corresponde al bambú pirolizado a 700 °C tuvo una menor superficie (7,49 m²g⁻¹), esto discrepa de otro estudio en el que usan bambú como materia prima, donde el área superficial se encuentran en 18,7 m²g⁻¹ (Johnravindar et al., 2021).

Tabla 4. Características de la superficie, volumen de poros y diámetro de poros de las muestras de biochar.

Muestras de biochar	Superficie BET (m ² . g ⁻¹)	Volumen total de los poros (cm ³ . g ⁻¹)	BET Diámetro medio de los poros (nm) ^a	BJH Diámetro medio de los poros (nm) ^a	BJH Diámetro medio de los poros (nm) ^b
PC1	12,6	2,06E ⁻⁰²	18,90	14,28	56,82
PC2	13,76	2,72E ⁻⁰²	11,53	8,74	21,13
PC3	7,49	1,92E ⁻⁰²	10,51	13,5	86,18

^a Rama de adsorción

^b Rama de desorción

3.3 Análisis de varianza ANOVA

En este estudio se utilizó un diseño factorial 3^2 y un análisis de varianza ANOVA para determinar el impacto que tiene el tipo de biochar (sintetizado a 300, 500 y 700 °C) y su concentración (5, 15 y 25 g/L) en la producción de metano dentro de la digestión anaerobia de aguas residuales domésticas.

Tabla 5. Análisis de varianza ANOVA del tipo de pirochar y su concentración en los ensayos de DA

Fuente	df	SS	MS	F	p (>F)	Significancia
Material (M)	2	39604.7	19802.3	12.9	$1.6E^{-04}$	***
Concentración (C)	3	25536.9	8512.3	5.5	$4.9E^{-03}$	**
M:C	6	31415.5	5235.9	3.4	$1.4E^{-02}$	*
df: Grados de libertad			***: Altamente significativo			
SS: Suma de cuadrados			*: Significativo			
MS: Cuadrado medio			*: Moderadamente significativo			

La **tabla 5** muestra que, el tipo y concentración del biochar, exhibieron efectos significativos en la generación de CH_4 . El análisis de varianza ANOVA demostró que el tipo de biochar utilizado en cada ensayo tiene un efecto altamente significativo ($p = 1.6E^{-04}$) dentro de la DA. Esto sugiere que la eficiencia de CH_4 es directamente proporcional al tipo de biochar utilizado. Con respecto a la concentración de biochar en cada ensayo, los resultados muestran que esta variable afecta de manera significativa ($p = 4.9E^{-03}$) la generación de CH_4 . Por lo tanto, esto establece que la concentración adecuada puede modular de manera efectiva los procesos desarrollados en la DA (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) de aguas residuales domésticas de Ikiam asistido con biochar. Finalmente, el análisis de varianza para tipo de biochar y concentración destaca una interacción moderadamente significativa ($p = 1.4E^{-02}$), considerando que, la interacción del material pirolizado con la concentración puede influir de manera no lineal en la generación de CH_4 . Esto puede estar vinculado con los ensayos a 700 °C donde no hay una interacción coherente entre ambas variables. Bajo esta consigna, es fundamental establecer estrategias óptimas en la implementación del biochar y la dosis para obtener las mejores condiciones de trabajo en los ensayos.

3.4 Potencial bioquímico de metano impulsado por el biochar

i. Actividad metanogénica específica (AME)

Los resultados obtenidos de la prueba de actividad metanogénica específica (AME) determinaron que, a la temperatura óptima de 37°C, se desarrolló la formación de metano mediante la vía acetoclástica, como se evidencia a partir del sustrato empleado en la metodología propuesta por Astals et al. (2015). Por consiguiente, la actividad metanogénica del inóculo del biodigestor tubular de Ikiam fue de 0,0312 g DQO CH₄ /g SV*día. Este valor guarda relación con otros estudios de AME realizados en digestores tubulares en el que se observa un AME cercano a 0,04 g DQO CH₄/g VS d (Castro et al., 2017; Jaimes-Estévez et al., 2022) .

ii. Potencial bioquímico de metano (PBM)

Los ensayos PBM de las aguas residuales de Ikiam desarrollados en este estudio utilizando biochar de *Guadua angustifolia* como material de soporte se aplicaron con el objetivo de determinar como afecta la presencia de los diferentes pirochars en la producción final de metano. Para ello, el ensayo se realizó a 25 °C de acuerdo con los métodos estandarizados de PBM, así mismo, después de 101 días se finalizó el ensayo, puesto que su producción fue <1% del volumen acumulado de metano (Holliger et al., 2016). La **tabla 6**. Muestra la producción acumulada de metano (CH₄) en unidades de Nml/gSV para distintas condiciones de operación. Los datos obtenidos indican que tanto el tipo de biochar como su dosis afectan significativamente la producción de metano de las aguas residuales de Ikiam.

Tabla 6. Producción máxima del potencial bioquímico de metano (NmL/gSV)

Ensayo	CH ₄ (NmL/gSV)
I+S	266,0
I+SPC1-1	314,3
I+SPC1-2	338,4
I+SPC1-3	420,7
I+SPC2-1	246,9
I+SPC2-2	280,1
I+SPC2-3	320,7
I+SPC3-1	224,9
I+SPC3-2	299,7
I+SPC3-3	233,3

En primer lugar, la producción de CH₄ acumulado para el control (I+S) fue de 266 NmL/gSV. Para el ensayo I+SPC1, con biochar producido a 300 °C demostró un incremento significativo en la producción de metano a medida que aumentó la concentración de biochar: 314,3 NmL/gSV (5 g/L), 338,4 NmL/gSV (15 g/L) y 420,7 NmL/gSV (25 g/L). Estos resultados sugieren que el biochar generado a esta temperatura mejora notablemente la eficiencia de producción de CH₄, pero, no se encuentra una relación lineal entre el aumento de la concentración de pirochar y el aumento de la producción de metano. Por otro lado, el grupo I+SPC2 con pirochar generado a 500 °C, presentó una producción de metano menor en comparación con SPC1, aunque claramente mayor a el grupo control. Los valores obtenidos fueron 246,9 NmL/gSV (5 g/L), 280,1 NmL/gSV (15 g/L) y 320,7 NmL/gSV (25 g/L). Estos valores indican un incremento moderado en la producción de CH₄ con el aumento de la concentración de biochar a 500 °C. Por último, el grupo I+SPC3, con biochar producido a 700 °C demostró tener una variabilidad considerable y en cierto punto decreciente en la producción de CH₄ con respecto al grupo control. Los valores registrados fueron: 224,9 NmL/gSV (5 g/L), 299,7 NmL/gSV (15 g/L) y 233,3 NmL/gSV (25 g/L).

Estos resultados sugieren que el biochar producido a 700 °C no es efectivo, y hasta cierto punto puede llegar a generar inhibición dentro del medio a ciertas concentraciones, puesto que el PBM de estos ensayos fue inferior al control (266,0 NmL/gSV. Este efecto inhibitorio puede estar ligado a la baja degradación de ácidos grasos volátiles, tal y como

lo demuestra el estudio de Johnravindar et al. (2021), en el que se observó como el biochar de bambú pirolizado a 700 °C exhibía un peor rendimiento en términos de degradación de ácidos grasos volátiles de cadena larga, lo cual también guarda relación con la baja área superficial del material que afecta la interacción del biochar con bacterias metanogénicas y oxidantes de propionato e isovalerato en la superficie (Giwa et al., 2019; Indren et al., 2020). Por otro lado, los rendimientos de CH₄ óptimos a menor temperatura de pirólisis guardan relación con estudios posteriores en el que se utilizaron como materia prima: rastrojo de maíz, abeto y lodos activados, destacando una producción considerable de CH₄ a temperatura que van desde los 300 a 400 °C (Shen et al., 2021; Wang et al., 2020b; Wu et al., 2019).

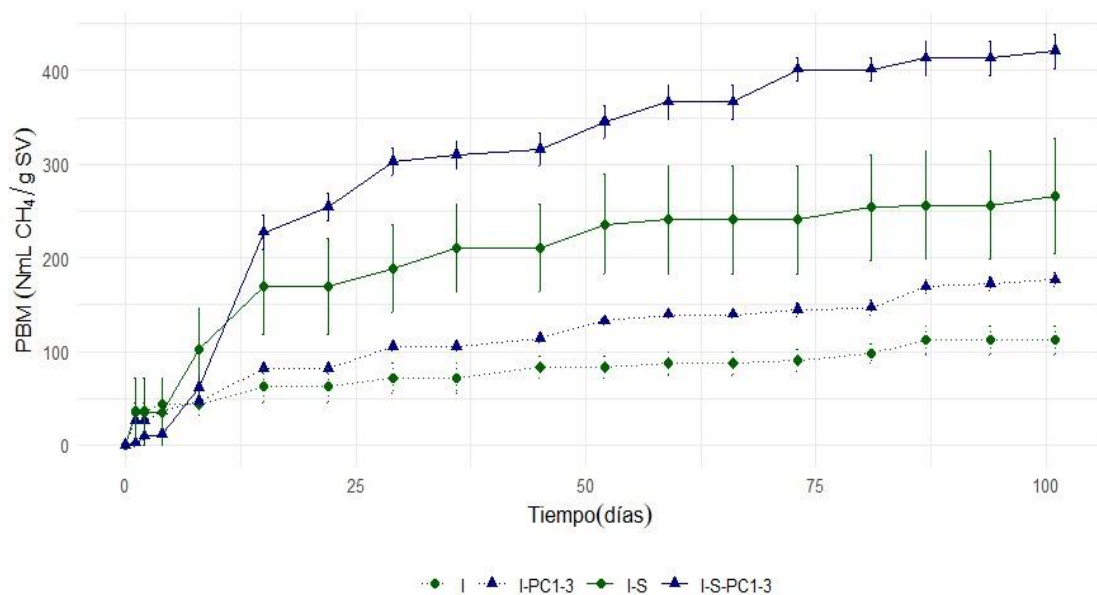


Figura 2. Evaluación de la eficacia del biochar de *Guadua angustifolia* I+SPC1 en la producción de metano

En la **figura 2**, se observa como la incorporación del biochar a una temperatura de pirólisis de 300 °C y concentración de 25 g/L puede mejorar la eficiencia de producción de metano en sustratos complejos como el agua residual. El estudio indicó que la muestra I+SPC1-3 (biochar a 300°C y con concentración de 25 g/L) incrementó la generación de CH₄ en un 58,2% más en comparación al grupo control. Este resultado subraya el impacto positivo del biochar en sustratos complejos como aguas residuales en el proceso de DA. Además, este estudio buscó evaluar el impacto del biochar

producido a 300 °C (PC1) como un sustrato en la generación de metano. Los resultados indicaron que la producción de CH₄ en ensayos que contenían inóculo y biochar fue de 176,4 NmL/gSV, un valor muy cercano al del inóculo solo, que produjo 111,81 NmL/gSV. En contraste, la combinación de inóculo y agua residual resultó en una generación significativamente mayor de 265,97 NmL/gSV. Esto sugiere que el biochar no actúa como sustrato, dado que su potencial bioquímico de metano estuvo ligeramente por encima de la producción endógena del inóculo. Esto, guarda relación con otro estudio que evalúa al biochar como material de soporte y no como sustrato (Jaimes-Estévez et al., 2023). Sin embargo, el biochar, aunque inerte, puede contribuir de otras maneras en el proceso de la digestión anaerobia. Su estructura porosa y área superficial pueden facilitar la generación de biopelículas, la adsorción de compuestos inhibitorios y nutrientes, así como estabilizar el pH del medio (Nie et al., 2024).

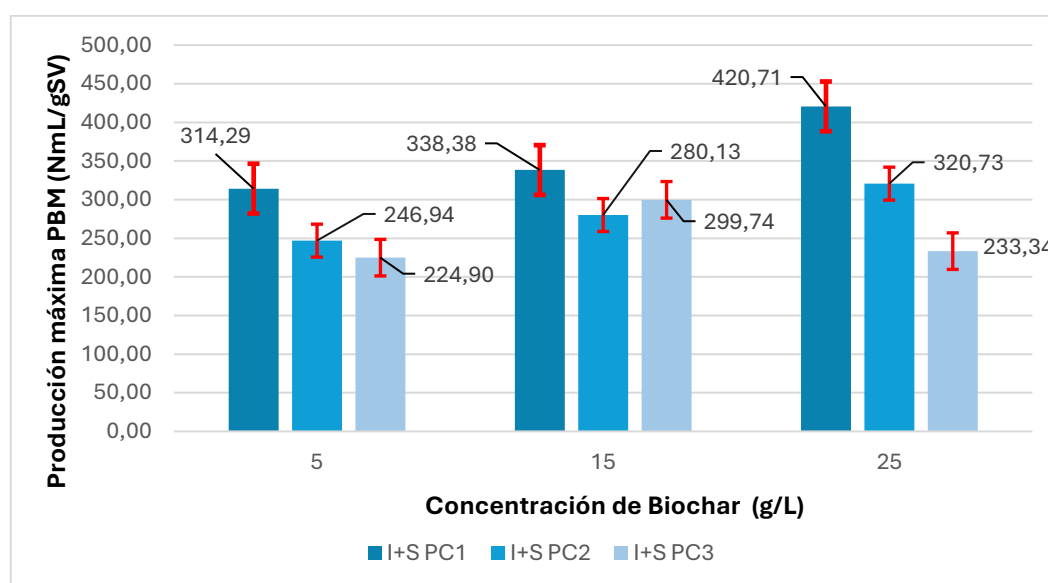


Figura 3. Relación entre la producción máxima de metano y la concentración de biochar

En la **figura 3**, se evaluó la producción máxima de metano en función de diferentes concentraciones de biochar (5, 15 y 25 g/L) en tres ensayos denominados I+SPC1, I+SPC2 y I+SPC3 (300, 500 y 700 °C). Los resultados muestran patrones interesantes: para I+SPC1 la producción de metano aumenta gradualmente con el incremento de la concentración de biochar, de 314,29 hasta 420,17 NmL/gSV, indicando una posible influencia positiva del biochar a medida que aumenta la concentración. En contraste,

tanto I+SPC2 como I+SPC3 muestran respuestas menos consistentes. I+SPC2 exhibe un aumento general en la generación de metano a medida que aumenta la concentración, sin embargo, el aumento no es tan marcado como I+SPC1. Por otra parte, I+SPC3 muestra un pico de producción de metano a 15 g/L (299,74 NmL/gSV), seguido de una disminución a 25 g/L (233,34 NmL/gSV), lo que sugiere una respuesta no lineal o presencia de inhibición del biochar a 700 °C a medida que aumenta la cantidad en el medio. Estos aspectos pueden estar ligados a propiedades del biochar como el área superficial, tamaño de poros y grupos funcionales, los cuales están implicados en las interacciones con bacterias.

4 CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra que el pirochar derivado de *Guadua angustifolia* puede potenciar significativamente la generación de CH₄ en la DA. Los resultados obtenidos a partir de la síntesis, caracterización y el estudio PBM, revelan que el pirochar cumple una función importante dentro del proceso anaeróbico del inóculo y sustrato. A pesar de que el PC sintetizado a 700 °C mostró efectos inhibitorios dentro del medio, a causa de una baja superficie específica y nula presencia de grupos funcionales, si se conoce que tanto el PC de 300 y 500 °C tuvieron mejores resultados respecto al grupo control. Los estudios de caracterización nos indicaron que tanto PC1 y PC2 tuvieron resultados similares en los análisis FTIR y BET, sin embargo, se observó que PC1 se desarrolló de manera óptima al aumentar la concentración de pirochar en el medio, llegando a producir un 58% de CH₄ respecto al grupo control. Estos resultados nos revelan que las características estructurales de PC1 pueden mejorar la capacidad amortiguadora en el medio, ayudar en la transferencia de electrones entre grupos microbianos y permitir el desarrollo de colonias bacterianas en la superficie del material. Además, los resultados obtenidos del análisis de varianza ANOVA nos revelan que, la eficiencia de CH₄ es directamente proporcional al tipo de pirochar utilizado en el medio. Por los hallazgos en esta investigación, este estudio subraya la relevancia de incorporar un material de soporte orgánico para optimizar la DA. Estableciendo una conexión entre los métodos de laboratorio y el tratamiento de residuos para la generación de energía. En ese sentido, se motiva al estudio otros aspectos como el efecto del biochar en la cinética y la estabilidad del medio, profundizando en cada etapa de la DA (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis). También es necesario desarrollar un análisis microbiológico para determinar si el pirochar facilita el crecimiento de la población microbiana.

5 AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Regional Amazónica Ikiam por financiar esta investigación a través de la Convocatoria Interna Territorio Ikiam 2023 y al laboratorio de investigación de Biomasa por las facilidades brindadas. Además, este trabajo se ha realizado gracias al invaluable apoyo de mi tutora, Rocío Jiménez, y mis cotutores, Jaime Martí y Joaquín Brito, cuyos conocimientos y dedicación han sido fundamentales para llevar a cabo mi investigación.

6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alghashm, S., Song, L., Liu, L., Ouyang, C., Zhou, J. L., & Li, X. (2023). Improvement of Biogas Production Using Biochar from Digestate at Different Pyrolysis Temperatures during OFMSW Anaerobic Digestion. *Sustainability* 2023, 15(15), 11917. <https://doi.org/10.3390/SU151511917>.
- Añazco, M., & Rojas, S. (2015). *Estudio de la cadena desde la producción al consumo del Bambú con énfasis en la especie (Guadua angustifolia) en Ecuador*. INBAR.
- APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (21a ed.). American Public Health Association.
- Appels, L., Lauwers, J., Degreve, J., Helsen, L., Lievens, B., Willems, K., Van Impe, J., & Dewil, R. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(9), 4295–4301. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2011.07.121>
- 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. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2015.05.063>
- Baird, R., Eaton, A., & Rice, E. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23a ed.). American Water Works Association (AWWA, WEF and APHA).
- Belhachemi, M., Khiari, B., Jeguirim, M., & Sepúlveda-Escribano, A. (2019). Characterization of biomass-derived chars. *Char and Carbon Materials Derived from Biomass: Production, Characterization and Applications*, University of Strasbourg, University of Upper Alsace, Institute of Materials Science of Mulhouse (IS2M—UMR CNRS 7361), Mulhouse, France. 69–108. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814893-8.00003-1>
- Burie, J. R., Boussac, A., Boullais, C., Berger, G., Mattioli, T., Mioskowski, C., Nabedryk, E., & Breton, J. (1995). FTIR spectroscopy of UV-generated quinone radicals: Evidence for an intramolecular hydrogen atom transfer in ubiquinone, naphthoquinone, and plastoquinone. *Journal of Physical Chemistry*, 99(12), 4059–4070. https://doi.org/10.1021/J100012A029/ASSET/J100012A029.FP.PNG_V03
- 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. *Bioresource Technology*, 239, 311–317. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.05.035>
- Elbeltagi, A., Azad, N., Arshad, A., Mohammed, S., Mokhtar, A., Pande, C., Etedali, H. R., Bhat, S. A., Islam, A. R. M. T., & Deng, J. (2021). Applications of Gaussian process regression for predicting blue water footprint: Case study in Ad Daqahliyah, Egypt. *Agricultural Water Management*, 255, 107052. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2021.107052>
- Environment and Natural Resources Department, & EIB Projects Directorate. (2022). Wastewater as a resource. https://www.eib.org/attachments/publications/wastewater_as_a_resource_en.pdf
- Gatáo, A., Sharma, B., Bock, M., Mulligan, H., & Ramage, M. H. (2015). Sustainable structures: bamboo standards and building codes. 167(5), 189–196. <https://doi.org/10.1680/ENSU.14.00009>

- Giwa, A. S., Xu, H., Chang, F., Wu, J., Li, Y., Ali, N., Ding, S., & Wang, K. (2019). Effect of biochar on reactor performance and methane generation during the anaerobic digestion of food waste treatment at long-run operations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(4), 103067. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2019.103067>
- Hackula, A., Ning, X., Collins, G., Jackson, S. A., O'Leary, N. D., Deng, C., O'Shea, R., Murphy, J. D., & Wall, D. M. (2024). Investigating the effects of whiskey-barrel derived biochar addition to anaerobic digestion at a distillery: A study on energy yield and system efficiency. *Energy Conversion and Management*: X, 100654. <https://doi.org/10.1016/J.ECMX.2024.100654>
- He, K., Liu, Y., Tian, L., He, W., & Cheng, Q. (2024). Review in anaerobic digestion of food waste. *Heliyon*, 10(7), e28200. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2024.E28200>
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., De Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J. C., De Lacroix, H. F., Ghasimi, D. S. M., Hack, G., Hartel, M., ... Wierinck, I. (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/WST.2016.336>
- Indren, M., Birzer, C. H., Kidd, S. P., Hall, T., & Medwell, P. R. (2020). Effects of biochar parent material and microbial pre-loading in biochar-amended high-solids anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 298, 122457. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.122457>
- Jafari-Sejathood, A., Najafi, B., Faizollahzadeh Ardabili, S., Shamshirband, S., Mosavi, A., & Chau, K. wing. (2019). Limiting factors for biogas production from cow manure: energo-environmental approach. *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics*, 13(1), 954–966. <https://doi.org/10.1080/19942060.2019.1654411>
- 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*, 23, 101566. <https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2023.101566>
- Jaimes-Estévez, J., Mercado, E. V., 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*, 19, 101168. <https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2022.101168>
- Johnravindar, D., Wong, J. W. C., Chakraborty, D., Bodedla, G., & Kaur, G. (2021). Food waste and sewage sludge co-digestion amended with different biochars: VFA kinetics, methane yield and digestate quality assessment. *Journal of Environmental Management*, 290, 112457. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.112457>
- Krysanova, K., Krylova, A., Kulikova, M., Kulikov, A., & Rusakova, O. (2022). Biochar characteristics produced via hydrothermal carbonization and torrefaction of peat and sawdust. *Fuel*, 328, 125220. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2022.125220>
- Malla, M. A., Ansari, F. A., Bux, F., & Kumari, S. (2024). Re-vitalizing Wastewater: Nutrient Recovery and carbon capture through Microbe-Algae synergy using Omics-Biology. *Environmental Research*, 119439. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2024.119439>
- Manga, M., Aragón-Briceño, C., Boutikos, P., Semiyaga, S., Olabinjo, O., & Muoghalu, C. C. (2023). Biochar and Its Potential Application for the Improvement of the Anaerobic Digestion Process: A Critical Review. *Energies* 2023, 16(10), 4051. <https://doi.org/10.3390/EN16104051>
- Meiramkulova, K., Devrishov, D., Marzanov, N., Marzanova, S., Kydyrbekova, A., Uryumtseva, T., Tastanova, L., & Mkilima, T. (2020). Performance of Graphite and Titanium as Cathode Electrode Materials on

- Poultry Slaughterhouse Wastewater Treatment. *Materials* 2020, 13(20), 4489. <https://doi.org/10.3390/MA13204489>
- Narayanan, C. M., & Narayan, V. (2019). Biological wastewater treatment and bioreactor design: A review. *Sustainable Environment Research*, 1(1), 1–17. <https://doi.org/10.1186/s42834-019-0036-1>.
- Navas-Cárdenas, C., Caetano, M., Endara, D., Jiménez, R., Lozada, A. B., Manangón, L. E., Navarrete, A., Reinoso, C., Sommer-Márquez, A. E., & Villasana, Y. (2023). The Role of Oxygenated Functional Groups on Cadmium Removal using Pyrochar and Hydrochar Derived from *Guadua angustifolia* Residues. *Water*, 15(3), 525. <https://doi.org/10.3390/W15030525>
- Nie, W., He, S., Lin, Y., Cheng, J. J., & Yang, C. (2024). Functional biochar in enhanced anaerobic digestion: Synthesis, performances, and mechanisms. *Science of The Total Environment*, 906, 167681. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.167681>
- Nzediegwu, C., Naeth, M. A., & Chang, S. X. (2021). Elemental composition of biochars is affected by methods used for its determination. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 156, 105174. <https://doi.org/10.1016/J.JAAP.2021.105174>
- Pan, J., Ma, J., Liu, X., Zhai, L., Ouyang, X., & Liu, H. (2019). Effects of different types of biochar on the anaerobic digestion of chicken manure. *Bioresource technology*, 275, 258–265. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.12.068>
- Qadir, M., Drechsel, P., Jiménez Cisneros, B., Kim, Y., Pramanik, A., Mehta, P., & Olaniyan, O. (2020). Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source. *Natural Resources Forum*, 44(1), 40–51. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12187>
- Qian, K., Kumar, A., Patil, K., Bellmer, D., Wang, D., Yuan, W., & Huhnke, R. L. (2013). Effects of Biomass Feedstocks and Gasification Conditions on the Physiochemical Properties of Char. *Energies* 2013, 6(8), 3972–3986. <https://doi.org/10.3390/EN6083972>
- Sahoo, S. S., Vijay, V. K., Chandra, R., & Kumar, H. (2021). Production and characterization of biochar produced from slow pyrolysis of pigeon pea stalk and bamboo. *Cleaner Engineering and Technology*, 3, 100101. <https://doi.org/10.1016/J.CLET.2021.100101>
- Semiyaga, S., Nakagiri, A., Niwagaba, C. B., & Manga, M. (2022). *Application of Anaerobic Digestion in Decentralized Faecal Sludge Treatment Plants*. 263–281. https://doi.org/10.1007/978-981-19-4921-0_14
- Sengupta, P. K. (2017). Water Quality Standards and Water Pollution. *Industrial Water Resource Management*, 195–245. <https://doi.org/10.1002/9781119272496.CH6>
- Shen, Y., Yu, Y., Zhang, Y., Urgun-Demirtas, M., Yuan, H., Zhu, N., & Dai, X. (2021). Role of redox-active biochar with distinctive electrochemical properties to promote methane production in anaerobic digestion of waste activated sludge. *Journal of Cleaner Production*, 278, 123212. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.123212>
- Sing, K. S. W. (1995). Physisorption of nitrogen by porous materials. *Journal of Porous Materials*, 2(1), 5–8. <https://doi.org/10.1007/BF00486564/METRICS>
- Song, Y., Ma, M., Su, Q., Du, Y., & Du, D. (2024). The new strategy of using pine-cone biochar to enhance anaerobic digestion of liquor wastewater for methane production. *Journal of Cleaner Production*, 438, 140748. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2024.140748>
- Stylianou, M., Christou, A., Dalias, P., Polycarpou, P., Michael, C., Agapiou, A., Papanastasiou, P., & Fatta-Kassinou, D. (2020). Physicochemical and structural characterization of biochar derived from the

- pyrolysis of biosolids, cattle manure and spent coffee grounds. *Journal of the Energy Institute*, 93(5), 2063–2073. <https://doi.org/10.1016/J.JOEI.2020.05.002>
- Terán, C., Argüello, J., Cando, C., Salazar, D., & Muñoz, J. (2022). *Estadística de Información Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales*. www.ecuadorencifras.gob.ec
- Unidas, N. (2018). *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe*. www.issuu.com/publicacionescepal/stacks
- Vaquerano, N., Salazars, T., & Porras, M. (2016). Medición automática del metano en biogás, por columnas de desplazamiento. *Revista Tecnología en Marcha*, 29(8), 86. <https://doi.org/10.18845/TM.V29I8.2988>
- Vítězová, M., Kohoutová, A., Vítěz, T., Hanišáková, N., & Kushkevych, I. (2020). Methanogenic microorganisms in industrial wastewater anaerobic treatment. *Processes*, 8(12), 1–27. <https://doi.org/10.3390/PR8121546>
- Wang, P., Peng, H., Adhikari, S., Higgins, B., Roy, P., Dai, W., & Shi, X. (2020). Enhancement of biogas production from wastewater sludge via anaerobic digestion assisted with biochar amendment. *Bioresource Technology*, 309, 123368. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123368>
- Wu, B., Yang, Q., Yao, F., Chen, S., He, L., Hou, K., Pi, Z., Yin, H., Fu, J., Wang, D., & Li, X. (2019). Evaluating the effect of biochar on mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge and microbial diversity. *Bioresource Technology*, 294, 122235. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.122235>
- Yin, Q., Zhang, B., Wang, R., & Zhao, Z. (2018). Phosphate and ammonium adsorption of sesame straw biochars produced at different pyrolysis temperatures. *Environmental science and pollution research international*, 25(5), 4320–4329. <https://doi.org/10.1007/S11356-017-0778-4>
- 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*, 341, 125797. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125797>