



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

**SÍNTESIS Y APLICACIÓN DE HIDROCHAR DE *Guadua angustifolia* EN EL
PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DE AGUAS RESIDUALES**

Proyecto de investigación previo a la obtención del Título de:

INGENIERO EN BIOTECNOLOGÍA

Autor: JEFFERSON LENIN HERNÁNDEZ QUINCHANGO

Tutor: Mgs. ROCÍO CECIBEL JIMÉNEZ PAUTE

Tena – Ecuador

2024

Carrera de Biotecnología

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad

Tena, 29 de agosto de 2024

De mi consideración:

Yo, Jefferson Lenin Hernández Quinchango con documento de identidad 2200505259, declaro que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título de Ingeniero de 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,



Jefferson Lenin Hernández Quinchango

CI: 2200505259

Carrera de Biotecnología

Autorización de publicación en el repositorio institucional

Tena, 29 de agosto de 2024

Yo, Jefferson Lenin Hernández Quinchango, con documento de identidad 2200505259 en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación “Síntesis y aplicación de hidrochar de *Guadua angustifolia* en el proceso de digestión anaerobia de aguas residuales”, 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.



Jefferson Lenin Hernández Quinchango

CI: 2200505259

Carrera de Biotecnología

Certificado de dirección de trabajo de titulación

Tena, 29 de agosto de 2024

Certifico que el trabajo de titulación: “Síntesis y aplicación de hidrochar de *Guadua angustifolia* en el proceso de digestión anaerobia de aguas residuales”, aprobado bajo el mecanismo de titulación de: tesis, fue realizado por Jefferson Lenin Hernández Quinchango, 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.



Mgs. Rocío Cecibel Jiménez Paute

C.I: 1104113939



PhD. Zulay Marina Niño Ruiz

C.I: 1757560303



PhD. Diana Elizabeth Guaya Caraguay

C.I: 1104071467

TABLA DE CONTENIDO

PORTADA

DECLARACIÓN DE DERECHO DE AUTOR, AUTENTICIDAD Y RESPONSABILIDAD.....ii

AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL.....iii

CERTIFICADO DE DIRECCIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓNiv

ÍNDICE DE TABLAvii

ÍNDICE DE FIGURAS.....viii

RESUMEN.....ix

ABSTRACTx

1. INTRODUCCIÓN2

2. MATERIALES Y MÉTODOS6

2.1 Síntesis de hidrochar por el método de carbonización hidrotermal6

2.2 Caracterización del hidrochar y residuos de guadua.....7

2.3 Preparación de los ensayos de digestión anaerobia.....8

2.3.1 Preparación y caracterización del agua residual doméstica y del inóculo8

2.3.2 Actividad metanogénica específica8

2.3.3 Potencial bioquímico de metano9

2.3.4 Índice de rendimiento de co-digestión.....10

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN12

3.1 Impacto del tiempo de residencia HTC en las características del hidrochar
de *G. angustifolia*12

3.2 Caracterización de los hidrochar y residuos de guadua14

3.3 Actividad metanogénica específica18

3.4 Efectos del hidrochar y residuo de guadua en la digestión anaerobia de aguas
residuales18

3.4.1 Efectos del hidrochar y residuo de guadua en la producción de metano18

3.4.2 Análisis de varianza ANOVA.....20

3.4.3 Potencial bioquímico de metano de las muestras de aguas residual y biomateriales.....21

3.4.4 Análisis de varianza ANOVA de la co-digestión.....26

5. CONCLUSIONES28

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ÍNDICE DE TABLA

Tabla 1.	Datos del diseño experimental para la evaluación del efecto del hidrochar sobre el potencial bioquímico de metano (PBM) de las aguas residuales domésticas de Ikiam.....	10
Tabla 2.	Características fisicoquímicas del agua residual doméstica e inóculo. ..	12
Tabla 3.	Características físicas y químicas de los hidrochares de G. angustifolia producidos en diferentes tiempos de residencia conjunto con el residuo de guadua.	13
Tabla 4.	Superficies específicas, volumen total de poros y distribución de poros de los hidrochares y residuo de guadua..	15
Tabla 5.	Potencial bioquímico de metano máximo ($PBM_{m\acute{a}x}$, NmL CH ₄ / g SV) de los ensayos de digestión anaerobia con diferentes dosis de hidrochar añadido	20
Tabla 6.	Análisis de varianza ANOVA de la aplicación de hidrochares y residuo de guadua en la producción de metano.	21
Tabla 7.	Potencial bioquímico de metano máximo ($PBM_{m\acute{a}x}$) de los ensayos de mono-digestión anaerobia en NmL CH ₄ / g SV.....	22
Tabla 8.	Potencial bioquímico de metano máximo ($PBM_{m\acute{a}x}$) de los ensayos de co-digestión anaerobia en NmL CH ₄ / g SV.....	24
Tabla 9.	Índice de rendimiento de la co-digestión (IRC) de aguas residuales domésticas con hidrochar y residuos de guadua.....	26
Tabla 10.	Análisis de varianza ANOVA de la aplicación de hidrochares y residuo de guadua en la producción de metano.....	27

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Espectros IR de hidrochares y residuos de guadua: HC1 (a), HC2 (b), HC3 (c) y RG (d).....	17
--	----

RESUMEN

En este estudio fue investigado el uso del hidrochar (HC) derivado de residuos de *Guadua angustifolia* en la digestión anaerobia de aguas residuales domésticas. Primeramente, fueron sintetizados tres tipos de hidrochar (HC1, HC2, HC3) a diferentes tiempos de residencia (1, 2 y 3 horas). Luego se determinó el área superficial, porosidad y grupos funcionales de los HCs, y de los residuos de guadua cruda. Los resultados mostraron que el HC2 tiene la mayor área superficial y volumen de poros. Estas características pueden estar relacionadas en el incremento de la producción de metano en comparación con los otros HC y residuos de guadua (RG). A una concentración de 25 g/L, RG presentó el mayor potencial bioquímico de metano (PBM) debido a su mayor volumen y tamaño de poros, favoreciendo la actividad microbiana. La co-digestión con HC demostró efectos sinérgicos en la producción de metano, especialmente con HC2. La actividad metanogénica específica fue comparada con estudios previos, corroborando la eficiencia de los hidrochars en la mejora de la digestión anaerobia.

Palabras clave: Agua residual doméstica, biochar, digestión anaerobia, hidrochar, potencial bioquímico de metano.

ABSTRACT

The study investigates the use of hydrochar (HC) derived from *Guadua angustifolia* in the anaerobic digestion of domestic wastewater. HC produced at different residence times (1, 2 and 3 hours) were characterized by BET surface area, porosity and FTIR spectroscopy measurements. The results showed that HC2 (2 h residence time) had the highest surface area and pore volume, which improved methane production compared to other HCs and guadua residues (RG). At a concentration of 25 g/L, RG presented the highest biochemical methane potential (MBP) due to its higher volume and pore size, favoring microbial activity. Co-digestion with HC showed synergistic effects on methane production, especially with HC2. The specific methanogenic activity was compared with previous studies, corroborating the efficiency of hydrochars in improving anaerobic digestion.

Key words: Anaerobic digestion, biochar, biochemical methane potential, domestic wastewater, hydrochar.

Revista RedBioLAC

<http://revistaredbiolac.org/index.php/revistaredbiolac>

Síntesis y aplicación de hidrochar de *Guadua angustifolia* en el proceso de digestión anaerobia de aguas residuales

Jefferson Lenin Hernández Quinchango

1. INTRODUCCIÓN

El rápido crecimiento en la generación de aguas residuales está impulsado por el acelerado desarrollo de la urbanización (He et al., 2021). A medida que aumenta la población, se eleva la demanda de alimentos, energía y agua, lo que agrava la escasez de recursos en muchas regiones del mundo (Melgarejo et al., 2022). A nivel global, se estima que más del 80 % de las aguas residuales se vierten en arroyos, ríos, lagos y lagunas sin un tratamiento adecuado, exacerbando aún más los problemas ambientales (Coordination, 2016). Esta situación es crítica y destaca la importancia de garantizar la disponibilidad y gestión sostenible del agua, incluyendo el saneamiento, como uno de los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) (ONU, 2015).

En Ecuador, según datos del Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC), en el 2021 en el país se registraron 577 plantas de tratamiento de agua residual, distribuidos en 164 municipios (INEC, 2022). De estos, el 74.2% es decir, 164 Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales (GADMs) cuentan con una o más plantas de tratamiento para las aguas residuales urbanas, mientras que el 22.6%, no cuentan con planta de tratamiento de aguas residuales y el 3.2% no cuenta con alcantarillado (INEC, 2022). Además, según un análisis de Córdova (2022), solo aproximadamente el 12% de las aguas residuales domésticas son tratadas, mientras que el 88% restante se vierte directamente en quebradas o ríos sin tratamiento previo. Sumado a esto, es importante destacar que según el INEC (2022), la Amazonía es la región con el mayor porcentaje de ingreso de aguas residuales a las plantas de tratamiento, representando el 35.9% del total. Abordar estos desafíos es fundamental para asegurar un futuro más sostenible y equitativo para las comunidades en todo el mundo.

Para lograr este propósito existen distintos procesos, como el tratamiento químico (Koul et al., 2022), mecánico (Anda et al., 2018), físico químico (Ishak et al., 2021) y biológico (Bora et al., 2023; Ishak et al., 2021). No obstante, algunos de estos métodos requieren

equipos y reactivos que incrementan los costos operativos (Flores & Pozo, 2023). Actualmente, la digestión anaerobia (DA) está emergiendo como una tecnología que reduce la dependencia de los combustibles fósiles, proporcionando una fuente de energía con un impacto ambiental reducido (Cremonez et al., 2021). Este proceso biológico implica la descomposición microbiana de residuos orgánicos complejos en ausencia de oxígeno, generando valiosos recursos biológicos como el biogás (combustible) y el biol (fertilizante) (Garfí et al., 2016; Martí Herrero, 2019). La composición del biogás incluye principalmente 50% - 70% de metano (CH_4), 40-20% de dióxido de carbono (CO_2) y trazas de otros gases, como ácido sulfhídrico (H_2S) (Garfí et al., 2016; Rehman et al., 2019; Martí Herrero, 2019; Subbarao et al., 2023). Generalmente, la DA es un proceso secuencial que tiene lugar en un biodigestor y consta de cuatro etapas de reacciones bioquímicas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, desarrollándose eficientemente a una temperatura de 35 °C (Martí Herrero, 2019; Subbarao et al., 2023).

La DA ha sido ampliamente utilizada en el tratamiento de aguas residuales y residuos sólidos debido a los bajos costos de implementación y operación, reducción de lodos y puesta en marcha en zonas rurales (Martí-Herrero et al., 2018; Xu et al., 2023). Sin embargo, se enfrenta a retos relacionados con la inestabilidad del sistema y la insuficiente degradación de la materia orgánica, tanto en laboratorio como en aplicaciones prácticas, lo que repercute en un rendimiento insatisfactorio en la producción de metano (Xu et al., 2023). El éxito del proceso de DA depende en gran medida de las estrategias operativas y de los parámetros del proceso, tales como el tipo de reactor, inóculo, sustrato, tiempo de retención hidráulica, velocidad de alimentación y temperatura de operación los cuales son cruciales (Paranhos & Silva, 2020; Sinharoy et al., 2020). Por otro lado, existen diversos parámetros del proceso como el pH, la alcalinidad y las concentraciones de ácidos grasos volátiles (AGVs), que juegan un papel determinante en el destino del metabolismo microbiano (Subbarao et al., 2023).

Estudios previos han demostrado que la adición de materiales carbonosos exógenos a los sistemas de DA mejora eficazmente la tasa de producción de metano y la estabilidad

del proceso (Choe et al., 2019, 2021). Materiales como las nanopartículas de hierro, la magnetita y el carbón activado granular (CAG) se usan frecuentemente porque facilitan la transferencia directa de electrones (DIET, por sus siglas en inglés) entre bacterias sintróficas y metanógenos (He et al., 2021; Shi et al., 2021). Sin embargo, estos materiales pueden ser costosos y presentar problemas relacionados con su preparación. Recientemente, el hidrochar (HC) ha surgido como un aditivo carbonoso alternativo para mejorar el rendimiento del proceso de DA debido a su bajo costo operativo, a los sencillos requisitos de equipamiento y la valorización de residuos como materia prima para su síntesis. Esta práctica se alinea con los principios de la economía circular. (Wang et al., 2022).

El hidrochar es un producto carbonoso obtenido a partir de la conversión de biomasa lignocelulósica con alta humedad mediante un proceso denominado carbonización hidrotermal (HTC, por sus siglas en inglés). La HTC se lleva a cabo a temperaturas entre 180-350 °C aplicadas a la biomasa en presencia de agua a presión saturada durante un tiempo de residencia variable, pues de estas condiciones de operación, además de la naturaleza de la materia prima, dependen las características físicas y químicas del material (Ahmed et al., 2021; Luo & Wong, 2019; Y. Wu et al., 2020). Los mecanismos de reacción de la HTC incluyen hidrólisis, deshidratación, descarboxilación, condensación, polimerización y aromatización, que ocurren secuencialmente y en paralelo (Ahmed et al., 2021; Wang et al., 2022).

Por otra parte, estudios previos sugieren que la adición de HC a la DA mejora la eficiencia del proceso, incrementado la cantidad de biometano producido. Esta condición es posible debido a que el HC puede facilitar y acelerar la DIET en el medio anaerobio, gracias a sus abundantes grupos funcionales que contienen oxígeno en la superficie. Esto no sólo facilita la conversión de AGVs en metano, sino que también ayuda a aliviar la caída del pH debida al rápido consumo de AGVs (Sun et al., 2022; Xu et al., 2023). Asimismo, el HC promueve el enriquecimiento de microorganismos degradadores de materia orgánica y metanógenos (Shi et al., 2021; Xu et al., 2023).

En este sentido, se han utilizado varias materias primas tales como estiércol animal, residuos orgánicos domésticos, residuos agrícolas y lodos de depuradora (Aragón-Briceño et al., 2020). En Ecuador existen alrededor de 600 000 hectáreas cubiertas con diferentes tipos de bambú, como la especie *Guadua angustifolia*, muy utilizada en la construcción y en la industria maderera (Añasco & Rojas, 2015; Navas-Cárdenas et al., 2023). Sin embargo, solo es aprovechado el 20-30 % de esta materia prima (Añasco & Rojas, 2015). Por lo tanto, estos residuos pueden ser reciclados y reutilizados como fuente renovable para la síntesis de HC (Choe et al., 2019, 2021; Navas-Cárdenas et al., 2023).

Considerando los aspectos mencionados anteriormente, el objetivo principal de este estudio fue evaluar el impacto de la incorporación de HC derivado del residuo de *G. angustifolia* en el proceso de digestión anaerobia aplicado a aguas residuales domésticas generadas en la Universidad Regional Amazónica Ikiam (URAI). Los objetivos específicos fueron los siguientes: (1) Sintetizar diferentes tipos de HC a partir de residuos de *G. angustifolia* mediante carbonización hidrotermal, (2) analizar las propiedades fisicoquímicas de los tipos de HC obtenidos, y (3) determinar las mejores condiciones de operación del proceso de digestión anaerobia de aguas residuales domésticas asistida con HC a escala laboratorio.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Síntesis de hidrochar por el método de carbonización hidrotermal

Se realizaron trabajos de recolección del residuo de *G. angustifolia* en un taller de tala situado en Alto Tena (0.941099° S, 77.875218° O), en las proximidades de la Universidad Regional Amazónica Ikiam. Posteriormente, se procedió a secar los residuos de guadua a temperatura ambiente (25 ± 3 °C) durante 6 horas. Luego, las muestras fueron tamizadas usando una malla 10 MESH, y secadas en una estufa modelo OGS60 (Thermo Scientific, Heratherm, EE. UU) a temperatura de 60 °C durante 24 horas. Finalmente, las muestras fueron almacenadas en recipientes herméticos para su posterior uso.

Durante el proceso de síntesis del HC, se utilizó una relación de masa de *G. angustifolia* y agua destilada de 1:16, respectivamente (Choe et al., 2019; Navas-Cárdenas et al., 2023). Esta mezcla se introdujo en reactores hidrotérmicos de 150 ml para la producción de HC a una temperatura de 200 °C, con una velocidad de calentamiento de 5 °C/min y tiempos de residencia de 1, 2 y 3 horas, de tal forma que se obtuvieron tres tipos de hidrochar codificados como HC1, HC2 y HC3, respectivamente. Una vez completada la síntesis, los reactores se sumergieron en agua a temperatura ambiente para detener la reacción en el momento deseado. Posteriormente, el HC obtenido se sometió a un proceso de filtración por vacío utilizando un papel filtro 0.45 µm y se lavó repetidamente con agua destilada hasta que se obtuvo una fase acuosa incolora. Luego, se secó en una estufa modelo OGS60 (Thermo Scientific, Heratherm, EE. UU) a una temperatura de 105 °C durante 15 horas. Además de los hidrochar, se utilizó el residuo de guadua (RG). Ambos materiales fueron triturados y tamizados utilizando una malla de 60 a 120 MESH, que corresponde a tamaños de partículas en el intervalo de 0.125 mm a 0.250 mm (Dai et al., 2019; Mshandete et al., 2006). Finalmente, se almacenaron en recipientes herméticos para su posterior uso en los ensayos de digestión anaeróbica.

Se midió el pH y la conductividad eléctrica (CE) de una suspensión 1:20 (p/v) de HC en agua destilada, previamente agitada durante 1 hora en una plancha de agitación (Nzediegwu et al., 2021), utilizando un medidor de pH modelo Orión Star A325 (Thermo Scientific, EE. UU). El rendimiento de HC se calculó utilizando la ecuación (1). Para la caracterización del HC, se aplicaron métodos estándar APHA (2017), analizando parámetros fundamentales como sólidos totales (ST), cenizas y sólidos volátiles (SV). Se realizaron triplicados de todos los análisis fisicoquímicos.

$$\text{Rendimiento de hidrochar (\%)} = \left(\frac{\text{Masa de hidrochar seca (g)}}{\text{Masa de } G. \text{ angustifolia \textit{seca (g)}}} \right) \times 100 \quad (1)$$

2.2 Caracterización del hidrochar y residuos de guadua

Las medidas de área superficial y porosidad se realizaron mediante fisisorción de nitrógeno a 77 K utilizando un equipo ASAP 2010 de Micromeritics. Las muestras fueron pretratadas durante la noche previa a la medición de las isothermas bajo vacío a 200 °C. Se tomaron consecutivamente las isothermas de adsorción y de desorción y se recolectaron los datos utilizando el software de control del instrumento. El área superficial se calculó mediante el método de BET (Sing, 1995), el volumen poroso por la medida de adsorción a la presión de saturación ~ 1 y la distribución de tamaños de poros por el método de BJH (Dasar et al., 2023; Sing, 1995). Además, las medidas de FTIR se realizaron por la técnica de pastillas de KBr autosoportadas, con baja concentración de la muestra para permitir una adecuada transmisión de la radiación infrarroja. Se realizaron corridas de 32 scans entre 4000 y 400 cm^{-1} , con una resolución de 4 cm^{-1} (Guo et al., 2020). El instrumento empleado fue un Nicolet iS10 de Thermo Fisher Scientific. Las mediciones de área superficial e infrarrojo se realizaron en el Centro de Química Dr. Gabriel Chuchani, del Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, IVIC.

2.3 Preparación de los ensayos de digestión anaerobia

2.3.1 Preparación y caracterización del agua residual doméstica y del inóculo

Para la caracterización del inóculo, se recolectaron muestras de un biodigestor tubular de 10 m³ ubicado en la planta de tratamiento de la Universidad Regional Amazónica Ikiam, operando a una temperatura promedio de $25 \pm 3^{\circ}\text{C}$. El inóculo (I) se extrajo del lodo anaerobio acumulado en el fondo del biodigestor, el cual se alimenta de aguas residuales domésticas. Las aguas residuales (AR) se recolectaron del caudal antes de ingresar al biodigestor tubular y se almacenaron a 4 °C siguiendo el método propuesto por (Holliger et al., 2016). Para la caracterización del inóculo y sustrato, se aplicaron métodos estándar según APHA (APHA, 2017), analizando parámetros como ST, SV y cenizas. Además, se utilizó un potenciómetro (Modelo Orión Star A325, Thermo Scientific, EE. UU.) para medir el pH, la temperatura y la CE.

2.3.2 Actividad metanogénica específica

Se determinó la actividad metanogénica específica (AME) del inóculo, de acuerdo con el método descrito por Astals et al. (2015). Con una concentración menor o igual a 10 g $\text{SV}_{\text{Inóculo}}/\text{L}$, se procedió a la preparación de una solución madre de acetato con una concentración de 200 g/L. Esta solución se empleó como sustrato en los ensayos de AME con una relación inóculo/sustrato (RIS) de 5:1. Se incluyó un ensayo de control compuesto únicamente por el inóculo. Los ensayos se realizaron por triplicado y se llevaron a cabo bajo condiciones de $37 \pm 0.20^{\circ}\text{C}$, utilizando una incubadora POL-EKO-APARATURA SP.J.. La cuantificación de la producción de metano se realizó mediante el método de desplazamiento volumétrico (Galvan, 2024), utilizando una solución de NaOH al 0.5 M. Dicha producción de metano se midió cada 24 horas durante un período de 3 días.

2.3.3 Potencial bioquímico de metano

Con el fin de evaluar la aplicación del HC de *G. angustifolia* en el proceso de DA de aguas residuales domésticas, se llevaron a cabo experimentos del potencial bioquímico de metano (PBM) de acuerdo con el método establecido por Holliger et al. (2016). Para ello, se aplicó un diseño experimental factorial 4^k ($k=2$) como se muestra en la Tabla 1. Se realizó el montaje por triplicado de residuos de guadua, con 48 biorreactores de 130 ml a escala de laboratorio, utilizando una relación de inóculo/sustrato (RIS) de 2. La temperatura de operación fue 25 ± 3 °C, y el tamaño de partícula de los hidrochars y guadua fue de 0.125 mm - 0.250 mm. Además, Se incluyó un ensayo de control de solo inóculo. La variable de respuesta de los experimentos fue el volumen de metano generado, medido por desplazamiento en una solución de NaOH (0.5 M).

Inicialmente, las mediciones se realizaron diariamente, después las mediciones fueron una vez por semana hasta el día 101. La producción de metano fue normalizado a temperatura y presión estándar (0°C; 1 atm) utilizando la ecuación (2) (Kafle & Kim, 2013). Todos los experimentos se realizaron por triplicado. Adicionalmente, la significancia estadística de los resultados obtenidos se evaluó mediante un ANOVA de una vía con un nivel de confianza del 95 %, en el que se consideraron significativos los valores $p < 0.05$.

$$V_{STP} = \frac{V_T * 273(760 - p_w)}{(273 + T) * 760} \quad (2)$$

donde V_{STP} corresponde al volumen de metano (L) medido a temperatura estándar (0 °C) y presión estándar (1 atm), V_T es el volumen de metano medido a temperatura la T (°C), p_w es la presión de vapor de agua en función de la temperatura (mm Hg) y T es la temperatura del gas (°C).

Tabla 1. Datos del diseño experimental para la evaluación del efecto del hidrochar sobre el potencial bioquímico de metano (PBM) de las aguas residuales domésticas de Ikiam

Tratamiento	Biomaterial	Concentración (g/L)
T1	HC1	0
T2		5
T3		15
T4		25
T5	HC2	0
T6		5
T7		15
T8		25
T9	HC3	0
T10		5
T11		15
T12		25
T13	RG	0
T14		5
T15		15
T16		25

Nota: HC1, Hidrochar sintetizado a 1 hora: HC2, Hidrochar a 2 horas: HC3, Hidrochar a 3 horas: RG, Residuo de guadua.

2.3.4 Índice de rendimiento de co-digestión

Para evaluar los posibles efectos sinérgicos o antagónicos entre el hidrochar y el agua residual, se realizó un análisis considerando el índice de rendimiento de la co-digestión (IRC). Este índice se calcula con la relación entre el potencial bioquímico de metano de la mezcla (hidrochar: agua residual) de co-digestión ($B_{i,n}$) y la media ponderada ($\bar{B}_{i,n}$) basada en el contenido de SV en los potenciales biometánicos de los sustratos individuales ($B_{i,n}$), según la ecuación (3) (Labatut et al., 2011):

$$IRC = \frac{B_{i,n}}{\bar{B}_{i,n}} = \frac{B_{i,n}}{\sum_i^n SV_i B_i} \quad (3)$$

donde los sustratos i y n son codigeridos, siendo i, el agua residual doméstica y n, los biomateriales, respectivamente. En la interpretación de los datos, un IRC > 1 indica que

se produjo un efecto sinérgico en términos de producción adicional de metano en el caso de co-digestión. Por el contrario, un $IRC < 1$ sugiere que la biodegradación independiente o algunos efectos antagónicos se produjeron en co-digestión de múltiples sustratos. Finalmente, si $IRC=1$, indica que la cantidad de metano producida por la mezcla de sustratos es igual a la suma de las cantidades de metano que se producirían si cada sustrato se digiriera por separado, es decir, no se observa ningún efecto sinérgico o antagonista.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Impacto del tiempo de residencia HTC en las características del hidrochar de *G. angustifolia*

Las características fisicoquímicas del inóculo y agua residual doméstica se presentan en la Tabla 2. Mientras que, los rendimientos de hidrochars obtenidos a partir de la carbonización hidrotermal de *G. angustifolia*, variando el tiempo de retención durante la síntesis, se muestran en la Tabla 3. Un aumento en el tiempo de retención, desde 1 a 3 horas, resultó en una disminución moderada en el rendimiento del HC, del 87.97% al 77.44%, respectivamente. En la HTC, este factor es crucial, ya que los rendimientos de HC disminuyen con el aumento del tiempo de calentamiento. Esto se debe a que una mayor exposición al calor promueve una mayor tasa de conversión (Cao et al., 2019; Mumme et al., 2011; Smith & Ross, 2019). Sin embargo, en estos casos se obtiene un HC más estable debido al aumento de las fracciones de carbono fijo. Este fenómeno se explica adicionalmente por las reacciones de deshidratación y descarboxilación promovidas durante tiempos de residencia más largos, lo que conlleva la eliminación de componentes celulósicos y hemicelulósicos (Cao et al., 2021; Ghanim et al., 2016; Zhou et al., 2022). Además, en el estudio realizado por Nakason et al. (2018), se observó una correlación negativa entre el tiempo de retención del HTC y el rendimiento del biochar.

Tabla 2. Características fisicoquímicas del agua residual doméstica e inóculo.

Parámetros	Unidad	Inóculo	Agua residual doméstica
pH	-	6.87 ± 0.07	8.20 ± 0.20
Conductividad	(μS/cm)	2027 ± 185. 60	966.33 ± 325. 74
Temperatura	(°C)	27.20 ± 1.13	27.23 ± 0.90
Cenizas	(%, b.s)	0.922 ± 0.021	0.016 ± 0.002
ST	(g/kg, b.h)	31.26 ± 1.15	0.53 ± 0.06
SV	(g/L, b.h)	22.03 ± 0.94	0.375 ± 0.06

Nota: base húmeda (b.h); base seca (b.s). ST, Sólidos totales; SV, Sólidos volátiles.

Los datos son valores medios ± desviación estándar de tres réplicas.

Tabla 3. Características físicas y químicas de los hidrochars de *G. angustifolia* producidos en diferentes tiempos de residencia conjunto con el residuo de guadua.

Parámetros	Unidad	HC1	HC2	HC3	RG
Conductividad	($\mu\text{S}/\text{cm}$)	42.70 $\pm$ 1.78	17.19 $\pm$ 0.57	14.98 $\pm$ 0.84	1079.67 $\pm$ 14.98
pH	-	6.99 $\pm$ 0.29	6.12 $\pm$ 0.18	5.04 $\pm$ 0.16	7.86 $\pm$ 0.02
Cenizas	(%, b.s)	3.99 $\pm$ 0.21	3.33 $\pm$ 0.11	3.20 $\pm$ 0.20	5.40 $\pm$ 0.21
ST	(g/kg, b.s)	941.59 $\pm$ 3.01	943.03 $\pm$ 1.09	951.33 $\pm$ 4.16	930.54 $\pm$ 5.16
SV	(g/kg, b.s)	996.46 $\pm$ 0.16	997.02 $\pm$ 0.08	997.32 $\pm$ 0.15	996.54 $\pm$ 0.35
Rendimiento	(%, b.s)	87.97 $\pm$ 0.42	83.74 $\pm$ 0.38	77.44 $\pm$ 1.22	N/A

Nota: base seca (b.s). No Aplica (N/A). HC1, Hidrochar sintetizado a 1 hora; HC2, Hidrochar a 2 horas; HC3, Hidrochar a 3 horas; RG, Residuo de guadua; ST, Sólidos totales; SV, Sólidos volátiles. Los datos son valores medios $\pm$ desviación estándar de tres réplicas.

Asimismo, las características físicas y químicas de los hidrochars de *G. angustifolia* producidos a diferentes tiempos de residencia se reflejan en la Tabla 3, así como de la guadua cruda (RG). Los resultados mostraron que a medida que aumenta el tiempo de residencia durante la HTC, la conductividad eléctrica disminuye de 42.70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en HC1 a 14.98 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en HC3, a diferencia del RG que presenta una conductividad mayor de 1079.67 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Por su parte, el pH de los hidrochars también muestra una disminución con el tiempo de residencia: HC1 (6.99), HC2 (6.12) y HC3 (5.04), presentando un pH ligeramente ácido, mientras que el pH de la materia prima inicial (RG) era neutro con un valor de 7.86. La disminución de este parámetro, comparando el pH de RG con el de los hidrochars, se debe principalmente a la formación de ácidos orgánicos durante el proceso de HTC (Ghanim et al., 2017). De igual modo, el contenido de cenizas de RG es mayor antes del tratamiento hidrotermal. Sin embargo, el contenido de cenizas de los hidrochars disminuye ligeramente con el aumento del tiempo de residencia: HC1 (3.99 %), HC2 (3.33 %) y HC3 (3.20 %). Esto muestra un claro efecto del tiempo de retención sobre el contenido de cenizas del HC (Ghanim et al., 2017). La disminución del contenido de cenizas del HC, después del tratamiento de la biomasa inicial mediante HTC, se debe a la liberación de elementos inorgánicos en la fracción líquida (Nakason et al., 2018). Sin

embargo, en el estudio realizado por Cao et al. (2021), se menciona que el contenido de cenizas del HC se mantiene constante al prolongar el tiempo de retención de HTC, lo cual depende del contenido de cenizas y la composición mineral de la biomasa original.

3.2 Caracterización de los hidrochar y residuos de guadua

Las áreas superficiales específicas BET, los volúmenes acumulados de adsorción de poros (tamaño de poro de 1.70 a 300.00 nm) y el tamaño medio de los poros de adsorción de los hidrochars de *G. angustifolia* y del residuo de guadua se presentan en la Tabla 4. HC2 tiene la mayor superficie específica (40.32 m²/g), proporcionando un área extensa para la absorción y actividad microbiana, seguido por HC1 (21.54 m²/g), lo que podría relacionarse con la liberación de compuestos volátiles y la formación de una estructura más porosa (Choe et al., 2019; Gao et al., 2016). De esta forma, los valores de área superficial y volumen de poros de HC2 se asemejan a los resultados obtenidos por Quintana-Najera et al. (2021), quienes sintetizaron hidrochars a partir de roble, jacinto de agua y *Fucus serratus*, obteniendo valores de área superficial y volumen de poro de 44 m²/g y 0.01 cm³/g, 37 m²/g y 0,1 cm³/g, 41 m²/g y 0.10 cm³/g, respectivamente. Además, la distribución y el tamaño de los poros también juegan un papel importante.

Por ejemplo, HC1 tiene un tamaño medio de poro de 5.06 nm y un tamaño medio de poro de 15.33 nm, mientras que HC2 presenta un tamaño promedio de poro de 14.75 nm y un tamaño medio de poro de 13.55 nm. Estas diferencias en la estructura porosa pueden influir en la accesibilidad de los microorganismos a los compuestos orgánicos dentro de los poros, afectando así la eficiencia de la digestión anaerobia (Chica et al., 2020).

Tabla 4. Superficies específicas, volumen total de poros y distribución de poros de los hidrochars y residuo de guadua.

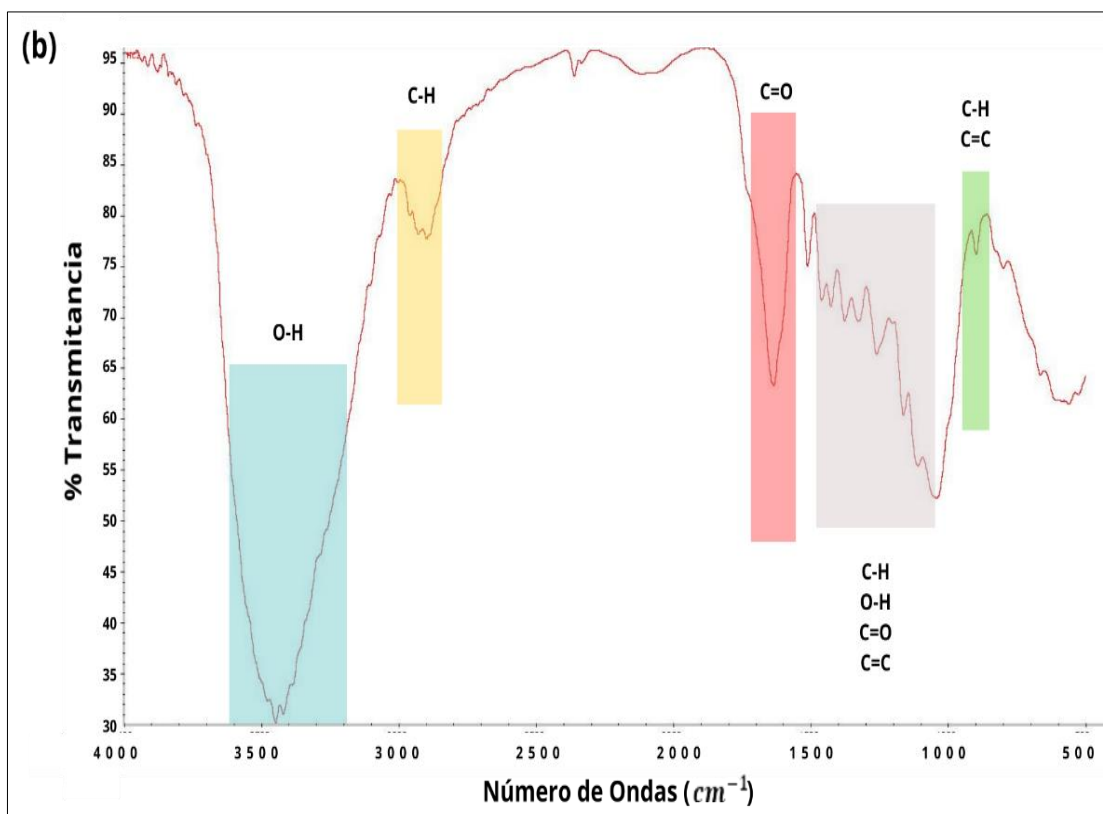
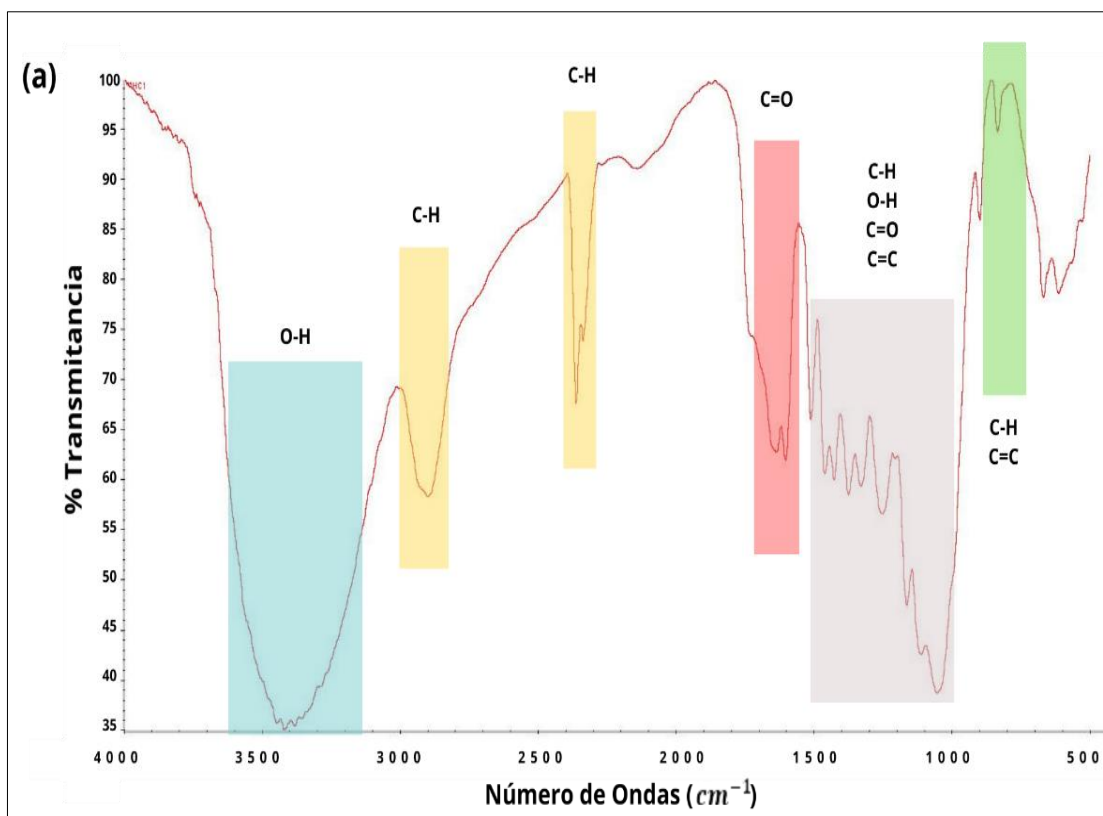
Parámetros	Unidad	HC1	HC2	HC3	RG
Superficies BET	(m ² /g)	21.54	40.32	8.89	8.89
Volumen de poros (tamaño de poro 1.70-300.00)	(cm ³ /g)	0.024	0.023	0.026	0.038
BJH Tamaño medio de los poros*	(nm)	5.06	14.75	27.37	36.16
BJH Tamaño medio de los poros**	(nm)	15.33	13.55	70.48	60.25

Nota: HC1, Hidrochar sintetizado a 1 hora: HC2, Hidrochar a 2 horas: HC3, Hidrochar a 3 horas: RG, Residuo de guadua:

* Rama de adsorción

** Rama de desorción

En la Figura 1, se muestran los espectros de los residuos de *G. angustifolia* y los productos de hidrochars (HC1, HC2 y HC3) según diferentes tiempos de residencia. No se observaron diferencias notables en los espectros FTIR de los hidrochars obtenidos con diferentes tiempos de residencia. Las bandas de absorción FT-IR de HC1 a 2850-3070 cm^{-1} se atribuye a las vibraciones de estiramiento C-H alifático. Los picos en 1490-1570 cm^{-1} se atribuye a vibraciones de estiramiento C=C (Grams, 2022), siendo similar que el HC en 1440 cm^{-1} que indica presencia de vibraciones de estiramiento C=C (Pei et al., 2023), similar al estudio realizado por Gao et al. (2016), en donde los picos a 1450 cm^{-1} y 1112 cm^{-1} se atribuyeron al estiramiento de C=C en grupos aromáticos y al estiramiento de C-O en grupos -OCH₃ en la lignina. Los picos en 1200-1570 cm^{-1} se atribuyen a las deformaciones del plano O-H y C-H, estiramiento C-O y C=O (Grams, 2022). Además, los picos en 1050-1150 cm^{-1} se atribuye a vibraciones de deformación plana de C-H aromático, deformaciones de C-O en alcoholes secundarios y éteres alifáticos y estiramiento C=O. Esto se asemeja a los estudios realizados por Pei et al. (2023) y Grams (2022), donde en 1070 cm^{-1} (biochars) sugieren la presencia de grupos funcionales similares, como C-O y C=O. Los espectros FT-IR revelaron que las superficies de los hidrochars contienen un gran número de grupos funcionales que contienen oxígeno. En el estudio realizado por Gao et al. (2016) han demostrado que el -OH desempeña un papel clave en la adsorción de contaminantes por el adsorbente a través de la complejación superficial y el intercambio iónico.



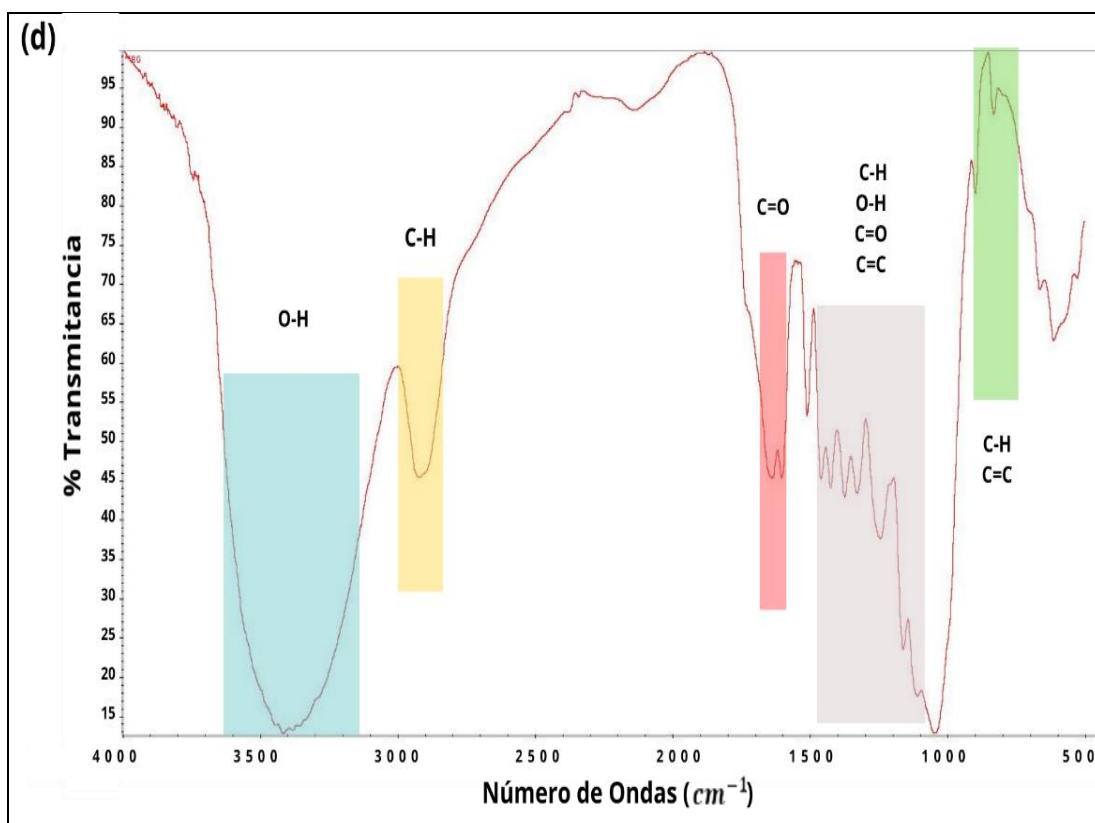
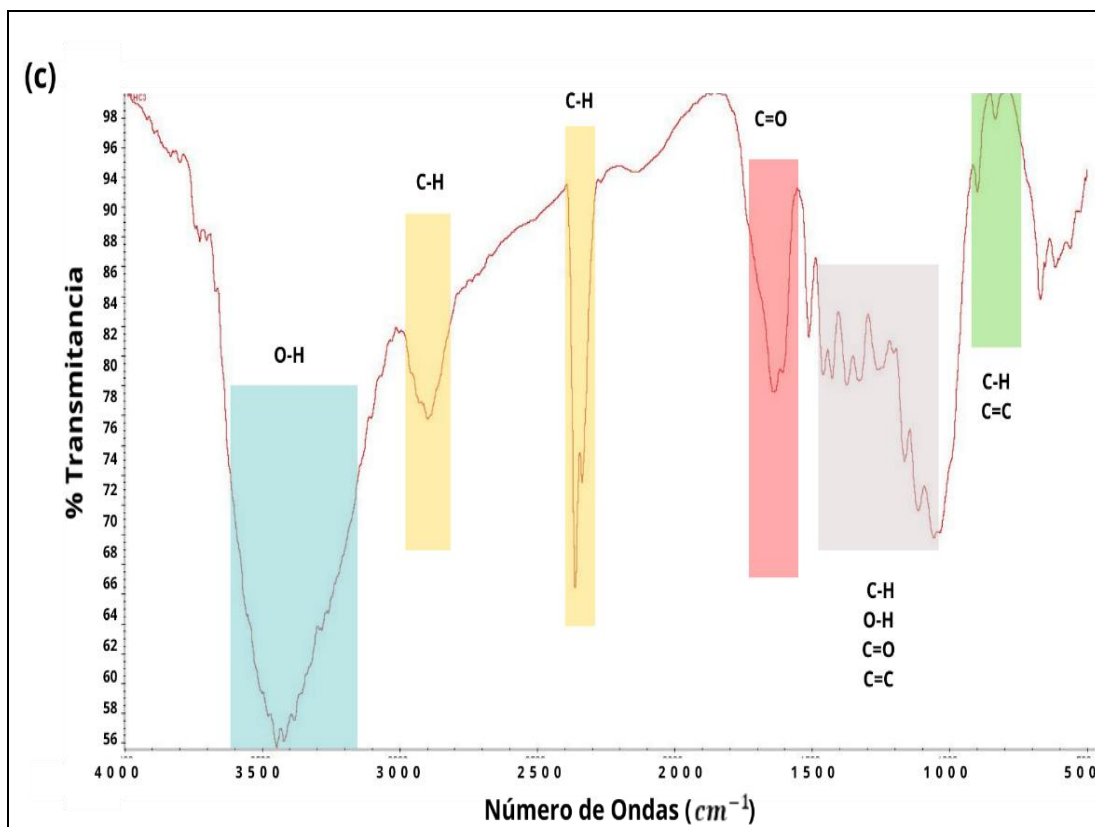


Figura 1. Espectros IR de hidrochares y residuos de guadua: HC1 (a), HC2 (b), HC3 (c) y RG (d).

3.3 Actividad metanogénica específica

Los resultados de la prueba de 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). El inóculo presentó una actividad metanogénica específica de 0.0312 DQO CH₄/ g SV * día. Este valor guarda relación con el estudio de AME realizado por Jaimes-Estévez et al. (2022) en inóculos provenientes de digestores tubulares para el tratamiento de sustrato, cuyo valor fue cercano a cercano a 0.04 g DQO CH₄/g SV*día.

3.4 Efectos del hidrochar y residuo de guadua en la digestión anaerobia de aguas residuales

3.4.1 Efectos del hidrochar y residuo de guadua en la producción de metano

En la Tabla 5 se muestra el potencial bioquímico de metano (PBM_{máx}), en donde con una concentración de 0 g/L, todos los materiales (HC1, HC2, HC3 y RG) presentan un PBM_{máx} de 265.97 NmL CH₄/g SV. Este valor es similar al reportado por Zang et al. (2020), donde se evaluó la biodegradabilidad de aguas residuales domésticas ricas en materia orgánica, alcanzando un PBM_{máx} de 275 mL CH₄ /gCOD. Por el contrario, un incremento en el PBM_{máx} fue observado al añadir hidrochar con una concentración de 5 g/L, especialmente para HC2. Esta mejora podría estar relacionada con la mayor área superficial de HC2 (40.32 m²/g) comparada con HC1(21.54) y HC3 (15.33), lo que sugiere una mayor área disponible para la actividad microbiana (Choe et al., 2019). Al mismo tiempo se observó que con una concentración de 15 g/L añadido, el PBM_{máx} alcanzó valores superiores a los observados con la dosis de 5 g/L. HC2 sigue mostrando el mayor PBM_{máx}, lo que refuerza la hipótesis de que su mayor superficie BET y tamaño medio de poros son beneficiosos para la producción de metano (Choe et al., 2019, 2021). En cuanto a la concentración más alta (25 g/L), todos los materiales muestran un incremento significativo en el PBM_{máx}. Los residuos de guadua (RG) presentan el mayor

$PBM_{\text{máx}}$ (7465.02 NmL CH₄/g SV), lo que podría estar relacionado con su mayor volumen de poros (0.038 cm³/g) y tamaños medios de poros (36.16 nm en adsorción y 60.25 nm en desorción), proporcionando espacios adecuados para la colonización y actividad de las bacterias metanogénicas (Choe et al., 2019). Algunos estudios mencionan que a medida que disminuye el tamaño de las partículas de biochar, disminuye la cantidad de desorción instantánea de metano (Li et al., 2019; S. Xu et al., 2021). Además, los biochars con tamaños de poro óptimos pueden adsorber y retener nutrientes esenciales, mejorando la eficiencia y estabilidad de la digestión anaerobia al mantener un suministro constante de nutrientes para los microorganismos metanogénicos (Fagbohunge et al., 2017; Mumme et al., 2014; Usman et al., 2020).

Los resultados de FT-IR revelan la presencia de varios grupos funcionales en los hidrochars y el residuo de guadua. La presencia de grupos C-H alifáticos, C=C, C-O y C=O sugiere una estructura compleja con una variedad de sitios activos. Estudios han demostrado que los grupos -OH son particularmente importantes en la adsorción de contaminantes y pueden mejorar la eficiencia del proceso de digestión anaerobia al proporcionar sitios adicionales para la actividad microbiana (Gao et al., 2016).

Adicionalmente, La efectividad de los hidrochars como mejoradores de la digestión anaerobia ha sido confirmada por varios estudios. Por ejemplo, Pei et al. (2023) demostraron que la presencia de grupos funcionales en los hidrochars puede mejorar la actividad microbiana y la producción de metano. Grams (2022) también señaló que la estructura porosa de los hidrochars facilita la transferencia de nutrientes y gases, mejorando la eficiencia del proceso.

Tabla 5. Potencial bioquímico de metano máximo ($PBM_{máx, NmL CH_4 / g SV}$) de los ensayos de digestión anaerobia con diferentes dosis de hidrochar añadido.

Concentración (g/L)	HC1	HC2	HC3	RG
0	265.97 ±	265.97 ±	265.97 ±	265.97 ±
	61.45	61.45	61.45	61.45
5	2284.30 ±	2698.62 ±	2662.16 ±	1840.79 ±
	83.99	16.07	90.99	62.18
15	4901.00 ±	5442.08 ±	5230.12 ±	4773.64 ±
	195.64	81.20	118.12	114.94
25	7050.04 ±	6267.34 ±	6189.71 ±	7465.02 ±
	159.20	1201.86	306.65	117.91

HC1, Hidrochar sintetizado a 1 hora: HC2, Hidrochar a 2 horas: HC3, Hidrochar a 3 horas: RG, Residuo de guadua.

Los datos son valores medios ± desviación estándar de tres réplicas.

3.4.2 Análisis de varianza ANOVA

Los resultados mostraron efectos significativos ($p < 0.05$) al aplicar hidrochar y residuos de guadua en la digestión anaerobia, sugiriendo que su combinación puede influir de manera no lineal en la producción de CH_4 . Por lo tanto, es fundamental establecer estrategias óptimas para la implementación y dosificación del biomaterial, a fin de obtener las mejores condiciones en los ensayos.

Aunque el análisis de varianza (ANOVA) demuestra una diferencia altamente significativa en la producción de metano utilizando los hidrochars (Tabla 6). Específicamente, el agua residual por sí sola produce 265.97 NmL CH_4 /g SV, mientras que con la adición de hidrochar esta producción se multiplica por 9, 18 y 27 veces para concentraciones de 5, 15 y 25 g/L, respectivamente. Por ejemplo, con la dosis de hidrochar (5 g/L) se logra una producción de metano superior a 2 litros de CH_4 /g SV, alcanzando más de 7 litros por gramo de SV en algunos casos como el HC1 y RG. Incluso en casos de sustratos ricos en proteínas, la producción de metano no supera los 7 litros por gramo de SV. Por ejemplo, en la investigación de Zhu et al. (2011) lograron una producción máxima de 1061 mL CH_4 /g SV en la digestión de residuos de grasas, mientras que Luna-Derisco et al. (2011) reportaron 714 mL CH_4 /g SV en la digestión anaerobia de residuos agroindustriales. Además, Thakur et al. (2022)

reportaron una producción de 1800 mL CH₄/g SV a partir de aceites de cocina usados, incluyendo aceite de grasa de pato. Por lo tanto, los datos presentados en la Tabla 5 no son comparables con los estudios mencionados. Esto sugiere que no solo el agua residual está siendo degradada, sino que también los biomateriales están siendo digeridos por los microorganismos durante la digestión anaerobia. Esto explicaría las elevadas producciones de metano observadas. Por tal motivo, en este estudio se realizó un breve análisis, considerando un proceso de co-digestión entre el agua residual y los biomateriales añadidos.

Tabla 6. Análisis de varianza ANOVA de la aplicación de hidrochars y residuo de guadua en la producción de metano.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Muestra	4	12081759	3020440	650	4.94E-12	***
Residuals	10	46471	4647			

Nota: Df, grados de libertad: Sum Sq, suma de cuadrados: Mean Sq, cuadrado medio.

***: Altamente significativo

**: Significativo

*: Moderadamente significativo

3.4.3 Potencial bioquímico de metano de las muestras de aguas residual y biomateriales

En la Tabla 7 es posible observar los potenciales bioquímicos de metano (PBMs) obtenidos a partir de la monodigestión del agua residual doméstica y de los biomateriales. Según los resultados, el PBM del agua residual es superior respecto al resto de biomateriales, concretamente 265.97 NmL CH₄/g SV. Respecto a los biomateriales, se observa que conforme incrementa la concentración, la producción de biometano tiende a disminuir, siendo a la concentración más baja (5 g/L) de la mayor producción de biometano. En orden creciente, el PBM de los biomateriales con una concentración de 5 g/L fue la siguiente: 81.07 NmL CH₄/g SV (HC3); 84.59 NmL CH₄/g SV (HC1); 87.41 NmL CH₄/g SV (RG); 97.66 NmL CH₄/g SV (RG).

Estudios como el de Galván-Arzola et al. (2019) sugieren que los microorganismos degradan eficientemente el HC, lo que podría explicar estos resultados. La producción

de metano para HC1, HC2, HC3 y RG en diferentes concentraciones es notablemente alta, sugiriendo que los biomateriales actúan como sustratos eficaces. La tendencia observada en los datos sugiere que la presencia de HC, independientemente de su tipo, afecta negativamente la producción de metano a mayores concentraciones. Esto puede deberse a varios factores, incluyendo la posible inhibición de microorganismos metanogénicos o la competencia por nutrientes esenciales necesarios para la digestión anaerobia. Estudios como el de Dai et al. (2013) y Chen et al. (2023) han mostrado que la acumulación de productos inhibitorios, como AGVs y amonio, puede afectar la eficiencia del proceso de digestión anaerobia. Adicionalmente, la estructura porosa de los hidrochar podría adsorber nutrientes y compuestos inhibitorios, alterando la dinámica microbiana y reduciendo la producción de metano (Zheng et al., 2022).

Tabla 7. Potencial bioquímico de metano máximo ($PBM_{m\acute{a}x}$) de los ensayos de mono-digestión anaerobia en NmL CH_4 / g SV.

Concentración (g/L)	AR	HC1	HC2	HC3	RG
0	265.97 ± 61.45	-	-	-	-
5	-	84.59 ± 5.23	97.66 ± 4.78	81.07 ± 3.34	87.41 ± 2.85
15	-	22.88 ± 3.90	17.25 ± 0.06	12.90 ± 0.44	43.61 ± 12.01
25	-	20.09 ± 3.21	13.70 ± 0.56	10.71 ± 0.32	26.31 ± 0.44

Nota: HC1, Hidrochar sintetizado a 1 hora; HC2, Hidrochar a 2 horas; HC3, Hidrochar a 3 horas; RG, Residuo de guadua; AR, Agua residual.

Los datos son valores medios ± desviación estándar de tres réplicas.

Por otra parte, la Tabla 8 contiene los resultados de la co-digestión de aguas residuales domésticas (AR) con los biomateriales (hidrochar y residuos de guadua) tiene un impacto significativo en la producción de metano. En todas las muestras analizadas, se observó una tendencia clara, a medida que aumenta la concentración de HC la producción de metano disminuye. Por ejemplo, en la muestra AR + HC1, la producción de metano se redujo de 154.78 a 101.02 mL CH_4 /g SV cuando la concentración de HC aumentó de 5 g/L a 25 g/L. La tendencia observada sugiere que la presencia de HC, independientemente de su tipo, afecta negativamente la producción de metano a

mayores concentraciones. Esto puede deberse a varios factores, incluyendo la posible inhibición de microorganismos metanogénicos por la acumulación de productos inhibitorios como AGVs y amonio, que afectan la dinámica microbiana y reducen la producción de metano (Choe et al., 2019). Sin embargo, el principal motivo parece ser la falta de mantenimiento de una relación inóculo-sustrato (RIS) de 2 (Chen et al., 2023; Zheng et al., 2022). Esto fue reportado por Dai et al. (2013), quienes demostraron un aumento del rendimiento de metano del 25% al 67% en la co-digestión de lodos deshidratados y residuos de alimentos, cuando la relación de sólidos volátiles (SV) entre estos sustratos los que se redujo de 2.4:1 a 0.4:1. Además, estudios previos, como los de Wu et al. (2010) y Andriamanohiarisoamanana et al. (2017). La adición de HC puede alterar la RIS, afectando la actividad microbiana y reduciendo la eficiencia de la producción de metano. Según Luna-Derisco et al. (2011), la producción acumulada de metano varía significativamente dependiendo del tipo de sustrato y sus características específicas. También es posible que los microorganismos no tengan acceso a nutrientes y compuestos esenciales para su metabolismo, ya que los biomateriales, debido a su estructura porosa, podrían adsorber nutrientes del medio anaerobio.

Los estudios de Trujillo et al. (1993) y Callaghan et al. (2002) resaltan la importancia de optimizar la dosificación de aditivos o biomateriales para maximizar la producción de metano en la co-digestión con aguas residuales domésticas. Es crucial considerar no solo las propiedades físicas del material, sino también su interacción con la microbiota anaeróbica y su potencial para mejorar la biodegradación de compuestos orgánicos. La estructura porosa y la capacidad de adsorción de los materiales pueden influir significativamente en la eficiencia del proceso, afectando directamente la producción de metano.

El análisis espectroscópico FT-IR de los hidrochars y residuos de guadua revela la presencia de varios grupos funcionales que pueden tener un papel importante en la co-digestión. Los espectros de FT-IR, como se muestra en la Figura 1, indican que no hay diferencias significativas entre los hidrochars producidos con diferentes tiempos de residencia. Sin embargo, las bandas de absorción observadas, como las vibraciones de

estiramiento C-H alifático (2850-3070 cm^{-1}) y las vibraciones de estiramiento C=C (1490-1570 cm^{-1}), sugieren la presencia de estructuras aromáticas y alifáticas en los hidrochars (Grams, 2022; Pei et al., 2023). Estos grupos funcionales pueden influir en la interacción con los microorganismos y en la adsorción de nutrientes y compuestos inhibidores, afectando así la eficiencia de la producción de metano.

Estudios previos han señalado que la presencia de grupos funcionales que contienen oxígeno, como el -OH, en la superficie de los hidrochars puede desempeñar un papel crucial en la adsorción de contaminantes (Gao et al., 2016). Estos grupos funcionales facilitan la complejación superficial y el intercambio iónico, lo que puede influir en la disponibilidad de nutrientes esenciales para los microorganismos durante la DA. Por lo tanto, la caracterización química de los hidrochars sugiere que estos materiales pueden no solo adsorben nutrientes y compuestos inhibidores, sino que también pueden alterar la dinámica de la comunidad microbiana, reduciendo así la eficiencia de la producción de metano.

Tabla 8. Potencial bioquímico de metano máximo ($PBM_{m\acute{a}x}$) de los ensayos de co-digestión anaerobia en $\text{NmL CH}_4/\text{g SV}$.

Concentración (g/L)	AR + HC1	AR + HC2	AR + HC3	AR + RG
0	265.97 $\pm$ 61.45			
5	154.78 $\pm$ 5.69	182.76 $\pm$ 1.09	180.24 $\pm$ 6.16	124.72 $\pm$ 4.21
15	115.93 $\pm$ 4.63	128.66 $\pm$ 1.92	123.61 $\pm$ 2.79	112.91 $\pm$ 2.70
25	101.02 $\pm$ 2.28	89.75 $\pm$ 17.21	88.61 $\pm$ 4.39	106.95 $\pm$ 1.69

Nota: HC1, Hidrochar sintetizado a 1 hora; HC2, Hidrochar a 2 horas; HC3, Hidrochar a 3 horas; RG, Residuo de guadua; AR, Agua residual.

Los datos son valores medios $\pm$ desviación estándar de tres réplicas.

La Tabla 9 muestra que el IRC varía significativamente con la concentración y tipo de HC y residuo de guadua. Se observa un aumento del IRC con la mayor concentración de HC en todas las muestras. Por ejemplo, para las muestras HC1 + AR, el IRC incrementa de 1.6 a 4.3 a medida que la concentración aumenta de 5 g/L a 25 g/L. Este patrón es consistente con los resultados de HC2 y HC3, donde el IRC alcanza valores máximos de 5.6 y 6.7, respectivamente a 15 g/L. En contraste, el RG muestra un IRC menor en

comparación con los hidrochars, alcanzando un valor máximo de 3.6 a 25 g/L. Estos datos son indicativos de interacciones sinérgicas significativas, especialmente para las muestras HC2 y HC3, donde se logran los mayores incrementos en IRC.

En ese sentido, un estudio realizado por Mu et al. (2020) destacó efectos sinérgicos en la co-digestión con valores de IRC de 1.11, 1.19 y 1.03 para diversas mezclas de residuos de jardín y residuos alimentarios, lo que se tradujo en aumentos del 11.2 %, 19.1 % y 3.4 % en la producción de metano, respectivamente. Esto se corrobora con la afirmación de Chen et al. (2016), que menciona que la mejora sinérgica en la co-digestión anaerobia de dichos residuos se debe a que la estructura fibrosa de los residuos de jardín protege a los metanógenos de condiciones adversas, como el estrés por AGVs. Además, en algunos estudios realizados, dio lugar a valores de IRC más bajos (1.95-1.30) en la evaluación de la co-digestión de residuos de alimentos y materias lignocelulósicas (posos de café usados, papel higiénico y residuos de *Sophora flavescens*) (Kim et al., 2019; Ma et al., 2019). En otros estudios, la co-digestión de estiércol animal y lodos con residuos agrícolas dio como resultado un IRC de alrededor de 2 que se asoció con la suplementación de nutrientes y oligoelementos, lo que resultó en una mayor diversidad microbiana (Okoro et al., 2018; Y. Wang et al., 2018). Los estudios han demostrado que el tiempo de carbonización hidrotermal influye significativamente en las propiedades del HC, como la porosidad y la superficie específica. En este estudio, HC3 presenta un tamaño medio de poros mayor (27.37 nm en la rama de adsorción) respecto a los otros HCs, lo que podría facilitar la interacción con los microorganismos durante la co-digestión anaerobia con el agua residual. Esto se traduce en una mayor eficiencia en la producción de metano debido a una mejor accesibilidad de los microorganismos a los nutrientes y compuestos biodegradables.

A la vez es importante la presencia de varios grupos funcionales en los HCs y residuos de guadua que pueden influir en el efecto sinérgico con el agua residual. Las bandas de absorción observadas, como las vibraciones de estiramiento C-H alifático y C=C, sugieren la presencia de estructuras aromáticas y alifáticas en los hidrochars (Grams, 2022; Pei et al., 2023). Estos grupos funcionales pueden influir en la interacción con los

microorganismos y en la adsorción de nutrientes y compuestos inhibidores, afectando así la eficiencia de la producción de metano. Por lo tanto, la caracterización química y la optimización de las condiciones de co-digestión son fundamentales para maximizar la producción de metano y mejorar el rendimiento del proceso anaerobio.

Tabla 9. Índice de rendimiento de la co-digestión (IRC) de aguas residuales domésticas con hidrochars y residuos de guadua.

Concentración (g/L)	AR + HC1	AR + HC2	AR + HC3	AR + RG
5	1.60	1.68	1.93	1.26
15	4.09	5.62	6.65	2.32
25	4.30	5.23	6.23	3.61

Nota: HC1, Hidrochar sintetizado a 1 hora; HC2, Hidrochar a 2 horas; HC3, Hidrochar a 3 horas; RG, Residuo de guadua; S, Sustrato.

3.4.4 Análisis de varianza ANOVA de la co-digestión

La Tabla 10 presenta un análisis de varianza (ANOVA) que evalúa la influencia de la muestra, la concentración y la interacción entre ambos en la producción de metano durante la co-digestión de hidrochars y residuos de guadua con aguas residuales domésticas. Los resultados indican que, aunque el tipo de muestra (HC1, HC2, HC3, RG) no tiene un efecto significativo por sí solo, la concentración de estos materiales sí influye de manera significativa en la producción de metano. Este hallazgo es consistente con estudios previos que han demostrado que aumentar la concentración de materiales lignocelulósicos puede mejorar la producción de metano (Choe et al., 2021; Luna-Derisco et al., 2011).

Tabla 10. Análisis de varianza ANOVA de la aplicación de hidrochars y residuo de guadua en la producción de metano.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Muestra	3	0.045	0.015	0.547	0.653	
Concentración	1	6.454	6.454	233.052	>2e-16	***
Muestra · Concentración	3	0.073	0.024	0.881	0.459	
Residuales	40	1.108	0.028	-	-	

Nota: Df, grados de libertad: Sum Sq, suma de cuadrados: Mean Sq, cuadrado medio.

***: Altamente significativo

**: Significativo

*: Moderadamente significativo.

5. CONCLUSIONES

Los análisis FTIR de los hidrochars y los residuos de *Guadua angustifolia* revelaron la presencia de grupos funcionales clave, como C-H alifático y C=C, que pueden influir en la interacción con microorganismos y en la adsorción de nutrientes. Se observó que el hidrochar sintetizado durante 2 horas (HC2) presentaba áreas superficiales más elevadas, lo que sugiere un impacto del tiempo de residencia en la síntesis de los hidrochars. Los resultados indicaron un aumento significativo en la producción de metano con la adición de biomateriales a una concentración de 5 g/L, alcanzando valores superiores a 2 litros de CH₄/g SV en algunos casos, como con HC1 y RG. Sin embargo, al aumentar la concentración de biomateriales a 25 g/L, se observó una disminución en la producción de metano. La digestión anaerobia de hidrochars y residuos de *G. angustifolia*, junto con aguas residuales, puede aumentar la producción de metano, posiblemente debido a una mayor disponibilidad de sustratos orgánicos. Dado que los hidrochars y los residuos de guadua generaron cantidades significativas de biometano, es evidente que actúan como sustratos en el medio anaerobio, en lugar de funcionar como materiales de soporte. Por tanto, sería relevante realizar ensayos de co-digestión para evaluar más a fondo esta condición.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahmed, M., Andreottola, G., Elagroudy, S., Negm, M. S., & Fiori, L. (2021). Coupling hydrothermal carbonization and anaerobic digestion for sewage digestate management: Influence of hydrothermal treatment time on dewaterability and bio-methane production. *Journal of Environmental Management*, 281, 111910. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.111910>
- Añasco, M., & Rojas, S. (2015). Estudio de la cadena desde la producción al consumo del bambú en Ecuador con énfasis en la especie *Guadua angustifolia*.
- Andriamanohiarisoamanana, F. J., Saikawa, A., Tarukawa, K., Qi, G., Pan, Z., Yamashiro, T., Iwasaki, M., Ihara, I., Nishida, T., & Umetsu, K. (2017). Anaerobic co-digestion of dairy manure, meat and bone meal, and crude glycerol under mesophilic conditions: Synergistic effect and kinetic studies. *Energy for Sustainable Development*, 40, 11–18. <https://doi.org/10.1016/J.ESD.2017.05.008>
- APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd ed.; American Public Health Association: Washington, DC, USA.
- Aragón-Briceño, C. I., Grasham, O., Ross, A. B., Dupont, V., & Camargo-Valero, M. A. (2020). Hydrothermal carbonization of sewage digestate at wastewater treatment works: Influence of solid loading on characteristics of hydrochar, process water and plant energetics. *Renewable Energy*, 157, 959–973. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2020.05.021>
- 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>
- Bora, J., Saha, I., Vaibhav, V., Singh, M., & Malik, S. (2023). Combined Applications of Physico-Chemical Treatments in Treatment of Industrial Wastewater. In M. P. Shah (Ed.), *Advanced and Innovative Approaches of Environmental Biotechnology in Industrial Wastewater Treatment* (pp. 399–418). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-99-2598-8_18
- Callaghan, F. J., Wase, D. A. J., Thayanithy, K., & Forster, C. F. (2002). Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *Biomass and Bioenergy*, 22(1), 71–77. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(01\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(01)00057-5)
- Cao, Z., Hülsemann, B., Wüst, D., Oechsner, H., Lautenbach, A., & Kruse, A. (2021). Effect of residence time during hydrothermal carbonization of biogas digestate on the combustion characteristics of hydrochar and the biogas production of process water. *Bioresource Technology*, 333, 125110. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125110>
- Cao, Z., Jung, D., Olszewski, M. P., Arauzo, P. J., & Kruse, A. (2019). Hydrothermal carbonization of biogas digestate: Effect of digestate origin and process conditions. *Waste Management*, 100, 138–150. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2019.09.009>

- Chen, G., Liu, G., Yan, B., Shan, R., Wang, J., Li, T., & Xu, W. (2016). Experimental study of co-digestion of food waste and tall fescue for bio-gas production. *Renewable Energy*, 88, 273–279. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2015.11.035>
- Chen, Q., Wang, N., Huang, D., Yuan, T., Wu, H., & Xu, Q. (2023). Enhancement of methane production from anaerobic digestion using different manganese species. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13(11), 9783–9793. <https://doi.org/10.1007/S13399-021-01839-6/METRICS>
- Chica, E. L., Pérez, J. F., & Rubio-Clemente, A. (2020). Aplicación del biocarbón como tecnología alternativa a los sistemas convencionales de tratamiento de aguas contaminadas Hillary Henao-Toro1 Ana M. Melo-Moreno1. *INVESTIGACIÓN FORMATIVA EN INGENIERÍA*, 31.
- Choe, U., Mustafa, A. M., Lin, H., Xu, J., & Sheng, K. (2019). Effect of bamboo hydrochar on anaerobic digestion of fish processing waste for biogas production. *Bioresource Technology*, 283, 340–349. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.084>
- Choe, U., Mustafa, A. M., Zhang, X., Sheng, K., Zhou, X., & Wang, K. (2021). Effects of hydrothermal pretreatment and bamboo hydrochar addition on anaerobic digestion of tofu residue for biogas production. *Bioresource Technology*, 336, 125279. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125279>
- Coordination, U. (2016). A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment. https://uneplive.unep.org/media/docs/assessments/unep_wwqa_report_web.pdf
- Córdova, C. (2022). Tratamiento de aguas residuales - Un paso fundamental para el desarrollo sostenible - Sanitron Ecuador. <https://sanitronec.com/tratamiento-de-aguas-residuales-un-paso-fundamental-para-el-desarrollo-sostenible/>
- Cremonez, P. A., Teleken, J. G., Weiser Meier, T. R., & Alves, H. J. (2021). Two-Stage anaerobic digestion in agroindustrial waste treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 281, 111854. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.111854>
- Dai, X., Duan, N., Dong, B., & Dai, L. (2013). High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance. *Waste Management*, 33(2), 308–316. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2012.10.018>
- Dai, X., Hua, Y., Dai, L., & Cai, C. (2019). Particle size reduction of rice straw enhances methane production under anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 293, 122043. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.122043>
- Dasar, S. R., Boche, A. M., Yadav, A. K., & S., A. (2023). Sorption–desorption characteristics of dried cow dung with PVP and clay as composite desiccants: Experimental and exergetic analysis. *Renewable Energy*, 202, 394–404. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2022.11.094>
- de Anda, J., López-López, A., Villegas-García, E., & Valdivia-Aviña, K. (2018). High-Strength Domestic Wastewater Treatment and Reuse with Onsite Passive Methods. *Water* 2018, Vol. 10, Page 99, 10(2), 99. <https://doi.org/10.3390/W10020099>

- Fagbohunge, M. O., Herbert, B. M. J., Hurst, L., Ibeto, C. N., Li, H., Usmani, S. Q., & Semple, K. T. (2017). The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. *Waste Management*, 61, 236–249. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2016.11.028>
- Flores, Á., & Pozo, E. (2023). Evaluación estadística de los parámetros de análisis físico, químico y biológico de los afluentes y efluentes del sistema de tratamiento de aguas residuales regulado por la Empresa Pública Mancomunada Aguapen-EP, ubicado en la cabecera cantonal del cantón Santa Elena, provincia de Santa Elena. <https://repositorio.upse.edu.ec/handle/46000/9209>
- Galvan, M. J. (2024). Enhancing Residue Valorization Through Microbial Adaptation: A Path to Sustainable Biogas Production from Pig Manure and Corn Residues. <https://doi.org/10.21203/RS.3.RS-3620484/V1>
- Gao, P., Zhou, Y., Meng, F., Zhang, Y., Liu, Z., Zhang, W., & Xue, G. (2016). Preparation and characterization of hydrochar from waste eucalyptus bark by hydrothermal carbonization. *Energy*, 97, 238–245. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2015.12.123>
- Garfí, M., Martí-Herrero, J., Garwood, A., & Ferrer, I. (2016). Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 60, 599–614. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2016.01.071>
- Ghanim, B. M., Kwapinski, W., & Leahy, J. J. (2017). Hydrothermal carbonisation of poultry litter: Effects of initial pH on yields and chemical properties of hydrochars. *Bioresource Technology*, 238, 78–85. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.04.025>
- Ghanim, B. M., Pandey, D. S., Kwapinski, W., & Leahy, J. J. (2016). Hydrothermal carbonisation of poultry litter: Effects of treatment temperature and residence time on yields and chemical properties of hydrochars. *Bioresource Technology*, 216, 373–380. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.05.087>
- Grams, J. (2022). Surface analysis of solid products of thermal treatment of lignocellulosic biomass. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 161, 105429. <https://doi.org/10.1016/J.JAAP.2021.105429>
- Guo, W., Li, Y., Zhao, K., Xu, Q., Jiang, H., & Zhou, H. (2020). Performance and Microbial Community Analysis of Anaerobic Digestion of Vinegar Residue with Adding of Acetylene Black or Hydrochar. *Waste and Biomass Valorization*, 11(7), 3315–3325. <https://doi.org/10.1007/S12649-019-00664-3/METRICS>
- He, J., Ren, S., Zhang, S., & Luo, G. (2021). Modification of hydrochar increased the capacity to promote anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 341, 125856. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125856>
- 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>
- INEC. (2022). *Gestión de Agua Potable y Saneamiento 2021*.
- Ishak, K. A. S. S., Panneerselvam, A., Ambikapathy, V., Sathya, R., & Vinothkanna, A. (2021). An investigation of sewage water treatment plant and its physico-chemical analysis. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 35, 102061. <https://doi.org/10.1016/J.BCAB.2021.102061>
- 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>
- Kim, J., Kim, J., & Lee, C. (2019). Anaerobic co-digestion of food waste, human feces, and toilet paper: Methane potential and synergistic effect. *Fuel*, 248, 189–195. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2019.03.081>
- Koul, B., Yadav, D., Singh, S., Kumar, M., & Song, M. (2022). Insights into the domestic wastewater treatment (DWWT) regimes: a review. *Water*, 14(21), 3542.
- Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, 102(3), 2255–2264. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2010.10.035>
- Laiq Ur Rehman, M., Iqbal, A., Chang, C. C., Li, W., & Ju, M. (2019). Anaerobic digestion. *Water Environment Research*, 91(10), 1253–1271. <https://doi.org/10.1002/WER.1219>
- Li, X., Li, Z., Ren, T., Nie, B., Xie, L., Huang, T., Bai, S., & Jiang, Y. (2019). Effects of particle size and adsorption pressure on methane gas desorption and diffusion in coal. *Arabian Journal of Geosciences*, 12(24), 1–17. <https://doi.org/10.1007/S12517-019-4995-7/METRICS>
- Luna-deRisco, M., Normak, A., & Orupöld, K. (2011). Biochemical methane potential of different organic wastes and energy crops from Estonia. *Biochemistry Collection*. <https://www.wellbeingintlstudiesrepository.org/bioche/8>
- Luo, L., & Wong, J. W. C. (2019). Enhanced food waste degradation in integrated two-phase anaerobic digestion: Effect of leachate recirculation ratio. *Bioresource Technology*, 291, 121813. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.121813>
- Ma, X., Yu, M., Yang, M., Gao, M., Wu, C., & Wang, Q. (2019). Synergistic effect from anaerobic co-digestion of food waste and *Sophora flavescens* residues at different co-substrate ratios. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(36), 37114–37124. <https://doi.org/10.1007/S11356-019-06399-X/METRICS>
- Martí Herrero, J. E. (2019). *Biodigestores Tubulares: Guía de diseño y Manual de instalación*.
- Martí-Herrero, J., Alvarez, R., & Flores, T. (2018). Evaluation of the low technology tubular digesters in the production of biogas from slaughterhouse wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 199, 633–642. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.07.148>

- Melgarejo, J., Ma, M., López Ortiz, I., & Fernández Aracil, P. (2022). El papel de la desalación frente a una demografía y demanda crecientes. *Agua, Energía y Medio Ambiente*, 525–537. <http://rua.ua.es/dspace/handle/10045/127175>
- Mshandete, A., Björnsson, L., Kivaisi, A. K., Rubindamayugi, M. S. T., & Mattiasson, B. (2006). Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste. *Renewable Energy*, 31(14), 2385–2392. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2005.10.015>
- Mu, L., Zhang, L., Zhu, K., Ma, J., Ifran, M., & Li, A. (2020). Anaerobic co-digestion of sewage sludge, food waste and yard waste: Synergistic enhancement on process stability and biogas production. *Science of The Total Environment*, 704, 135429. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.135429>
- Mumme, J., Eckervogt, L., Pielert, J., Diakité, M., Rupp, F., & Kern, J. (2011). Hydrothermal carbonization of anaerobically digested maize silage. *Bioresource Technology*, 102(19), 9255–9260. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2011.06.099>
- Mumme, J., Srocke, F., Heeg, K., & Werner, M. (2014). Use of biochars in anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 164, 189–197. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.05.008>
- Nakason, K., Panyapinyopol, B., Kanokkantapong, V., Viriya-empikul, N., Kraithong, W., & Pavasant, P. (2018). Hydrothermal carbonization of unwanted biomass materials: Effect of process temperature and retention time on hydrochar and liquid fraction. *Journal of the Energy Institute*, 91(5), 786–796. <https://doi.org/10.1016/J.JOEI.2017.05.002>
- 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* 2023, Vol. 15, Page 525, 15(3), 525. <https://doi.org/10.3390/W15030525>
- Nzediegwu, C., Naeth, M. A., & Chang, S. X. (2021). Carbonization temperature and feedstock type interactively affect chemical, fuel, and surface properties of hydrochars. *Bioresource Technology*, 330, 124976. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124976>
- Okoro, O. V., Sun, Z., & Birch, J. (2018). Prognostic Assessment of the Viability of Hydrothermal Liquefaction as a Post-Resource Recovery Step after Enhanced Biomethane Generation Using Co-Digestion Technologies. *Applied Sciences* 2018, Vol. 8, Page 2290, 8(11), 2290. <https://doi.org/10.3390/APP8112290>
- ONU. (2015). *Objetivos de Desarrollo Sostenible*.
- Paranhos, A. G. de O., & Silva, E. L. (2020). Statistical optimization of H₂, 1,3-propanediol and propionic acid production from crude glycerol using an anaerobic fluidized bed reactor: Interaction effects of substrate concentration and hydraulic retention time. *Biomass and Bioenergy*, 138, 105575. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2020.105575>
- Pei, T., Shi, F., Liu, C., Lu, Y., Lin, X., Hou, D., Yang, S., Li, J., Zheng, Z., & Zheng, Y. (2023). Bamboo-derived nitrogen-doping magnetic porous hydrochar coactivated by K₂FeO₄ and CaCO₃ for phenol

- removal: Governing factors and mechanisms. *Environmental Pollution*, 331, 121871. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2023.121871>
- Quintana-Najera, J., Blacker, A. J., Fletcher, L. A., & Ross, A. B. (2021). The effect of augmentation of biochar and hydrochar in anaerobic digestion of a model substrate. *Bioresource Technology*, 321, 124494. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.124494>
- Shi, Z., Campanaro, S., Usman, M., Treu, L., Basile, A., Angelidaki, I., Zhang, S., & Luo, G. (2021). Genome-centric metatranscriptomics analysis reveals the role of hydrochar in anaerobic digestion of waste activated sludge. *Environmental Science & Technology*, 55(12), 8351–8361.
- Sing, K. S. W. (1995). Physisorption of nitrogen by porous materials. *Journal of Porous Materials* 1995 2:1, 2(1), 5–8. <https://doi.org/10.1007/BF00486564>
- Sinharoy, A., Kumar, M., & Pakshirajan, K. (2020). An overview of bioreactor configurations and operational strategies for dark fermentative biohydrogen production. *Bioreactors: Sustainable Design and Industrial Applications in Mitigation of GHG Emissions*, 249–288. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821264-6.00014-0>
- Smith, A. M., & Ross, A. B. (2019). The Influence of Residence Time during Hydrothermal Carbonisation of Miscanthus on Bio-Coal Combustion Chemistry. *Energies* 2019, Vol. 12, Page 523, 12(3), 523. <https://doi.org/10.3390/EN12030523>
- Subbarao, P. M. V., D' Silva, T. C., Adlak, K., Kumar, S., Chandra, R., & Vijay, V. K. (2023). Anaerobic digestion as a sustainable technology for efficiently utilizing biomass in the context of carbon neutrality and circular economy. *Environmental Research*, 234, 116286. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2023.116286>
- Sun, M., Shi, Z., Zhang, C., Zhang, Y., Zhang, S., & Luo, G. (2022). Novel Long-Chain Fatty Acid (LCFA)-Degrading Bacteria and Pathways in Anaerobic Digestion Promoted by Hydrochar as Revealed by Genome-Centric Metatranscriptomics Analysis. *Applied and Environmental Microbiology*, 88(16). <https://doi.org/10.1128/AEM.01042-22>
- Thakur, N., Jalalah, M., Alsareii, S. A., Harraz, F. A., Salama, E. S., Sharma, M., & Li, X. (2022). Waste cooking oils (WCOs) to biogas nexus: Kinetics, active microbes, and functional enzymes. *Fuel*, 330, 125525. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2022.125525>
- Trujillo, D., Pérez, J. F., & Cebreros, F. J. (1993). Energy recovery from wastes. Anaerobic digestion of tomato plant mixed with rabbit wastes. *Bioresource Technology*, 45(2), 81–83. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(93\)90093-Q](https://doi.org/10.1016/0960-8524(93)90093-Q)
- Usman, M., Shi, Z., Ren, S., Ngo, H. H., Luo, G., & Zhang, S. (2020). Hydrochar promoted anaerobic digestion of hydrothermal liquefaction wastewater: Focusing on the organic degradation and microbial community. *Chemical Engineering Journal*, 399, 125766. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.125766>

- Wang, R., Peng, P., Song, G., Zhao, Z., & Yin, Q. (2022). Effect of corn stover hydrochar on anaerobic digestion performance of its associated wastewater. *Environmental Pollution*, 315, 120430. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.120430>
- Wang, Y., Li, G., Chi, M., Sun, Y., Zhang, J., Jiang, S., & Cui, Z. (2018). Effects of co-digestion of cucumber residues to corn stover and pig manure ratio on methane production in solid state anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 250, 328–336. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.11.055>
- Wu, X., Yao, W., & Zhu, J. (2010). Biogas and CH₄ Productivity by Co-Digesting Swine Manure with Three Crop Residues as an External Carbon Source. *American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting 2010, ASABE 2010, 2*, 1-. <https://doi.org/10.13031/2013.29666>
- Wu, Y., Wang, L., Jin, M., & Zhang, K. (2020). Simultaneous copper removal and electricity production and microbial community in microbial fuel cells with different cathode catalysts. *Bioresource Technology*, 305, 123166. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123166>
- Xu, Q., Yang, G., Liu, X., Wong, J. W. C., & Zhao, J. (2023). Hydrochar mediated anaerobic digestion of bio-wastes: Advances, mechanisms and perspectives. *Science of The Total Environment*, 884, 163829. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.163829>
- Xu, S., Hu, E., Li, X., & Xu, Y. (2021). Quantitative Analysis of Pore Structure and Its Impact on Methane Adsorption Capacity of Coal. *Natural Resources Research*, 30(1), 605–620. <https://doi.org/10.1007/S11053-020-09723-2/METRICS>
- Zang, Y., Yang, Y., Hu, Y., Ngo, H. H., Wang, X. C., & Li, Y. Y. (2020). Zero-valent iron enhanced anaerobic digestion of pre-concentrated domestic wastewater for bioenergy recovery: Characteristics and mechanisms. *Bioresource Technology*, 310, 123441. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123441>
- Zheng, Y., Wang, P., Yang, X., Lin, P., Wang, Y., Cheng, M., & Ren, L. (2022). Process Performance and Microbial Communities in Anaerobic Co-digestion of Sewage Sludge and Food Waste with a Lower Range of Carbon/Nitrogen Ratio. *Bioenergy Research*, 15(3), 1664–1674. <https://doi.org/10.1007/S12155-021-10357-2/METRICS>
- Zhou, F., Li, K., Hang, F., Zhang, Z., Chen, P., Wei, L., & Xie, C. (2022). Efficient removal of methylene blue by activated hydrochar prepared by hydrothermal carbonization and NaOH activation of sugarcane bagasse and phosphoric acid. *RSC Advances*, 12(3), 1885–1896. <https://doi.org/10.1039/D1RA08325B>
- Zhu, Z., Hsueh, M. K., & He, Q. (2011). Enhancing biomethanation of municipal waste sludge with grease trap waste as a co-substrate. *Renewable Energy*, 36(6), 1802–1807. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2010.11.014>