



DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

OPCIÓN 1.- TESIS

TRABAJO PROFESIONAL

**“ESTUDIO DE LA ADICIÓN DE BIOCHAR DE CÁSCARA DE
NARANJA SOBRE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE EFLUENTES
CÍTRICOS”**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA**

PRESENTA:

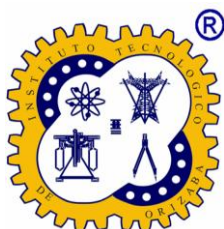
ING. JULIA RENATA HERNÁNDEZ ROA

DIRECTOR DE TESIS:

DR. ERIK SAMUEL ROSAS MENDOZA

CODIRECTOR DE TESIS:

DRA. ANDREA ALVARADO VALLEJO



ORIZABA, VERACRUZ, MÉXICO

MARZO 2026



Educación
Secretaría de Educación Pública



Instituto Tecnológico de Orizaba
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Orizaba, Veracruz, 11/marzo/2026
Dependencia: División de Estudios de
Posgrado e Investigación.
Asunto: Autorización de Impresión
Opción: I

JULIA RENATA HERNÁNDEZ ROA
CANDIDATO A GRADO DE MAESTRA EN
CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA
PRESENTE

De acuerdo con el Reglamento de Titulación vigente de los Centros de Enseñanza Técnica Superior, dependiente de la Dirección General de Institutos Tecnológicos de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora le hizo respecto a su Trabajo Profesional titulado:

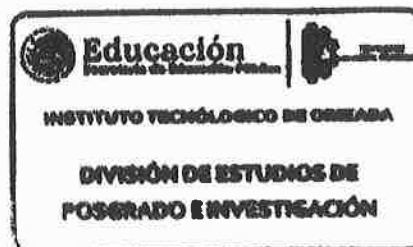
**ESTUDIO DE LA ADICIÓN DE BIOCHAR DE CÁSCARA DE NARANJA SOBRE
LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE EFLUENTES CÍTRICOS**

Comunico a usted que este Departamento concede su autorización para que proceda a la impresión del mismo.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica®

DR. OSCAR BÁEZ SENTIES
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN

ccp. Archivo
OBS/NAVC





Educación
Secretaría de Educación Pública



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO



Instituto Tecnológico de Orizaba
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Orizaba, Veracruz, 26/enero/2026
Asunto: revisión de trabajo escrito

DR. OSCAR BAEZ SENTIES
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
PRESENTE

Los que suscriben, miembros del jurado, han realizado la revisión de la Tesis del (la) C.

JULIA RENATA HERNÁNDEZ ROA

La cual lleva el título de:

ESTUDIO DE LA ADICIÓN DE BIOCHAR DE CÁSCARA DE NARANJA SOBRE
LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE EFLUENTES CÍTRICOS

Y concluyen que se acepta.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica®

PRESIDENTE: DR. ERIK SAMUEL ROSAS MENDOZA

SECRETARIO: DRA. ANDREA ALVARADO VALLEJO

VOCAL: DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN

VOCAL SUP.: DRA. OFELIA LANDETA ESCAMILLA


FIRMA

FIRMA

FIRMA

TA-09-18



2026
año de
Margarita
Maza





LICENCIA DE USO OTORGADA POR Julia Renata Hernández Roa de nacionalidad Mexicana mayor de edad, con domicilio ubicado en Andador 6 No. 35 Unidad Habitacional Santa Ana, Col. El Espinal CP 94339, Orizaba, Veracruz, en mi calidad de titular de los derechos patrimoniales y morales y autor de la tesis denominada “Estudio de la adición de biochar de cáscara de naranja sobre la digestión anaerobia de efluentes cítricos” en adelante **“LA OBRA”** quien para todos los fines del presente documento se denominará **“EL AUTOR Y/O EL TITULAR”**, a favor del Instituto Tecnológico de Orizaba del Tecnológico Nacional de México, la cual se registrará por las cláusulas siguientes:

PRIMERA – OBJETO: “EL AUTOR Y/O TITULAR”, mediante el presente documento otorga al Instituto Tecnológico de Orizaba del Tecnológico Nacional de México, licencia de uso gratuita e indefinida respecto de **“LA OBRA”**, para almacenar, preservar, publicar, reproducir y/o divulgar la misma, con fines académicos, por cualquier medio en forma física y a través del repositorio institucional y del repositorio nacional, éste último consultable en la página: (<https://www.repositorionacionalcti.mx/>).

SEGUNDA - TERRITORIO: La presente licencia se otorga, de manera no exclusiva, sin limitación geográfica o territorial alguna, de manera gratuita e indefinida.

TERCERA - ALCANCE: La presente licencia contempla la autorización para formato uso de **“LA OBRA”** en cualquier formato o soporte material y se extiende a la utilización, de manera enunciativa más no limitativa a los siguientes medios: óptico, magnético, electrónico, virtual (red), mensaje de datos o similar conocido por conocerse.
en medio óptico, magnético, electrónico, en red, mensajes de datos o similar, conocido o por conocerse.

CUARTA – EXCLUSIVIDAD: La presente licencia de uso aquí establecida no implica exclusividad en favor del Instituto Tecnológico de Orizaba; por lo tanto, **“EL AUTOR Y/O TITULAR”** conserva los derechos patrimoniales y morales de **“LA OBRA”**, objeto del presente documento.

QUINTA – CRÉDITOS: El Instituto Tecnológico de Orizaba y/o el Tecnológico Nacional de México reconoce que el **“AUTOR Y/O TITULAR”** es el único, primigenio y perpetuo titular de los derechos morales sobre **“LA OBRA”**; por lo tanto, siempre deberá otorgarle los créditos correspondientes por la autoría de la misma.

SEXTA – AUTORÍA: **“EL AUTOR Y/O TITULAR”** manifiesta ser el único titular de los derechos de autor que derivan de **“LA OBRA”** y declara que el material objeto del presente fue realizado por él, sin violentar o usurpar derechos de propiedad intelectual de terceros; por lo tanto, en caso de controversia sobre los mismos, se obliga a ser el único responsable.

Dado en la Ciudad de Orizaba, a los días 20 del mes de marzo de 2026.

“EL AUTOR Y/O TITULAR”

“EL INSTITUTO TECNOLÓGICO DE ORIZABA”



2026
año de
**Margarita
Maza**



DEDICATORIAS

A Dios, por ser el pilar de mi vida, por su eterno amor, cuidado, bondad y gracia inmerecida. Gracias por guiarme en cada paso y ser mi compañía incluso en los momentos de duda y cansancio.

A mis padres, Julia María y René, no existen palabras suficientes para expresar el amor y la gratitud que siento por ustedes. Gracias por guiarme a lo largo de mi vida, por acompañarme y apoyarme durante cada etapa, gracias por darme la libertad de seguir mis sueños y confiar siempre en mí. Gracias por cada sacrificio silencioso y por enseñarme el valor del esfuerzo y la constancia. Gracias por que aun a la distancia no hubo un día que no sintiera su amor tan cerca y su respaldo incondicional. Todo lo que soy hoy tiene sus raíces en ustedes. Este logro también es suyo.

A mi hermano, Otoniel. Gracias por existir y hacer mi vida más divertida, por motivarme, alentarme y creer en mí. Gracias por ser mi apoyo y mi alegría, incluso sin decir muchas palabras, tu presencia siempre ha sido un impulso para seguir adelante.

A mis abuelos y abuelas, por su amor, sus enseñanzas, su sabiduría y sus oraciones. En especial a mi abuelo Humberto, gracias por todo tu cariño, tu cuidado, por estar siempre presente en mi vida, y por ser una de las personas más amorosas que conozco, también a mi abuelo Ernesto, aunque hoy no estas aquí, te mando un beso hasta el cielo.

RECONOCIMIENTOS ACADÉMICOS

A mi director de tesis: Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza por darme la oportunidad de formar parte de su equipo de trabajo, y por todo el apoyo brindado a lo largo de estos años.

A mi comité de tesis: Dr. Alejandro Alvarado Lassman, M.C.I.Q. Norma Alejandra Vallejo Cantú y Dra. Ofelia Landeta Escamilla por todos sus comentarios y observaciones para el mejoramiento y culminación de este proyecto.

Al Tecnológico Nacional de México por el apoyo para la realización de esta investigación.

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el otorgamiento de la beca nacional con número de registro 4019882.

Al programa Líderes Emergentes en las Américas (ELAP) de Global Affairs Canada por la asignación de la beca con número 001273805 para realizar la estancia de investigación en el Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA).

Al Dr. Joahnn H. Palacios, M.C. Laura Milaa Savedra, Dr. Romain Lemaire, Dr. Stephan Godbout y todo el equipo de ingeniería agroambiental del IRDA por el apoyo brindado durante la estancia.

RESUMEN

“Estudio de la adición de biochar de cáscara de naranja sobre la digestión anaerobia de efluentes cítricos”

Elaborada por: Ing. Amb. Julia Renata Hernández Roa

Dirigida por: Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza

Dr. Alejandro Alvarado Lassman

La industria citrícola genera grandes volúmenes de residuos orgánicos, particularmente cáscaras de naranja y efluentes líquidos provenientes del procesamiento de naranja. Estos residuos representan un desafío ambiental debido a su alta carga orgánica, pero al mismo tiempo constituyen una fuente valiosa de compuestos aprovechables si se les somete a procesos de valorización. En este trabajo se abordó una estrategia integral para transformar la cáscara de naranja en un material de valor agregado mediante pirólisis (biochar), y evaluar su potencial para mejorar la digestión anaerobia de los propios efluentes cítricos.

Inicialmente se llevó a cabo la recolección y caracterización fisicoquímica de la cáscara de naranja y del efluente cítrico obteniendo valores como humedad (79.93 %), por lo cual fue necesario secar la biomasa para alcanzar valores menores al 15 %. Posterior al proceso de secado, se realizó una caracterización obteniendo valores de pH (3.48 ± 0.01), una considerable reducción en cuanto al contenido de humedad (11.80 ± 9.57), sólidos totales y volátiles de 88.20 ± 9.57 y 94.00 ± 0.38 respectivamente, cenizas (6.00 ± 0.38), de igual manera se le realizó un análisis elemental C (45.07 ± 0.93 %), H (5.47 ± 0.00), O (47.39 ± 0.92), N (1.415 ± 0.05) y S (0.155 ± 0.06). Los resultados confirmaron que la cáscara presenta un alto contenido de materia orgánica biodegradable y carbono disponible para su transformación en biochar. Así mismo se caracterizó el efluente de la fracción líquida de la cáscara de naranja, mostrando los siguientes resultados pH (4.92 ± 0.12), SST (26.25 ± 0.22 g/L), SSV (24.63 ± 0.20 g/L), DQO_T y DQO_s (47.43 ± 2.75 y $34.58 \pm$

2.25 gDQO/L) respectivamente. Estos resultados mostraron una elevada carga orgánica, evidenciando su potencial para la digestión anaerobia.

Posteriormente, la cáscara fue sometida a un proceso de pirólisis a 550 °C. La caracterización del biochar reveló un contenido mineral elevado principalmente Ca (38,822 mg/kg), K (29,697 mg/kg) y Mg (2,861 mg/kg), pH alcalino (8.53), conductividad eléctrica moderada (1320 μ S/cm), y nulo contenido en elementos traza como Cd, Co y Pb. Este biochar fue propuesto como aditivo para el proceso de digestión anaerobia empleando un Reactor Anaerobio Híbrido (RAH). El reactor fue operado en tres etapas: batch, continuo y continuo con biochar. En la fase batch, el sistema permitió la formación de biopelícula alcanzando una primera estabilización del proceso. Durante la fase continua sin biochar, el reactor mostró un desempeño estable con altas eficiencias de remoción de DQO_T y DQO_S (85–90 %), sólidos suspendidos totales y volátiles, además de mantener condiciones óptimas de pH (7.3 – 7.8), alcalinidad (< 0.3) y producción de biogás promedio de 4.25 L/día.

En la fase continua con adición de biochar, se evaluó el efecto del material sobre el comportamiento del reactor. Aunque la incorporación del biochar provocó un descenso temporal en la remoción de DQO total y soluble, SST y SSV (60 – 65 %), el sistema recuperó su estabilidad con el tiempo. De manera notable, el biochar favoreció la producción de metano aumentando el rendimiento específico (YCH₄) entre 25 % y 40 % respecto a la operación sin biochar.

En conjunto, este estudio demuestra que los residuos de cáscara de naranja pueden ser aprovechados de manera integral: la cáscara de naranja se transforma en un biochar funcional y simultáneamente sirve como sustrato base para la digestión anaerobia de los efluentes líquidos.

ABSTRACT

“Study of the addition of orange peel biochar on the anaerobic digestion of citrus effluents”

By: Ing. Amb. Julia Renata Hernández Roa

Advisor (s): Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza

Dr. Alejandro Alvarado Lassman

The citrus industry generates large volumes of organic waste, particularly orange peels and liquid effluents from orange processing. This waste poses an environmental challenge due to its high organic load, but at the same time it is a valuable source of usable compounds if subjected to recovery processes. This study addressed a comprehensive strategy to transform orange peel into a value-added material through pyrolysis (biochar) and evaluate its potential to improve the anaerobic digestion of citrus effluents themselves.

Initially, the orange peel and citrus effluent were collected and physicochemically characterized, obtaining values such as moisture content (79.93%), which made it necessary to dry the biomass to achieve values below 15%. After the drying process, a characterization was performed, obtaining pH values (3.48 ± 0.01), a considerable reduction in moisture content (11.80 ± 9.57), total and volatile solids of 88.20 ± 9.57 and 94.00 ± 0.38 , respectively, and ash (6.00 ± 0.38), and an elemental analysis was also performed: C ($45.07 \pm 0.93\%$), H ($5.47 \pm 0.00\%$), O ($47.39 \pm 0.92\%$), N ($1.415 \pm 0.05\%$), and S ($0.155 \pm 0.06\%$). The results confirmed that the peel has a high content of biodegradable organic matter and carbon available for transformation into biochar. The effluent from the liquid fraction of the orange peel was also characterized, showing the following results: pH (4.92 ± 0.12), TSS (26.25 ± 0.22 g/L), FSS (24.63 ± 0.20 g/L), COD_T and COD_S (47.43 ± 2.75 and 34.58 ± 2.25 gCOD/L), respectively. These results showed a high organic load, demonstrating its potential for anaerobic digestion.

Subsequently, the peel was subjected to a pyrolysis process at 550 °C. The characterization of the biochar revealed a high mineral content, mainly Ca (38,822 mg/kg), K (29,697 mg/kg), and Mg (2,861 mg/kg), alkaline pH (8.53), moderate electrical conductivity (1320 μ S/cm), and no trace elements such as Cd, Co, and Pb. This biochar was proposed as an additive for the anaerobic digestion process using a Hybrid Anaerobic Reactor (HAR). The reactor was operated in three stages: batch, continuous, and continuous with biochar. In the batch phase, the system allowed the formation of biofilm, achieving initial stabilization of the process. During the continuous phase without biochar, the reactor showed stable performance with high removal efficiencies of COD_T and COD_S (85–90%), total suspended solids, and volatiles, in addition to maintaining optimal conditions of pH (7.3 - 7.8), alkalinity (< 0.3), and average biogas production of 4.25 L/day.

In the continuous phase with biochar addition, the effect of the material on reactor performance was evaluated. Although the incorporation of biochar caused a temporary decrease in the removal of total and soluble COD, TSS, and VSS (60 - 65%), the system recovered its stability over time. Notably, biochar promoted methane production, increasing specific yield (YCH₄) by 25 - 40% compared to operation without biochar.

Overall, this study demonstrates that orange peel waste can be fully utilized: orange peel is transformed into functional biochar and simultaneously serves as a base substrate for the anaerobic digestion of liquid effluent.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABLAS	vi
NOMENCLATURA	vii
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS	5
1.1 Definición de residuos	5
1.1.1 Definición de residuos sólidos orgánicos (RSO)	5
1.1.2 Definición de residuos sólidos cítricos (RSC)	5
1.2 Producción de cítricos en México	5
1.3 Procesos termoquímicos para la transformación de biomasa	9
1.3.1 Torrefacción	11
1.3.2 Combustión	12
1.3.3 Gasificación	13
1.3.4 Carbonización hidrotermal	14
1.3.5 Licuefacción	15
1.3.6 Pirólisis	15
1.4 Biochar	18
1.5 Digestión anaerobia	19
1.5.1 Hidrólisis	19
1.5.2 Acidogénesis	20
1.5.3 Acetogénesis	20
1.5.4 Metanogénesis	20
1.5.5 Biochar como mejorador en el proceso de DA	21
1.6 Tecnologías de digestión anaerobia	24
1.6.1 Reactor anaerobio de flujo pistón	24
1.6.2 Reactor de biopelícula	25
1.6.3 Reactor de tanque agitado de flujo continuo	25
1.6.4 Reactor anaerobio de flujo ascendente	26
1.6.5 Reactor Anaerobio Híbrido	27
1.6.6 Reactores de lecho de lodo granular expandido (EGSB)	28

1.7 Parámetros que afectan la producción de biogás.....	29
1.7.1 pH (iones de hidrógeno)	29
1.7.2 Temperatura	29
1.7.3 Relación carbono/nitrógeno (C/N)	30
1.7.4 Demanda química de oxígeno (DQO)	30
1.7.5 Tiempo de retención hidráulica.....	30
1.7.4 Carga Volumétrica Aplicada (Cva).....	31
1.8 Antecedentes y avances	31
CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS	41
2.1 Metodología general.....	41
2.1 Recolección de residuos sólidos de naranja	42
2.1.1 Cantidad de CN	42
2.2 Acondicionamiento y caracterización de la CN.....	42
2.2.1 Caracterización de la CN	43
2.3 Pirólisis de la cáscara de naranja (CN)	45
2.4 Caracterización del biochar obtenido	46
2.5 Acondicionamiento del sustrato.....	46
2.6 Obtención del inóculo	47
2.7 Aplicación del proceso de digestión anaerobia.....	47
2.8 Etapas experimentales	48
2.8.1 Etapa 1 Arranque y estabilización del RAH	48
2.8.2 Etapa 2 RAH estable sin biochar	49
2.8.3 Etapa 3 RAH estable con biochar.....	49
2.9 Monitoreo del proceso	49
2.9.1 pH.....	49
2.9.2 Demanda química de oxígeno total y soluble (DQO _T y DQO _S).....	49
2.9.3 Sólidos Suspendidos Totales (SST)	50
2.9.4 Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	51
2.9.4 Volumen de biogás y metano.	51
CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	53
3.1 Caracterización de residuos de cáscara de naranja para pirólisis.....	53
3.2 Proceso termoquímico de pirólisis.....	56
3.3 Caracterización de biochar	60
3.4 Montaje del Reactor Anaerobio Híbrido RAH	64

3.5 Caracterización del sustrato	65
3.6 Caracterización del inóculo	66
3.7 Operación y monitoreo del desempeño del RAH sin biochar y con biochar	67
3.7.1 Monitoreo del pH	68
3.7.2 Monitoreo de remoción de DQO total y soluble	69
3.7.3 Factor de alcalinidad en el RAH	71
3.7.4 Monitoreo de la remoción de SST y SSV en el RAH	73
3.7.5 Producción y rendimiento de biogás y metano en el RAH.....	74
3.8 Evaluación de la adición del biochar	76
CONCLUSIONES	79
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	83

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1.1	Principales países productores de naranja, porcentaje de la producción mundial (2023-2024) (USDA, 2024).	6
1.2	Superficie total plantada de naranjas en porcentaje en México en 2023 (USDA, 2024).	6
1.3	Producción de naranja en México	7
1.4	Tipos de biomasa (Danso-Boateng y Achaw, 2022).	9
1.5	Rutas potenciales de la biomasa para su contribución en la producción de energía (Wang y Wu, 2023).	11
1.6	Propiedades combustibles de biomasa, biomasa torrefacta y carbón (Lanjekar <i>et al.</i> , 2024).	12
1.7	Pasos del proceso de gasificación de biomasa (Lanjekar <i>et al.</i> , 2024).	14
1.8	Diagrama esquemático de las tecnologías de conversión termoquímica de biomasa (Lanjekar <i>et al.</i> , 2024).	17
1.9	Proceso de digestión anaerobia.	21
1.10	Biochar como facilitador para promover la producción de CH ₄ (Hoang <i>et al.</i> , 2022).	23
1.11	Reactor Anaerobio de Flujo Pistón (Aworanti <i>et al.</i> , 2023)	25
1.12	Reactor de tanque agitado de flujo continuo CSTR (Aworanti <i>et al.</i> , 2023)	26
1.13	Reactor anaerobio de flujo ascendente UASB (Wei <i>et al.</i> , 2022)	27
1.14	Reactor de lecho de lodo granular expandio (EGSB) (Bastiani <i>et al.</i> , 2023)	28
2.1	Diagrama de flujo general de la experimentación.	41
2.2	Cáscara de naranja cortada.	42
2.3	Esquema del reactor tipo AUGER (Le roux <i>et al.</i> , 2022).	46
2.4	Esquema del Reactor Anaerobio Híbrido (RAH)	48

3.1	Cáscara de naranja húmeda y seca	54
3.2	Cáscara de naranja seca triturada y tamizada	57
3.3	CN acondicionada para el proceso de pirólisis	57
3.4	Reactor tipo AUGER escala laboratorio	58
3.5a	Biochar obtenido del proceso de pirólisis	59
3.5b	Fases aceitosa y acuosa	59
3.6	Monitoreo del pH en la entrada, salida e interior, durante la operación del RAH	68
3.7	Porcentaje de remoción de DQO_T y DQO_s en el RAH	70
3.8	Monitoreo del factor de alcalinidad	72
3.9	Porcentaje de remoción de SST y SSV en el RAH	73
3.10	Producción y rendimiento de biogás del RAH	75
3.11	Porcentaje de metano presente en el biogás	76

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
1.1	Comparación de parámetros en los procesos de pirólisis (Ortiz-Cardona, 2023).	16
1.2	Clasificación de la carbonización de biomasas (Ortiz-Cardona, 2023).	17
1.3 a)	Evolución del estado del arte empleando diferentes parámetros para la elaboración de biochar y su adición como mejorador en el proceso de DA.	37
1.3 b)	Evolución del estado del arte empleando diferentes parámetros para la elaboración de biochar y su adición como mejorador en el proceso de DA.	37
2.1	Determinaciones analíticas.	43
3.1	Caracterización fisicoquímica de la materia prima húmeda	53
3.2	Caracterización fisicoquímica de la materia prima seca para ser sometida a pirólisis.	53
3.3	Productos obtenidos del proceso de pirólisis	59
3.4 a)	Caracterización general del biochar	61
3.4 b)	Caracterización general del biochar	62
3.5	Dimensiones del lecho fijo (LF) del RAH	64
3.6	Dimensiones del lecho fluidizado inverso (LFI) del RAH	65
3.7	Caracterización del sustrato y comparación con investigaciones previas	66
3.8	Materia Volátil Adherida al Soporte	77
3.9	Comparación de la eficiencia del RAH en etapa 2 y 3	

NOMENCLATURA

Abreviatura	Significado
BC	Biochar
C	Carbono
CF	Carbono Fijo
CHT	Carbonización hidrotermal
CN	Cáscara de Naranja
DA	Digestión anaerobia
DQO _s	Demanda Química de Oxígeno Soluble
DQO _T	Demanda Química de Oxígeno Total
LF	Lecho fijo
LFI	Lecho fluidizado inverso
MVA	Materia Volátil Adherida
O	Oxígeno
PCS	Poder Calorífico Superior
pH	Potencial de Hidrógeno
RAH	Reactor Anaerobio Híbrido
RSC	Residuos sólidos cítricos
RSN	Residuos sólidos de naranja
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles
TRH	Tiempo de Residencia Hidráulica

INTRODUCCIÓN

La producción de naranja a nivel mundial alcanza aproximadamente 48.8 millones de toneladas (USDA, 2024), siendo México unos de los países con mayor producción de esta. Esto resulta en una excesiva generación de residuos, lo que requiere una estrategia de gestión adecuada. La generación de energía a través de residuos es una alternativa que puede dar solución, esto es debido al aumento de costos en la producción de energía. Al mismo tiempo que ha generado una preocupación por las emisiones de gases de efecto invernadero y la naturaleza no renovable de los combustibles fósiles.

Por otro lado, existe una variedad de tecnologías para convertir los residuos cítricos (biomasa) en biocombustibles. La pirólisis es un procedimiento en el cual el material orgánico se calienta en ausencia del oxígeno. Durante este proceso la lignina, celulosa, grasas y almidones (constituyentes poliméricos) se descomponen térmicamente en tres fracciones: 1) bioaceite el cual se compone de los vapores condensados, 2) biochar o la fracción sólida y 3) gases no condensables. El biochar tiene propiedades físicas y químicas que lo convierten en un material viable y sostenible para diversas aplicaciones como enmienda de suelos, la adsorción y para optimizar los procesos como la digestión anaerobia.

A su vez, la digestión anaerobia es un proceso biológico a través del cual los microorganismos descomponen la materia orgánica en ausencia de oxígeno. Dicho proceso ocurre en una serie de etapas donde microorganismos convierten compuestos orgánicos complejos en moléculas más simples, como ácidos grasos volátiles, hidrógeno y dióxido de carbono. Finalmente, estos compuestos son transformados en metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) a través de la acción de arqueas metanogénicas. Uno de los principales productos de la digestión anaerobia es el biogás, una mezcla de gases (principalmente metano y dióxido de carbono) que puede utilizarse como fuente de energía renovable (Ambaye *et al.*, 2021).

La aplicación de biochar como aditivo en el proceso de digestión anaerobia puede desempeñar múltiples funciones para mejorar el rendimiento de este proceso, ya que una de las principales propiedades del biochar es su gran superficie la cual facilita la formación de biopelícula eliminando contaminantes ambientales. El biochar puede actuar como agente de control del pH según las propiedades alcalinas con las que cuenta, contrarrestando la acidificación del reactor y de igual manera funciona como absorbente para la reducción de los efectos inhibidores (Kumar *et al.*, 2021). El objetivo de esta investigación es realizar un estudio sobre el efecto que tiene el biochar producido con cáscara de naranja como aditivo en la digestión anaerobia.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Estudiar el efecto de la adición del biochar producido a partir de cáscara de naranja sobre la digestión anaerobia de los efluentes provenientes del procesamiento de la naranja en reactores de biopelícula.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

1. Realizar una caracterización fisicoquímica de la cáscara y efluentes provenientes de la naranja.
2. Producir y caracterizar el biochar a partir de cáscara de naranja por medio de pirólisis.
3. Acondicionar un reactor anaerobio de biopelícula para el tratamiento de efluentes cítricos.
4. Evaluar la digestión anaerobia en un reactor anaerobio híbrido de biopelícula de los efluentes cítricos adicionando biochar de cáscara de naranja

CAPÍTULO 1

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

1.1 Definición de residuos

Los residuos se definen de acuerdo con la SEMARNAT como los materiales o productos desechados y que se encuentran en estado sólido o semisólido, líquido o gaseoso, los cuales pueden ser considerados para una revalorización o requieren ser sometidos a tratamiento o disposición final según lo establecido en la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (SEMARNAT, 2019)

1.1.1 Definición de residuos sólidos orgánicos (RSO)

Los RSO se refieren a todos aquellos residuos de origen animal o vegetal susceptible de descomposición por la acción de microorganismos (Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México, 2021), o bien desecho de cualquier organismo, normalmente restos de comida y de jardinería (CCA, 2017).

1.1.2 Definición de residuos sólidos cítricos (RSC)

Los desechos cítricos están compuestos por membranas, cáscaras, pulpa, variables cantidades de semillas y jugos. Estos residuos se obtienen tras el procesamiento de mandarinas, naranjas, limones ocupados en la fabricación de jugos y concentrados (SAGARPA, 2017).

1.2 Producción de cítricos en México

Según las estimaciones y datos oficiales del USDA como se muestra en la Figura 1.1, México es el cuarto productor de naranjas del mundo detrás de Brasil, China y la Unión Europea (USDA, 2024).

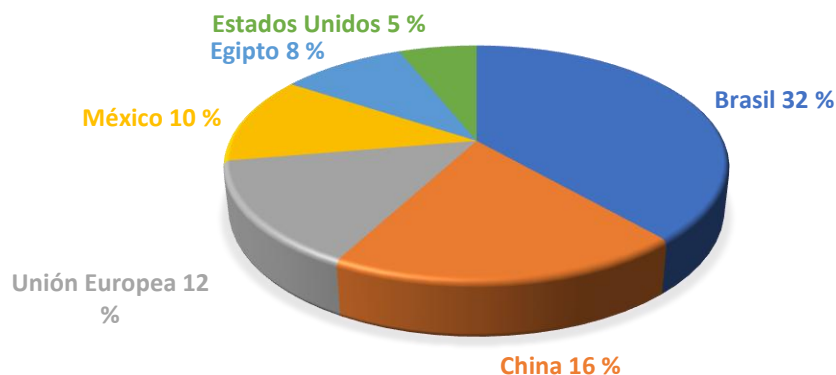


Figura 1.1 Principales países productores de naranja, porcentaje de la producción mundial (2023-2024) (USDA, 2024).

Las naranjas son los cítricos más predominantes plantados en México, y el estado de Veracruz representa casi la mitad del área total cosechada. Su gran elevación, suelo rico en nutrientes y alta humedad lo hacen ideal para la producción de cítricos. En 2024, de acuerdo con datos del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera de México (SIAP) la superficie total plantada de naranjas en el territorio mexicano es de 353, 327 hectáreas (ha) y la producción de naranjas a nivel nacional indica un valor de 3.4 toneladas, siendo Veracruz uno de los principales estados productores contando con una producción de 2.2 toneladas, lo cual representa el 64.9 % de la producción total anual (SIAP, 2024), otros estados productores de naranja que le siguen en importancia son Tamaulipas, Puebla, San Luis Potosí y Nuevo León (USDA, 2024) como se muestra en la Figura 1.2.

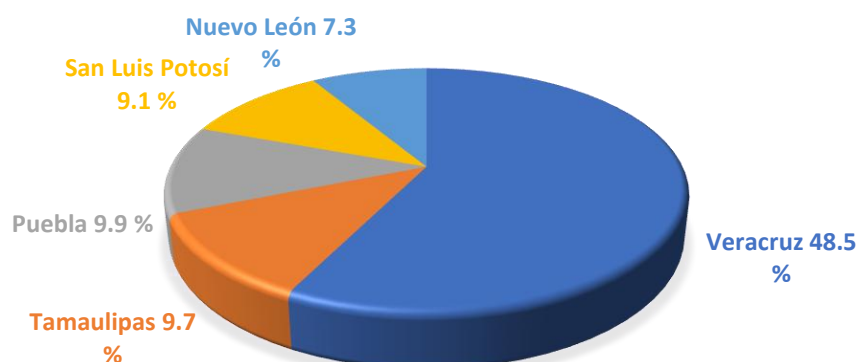


Figura 1. 2 Superficie total plantada de naranjas en porcentaje en México en 2023 (USDA, 2024).

En la Figura 1.3 se presenta la producción de naranja en México durante los últimos 5 años.

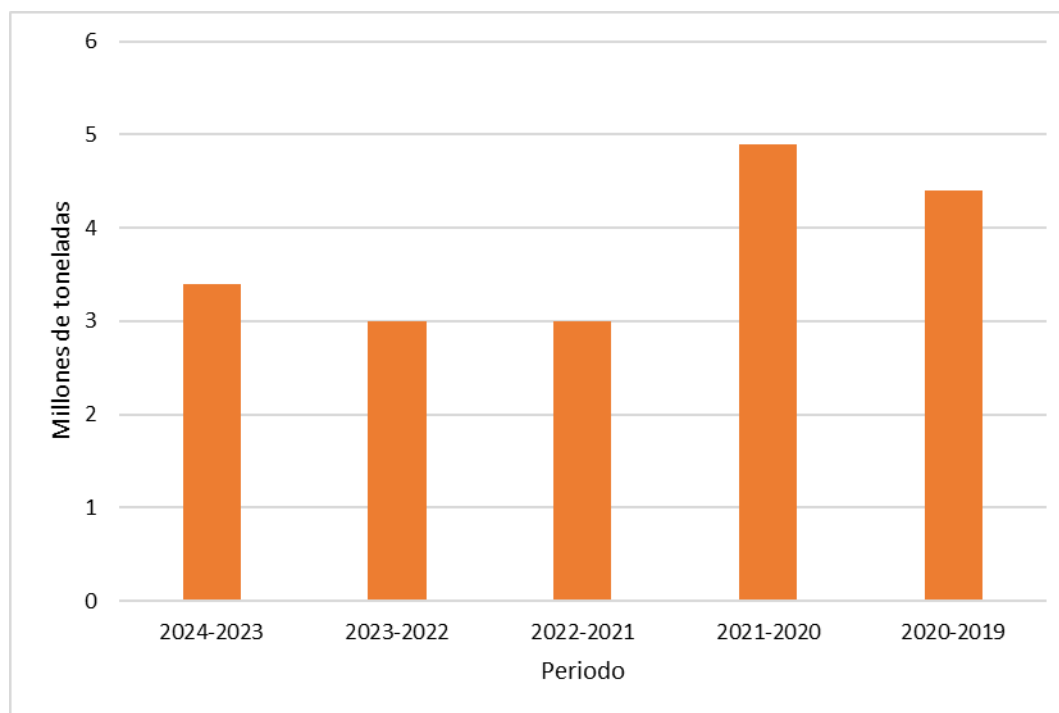


Figura 1.3 Producción de naranja en México.

De acuerdo con la gran producción de naranja en el país y en el estado de Veracruz, se generan grandes cantidades de residuos como cáscaras, pulpa y semillas como resultado de la industria dedicada al procesamiento de la naranja. Entre los principales derivados de este cítrico se encuentran el jugo, las jaleas, las mermeladas y los aceites esenciales (Battista *et al.*, 2020). El residuo que se produce después de extraer el jugo de la naranja representa aproximadamente el 50 % de la masa de la fruta fresca y su composición se divide de la siguiente manera, cáscara (60 a 65 %), pulpa (30 a 35 %) y semillas (0 a 10%) (de Lima *et al.*, 2022). Según lo reportado por Senit *et al.* (2019), la cáscara de naranja está constituida principalmente por azúcares (35 %), pectina (19 %), celulosa (19 %), hemicelulosa (14 %), lignina (7 %) y cenizas (3.7 %). Asimismo, su composición química incluye 3.5 % de cenizas, 1.95 % de lípidos, 5.8 % de proteínas, 2.3 % de ácido láctico, 2 % de ácido acético, 0.06 % de ácido isobutírico y 0.73 % de calcio. La CN se caracteriza por presentar valores de pH ácido, generalmente entre 3 y 4, así como por la presencia de aceites esenciales, siendo el D-limoneno el compuesto

predominante (Bouaita *et al.*, 2022). Una proporción significativa de los residuos de naranja son dispuestos finalmente en vertederos o rellenos sanitarios sin un tratamiento previo adecuado, lo que ocasiona impactos ambientales negativos. Entre estos efectos se incluyen la contaminación de los recursos naturales debido a la generación de lixiviados derivados de la degradación biológica, así como la emisión de gases y olores desagradables durante su descomposición, destacando la liberación de metano y contribuyen con el 20 % de este gas, y dióxido de carbono, ambos gases asociados al efecto invernadero (Bouaita *et al.*, 2022; Yaradoddi *et al.*, 2022).

En este contexto, la cáscara de naranja se posiciona como una materia prima de alto valor dentro del modelo de economía circular. En lugar de ser gestionada como un desecho agroindustrial, se puede revalorizar mediante la generación de biomasa, la cual consiste en utilizar los residuos de esta fruta, principalmente las cáscaras, como fuente de materia orgánica. Este proceso permite obtener un recurso renovable que puede ser empleado en la producción de energía o materiales biológicos, promoviendo el aprovechamiento eficiente de recursos naturales. La biomasa es cualquier tipo de material de origen orgánico, se clasifica en lignocelulósica, como la madera y residuos agrícolas, o no celulósica, como el estiércol animal, lodos de depuradora y los residuos sólidos urbanos, tal como se muestra en la Figura 1.4. La cáscara de naranja es considerada biomasa debido a su alta capacidad de adsorción, la cual puede ser mejorada a través de modificaciones físicas, químicas y térmicas (Michael-Igolima *et al.*, 2023).

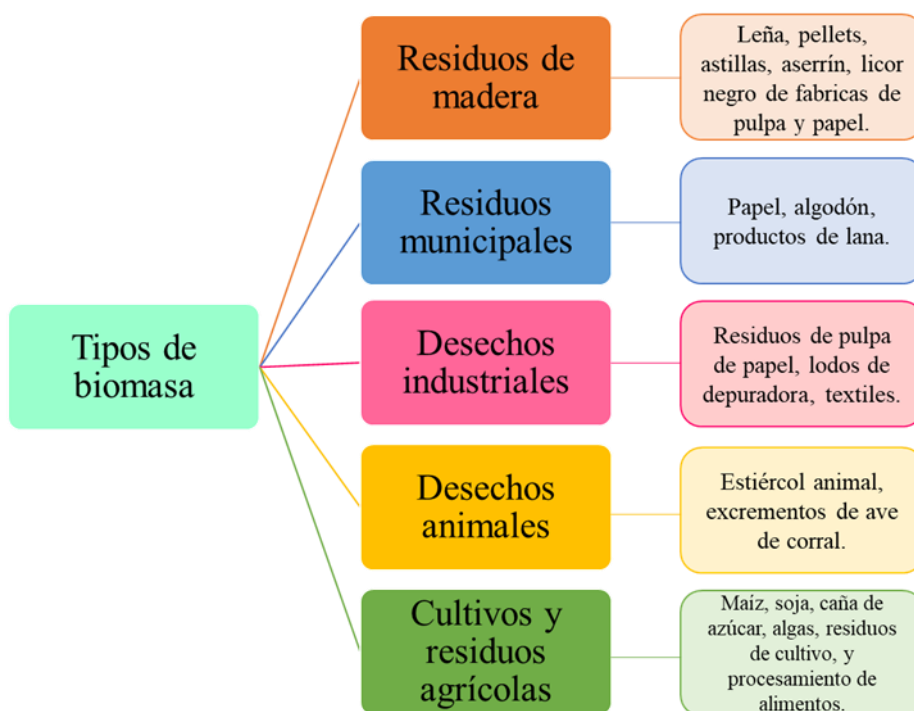


Figura 1.4 Tipos de biomasa (Danso-Boateng y Achaw, 2022).

1.3 Procesos termoquímicos para la transformación de biomasa

La biomasa se considera globalmente un tipo de energía libre de carbono debido al ciclo del carbono en la vegetación y se ha convertido en la cuarta energía después del carbón, el petróleo y el gas natural (Wang y Wu, 2023). Los recursos de biomasa se pueden clasificar principalmente en cuatro categorías: biomasa agrícola, desechos de cocina, excrementos de ganado y microalgas, compuestas de sacáridos solubles, lignocelulosa, proteínas y grasas (Wang y Wu, 2023). La conversión termoquímica de la biomasa es una ruta factible para convertir la biomasa en biocombustibles utilizando diferentes métodos basados en el calor, generalmente, este tipo de conversiones de biomasa consisten en tecnologías de combustión, licuefacción, torrefacción, pirólisis y gasificación. Durante este proceso la biomasa se transforma en diferentes formas de combustible, combustible directo en forma de calor y energía, combustible sólido como el biochar, combustible en forma gaseosa como es el caso del gas de síntesis y combustible líquido altamente oxigenado (bioaceite). La biomasa es la única fuente de energía renovable capaz de transformarse en combustible en cualquiera de sus formas, sólido, líquido o

gaseoso, lo que la convierte en un recurso altamente versátil para la generación de energía. En su forma sólida se presentan productos como el biochar, un material carbonoso que tiene diversas aplicaciones entre las cuales, se pueden destacar el uso como enmienda de suelos, purificación del agua, compostaje, uso en agricultura y horticultura y como catalizador para la digestión anaerobia. En su forma líquida se obtiene bioaceite (bio-oil), una mezcla compleja de compuestos orgánicos que puede utilizarse como materia prima para refinar productos químicos o se puede utilizar como un biocombustible o combustible limpio para el transporte y otros usos, en comparación con el diésel y gasolina, el bio-oil genera niveles mucho más bajos de óxido nitroso y dióxido de azufre. Finalmente, en su forma gaseosa, la biomasa se puede transformar en gas de síntesis, el cual puede tener aplicaciones en la generación de calor y producción de metanol y combustible diesel (Danso-Boateng y Achaw, 2022; Joshi *et al.*, 2024).

Las condiciones de funcionamiento y los principales productos se resumen en la Figura 1.5, en ella se representan las diferentes rutas tecnológicas disponibles como la torrefacción, licuefacción, pirólisis y gasificación junto con los productos obtenidos, así como su aplicación final como combustibles. Además, se incluye la combustión como vía directa de aprovechamiento térmico para la obtención de calor. La elección de la tecnología de conversión más adecuada depende de diversos factores, entre ellos el tipo de biomasa, la disponibilidad y cantidad de materia prima y el producto energético deseado (Danso-Boateng y Achaw, 2022).

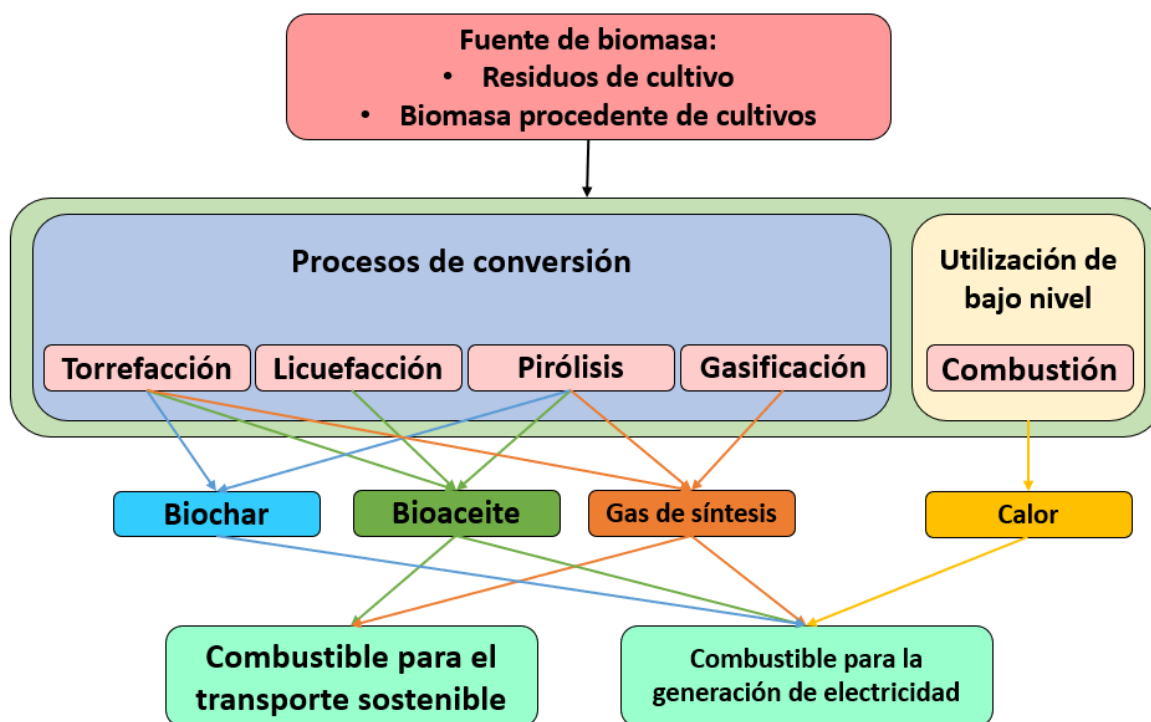


Figura 1.5 Rutas potenciales de la biomasa para su contribución en la producción de energía (Wang y Wu, 2023).

1.3.1 Torrefacción

La torrefacción implica el tratamiento de biomasa a presión atmosférica y dentro de un rango de temperatura de 200 a 300°C, sin oxígeno o con suministros limitados de oxígeno, con una velocidad de calentamiento lenta (5 - 10 °C/min) y una duración de 30 a 60 minutos (Kachroo *et al.*, 2024). La eficacia del proceso está determinada por factores como el tamaño de partícula, el tiempo de reacción, la temperatura, el catalizador, el tipo y el flujo de gas portador y el índice de rendimiento, sin embargo, el factor con mayor influencia en el proceso es la temperatura a la cual se opera (Wang y Wu, 2023). La biomasa torrefactada o biochar, presenta características como, mayor energía y densidad de masa, mayor poder calorífico, hidrofobicidad, capacidad de molienda y naturaleza peletizable, lo que le confiere propiedades algo similares a las del carbón.

Durante el proceso de torrefacción, la biomasa experimenta un calentamiento inicial que provoca la eliminación del agua libre. A medida que la temperatura sigue

aumentando, el agua ligada se libera mediante reacciones químicas. Se considera que la mayor parte de esta agua se elimina a través de un proceso de termocondensación, el cual ocurre a temperaturas superiores a 160 °C, coincidiendo con el inicio de la formación de CO₂. Posteriormente, entre 180 y 270 °C tiene lugar una reacción exotérmica que marca el comienzo de la descomposición de la hemicelulosa de la biomasa. Este proceso provoca un cambio en la coloración del material debido a la pérdida de agua, CO₂, cantidades significativas de ácido acético y fenoles, lo que, a su vez, incrementa su densidad energética (Danso-Boateng y Achaw, 2022). Los productos formados durante el proceso de torrefacción se muestran en la Figura 1.6 (Lanjekar *et al.*, 2024).



Figura 1.6 Propiedades combustibles de biomasa, biomasa torrefacta y carbón (Lanjekar *et al.*, 2024).

1.3.2 Combustión

La combustión es la técnica más utilizada para la conversión de biomasa en energía útil. Este proceso requiere quemar la biomasa para generar energía térmica, la cual puede ser utilizada en procesos industriales, para generar electricidad o calor. En el

proceso de combustión se pueden observar 3 etapas principales, secado, pirólisis y oxidación. La humedad que aún permanece en la biomasa es eliminada antes de comenzar la combustión, a bajas temperaturas (hasta 150 °C). Durante la etapa de pirólisis, la temperatura de combustión alcanza entre 200 y 450 °C en presencia de oxígeno, liberando gases volátiles (CO, CO₂ y CH₄) y compuestos con alto peso molecular. Después de que se han quemado los gases volátiles, el material restante es carbón. En la etapa final, el carbón se quema y es oxidado a temperaturas superiores a 450 °C (Danso-Boateng y Achaw, 2022). Niveles inadecuados de oxígeno pueden provocar una combustión incompleta. Este proceso está influenciado por parámetros como, el tamaño de la biomasa, el contenido de humedad, su gravedad específica, el porcentaje de cenizas y la composición elemental, incluyendo hemicelulosa, celulosa y lignina (Lanjekar *et al.*, 2024).

1.3.3 Gasificación

La gasificación es un proceso que convierte materiales carbonosos en gases de síntesis. Este proceso se lleva a cabo a temperaturas superiores a 750 °C en presencia de un agente gasificante que puede ser aire, oxígeno o vapor, a presión atmosférica o elevada. Los productos gaseosos consisten en CO, CO₂, H₂, CH₄ e hidrocarburos. En estas condiciones, los rendimientos de biochar no son lo suficientemente significativos como para considerar la gasificación como un proceso de producción de biochar apropiado (Chiappero *et al.*, 2020; Wang y Wu, 2023). La eficiencia del proceso está determinada por factores como, la composición de la materia prima, contenido de humedad, presión, contenido de cenizas, temperatura, agente gasificante. La gasificación es el método con mayor eficiencia para producir hidrógeno a partir de biomasa, esto se debe a la interacción entre la quema de la materia prima y la generación de calor y electricidad, este proceso usualmente se compone de 4 etapas, la primera es el secado del material, el cual ocurre a un rango de temperatura de 100 a 150 °C donde el contenido de humedad se convierte en vapor, la segunda etapa consiste en pirólisis, la cual abarca la descomposición de componentes como la celulosa y la lignina, en residuos sólidos y sustancias volátiles, la tercera etapa consiste en la oxidación en la cual las sustancias volátiles

y residuos de carbón se oxidan, este proceso es asistido por un agente gasificante, finalmente en la cuarta etapa el agente gasificante facilitan la reacción de reducción entre el carbono y los productos químicos volátiles, lo que da como resultado la producción de gas de síntesis, este proceso se muestra en la Figura 1.7 (Lanjekar *et al.*, 2024).

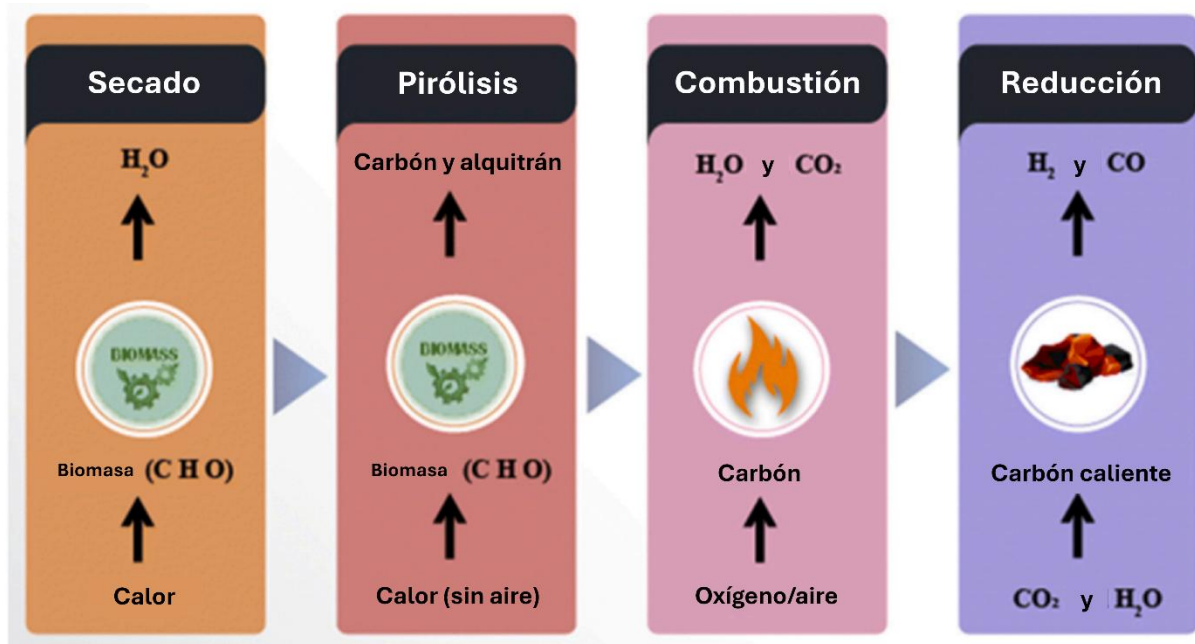


Figura 1.7 Pasos del proceso de gasificación de biomasa (Lanjekar *et al.*, 2024)

1.3.4 Carbonización hidrotermal

Durante el proceso de carbonización hidrotermal (CHT), la biomasa se convierte en sólidos carbonosos, a los cuales se denomina hidrocarbón o hidrochar el cual se genera mediante una serie de reacciones de hidrólisis, deshidratación y descarboxilación. La carbonización hidrotermal se produce bajo agua en un sistema confinado sellado y se calienta a un rango de temperatura de 175 a 300 °C durante hasta 16 h bajo presión saturada en condiciones críticas, produciendo hidrochar con una gran cantidad de grupos funcionales (Sabio *et al.*, 2016). Al mantener temperaturas elevadas de hasta 400 °C, se generan mayores cantidades de fracciones líquidas y gaseosas, un proceso conocido comúnmente como licuefacción hidrotermal (Danso-Boateng y Achaw, 2022).

El proceso de CHT puede ser alterado por diversos parámetros como, la temperatura de reacción, tiempo de residencia, presión, contenido de sólidos de biomasa, catalizador y pH utilizados (Danso-Boateng y Achaw, 2022).

1.3.5 Licuefacción

La licuefacción de la biomasa es una técnica termoquímica que convierte la biomasa en bioaceite principalmente (60 %), seguido de gas de síntesis (30 %) y biochar (10 %). Este proceso se realiza con un disolvente como agua, acetona, etanol, glicerol y fenoles, en un rango de temperatura de 200 a 600 °C y a alta presión (5 a 25 mPa). Existen diversos factores que pueden alterar el proceso, el principal factor es la temperatura ya que puede intervenir en las composiciones del bioaceite y los valores caloríficos, pero también influyen, el tipo de biomasa, la temperatura de reacción, la presión, el tiempo de residencia, el disolvente y el catalizador. La alta presión facilita la penetración de solventes en la biomasa, esto favorece la descomposición de las macromoléculas, y, en consecuencia, mejora las tasas de conversión (Wang y Wu, 2023).

1.3.6 Pirólisis

La pirólisis se caracteriza por ser la descomposición térmica de un combustible a temperaturas de 400 – 800 °C sin la adición de oxígeno externo, lo que resulta en la descomposición o carbonización de la biomasa. La pirólisis está influenciada por varios elementos como el tamaño de partícula, la temperatura de reacción, la velocidad de calentamiento y el tiempo de residencia este proceso se puede clasificar en pirólisis lenta, rápida y flash (Wang y Wu, 2023). Durante el proceso una partícula sólida de biomasa se calienta en una atmósfera inerte donde el calor se transfiere primero a la superficie de la partícula por radiación y/o convección y luego al interior de la partícula. La temperatura dentro de la partícula aumenta, provocando la eliminación de la humedad presente en la partícula de biomasa. Los productos volátiles y gaseosos fluyen a través de los poros de la partícula y participan en el proceso de transferencia de calor. Durante el proceso de pirólisis, los poros del sólido se agrandan y la partícula sólida se vuelve más porosa debido

a que la biomasa se transforma en gases. Como resultado de la descomposición de la biomasa, largas cadenas de compuestos de carbono, hidrógeno y oxígeno se rompen en moléculas más pequeñas durante la pirólisis, y se generan gases y vapores condensables que incluyen alquitranes, aceites y carbón sólido (Joshi *et al.*, 2024).

Durante la pirólisis lenta la descomposición de la biomasa ocurre a temperaturas de 400 a 950 °C con una tasa de calentamiento baja y un largo tiempo de residencia. En la pirólisis intermedia, la biomasa se calienta a una temperatura alta (1250 °C), con un tiempo de residencia corto y alta tasa de calentamiento. Mientras que en la pirólisis rápida la temperatura de reacción puede variar entre 700 y 1000 °C, la tasa de calentamiento es superior a los 1000 °C/s (Danso-Boateng y Achaw, 2022). En la Tabla 1.1 se muestra una comparación entre los principales parámetros de los diferentes tipos de pirólisis.

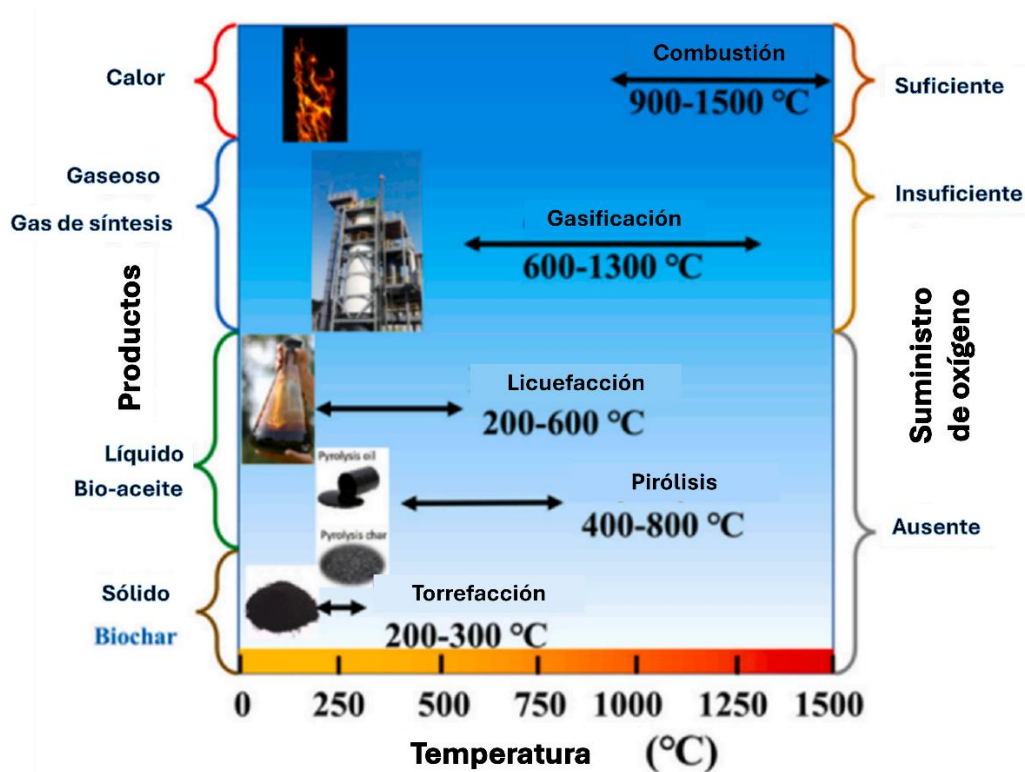
Tabla 1.1 Comparación de parámetros en los procesos de pirólisis (Ortiz-Cardona, 2023).

Parámetro	Pirólisis convencional o lenta	Pirólisis intermedia	Pirólisis rápida
Temperatura de pirólisis (°C)	550-950	850-1250	1050-1300
Tasa de calentamiento (°C /s)	0.1-1.0	10-200	<1000
Tamaño de la partícula (mm)	5-50	<1	<0.2
Tiempo de residencia (s)	450-550	0.5-10	<0.5

En la Tabla 1.2 se muestra un breve resumen de la clasificación de los diferentes procesos termoquímicos para la transformación de biomasa según la temperatura a la que se lleva a cabo y el tiempo de residencia, y en la Figura 1.8 se muestra diagrama esquemático de las condiciones operativas y los principales productos de las tecnologías de conversión termoquímica (Ortiz-Cardona, 2023).

Tabla 1.2 Clasificación de la carbonización de biomásas (Ortiz-Cardona, 2023).

Tecnología	Temperatura (°C)	Tiempo de residencia (s)	Agente	Producto principal
Torrefacción	200 - 300	600 - 3600	Sin oxígeno o atmósfera inerte	Biochar
Combustión	500 - 1100	0.5 - 2	Oxígeno	Calor
Pirólisis	> 400	1 - 300	Sin oxígeno o atmósfera inerte	Biochar y bioaceite
Gasificación	> 750	600 - 1200	Aire, oxígeno, vapor o mezcla de ellos	Gas de síntesis
Carbonización hidrotérmica	180-250	3600 - 7200	Agua subcrítica	Hidrochar
Licuefacción	200 – 600	300 – 3600	Sin oxígeno o atmósfera inerte	Bioaceite

Figura 1.8 Diagrama esquemático de las tecnologías de conversión termoquímica de biomasa (Lanjekar *et al.*, 2024)

1.4 Biochar

El biochar es un sólido poroso y rico en carbono que se produce durante la pirólisis de la biomasa (materiales de madera, residuos de cultivos, estiércol de leche, lodos de aguas residuales, etc.), es decir, la degradación térmica de la biomasa en una atmósfera inerte a altas temperaturas (Manga *et al.*, 2023). El biochar se compone principalmente de carbono, oxígeno, hidrógeno, azufre, nitrógeno y cenizas (Lanjekar *et al.*, 2024). El biochar se puede producir a partir de una amplia gama de materiales lignocelulósicos, que contienen celulosa, hemicelulosa (xilano), lignina, pequeñas cantidades de otros compuestos orgánicos (fenoles, fitoesteroides y grasas) e inorgánicos (P, N, S, Si, álcalis y metales alcalinotérreos y trazas de otros minerales). Estos materiales incluyen madera, residuos agrícolas y forestales, desperdicios de alimentos, azúcares, materia orgánica industrial, lodos de depuradora y estiércol. El biochar puede ser mesoporoso o microporoso dependiendo de las condiciones operativas empleadas para su producción y de la materia prima (Chiappero *et al.*, 2020).

Adicional al biochar, la pirólisis tiene también como productos principales gases permanentes (como CO₂, CO, CH₄ y H₂) estos productos son de interés ya que son posibles fuentes alternativas de energía (Weber y Quicker, 2018). Según la tecnología, diferentes equipos pueden ser adaptados y utilizados para la producción de biochar, particularmente para la pirólisis lenta e intermedia, los dispositivos más comunes se pueden clasificar en tres tipos: hornos, retortas (retorts) y conversores (converters). Los hornos hacen referencia al mecanismo clásico de transformación de madera en carbón vegetal y/o biochar, entre estos los más comúnmente usados son los hornos de tierra (hoyo o montículo), los de ladrillo, concreto o metal. Las variedades de hornos difieren no solo en su material de construcción sino también en su geometría, distribución de espacio y formas de producción de materiales carbonosos. Las retortas están diseñadas para operar con materiales de mayor dimensión, por ejemplo, leños de madera de hasta 30 cm de largo y 18 cm de ancho, casi siempre en operación batch o semicontinuo (García-Núñez *et al.*, 2017).

Si el objetivo es la producción de productos principalmente líquidos y/o gaseosos, se recomienda una pirólisis rápida. Para lograr velocidades de calentamiento

rápidas se requieren altas temperaturas de funcionamiento, tiempos de contacto muy cortos y partículas muy finas. La pirólisis rápida se diferencia mucho de la pirólisis convencional realizada lentamente con trozos de madera macizos. La pirólisis rápida produce principalmente productos gaseosos debido a la alta velocidad de calentamiento y al tamaño de partícula muy pequeño.

1.5 Digestión anaerobia

La digestión anaerobia (DA) consiste en una serie de reacciones bioquímicas donde los microorganismos descomponen la materia orgánica de cualquier sustrato en una mezcla gaseosa (CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S , etc.) en ausencia de oxígeno libre (Uddin y Wright, 2023). El proceso de DA normalmente ocurre en un reactor cerrado. Las principales aplicaciones comerciales del biogás son la generación de calor y electricidad (Uddin y Wright, 2023). Los enfoques tradicionales para el tratamiento de los residuos sólidos son principalmente los vertederos y la incineración, que son métodos poco respetuosos con el medio ambiente y que consumen mucha energía, respectivamente (Tiwary *et al.*, 2015). La DA ha demostrado ser prometedora y rentable, como tecnología alternativa, para digerir y convertir los desechos de alimentos en energía renovable y productos químicos útiles (Ambaye *et al.*, 2021).

Se identifican cuatro etapas durante la digestión anaerobia: 1) hidrólisis, 2) acidogénesis, 3) acetogénesis y 4) metanogénesis. Dichas etapas se pueden diferenciar debido a las diferentes poblaciones microbianas y los parámetros óptimos específicos necesarios para cada una (Wang *et al.*, 2023).

1.5.1 Hidrólisis

Durante la hidrólisis, la materia orgánica insoluble de alto peso molecular como carbohidratos, lípidos o grasas y proteínas es degradada en moléculas solubles simples por enzimas extracelulares, las cuales son solubles y rápidamente sus enlaces químicos se rompen, estas pueden utilizarse como fuente de carbono y energía para las células de los microorganismos el agua y las enzimas

extracelulares descomponen la compleja estructura polimérica de la celulosa, almidón, proteínas y convertirlos en sus respectivas unidades simples (monómeros u oligómeros) tales como glucosa, ácidos grasos y aminoácidos. Esta tarea es llevada a cabo por bacterias hidrolíticas y fermentativas (Uddin y Wright, 2023).

1.5.2 Acidogénesis

En la fase de acidogénesis, los productos de la hidrólisis, como el azúcar simple, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga, se degradan aún más y se transforman principalmente en ácidos grasos volátiles (AGVs) de cadena corta (ácido acético, ácido propiónico, ácido fórmico y ácido láctico), alcohol (etanol y metanol) y cetonas (glicerol y acetona). También se generan subproductos como NH_3 . Algunos productos, como CO_2 , H_2 y acetato son fácilmente utilizables por las bacterias metanogénicas (Uddin y Wright, 2023).

1.5.3 Acetogénesis

La fermentación de compuestos orgánicos solubles no es la única ruta para la producción de acetato, este se puede generar en la acetogénesis en donde los ácidos grasos volátiles y alcoholes como el butirato y el etanol, producidos en la etapa anterior pueden ser degradados a través de las bacterias acetogénicas en hidrógeno y acetato el cual puede emplearse como sustrato de las bacterias metanogénicas (Uddin y Wright, 2023).

1.5.4 Metanogénesis

La última etapa del proceso de DA se llama metanogénesis en donde se lleva a cabo la remoción de materia orgánica y la recuperación de energía en forma de biogás rico en metano el cual se forma principalmente de CH_3COOH (acetato), H_2 y CO_2 , también se puede formar de algunos compuestos orgánicos aparte del acetato. Esta etapa es estrictamente anaerobia ya que las poblaciones metanogénicas no pueden sobrevivir en presencia de oxígeno. El acetato y el H_2 son convertidos en CO_2 y CH_4 por dos grupos diferentes de bacterias, como las acetófilas y las

hidrogenofílicas. Los microorganismos acetogénicos convierten el acetato en CH_4 y CO_2 , mientras que los hidrogenófilos convierten el H_2 y el CO_2 en CH_4 . Durante el proceso, el pH del proceso de conversión subirá a valores neutrales dentro del rango de 6.8 – 8 (Uddin y Wright, 2023). En la Figura 1.9 se muestra el proceso de digestión anaerobia.

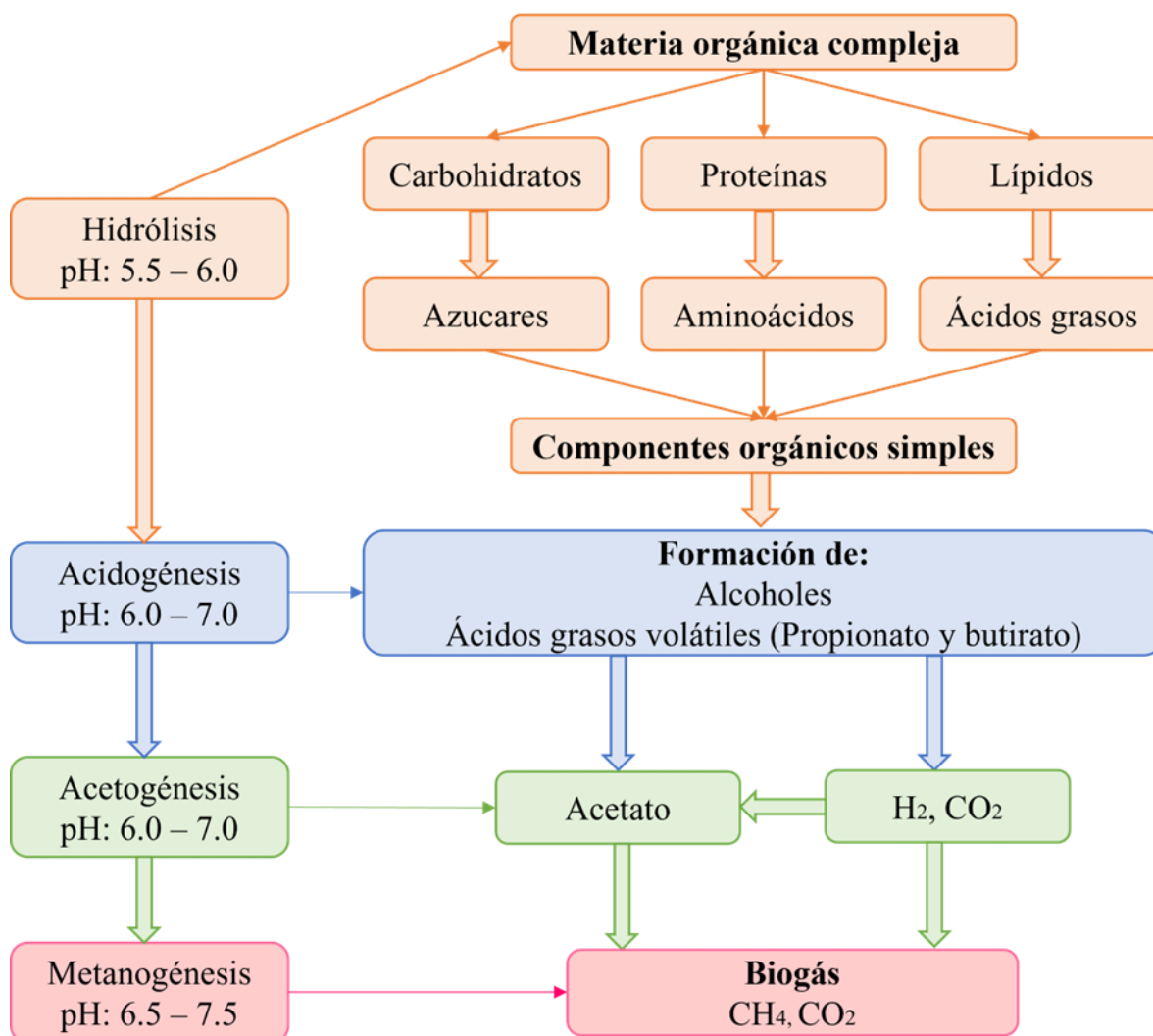


Figura 1.9 Proceso de digestión anaerobia

1.5.5 Biochar como mejorador en el proceso de DA

La DA suele verse obstaculizada por diversos factores como, la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGVs), amoníaco o metales pesados, esto resulta en una disminución de pH, provocando desequilibrio en las comunidades acidogénicas y

metanogénicas, obteniendo una baja tasa de producción de biogás y menor rendimiento de metano (Tshikovh y Motaung, 2023).

En este escenario, la adición de biochar se ha propuesto como una estrategia para mejorar el proceso de DA, ya que posee propiedades características que lo hacen más ventajoso que otros aditivos en el proceso de DA. Por ejemplo, su alta porosidad promueve la formación de biopelículas, ayuda a la captura de carbono y sulfuro de hidrógeno, su superficie específica también proporciona superficie para la formación de biopelículas y colonización de microorganismo, la presencia de grupos funcionales en el biochar reacciona con el amoníaco y lo inactivan y su naturaleza alcalina ayuda en la amortiguación ácida, así mismo ayuda en la eliminación de CO₂ mediante la formación de carbonatos (Manga *et al.*, 2023). Además, gracias a su alta capacidad de intercambio catiónico y buena conductividad eléctrica el biochar actúa como un puente permitiendo la Transferencia Directa de Electrones entre Especie (TDDE) entre bacterias y arqueas, acelerando las vías de producción de metano (Manga *et al.*, 2023). Los mecanismos para la mejora de la DA a través de la adición de biochar son los siguientes:

- Inhibición del amoníaco: el nitrógeno amoniacal que se produce durante la DA favorece la alcalinidad parcial y puede ser utilizado como suplemento nutritivo, a pesar de esto, un nivel excesivo inhibe la metanogénesis, dando lugar a la acumulación de AGVs y una baja producción de metano (Ambaye *et al.*, 2021). El biochar añadido brinda un espacio donde los microorganismos pueden desarrollarse y formar biopelículas, obstruyendo la inhibición por amoníaco (Manga *et al.*, 2023).
- Reducción de AGVs: los microorganismos acetógenos y metanógenos son capaces de degradar los AGVs en metano y dióxido de carbono, sin embargo, cuando hay exceso de AGVs y poco consumo, se produce una acumulación de estos, lo que resulta en un descenso del pH, por ello añadir biochar ayuda esta relación sintrófica manteniendo el proceso en un rango neutro, ya que una de las propiedades del biochar es su

capacidad buffer o tampón gracias a los grupos funcionales que posee el biochar.

- Transferencia directa de electrones entre especie (TDEE): durante la DA la TDEE es fundamental para mantener las relaciones sintróficas, es decir la cooperación entre las bacterias acetogénicas oxidantes de ácidos orgánicos y las arqueas las cuales reducen el CO_2 a carbonatos lo que facilita la formación de metano gracias al intercambio de electrones entre microorganismos, el biochar actúa como puente conductor facilitando el flujo de electrones, con ello mejorando la estabilidad y velocidad del proceso de DA.

La vía de metanogénesis del proceso de digestión anaerobia con el apoyo de biochar a través del mecanismo de transferencia directa de electrones entre especies, se resume en la Figura 1.10.

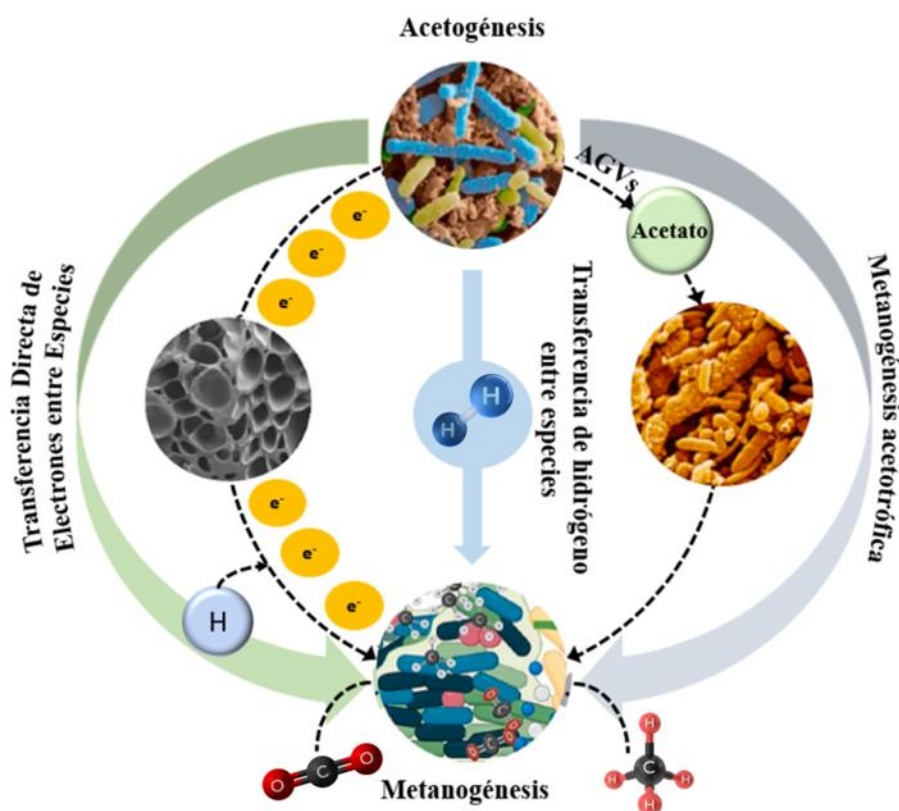


Figura 1.10 El biochar como facilitador para promover la producción de CH_4 (Hoang *et al.*, 2022)

1.6 Tecnologías de digestión anaerobia

El proceso de digestión anaerobia (DA) ocurre en tanques o recipientes cerrados, los cuales se denominan digestor, el cual proporciona un ambiente libre de oxígeno. Existen múltiples tecnologías de DA según el contenido de humedad de la materia prima, la frecuencia de alimentación, el tipo de mezcla, la temperatura, entre otros. La DA se clasifica según su modo de alimentación o de operación, modo batch (lotes), continuo o semicontinuo. En un proceso de DA modo batch, el digestor es alimentado con materia prima fresca, es cerrado herméticamente y se deja reposar durante un tiempo determinado hasta que se complete la digestión o degradación. El digestor se vacía una vez completa la digestión y se alimenta un nuevo lote de materia prima (Aworanti *et al.*, 2023). La DA en modo continuo, la materia prima fresca es alimentada de forma regular y constante en el digestor para reemplazar o mantener la misma cantidad de residuos digeridos a medida que el digestato se retira continuamente. Normalmente, se requiere de un sistema de bombeo para el transporte de la alimentación al digestor (Aworanti *et al.*, 2023). De igual se manera se puede clasificar de acuerdo a la temperatura de operación. En la DA mesófila el proceso ocurre en un rango de temperatura de 20 – 40 °C, mientras que la DA termófila se lleva a cabo en un rango de temperatura de 50 – 65 °C (Aworanti *et al.*, 2023).

1.6.1 Reactor anaerobio de flujo pistón

El Reactor Anaerobio de Flujo Pistón (APFR, por sus siglas en inglés) un reactor horizontal de forma cilíndrica, en el cual la materia prima es ingresada por un extremo, y el digestato sale por el otro extremo. El contenido sólido de la materia prima debe ser alto (< 10 - 15 %) es por esta razón que es este tipo de reactor es adecuado para materias primas como estiércol de ganado, el cual tiene un contenido de sólidos entre el 11 y 14 % (Aworanti *et al.*, 2023). Estos digestores suelen estar enterrados o cubiertos (Uddin y Wright, 2023).

La materia prima entrante expulsa una cantidad semejante de sustrato durante el proceso de la digestión, es decir la materia prima ingresada, fluye y desplaza el volumen de digestión y una cantidad equivalente de material fluye hacia afuera. Los

APFR son más eficientes en la conversión del sustrato en biogás y tiene mejor estabilidad durante su funcionamiento en comparación con los reactores de tanque agitado (Banerjee *et al.*, 2022).

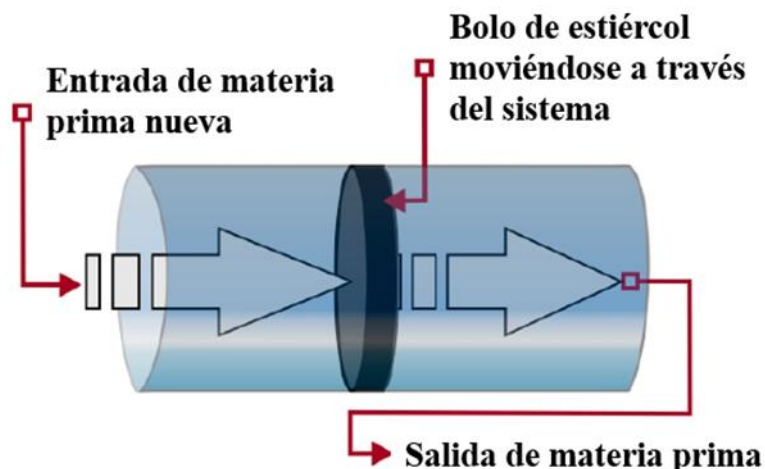


Figura 1.11 Reactor Anaerobio de Flujo Pistón (Aworanti *et al.*, 2023)

1.6.2 Reactor de biopelícula

Este tipo de reactores favorece el crecimiento microbiano (consorcios microbianos) conectado a un material de soporte, a la cual se le denomina biopelícula. Dentro del reactor es colocada una columna llena de medios de soporte, los cuales pueden ser pequeños anillos de plástico, de acuerdo con la composición del material de soporte este va a influenciar en la mejora e intensidad de la adhesión y la estabilidad mecánica de la biopelícula. Generalmente la superficie del soporte es inerte y puede estar suspendida o fija. El contenido de sólidos para este tipo de reactor es del 1 al 2 %, los sólidos más altos pueden obstruir el flujo del sustrato a través del medio digestor (Uddin y Wright, 2023). Los reactores de biopelícula pueden retener altas cargas orgánicas y soportar cambios en la carga hidráulica u orgánica (Banerjee *et al.*, 2022).

1.6.3 Reactor de tanque agitado de flujo continuo

Los reactores de tanque agitado de flujo continuo (CSTR) son los más utilizados para la producción de biogás, son de diseño más sencillo que otro tipo de reactores. El contenido de sólidos de los lodos es generalmente de 5 a 10 %. Los CSTR tienen

un mayor tiempo de retención y suelen utilizar más energía que otro tipo de reactores, un diseño sencillo se puede apreciar en la Figura 1.12 (Barnejee *et al.*, 2022; Aworanti *et al.*, 2023).

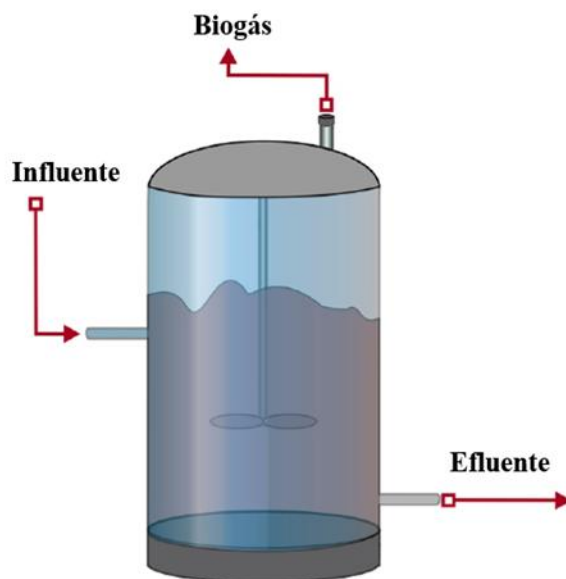


Figura 1.12 Reactor de tanque agitado de flujo continuo CSTR (Aworanti *et al.*, 2023)

1.6.4 Reactor anaerobio de flujo ascendente

El Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (UASB) está conformado por un tanque con forma de trompo, en el cual las aguas residuales fluyen hacia arriba a través de un manto de lodos localizado en la parte inferior del reactor el cual consiste en un lecho de lodos granulares, este lecho se va expandiendo a medida que las aguas residuales fluyen verticalmente hacia arriba a través de él, mientras que la parte superior está conformada por un sistema de separación de 3 fases (sólido, líquido y gas) este separador trifásico permite extraer el biogás, separándolo del efluente líquido y de las partículas residuales de lodos, este proceso se puede apreciar en la Figura 1.13. La configuración del UASB favorece un mezclado eficiente entre la biomasa y las aguas residuales, lo cual produce una rápida descomposición anaerobia (Mainardis *et al.*, 2020). Los reactores UASB tienen tres zonas principales: zona de lecho de lodos, zona de manto de lodos y zona de separador trifásico. La parte inferior del reactor UASB, corresponde al lecho de lodos, está constituida por gránulos de biomasa de mayor tamaño y con alta compactación,

junto con el influente y parte del biogás, como se puede observar en la Figura 1.13. Sobre esta sección se encuentra el manto de lodos, integrado por sólidos finamente suspendidos en una mezcla de agua y gas. Finalmente, en la parte superior, conocida como zona de separación trifásica, está compuesta principalmente por agua clarificada y biogás (Bastiani *et al.*, 2023).

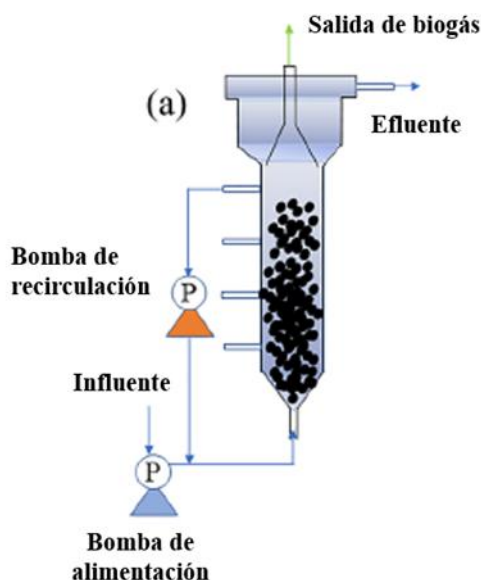


Figura 1.13 Reactor anaerobio de flujo ascendente UASB (Wei *et al.*, 2022)

1.6.5 Reactor Anaerobio Híbrido

Este tipo de reactor combina las ventajas de los reactores de sólidos suspendidos y de biopelícula. Este reactor es considerado mejor que otros sistemas de reactores para el tratamiento de aguas residuales solubles o parcialmente solubles. Dentro de esta categoría se incluyen los reactores híbridos (combinaciones de los tipos fundamentales) y reactores anaerobios con deflectores (ABRs) (Banerjee *et al.*, 2022).

Rosas-Mendoza *et al.* (2018), desarrollaron una clase de reactor híbrido, el cual está conformado por un lecho fijo (LF) y un lecho fluidizado inverso (LFI) en un mismo dispositivo, esta configuración permite manejar altas cargas orgánicas y minimizar el efecto inhibitor por la presencia de D-limoneno en biomasas derivadas de residuos cítricos debido a la presencia de una biopelícula.

1.6.6 Reactores de lecho de lodo granular expandido (EGSB)

Los reactores de lecho de lodo granular expandido (EGSB) representan la segunda generación de los sistemas UASB y se basan en su diseño, incorporando mayores velocidades de flujo ascendente mediante la recirculación del efluente y una elevada relación altura – diámetro, esto se puede apreciar en la Figura 1.14. Estas condiciones permiten la expansión parcial del lecho de lodos generalmente entre un 10 y 20 %, lo que da lugar a un biolecho fluidizado en lugar de uno densamente compactado, como ocurre en los UASB. La fluidización favorece una mejor transferencia de masa, el lavado de gránulos finos y la retención de los más grandes, además de generar una mezcla más eficiente. Asimismo, los EGSB pueden emplear pequeños medios granulares que reducen el riesgo de obstrucciones típicas de los reactores de biopelícula fija. Debido a las altas cargas hidráulicas, el diseño del separador trifásico es crucial para evitar pérdidas de lodo y garantizar un funcionamiento estable, ya que, aunque los requerimientos del distribuidor de agua son menos estrictos, los separadores deben ser altamente efectivos para mantener un desempeño óptimo del reactor (Bastiani *et al.*, 2023).

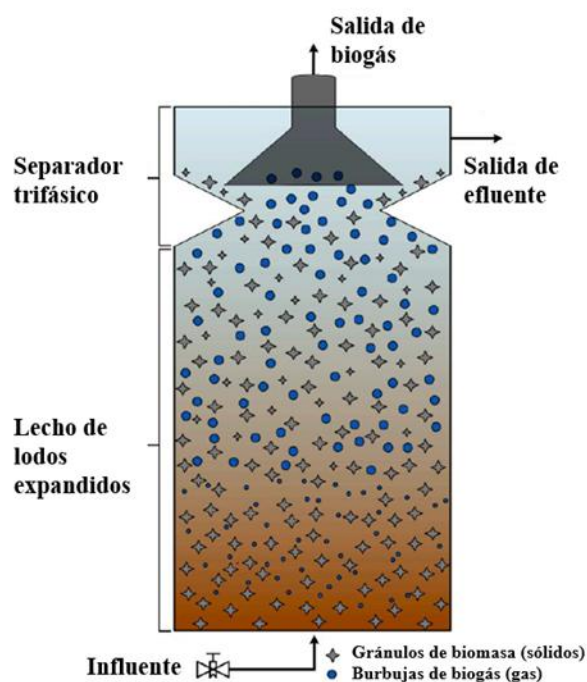


Figura 1.14 Reactor de lecho de lodo granular expandido (EGSB) (Bastiani *et al.*, 2023)

1.7 Parámetros que afectan la producción de biogás

La producción de biogás por medio de la digestión anaerobia depende de 2 grupos de variables: factores ambientales y operacionales. Los factores ambientales se resumen en pH, temperatura, presión, características de alimentación (tamaño de partícula, contenido de sólidos totales, nutrientes, relación C/N, componentes inhibitorios (AGVs y amonio). Los factores operacionales son, carga volumétrica aplicada (Cva), tiempo de retención de sólidos (TRS) y tiempo de retención hidráulica (TRH). Algunos de los elementos más importantes se describen a continuación:

1.7.1 pH (iones de hidrógeno)

La concentración de iones de hidrogeno indica la estabilidad del sistema durante la DA. El pH optimo del sistema está en un rango de 7 - 8.5, con valores cercanos a 7 para un tener un proceso estable. Un pH menor a 6.5 y mayor a 8.5 inhibe el proceso de metanogénesis ya que los microorganismos metanógenos crecen en condiciones neutras a ligeramente alcalinas y mueren en entornos ácidos. (Banerjee *et al.*, 2022). El valor de pH depende de varios factores, generalmente el valor aumenta en función del aumento de la concentración de amonio y disminuye con el incremento de la concentración de AGVs (Kumar y Samadder, 2020). Cuando el sustrato se encuentre fuera de rango es necesario neutralizar con un agente alcalino como hidróxido de sodio (NaOH) y bicarbonato de sodio (NaHCO₃) (Kumar y Samadder, 2020).

1.7.2 Temperatura

Las temperaturas de operación de un reactor afectan el desempeño optimo del proceso de DA. Los rangos de temperatura que favorecen a especies únicas de microorganismos se clasifican en, Psicrófilo: de 10 a 20 °C, mesófilo: de 30 a 40 °C y termófilo: alrededor de 50 a 55 °C. Las bacterias anaerobias se encuentran más activas en los rangos mesófilo y termófilo. La temperatura ideal es de 35 °C, las

temperaturas extremas, ya sean altas o bajas, no favorecen el crecimiento de las bacterias anaerobias (Banerjee *et al.*, 2022). La razón puede ser que la temperatura mesofílica es más estable, existe menos acumulación de AGVs, menor inversión y requerimiento neto de energía para un rendimiento de biogás equivalente (Kumar y Samadder, 2020).

1.7.3 Relación carbono/nitrógeno (C/N)

Es la relación de la cantidad de carbono (C) y nitrógeno (N) presente en la alimentación, el nitrógeno es utilizado por las bacterias metanogénicas para su consumo de proteínas favoreciendo el desarrollo microbiano, mientras que el carbono sirve como fuente de energía. Una relación C/N alta indica una disponibilidad de nitrógeno limitada, provocando que las bacterias consuman rápidamente el nitrógeno disponible impidiendo que el carbono restante en la materia prima reaccione, lo que disminuye la producción de biogás. En caso contrario, cuando la relación C/N es menor al rango óptimo, el exceso de nitrógeno se convierte en amoníaco generando un ambiente desfavorable y una reducción en la tasa de producción de biogás. El valor óptimo de la relación C/N en el proceso de DA se encuentra en un rango de 20 a 30 (Aworanti *et al.*, 2023).

1.7.4 Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO representa la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar las sustancias orgánicas e inorgánicas presentes en un litro de muestra en un ambiente ácido. Teóricamente, 1 g de DQO (asumiendo que solo se oxidan compuestos orgánicos de carbono) es equivalente a un potencial de 350 mL de metano (Neri *et al.*, 2023). Una remoción de DQO de entre el 80 - 90 % representa un sistema eficiente.

1.7.5 Tiempo de retención hidráulica

Este factor abarca tanto el tiempo de retención sólido (TRS) como el tiempo de retención hidráulica (TRH). El TRS se refiere al tiempo necesario para la degradación de la materia prima y el crecimiento microbiano, mientras que el TRH,

se refiere al tiempo de retención de la fase líquida y el tiempo necesario para la degradación completa de la materia prima o el tiempo promedio que la materia prima permanece en el reactor antes de ser eliminada (Aworanti *et al.*, 2023). El tiempo dependerá de del tipo de sustrato y temperatura del reactor. Este parámetro tiene una relación inversa con la Cva, debido a que el tiempo de retención disminuye a medida que la Cva aumenta.

1.7.4 Carga Volumétrica Aplicada (Cva)

Se define como el peso de la materia orgánica (DQO o SSV) añadida a un reactor por unidad de volumen por día. Este parámetro describe la relación entre el tamaño del reactor y la tasa de tratamiento de materia orgánica. La Cva se ve influenciada por el TRH y la temperatura. Una reducción del TRH puede resultar en una Cva alta, lo que puede provocar la eliminación microbiana y a su vez una sobrecarga, esta última provoca la acumulación de AGVs y la eventual falla en el reactor (Aworanti *et al.*, 2023). Es decir, si la Cva supera el nivel óptimo se producirá una disminución de biogás lo que provocará un colapso o falla del sistema debido a la sobrecarga (Aworanti *et al.*, 2023).

1.8 Antecedentes y avances

En los últimos años se han realizado diversas investigaciones que han estudiado el uso de biochar proveniente de diversos tipos de biomasa, como mejorador en el proceso de digestión anaerobia, debido a las propiedades que favorecen la estabilidad y eficiencia del proceso, así como estudios de fuente y tipo de biochar, dosis optima e interacción con el sustrato. A continuación, se presenta una revisión detallada del estado del arte.

Kalengyo *et al.* (2023), desarrollaron un material adsorbente combinando polvo de cáscara de naranja (*Citrus sinensis* L. Osbeck) recolectadas de un restaurante universitario, las cáscaras representan el 20 % del peso total de la fruta. Luego de su secado y molienda, el polvo de cascara de naranja fue sometido a un proceso de pirólisis lenta a 550 °C durante 2 horas en un ambiente con oxígeno limitado para

obtener el biochar. Se empleó un sistema de digestión anaerobia por lotes. El biochar se aplicó inicialmente en la adsorción de contaminantes de aguas residuales textiles. Luego, el material agotado se reutilizó en la digestión anaerobia, proporcionando una estrategia de tratamiento integrada. La digestión anaerobia en conjunto con el biochar logró reducir la demanda química de oxígeno (DQO) en un rango del 68.2 – 71.8 %. La conversión de DQO_{inicial} en metano fue del 14.3 ± 1.1 % para la co-digestión de biochar y estiércol de vaca. La producción de biogás fue de 258.5 ± 13.7 mL CH_4 /g de DQO_{inicial} , equivalente al 73.9% del valor teórico esperado. Durante este proceso el biochar adicionado favoreció la eficacia en la producción de biogás ya que la co-digestión con biochar mejoró la conversión de la materia orgánica en metano, reduciendo problemas de acidificación del medio, así mismo mejoró la actividad microbiana debido a que el biochar proporcionó una superficie porosa que actuó como soporte para las comunidades microbianas, promoviendo la metanogénesis, finalmente presentó una mejor retención de nutrientes ya que la presencia de biochar ayudó a la estabilización del proceso y a la retención de compuestos clave para la digestión anaerobia.

Aramrueang *et al.* (2022), evaluaron el impacto de añadir biochar e hidróxido de calcio en digestores comerciales para analizar su efecto en la producción de metano. El experimento se llevó a cabo en digestores anaerobios en lotes con un volumen de trabajo de 500 mL. La adición de biochar incrementó ligeramente los sólidos totales (ST), debido al aporte de materia sólida del biochar. El pH inicial de los digestores, entre 7.14 y 7.61, aumentó a un rango de 7.57 a 8.08 tras la digestión. En los digestores tratados con biochar e hidróxido de calcio, el pH final alcanzó valores cercanos a 8.0, dentro del rango óptimo para metanógenos (7.8 - 8.2), mientras que el digestor control mantuvo un pH estable. La concentración inicial de ácidos grasos volátiles (AGVs) fue de 18.9 ± 2.5 g/L, reduciéndose a 1.5 ± 0.1 g/L con la adición de biochar, 4.3 ± 1.4 g/L añadiendo hidróxido de calcio y 15.1 ± 1.3 g/L con la adición de hidróxido de sodio. La incorporación de biochar en el proceso mejora la conductividad y a su vez hubo una mejora en la transferencia de electrones entre bacterias sintroficas y metanógenos, acelerando la producción de biogás. De igual manera se demostró una mejor retención de microorganismos

ya que promovió la formación de biopelículas de acidógenos, acetógenos y metanógenos, lo que redujo la fase de latencia y mejoró la conversión de sustratos.

Sugiarto *et al.* (2021), estudiaron el impacto del biochar en la comunidad microbiana y la producción de metano durante la digestión anaerobia de residuos alimentarios. Utilizaron biochar elaborado a partir de aserrín de pino mediante pirólisis a 650 °C y 900 °C, con un tiempo de residencia de 20 minutos. Posteriormente, se molió a un tamaño menor a 25.9 µm y se secó a 105 °C antes de su uso. Evaluaron diferentes tratamientos: biochar sin tratar, biochar tratado con ácido cítrico, y biochar combinado con Hierro (Fe). El experimento empleó residuos de alimentos como sustrato, simulando desperdicios ricos en carbohidratos. El inóculo lo obtuvieron de lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales en Woodman Point, Australia. La adición de biochar aumentó la producción de metano (CH₄) en un 46.9 % y la tasa de producción diaria en un 43.0 % en comparación con el control sin biochar. El biochar tratado con ácido cítrico mostró una menor mejora en la producción de metano, con aumentos del 33.2 % en rendimiento de CH₄ y 18.2 % en la tasa de producción. El biochar con minerales de Hierro (Fe) mejoraron la degradación de ácidos grasos volátiles (AGVs), acelerando la conversión de propionato y acetato en metano.

Wang *et al.* (2021), estudiaron tres tipos de biochar de paja de maíz recolectada en una granja de Dalian, China producidos a diferentes temperaturas de pirólisis (300°C, 400°C y 500°C, denominados BC300, BC400 y BC500 respectivamente. Los experimentos se realizaron en reactores anaerobios de flujo semicontinuo con un volumen de trabajo de 200 mL y un tiempo de retención sólido de 30 días. Los digestores se mantuvieron a 37 °C y se agitaron a una velocidad de 50-60 rpm. Las principales características de los residuos de cocina empleados en el estudio son, los sólidos suspendidos totales (SST): 218,300 mg/L, sólidos suspendidos volátiles (SSV): 201,100 mg/L y el pH: 4.21. La adición de biochar mejoró la digestión anaerobia de los residuos de cocina en comparación con el control (sin biochar). La producción de metano aumentó en un 42% con BC400 en comparación con BC500. BC400 mejoró la eficiencia de eliminación de VSS en un 76.4 %, mientras

que BC500 solo alcanzó el 69.9 % y la concentración de ácidos grasos volátiles (AGVs) y etanol en el efluente fue significativamente menor con BC400 (4,818 mg DQO/L), en comparación con BC500 (mayor a 10,000 mg DQO/L). El BC500 mostró la mayor conductividad eléctrica, pero el BC400 obtuvo las mayores tasas de producción de metano (956.1 ± 65.7 mL/d), siendo un 28.9 % y 42.0 % superiores a las de BC300 y BC500. El BC400 (400 °C) mostró el mejor desempeño porque tenía mayor cantidad de grupos funcionales orgánicos redox-activos, que favorecen la transferencia de electrones entre bacterias donadoras y metanógenos, mayor abundancia de especies bacterianas y arqueas involucradas en la transferencia de electrones inter-especies (*Petrimonas* y *Anaerolineaceae*) y capacidad para mantener el balance ácido-base, reduciendo la acumulación de ácidos grasos volátiles y favoreciendo la producción de metano.

Ambaye *et al.* (2020), estudiaron el uso de biochar producido a partir de digestato de lodo de aguas residuales mediante pirólisis lenta a 350 °C y 550 °C, para aumentar la producción de metano de desechos de mezcla de frutas (Mango 50 %, plátano 25 %, tomate 15 %, papaya 10 %). Los experimentos se realizaron en digestores de lote de 650 mL con un volumen de trabajo de 400 mL y una temperatura controlada de 37 °C. Las características de los residuos de frutas se componen de sólidos totales 11.5 %, sólidos volátiles 85.7 %, pH 5.8, y relación Carbono/Nitrógeno (C/N) 16.1. Entre los resultados destaca la mayor producción de metano la cual se obtuvo con biochar a 350 °C (285.7 mL CH₄/g DQO degradado). El biochar redujo la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGVs), estabilizando el proceso y favoreciendo la metanogénesis. La adición de 1.5 g de biochar a 550 °C mejoró la producción de metano en un 31.3 %, mientras que 1 g de biochar a 350 °C aumentó la producción en un 22.6 %. En el control, la concentración máxima de AGVs fue de 3.515 mg/L, mientras que con biochar a 350°C y 550°C, estas se redujeron notablemente. El biochar evitó la acidificación del reactor al estabilizar el pH en un rango óptimo (6.8 - 7.2) actuando como efecto tampón

Jiang *et al.* (2020), usaron biochar producido a partir de cáscaras de cítricos obtenidas de una planta de procesamiento de jugo. Este material se secó, se trituró

y se tamizó antes de ser sometido a pirólisis a 500 °C en atmósfera de nitrógeno. Se utilizaron reactores de digestión anaerobia de 500 mL con un volumen de trabajo de 400 mL a una temperatura de operación de 35 ± 1 °C. El biochar de cáscara de cítricos mejoró significativamente la digestión anaerobia al aumentar la producción de metano: La adición de 1.5 g/g SV de biochar resultó en una producción de metano de 250.8 mL CH₄/g SV en la relación lodos:residuos de alimento igual a 1:1 y 137.7 mL CH₄/g SV en la relación lodos:residuos de alimento igual a 1:2. El tiempo de retardo en la producción de metano se redujo de 9.4 días a 3.5 días con la adición de biochar. La acumulación de AGV (propiónico, butírico y acético) se redujo, evitando la acidificación del sistema y se observó una mayor estabilidad en el pH del sistema con valores entre 6.8 y 7.2. La eliminación de DQO fue del 84.8 % con biochar, frente al 58.8 % en el control. Los AGVs alcanzaron valores de 9962.5 mg/L sin biochar, pero bajaron a 2199.2 mg/L con la adición de este.

Zhang *et al.* (2020), estudiaron el impacto del biochar de algas (75 %) y residuos de alimentos (25%) como sustrato para la digestión anaerobia. El biochar se produjo mediante pirólisis lenta a 500-600 °C en un gasificador piloto. Realizaron experimentos en digestores semicontinuos de 1 L con un volumen de trabajo de 700 mL, evaluaron dos condiciones de temperatura, mesofílica a 35 °C y termofílica a 55 °C. La adición de biochar aumentó la producción de metano en un 12 – 54 % en comparación con los controles sin biochar. En la digestión mesofílica (35 °C), la producción de metano aumentó 12 % (394.6 mL CH₄/g SV) con biochar, mientras que en la digestión termofílica (55 °C), la producción de metano aumentó 54 % (275.8 mL CH₄/g SV) con biochar. El biochar mejoró la estabilidad del proceso, evitando la inhibición por acumulación de ácidos grasos volátiles (AGVs). Se observaron menores concentraciones de propionato y butirato, lo que favoreció la metanogénesis. En digestores con biochar, el pH se mantuvo estable (7.6 - 8.0), mientras que los controles descendieron hasta 6.6. Se promovió la transferencia de electrones entre bacterias y arqueas metanogénicas, acelerando la producción de metano, y se detectó un incremento en la presencia de *Methanospirillum* y

Methanosaeta, claves en la metanogénesis. En la digestión termofílica, se favoreció la presencia de *Defluviitoga*, una bacteria clave en la degradación de lípidos.

Wei *et al.* (2020), estudiaron la mejora de la producción de biometano a partir de digestión anaerobia de lodos primarios mediante biochar de rastrojos de maíz. El biochar se obtuvo por pirólisis lenta a 600 °C en un ambiente de nitrógeno durante 2 horas. Se llevaron a cabo pruebas en reactores, en reactores de laboratorio tipo batch (160 mL) para pruebas de potencial de metano bioquímico (BMP) y digestores anaerobios continuos (1.8 L, con 1.5 L de volumen de trabajo) operados a 55 ± 1 °C. Se probaron diferentes dosis de biochar en proporciones de 1.82, 2.55 y 3.06 g de biochar por g de sólidos totales (ST). El biochar mejoró la producción de metano entre un 8.6 y 17.8 % dependiendo de la dosis utilizada. El contenido de metano en el biogás aumentó del 67.5 % (control) hasta un máximo de 87.3% con la adición de biochar. Lograron una reducción del 14.9 % en la cantidad de sólidos volátiles (SV) en los digestores con biochar. El volumen de lodo digestato para disposición final se redujo en 14 %, disminuyendo costos de manejo y se observó una disminución del 65 % en la concentración de CO₂ en el biogás, mejorando la calidad del metano. El biochar evitó la acidificación del digestor al mantener el pH en un rango óptimo (8.1 - 8.7 al inicio y 7.6 - 8.0 después de la digestión) esto favoreció la conversión de ácidos grasos volátiles (AGVs) en metano. Se redujo la concentración de NH₃-N de 1030 mg/L a 910 mg/L, disminuyendo la toxicidad por amoníaco. La tasa de hidrólisis del lodo primario aumentó en 64.5%, acelerando la conversión de sustratos a biogás.

En la Tabla 1.3 se muestra una comparación y extracto de los parámetros utilizados en las diversas investigaciones sobre la adición de biochar en procesos de digestión anaerobia y los parámetros propuestos para la investigación actual.

Tabla 1.3 a) Evolución del estado del arte empleando diferentes parámetros para la elaboración de biochar y su adición como mejorador en el proceso de DA.

	Wei et al. 2020	Zhang et al. 2020	Jiang et al. 2020	Ambaye et al. 2020
Tipo de biomasa	Rastrojos de maíz	Algas secas	Cáscara de cítricos	Lodos de depuradora
Temperatura de pirólisis (°C)	600	500 – 600	500	350 – 550
Tipo de pirólisis	-	-	-	-
Tiempo de pirólisis (h)	2	-	1	0.25
Tipo de reactor en DA	Batch	Batch	Batch	-
Temperatura (°C)	55 ± 1	35	35 ± 1	37 ± 0.5
Dosificación de biochar en DA	1.82 – 3.06 g/g ST	0.6 – 15 g/L	0.5 – 1.5 g/g SV	0.5 – 1.5 g/g SV
Cva (g DQO/Ld)	-	-	-	-
Sustrato	-	Biomasa de algas y desechos de alimentos	-	Desecho de frutas
Inóculo	Lodos primarios	Lodo de semillas	-	-

Tabla 1.3 b) Evolución del estado del arte empleando diferentes parámetros para la elaboración de biochar y su adición como mejorador en el proceso de DA.

	Wang et al. 2021	Sugiarto et al. 2021	Aramrueang et al. (2022)	Kalengyo et al. 2023	Presente investigación 2025
Tipo de biomasa	Maíz	Aserrín de pino	Residuos forestales de madera	Cáscara de cítricos	Cáscara de naranja
Temperatura de pirólisis (°C)	300 – 500	650 – 900	-	550 – 600	500 – 600
Tipo de pirólisis	-	-	-	Lenta	Rápida
Tiempo de pirólisis (h)	-	-	-	1	0.028
Tipo de reactor	Digestor en paralelo	Bench escale	Batch	-	RAH
Temperatura (°C)	37	-	50 ± 1	35	35
Dosificación de biochar en DA	10 g/L	-	-	1.2 – 5 g/L	1 g/L
Cva (g DQO/Ld)	-	-	-	-	5
Sustrato	Desechos de cocina	Base de pan molido	Residuos orgánicos	Cáscara de cítricos	Residuos de cáscara de naranja
Inóculo	Lodos de semilla	Lodo de depuradora	-	Estiércol de vaca	Extendosphere™

Al mismo tiempo el equipo de trabajo de la presente línea de investigación ha desarrollado múltiples avances con proyectos que involucran la conversión de biomasa en energía a través de procesos termoquímicos y producción de biogás. Hernández-Palagot (2023) presentó el proceso de digestión anaerobia utilizando como sustrato mezclas de fracción líquida de residuos sólidos orgánicos y residuos sólidos cítricos para la producción de biogás. Dicha investigación reportó que la fracción líquida de RSC contiene una mayor concentración de materia orgánica y un menor pH que la fracción líquida de RSO, de igual manera se observó que la concentración de DQO_T y DQO_S fueron mayores en la mezcla RSO. Se operó un Reactor Anaerobio Híbrido (RAH) en modo continuo y realizaron ensayos de biodegradabilidad utilizando como sustrato las mezclas de RSO y RSC, dicho reactor alcanza una estabilidad debido a que el soporte utilizado se encontraba pre colonizado y el sustrato utilizado, fracción líquida de RSO, era de fácil degradación, alcanzando remociones de 97.9 % y 99.8 % de DQO_T y DQO_S .

López-Puga (2023) evaluó el poder calorífico de los biocombustibles sólidos obtenidos a través de dos procesos termoquímicos. La carbonización hidrotermal y el proceso de pirólisis. La biomasa que utilizó para los dos procesos fueron tres mezclas de residuos sólidos de naranja y limón. El biochar se realizó con un proceso termoquímico de pirólisis a 550 °C y un tiempo de retención de 105 s. La mezcla 1 se compone en (% m/m): 70:30 naranja- limón, la mezcla 2 se compuso de 50:50 naranja-limón y la mezcla 3 se compuso en 30:70 naranja-limón. La caracterización dio como resultado Mezcla 1: pH 11.2, materia seca (%) 98, cenizas (%) 16.9; Mezcla 2: pH 11.0, materia seca (%) 98.6, cenizas (%) 17.8; pH 11.3, materia seca (%) 98.3, cenizas (%) 18.4. de igual manera evaluó el poder calorífico para el biochar mediante un calorímetro se obtuvo en la Mezcla 1: 24.0 MJ/kg; mezcla 2: 24.0 MJ/kg y para la mezcla 3: 23.8 MJ/kg.

Los trabajos de Hernández-Palagot (2023) y López-Puga (2023) proporcionan un contexto relevante al utilizar RSC como sustrato en procesos anaerobios. Sus hallazgos sobre las características fisicoquímicas de las fracciones líquidas de

residuos sólidos orgánicos y cítricos, como el pH y las concentraciones de DQO_T y DQO_S , resultan esenciales para entender cómo las propiedades del sustrato influyen en la eficiencia de la digestión anaerobia, así mismo permiten entender las propiedades específicas del biochar, como su pH, contenido de cenizas, materia seca y poder calorífico, que son parámetros cruciales para determinar su potencial impacto como aditivo en sistemas de digestión anaerobia.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Metodología general

La metodología utilizada en esta investigación se observa en la Figura 2.1.

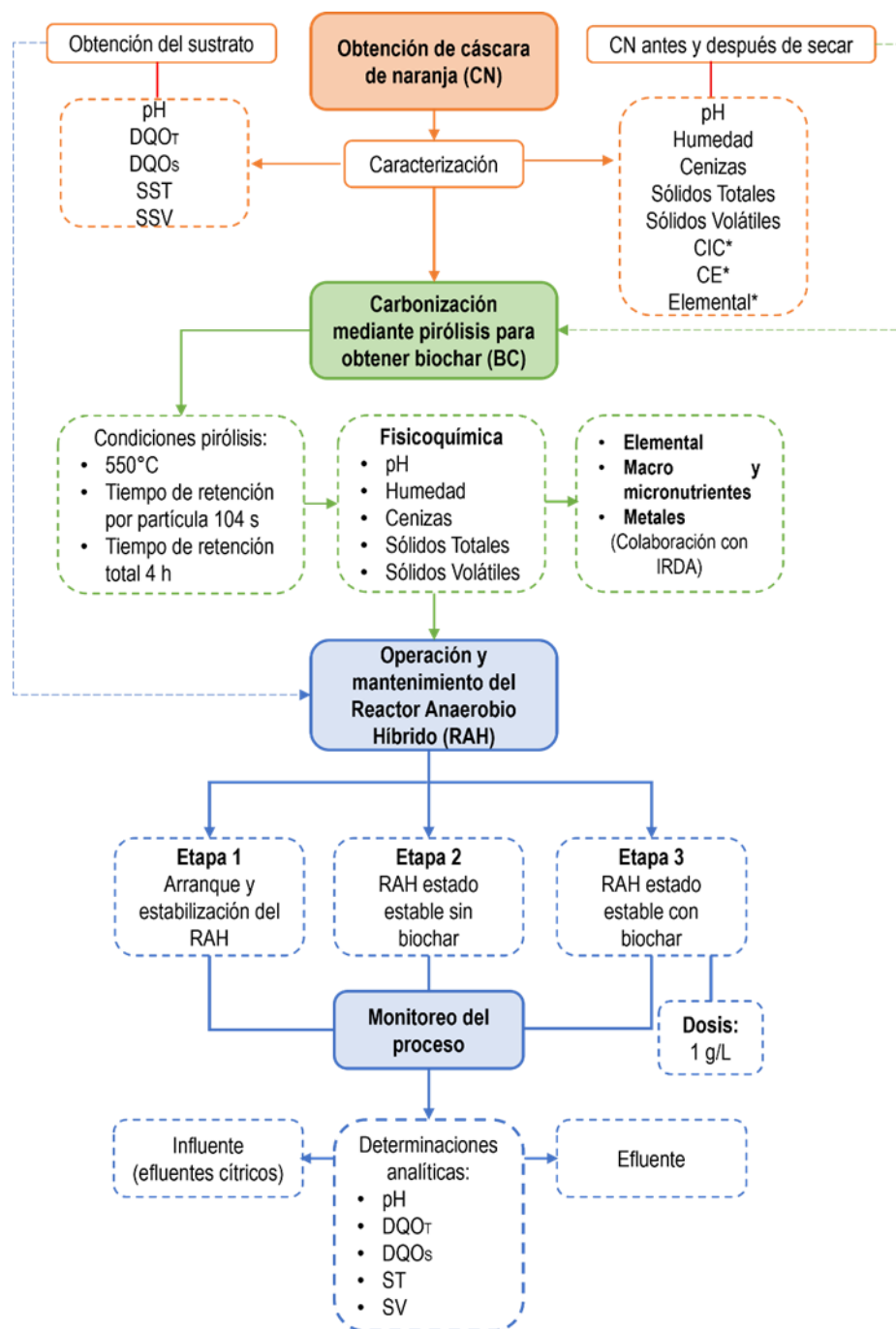


Figura 2.1 Diagrama de flujo general de la experimentación

2.1 Recolección de residuos sólidos de naranja

La cáscara de naranja (CN) fue recolectada de los residuos que se generan en el Mercado Municipal Emiliano Zapata, ubicado en calle Oriente 9, colonia Emiliano Zapata, en la ciudad de Orizaba, Veracruz. En el mercado, los residuos son generados por establecimientos comerciales y de jugos.

2.1.1 Cantidad de CN

López-Puga (2023) empleó residuos de naranja para su investigación y halló un valor de entre 83.29 – 83.66 % de humedad. A partir de este dato se planteó que de 1 kg de CN húmeda se obtiene 0.2 kg de CN seca. Teniendo en cuenta los valores obtenidos por López-Puga la CN seca presentó valores de humedad aproximadamente de entre 24.36 – 29.51 %, por lo cual de esos 0.2 kg se esperaron obtener 0.05 kg de biochar. Para la presente investigación se recolectaron 10 kg de CN húmeda para obtener una cantidad aproximada de 0.5 kg de biochar.

2.2 Acondicionamiento y caracterización de la CN

La CN recolectada se cortó en pequeños trozos de 2 cm aproximadamente, una vez realizado se procedió a secar a luz natural en charolas de aluminio en lapsos de 10 - 14 horas. El proceso de secado como pretratamiento de la biomasa consume mucha energía para la producción de biocombustibles mediante conversión termoquímica. El secado solar es una de las técnicas de secado más antiguas y también puede ser utilizada para secar biomasa (Yi *et al.*, 2019). En la Figura 2.2 se observa el procedimiento descrito.



Figura 2.2 Cascara de naranja cortada

Teniendo en cuenta lo anterior y la temporada en la que se realizó el secado (invierno, 20 °C), se realizó una estimación del rango de energía transferida por luz solar, a través de la ecuación de la ley de Stefan-Boltzmann, se tiene una estimación que la energía solar recibida por una charola es de 2.8 W

2.2.1 Caracterización de la CN

Para llevar a cabo la caracterización de la cáscara de naranja, se realizaron las determinaciones analíticas que se mencionan en la Tabla 2.1, cada determinación se realizó por triplicado para obtener un mayor grado de confianza en los resultados.

Tabla 2.1 Determinaciones analíticas.

Parámetro	Método	Equipo
pH	Potenciómetro 4500-H+ B Standard Methods	Potenciómetro OAKTON
Humedad	Método gravimétrico 2540 B SM Standard Methods	Estufa Riossa
Cenizas	Método gravimétrico 2540 E SM	Mufla 1300 Furnace
Sólidos Totales	Método gravimétrico 2540 B SM Standard Methods	Estufa Riossa
Sólidos Volátiles	Método gravimétrico 2540 E SM	Mufla 1300 Furnace

- **Determinación de pH**

Se pesaron 10 g de CN en un vaso de precipitado de 50 mL en el cual se añadieron 20 mL de agua destilada, manteniendo en agitación durante 30 minutos. Después de esto se dejó reposar durante 15 minutos. Posterior a esto, se introdujo el electrodo del Potenciómetro OAKTON con una resolución de lectura de 0.01 unidades y una exactitud en la lectura de ± 0.01 , en cada muestra, dejando unos segundos estabilizar el electrodo para finalmente registrar el valor obtenido.

- **Determinación de humedad**

Se empleó el método gravimétrico, primero, se pesó una muestra utilizando una balanza OHAUS, donde posteriormente se introdujo en una estufa marca Riossa a una temperatura de 110 °C durante 24 horas para su secado. Transcurrido el tiempo se pesó nuevamente para obtener su peso constante. Se empleo la Ecuación (2.1) para determinar la humedad en porcentaje, donde P_0 es la masa de agua (g) y P_1 es la masa de la muestra (g).

$$\% Humedad = \frac{P_0}{P_1} * 100 \quad (2.1)$$

- **Determinación de cenizas**

El porcentaje de cenizas en base seca se calculó introduciendo la muestra obtenida de la determinación de humedad a una Mufla marca Barnstead Thermolyne 1300 Furnace durante un tiempo de 2 horas a 550 °C. La cantidad de cenizas se determinará mediante la destrucción de la materia orgánica presente en la muestra por calcinación y determinación gravimétrica del residuo. Se expresará en porcentaje (g/100 g de muestra) y se obtuvo mediante la Ecuación (2.2) donde C es porcentaje de cenizas en base seca (%), P_1 es el peso del crisol vacío (g), P_2 es el peso del crisol más la muestra seca (g) y P_3 es el peso del crisol más la muestra calcinada (g):

$$\% C = \frac{P_3 - P_1}{P_2 - P_1} * 100 \quad (2.2)$$

- **Determinación de sólidos totales**

Se pesó y registró el peso de un crisol previamente sometido a peso constante. Posteriormente se añadió una muestra y se anotó su peso. Después se colocó el crisol a una estufa durante 24 horas a 105 °C, al finalizar el tiempo, se retiró el crisol y se registró su peso. La cantidad de sólidos totales se determinó mediante la Ecuación (2.3), donde ST es el porcentaje de sólidos totales (%), P_1 es el peso del crisol vacío (g), P_2 es el peso de la muestra (g) y P_3 es el peso del crisol más la muestra seca (g)

$$\% ST = \frac{P_3 - P_1}{P_2} * 100 \quad (2.3)$$

- **Determinación de sólidos volátiles**

Se utilizó la muestra obtenida en la determinación de sólidos totales, se introdujo a una mufla durante 2 horas a 550 °C. Una vez transcurrido el tiempo, se pesó la muestra calcinada y se registró su peso. La cantidad de sólidos volátiles se determinó mediante la Ecuación (2.4), donde SV es el porcentaje de sólidos totales (%), P_1 es el peso del crisol vacío (g), P_2 es el peso de la muestra (g), P_3 es el peso del crisol más la muestra seca (g) y P_4 es el peso del crisol más la muestra calcinada (g).

$$\% SV = \frac{P_3 - P_4}{P_3 - P_1} * 100 \quad (2.4)$$

2.3 Pirólisis de la cáscara de naranja (CN)

El proceso de pirólisis se llevó a cabo en colaboración con el Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA), situado en Québec (QC), Canadá. La biomasa se trituró y se tamizó hasta un tamaño de partícula entre 1.0 y 3.8 mm antes de ser sometidas al proceso, el cual se llevó a cabo en un reactor de escala laboratorio, de tipo Auger (Patent CA 2830968) el diagrama de este reactor se muestra en la Figura 2.3, el cual cuenta con una capacidad nominal aproximada de 1kg/h a una temperatura de 550 °C, con un tiempo de residencia de 104 segundos y caudal de nitrógeno 4.7 L/min.

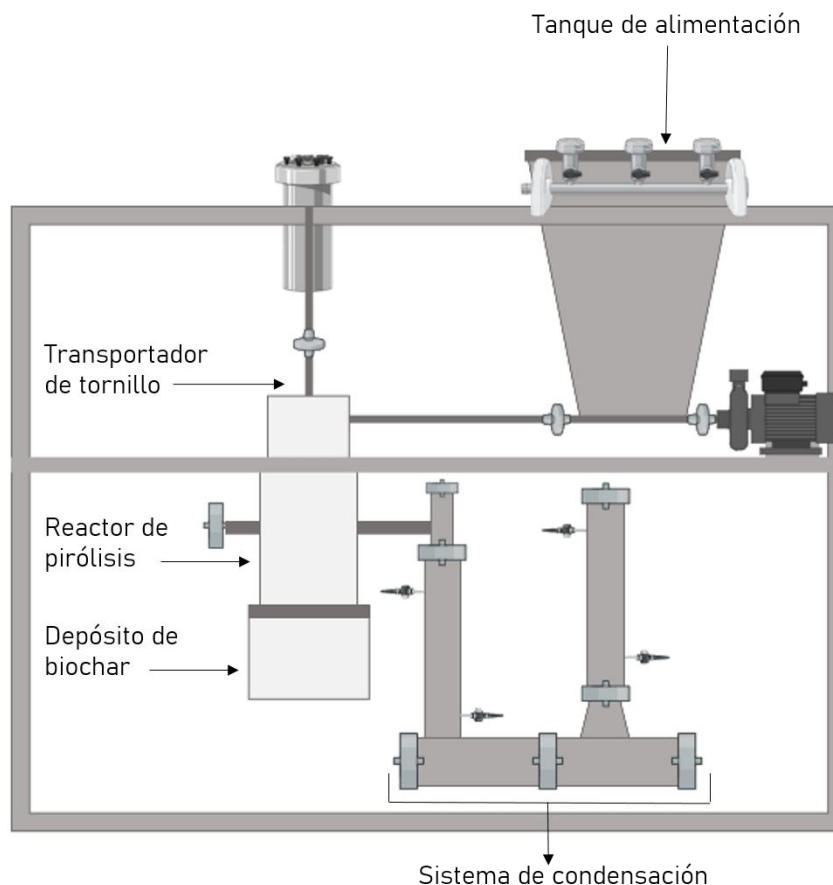


Figura 2.3 Esquema del reactor tipo Auger

2.4 Caracterización del biochar obtenido

Fue realizada en colaboración con el IRDA donde se desarrollaron las determinaciones de pH, Nitrógeno Total, Material Seco, Cenizas, Materia Orgánica, Fosforo, Potasio, Calcio, Magnesio, Aluminio, Boro, Cobre, Fierro, Manganeso, Zinc, Sodio.

2.5 Acondicionamiento del sustrato

El sustrato utilizado en el proceso de digestión anaerobia de la presente investigación consistió en residuos de naranja, los cuales fueron recolectados en el Mercado Municipal Emiliano Zapata en la ciudad de Orizaba, Veracruz, los residuos son generados del procesamiento de la naranja en comercios de jugos de estos cítricos. Se siguió la metodología propuesta por Alvarado-Lassman *et al.*, (2017) la

cual consiste en cortar los residuos de la naranja para reducir su tamaño en pedazos de aproximadamente 2 a 5 cm de longitud. Se trituraron hasta crear una pasta semisólida en la cual se presentó una cantidad considerable de fracción líquida. Dicha fracción se procedió a separar mediante filtración, utilizando un filtro de algodón con porosidad de 0.2 mm aproximadamente, esto con la finalidad de evitar que partículas sólidas de mayor tamaño sean ingresadas al reactor y prevenir posibles obstrucciones en las mangueras.

2.6 Obtención del inóculo

Como inóculo fue utilizado el soporte Extendsphere™ colonizado el cual se utilizó en un reactor que ha sido acondicionado a los efluentes del agua residual de la cáscara de naranja. El inóculo mencionado fue extraído del Reactor de Lecho Fluidizado Inverso (RLFI) alimentado con la Fracción Líquida de los RSO y ubicado en la Planta Piloto de Procedimiento y Aprovechamiento de Residuos Sólidos del Instituto Tecnológico de Orizaba.

2.7 Aplicación del proceso de digestión anaerobia

Se utilizó un Reactor Anaerobio Híbrido (RAH), el cual pertenece a los reactores denominados de biopelícula. El RAH está constituido de la siguiente manera: En la parte superior del dispositivo, encontramos un lecho fijo (LF) compuesto por un tubo de acrílico con las siguientes características: diámetro: 7.62 cm, espesor: 0.3 cm, longitud: 23 cm. Este lecho fijo alberga 330 anillos poliméricos recubiertos con esmalte acrílico, diseñados para mejorar la adhesión de la biopelícula. En la parte inferior, se ubica un lecho fluidizado inverso (LFI), también formado por un tubo de acrílico con las mismas dimensiones que el LF: Diámetro: 7.62 cm, espesor: 0.3 cm, longitud: 80 cm. En este caso, el medio de soporte es arena sílica (Extendsphere™) con un diámetro de partícula de 170 μm . La arena sílica tiene un área de superficie específica de 20,000 m^2/m^3 y una densidad de 0.69 kg/m^3 . En la Figura 2.4 se muestra un diagrama del reactor híbrido de biopelícula.

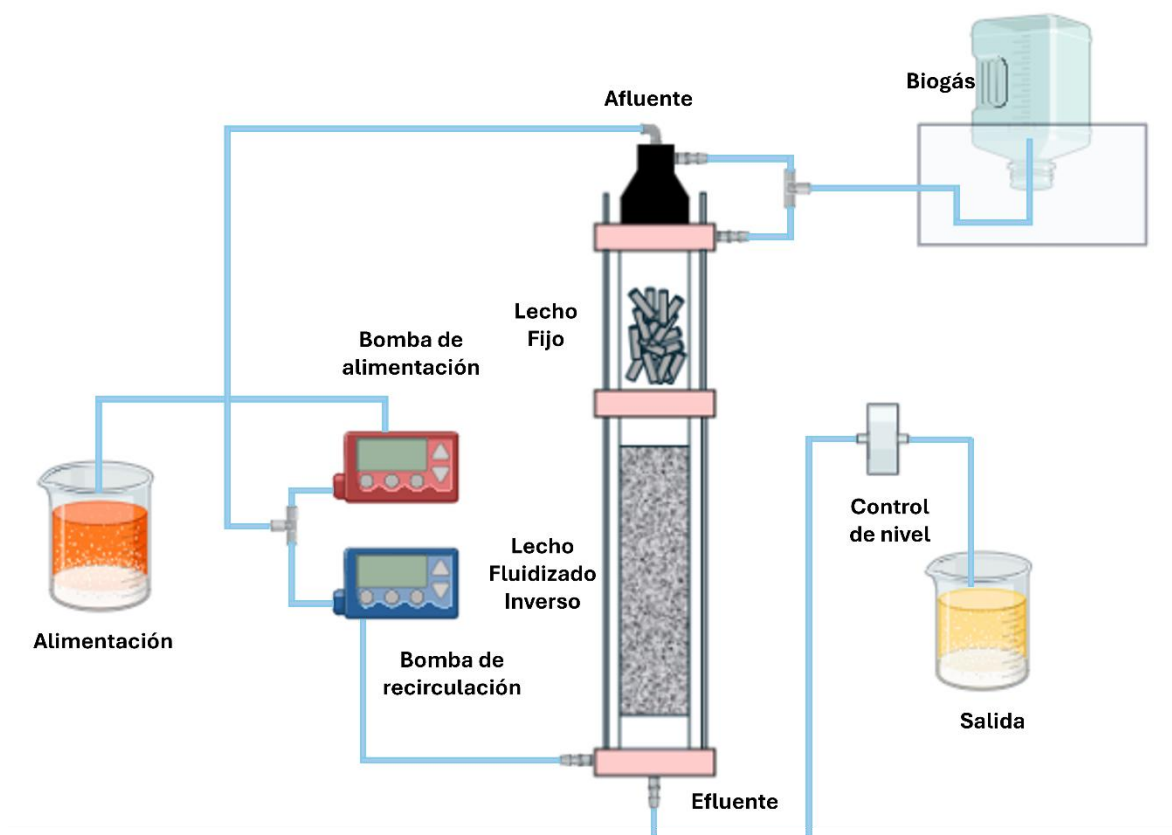


Figura 2.4 Esquema del Reactor Anaerobio Híbrido (RAH)

2.8 Etapas experimentales

La operación del RAH se desarrolló en tres etapas consecutivas, con el fin de evaluar su desempeño en condiciones sin y con adición de biochar.

El RAH fue operado en 3 etapas

2.8.1 Etapa 1 Arranque y estabilización del RAH

Durante la primera etapa se realizó el arranque del RAH, el objetivo principal fue alcanzar un estado estable en términos de pH, producción de biogás y remoción de materia orgánica. El reactor operó hasta que los parámetros indicaron estabilidad operacional, asegurando una adaptación adecuada de los consorcios microbianos.

2.8.2 Etapa 2 RAH estable sin biochar

Una vez estabilizado, el reactor se operó sin la presencia de biochar. En esta etapa se alimentó al sistema con efluentes cítricos previamente caracterizados, aplicando una carga orgánica constante. Se monitorearon variables clave para determinar el comportamiento del reactor en estado estable sin adición de materiales soporte adicionales.

2.8.3 Etapa 3 RAH estable con biochar

En la tercera etapa se incorporó biochar de cáscara de naranja como mejorador del proceso, manteniendo el mismo régimen de operación continua. La dosificación de biochar se realizó por cada volumen alimentado (1 g biochar/L), y se evaluaron los cambios en la actividad microbiana, la estabilidad del reactor y la producción de metano en comparación con la etapa anterior.

2.9 Monitoreo del proceso

Durante las 3 etapas de operación del RAH fueron monitoreados pH, DQO total, (DQO_T) soluble (DQO_S), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) tanto en el afluente como en el efluente para evaluar los porcentajes de remoción en estos parámetros.

2.9.1 pH

El parámetro de pH se tomó en las muestras del efluente y afluente de manera directa con un potenciómetro marca OAKTON pH 700 modelo AO-35419-03 con una resolución de lectura de 0.01 unidades y una exactitud en la lectura de ± 0.01 .

2.9.2 Demanda química de oxígeno total y soluble (DQO_T y DQO_S)

El análisis de la DQO se llevó a cabo mediante el método colorimétrico 5220 D de Standard Methods, utilizando dicromato de potasio en medio ácido (H₂SO₄) como agente oxidante, con sulfato de plata y sulfato mercúrico como catalizadores durante la digestión térmica. Este proceso se realizó en una placa digestora ODYSSEY DR2500 de la marca HACH a 150 °C durante 2 horas. Posteriormente, las muestras

fueron analizadas en un espectrofotómetro HACH DR/2500 a una longitud de onda de 620 nm.

Para la determinación de la DQO soluble, se tomaron 10 mL de muestra, los cuales fueron centrifugados en un equipo HERMLEZ 383 a 3500 rpm durante 5 minutos. El sobrenadante obtenido se utilizó para el análisis de la DQO soluble. Las concentraciones de DQO total y soluble fueron determinadas en un espectrofotómetro HACH a 620 nm.

Con los valores obtenidos, fue posible calcular el porcentaje de DQO removida (DQO_{rem}), tanto para la DQO_T y DQO_S , la mediante la Ecuación (2.5), donde $\% DQO_{rem}$ es el porcentaje de DQO removida (%), DQO_E es la DQO de alimentación (gDQO/L), DQO_S es la DQO soluble (gDQO/L) y 100 es el factor de conversión.

$$\% DQO_{rem} = \frac{DQO_E - DQO_S}{DQO_E} (100) \quad (2.5)$$

2.9.3 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

La determinación de los Sólidos Suspendidos Totales (SST) se realizó en el afluente y efluente del RAH utilizando el método estándar 2540 D (APHA, 2017). Este método gravimétrico consiste en evaporar 5 mL de muestra en un crisol previamente secado hasta alcanzar un peso constante. Posteriormente, el crisol se colocó en una estufa Riossa modelo H-33 a una temperatura de 103-105 °C durante 24 horas.

Una vez enfriada la muestra, se determinó su peso utilizando una balanza analítica OHAUS Adventurer modelo AR2140. Finalmente, el cálculo de la concentración de SST se realizó mediante la Ecuación (2.6), donde SST son los sólidos suspendidos totales (g/L), P_1 es el peso del crisol puesto a peso constante (g), P_3 es el peso del crisol puesto a peso constante más el peso de la muestra seca (g) y V es volumen de la muestra (mL).

$$SST = \frac{P_3 - P_1}{V} (1000) \quad (2.6)$$

2.9.4 Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)

La determinación de los Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) se llevó a cabo siguiendo el mismo procedimiento estándar utilizado para los SST. La muestra previamente secada fue sometida a calcinación en una mufla Barnstead/Thermolyne a 550 °C durante 2 horas. La pérdida de peso resultante tras la incineración corresponde a la cantidad de sólidos volátiles, cuya concentración se calculó empleando la Ecuación (2.7) donde SSV son los sólidos suspendidos volátiles (g/L), P_3 es el peso del crisol puesto a peso constante más el peso de la muestra seca (g), P_4 es el peso del crisol con muestra seca (g) y V es el volumen de la muestra (mL).

$$SSV = \frac{P_3 - P_4}{V} (1\,000\,000) \quad (2.7)$$

2.9.4 Volumen de biogás y metano.

El volumen de biogás producido durante la DA se cuantificó haciendo uso de un dispositivo de desplazamiento gas-líquido.

CAPITULO 3

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta sección se muestran los resultados obtenidos mediante la metodología expuesta en el Capítulo 2, así como su respectivo análisis.

3.1 Caracterización de residuos de cáscara de naranja para pirólisis

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de la cáscara de naranja húmeda y seca se presentan en las Tablas 3.1 y 3.2. Los residuos de la naranja inicialmente tenían un contenido de humedad del 79.03 % alcanzando un valor de 11.8 % posterior al secado. En la Figura 3.1 se muestra la CN húmeda y seca. En total se secaron alrededor de 21 kg de residuo sólido de naranja, de los cuales se obtuvieron 4.8 kg de CN seca.

Tabla 3.1 Caracterización fisicoquímica de la materia prima húmeda

pH	Humedad (%)	Cenizas (%)	ST (%)	SV (%)
3.91 ± 0.02	79.93 ± 0.57	4.78 ± 0.46	20.07 ± 0.57	95.22 ± 0.46

Tabla 3.2 Caracterización fisicoquímica de la materia prima y seca para ser sometida a pirólisis.

pH	ST (%)	SV (%)	Humedad (%)	Cenizas (%)	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
3.48 ± 0.01	88.20 ± 9.57	94.00 ± 0.38	11.80 ± 9.57	6.00 ± 0.38	960 ± 3.53
C (%)	H (%)	O (%)	N (%)	S (%)	CIC (meq/g)
45.07 ± 0.93	5.47 ± 0.00	47.39 ± 0.92	1.415 ± 0.05	0.155 ± 0.06	0.243

Las determinaciones fueron realizadas por triplicado.



Figura 3.1 Cáscara de naranja húmeda y seca

De acuerdo con los valores obtenidos en la Tabla 3.1 se puede observar que el pH de la CN húmeda fue de 3.91 ± 0.02 , indicando un carácter ácido, y disminuyó ligeramente a 3.48 ± 0.01 después del secado. Esta tendencia es similar a la observada por López-Puga (2023), quien reportó valores de pH de 2.85 ± 0.07 y 2.84 ± 0.00 antes y después del secado en mezclas de cáscaras de naranja y limón respetivamente. La disminución del pH posterior al secado puede atribuirse a la concentración de ácidos orgánicos a medida que disminuye la humedad.

Respecto al contenido de humedad, el valor inicial fue elevado (79.93 ± 0.57 %), lo cual es característico de los residuos orgánicos frescos, mientras que para la CN seca fue de 11.80 ± 9.57 %. El valor residual de humedad es comparable a valores reportados para otras biomásas en estudios previos. Por ejemplo, López-Puga (2023), encontró un contenido de humedad de 29.12 ± 5.3 % para mezcla de cáscara de naranja y limón después del secado, indicando que el secado aplicado en este estudio fue más efectivo. Zou *et al.* (2024) reportaron contenidos de humedad de 2.8 % para cascarilla de arroz y 4.4 % para paja de maíz, biomásas de naturaleza mayormente lignificada y menos propensas a retener agua, lo que explica sus valores más bajos en comparación con la CN. De manera similar Babu

et al. (2024), encontraron contenidos de humedad de 3.18 % en cáscara de coco, material de estructura densa y bajo contenido de agua libre.

El contenido de cenizas fue de 4.78 ± 0.46 % para la CN húmeda, resultando en un ligero aumento de 6.00 ± 0.38 % posterior al secado indicando una baja fracción inorgánica, aunque ligeramente superior a otras biomásas lignocelulósicas. Por ejemplo, Zou *et al.* (2024) observaron un 18.8 % de cenizas en la cascarilla de arroz, un valor considerablemente mayor en contraste de la CN debido a la alta acumulación de sílice en la cascarilla. Por otro lado, Vamvuka *et al.* (2023) caracterizaron residuos de piña, encontrando valores de 0.5 %, lo que sitúa a la CN en un rango intermedio. Estas comparaciones sugieren que la CN presenta una proporción moderada de contenido inorgánico. Esta composición resulta adecuada para favorecer ciertas propiedades del biochar, como la estabilidad estructural.

Los ST fueron de 20.07 ± 0.57 lo cual corresponde con la humedad mencionada, y alcanzaron un valor de 88.20 ± 9.57 % posterior al proceso de secado. Comparativamente López-Puga (2023), reportó un valor de ST de 70.87 ± 5.30 % para mezclas de cítricos después del secado, siendo notablemente inferior al registrado en este estudio, posiblemente a diferencias en la composición inicial de la biomasa.

Finalmente, el contenido de SV, indicador de la fracción orgánica biodegradable, fue de 95.22 ± 0.46 % para la CN húmeda y de 94.00 ± 0.38 % para la CN seca, donde se puede apreciar que no hay una diferencia significativa, indicando una biomasa altamente orgánica y rica en compuestos volátiles. Este valor es comparable con López-Puga (2023), quien encontró un 94.76 ± 0.25 % en mezclas de cáscaras de cítricos. En contraste con Zou *et al.* (2024) documentaron valores de 62.7 % para cascarilla de arroz y 75.9 % para paja de maíz. El contenido elevado de SV en la CN resalta su potencial como materia prima para pirólisis ya que favorece la producción de biochar con porosidad desarrollada y potenciales sitios de adsorción.

El análisis elemental realizado a la materia prima seca permitió identificar su composición orgánica fundamental, proporcionando información clave para evaluar su estabilidad térmica para ser transformada en biochar. El carbono (45.07 %) fue

el elemento predominante en la cáscara reflejando un alto contenido de estructuras orgánicas como lignina, celulosa, hemicelulosa. Este valor sugiere que la biomasa tiene un elevado potencial para procesos termoquímicos ya que el carbono disponible es la base para la carbonización. El contenido de oxígeno (47.89 %) indica una biomasa altamente oxidada. Este oxígeno proviene de grupos funcionales como alcoholes, ácidos carboxílicos y ésteres, que participan activamente en las reacciones de descomposición térmica y favorecen la formación de gases volátiles durante la pirólisis. Estos valores son comparables con lo reportado en la literatura, por ejemplo, Lenzuni *et al.* (2025) encontraron valores de C (70.8 %), H (4.90 %), O (21.90 %), N (2.20 %), S (0.10 %). Así mismo, Abdelaal *et al.* (2020) informaron valores de C (47.0 %), H (4.90 %), O (45.00 %), N (0.60 %), S (0.00 %) lo que indica que los valores obtenidos en la presente investigación se encuentran en un rango intermedio en comparación con otros trabajos utilizando CN como materia prima.

3.2 Proceso termoquímico de pirólisis

Para ser sometidas al proceso de pirólisis, las muestras fueron acondicionadas mediante la disminución de su contenido de humedad (secado) y posteriormente sometidas a reducción de tamaño mediante trituración. En la Figura 3.2 se muestra la CN triturada. Posteriormente, la CN triturada fue tamizada para obtener partículas entre 2 a 5 mm, el total de la biomasa acondicionada fue alrededor de 2.9 kg, esto se muestra en la Figura 3.3.



Figura 3.2 CN seca triturada y tamizada



Figura 3.3 CN acondicionada para el proceso de pirólisis

A continuación, se realizó el proceso de pirólisis empleando un reactor tipo Auger (tornillo sin fin). La biomasa (CN) se alimento en el reactor a través de dos transportadores de tornillo (uno vertical y otro horizontal). El tornillo vertical se encontró conectado al reactor de pirólisis. La temperatura utilizada fue de 550 °C, de igual manera el tiempo de residencia del sólido en el reactor de pirólisis se fijó en 104 s basado en resultados de estudios anteriores (Lopez-Puga, (2023)) el cual se determinaba controlando la velocidad de rotación del tornillo vertical y se calculaba en relación con el paso del tornillo (3.8 cm). En la salida del tornillo vertical, el biochar (producto sólido) caía en su tanque contenedor y los vapores generados se alimentaron al sistema de condensación utilizando nitrógeno como gas de arrastre con un caudal de 4.7 L/min. En la Figura 3.4 se puede apreciar el reactor de pirólisis.



Figura 3.4 Reactor tipo AUGER escala laboratorio

La Tabla 3.3 presenta los resultados obtenidos a partir del proceso de pirólisis de CN y sus respectivos rendimientos. La biomasa inicial utilizada tuvo un peso total de 2,900 g (2.9 kg). Como productos de dicho proceso se obtuvieron tres fracciones principales: 1) Biochar, 2) Fase aceitosa y 3) Fase acuosa como se aprecia en la Figura 3.5.

Tabla 3.3 Productos obtenidos del proceso de pirólisis

Producto	Peso (g)	Rendimiento (%)
Biomasa inicial	2,900	
Biochar	879.1	31.40
Fase aceitosa	463.7	16.56
Fase acuosa	474.8	16.96
Suma de las tres fases anteriores		64.91
Productos gaseosos no condensables		35.09

El biochar representó la mayor fracción sólida con un rendimiento del 31.40 %, seguido de la fase acuosa (16.96 %) y la fase aceitosa (16.56 %). La suma de estas tres fracciones representa el 64.91 % del total de la biomasa tratada, mientras que el 35.09 % restante corresponde a productos gaseosos no condensables.



Figura 3.5 a) Biochar



Figura 3.5 b) Fases aceitosa y acuosa

Al comparar estos resultados con la literatura, se observa que el rendimiento de biochar obtenido es similar al reportado por Ko *et al.* (2025), quienes evaluaron residuos lignocelulósicos a 550 °C, encontrando rendimientos de biochar entre

27.29 y 28.95 %. Además, la división en la fase aceitosa y acuosa también es comparable, con rendimientos de 16.66 - 20.24 % para la fase aceitosa y 17.16 - 22.68 % para la fase acuosa, indicando un comportamiento térmico similar de la CN bajo condiciones de pirólisis similares.

Babu *et al.* (2024), estudiaron la conversión termoquímica para residuos de madera y cáscara de coco a 600 °C, observando que el rendimiento de biochar fue de 22.61 % y 30.80 % respectivamente, mientras que para temperaturas de 400 °C demostraron un aumento respecto al rendimiento, cuyos valores fueron de 34.24 % para los residuos de madera y 41.28 % para la cáscara de coco, lo cual confirma que temperaturas más elevadas favorecen la formación de productos volátiles a expensas del biochar. En comparación, el biochar de CN en este estudio, obtenido a temperatura moderada, se mantiene dentro de un rango característico de biomásas lignocelulósicas.

Asimismo, Premchand *et al.* (2024), reportaron para cascarilla de arroz a 600 °C un rendimiento de 31 % de biochar, ligeramente superior al obtenido en este estudio. No obstante, su distribución entre condensables (32 %) y gases no condensables (37 %) refleja una tendencia similar de generación equilibrada entre fracciones líquidas y gaseosas.

Vanvumka *et al.* (2023), evaluaron residuos de piña y residuos forestales a temperaturas de 350, 450 y 550 °C. En el caso de los residuos de piña, el rendimiento de biochar disminuyó de 50 a 30% al aumentar la temperatura, mientras que los productos condensables aumentaron ligeramente (40 % a 55 %) y los gases no condensables también incrementaron moderadamente (10 a 15%). Este patrón se asemeja al observado en la CN donde una proporción considerable de gases (35.09 %) fue registrada.

3.3 Caracterización de biochar

En la tabla 3.4 se presentan los resultados obtenidos de la caracterización realizada al biochar obtenido.

Tabla 3.4 a) Caracterización general del biochar

Análisis	Determinación (unidades)	Valor
Propiedades generales	pH	8.53
	Conductividad eléctrica (mS/cm)	1320
	CIC (meq/g)	0.276
Proximal	Materia seca (%)	96.9
	Materia orgánica (%)	79.6
	Cenizas (%)	20.4
	Humedad (%)	4.10
	ST (%)	95.90
	SV (%)	78.93
Elemental	C (%)	56.130
	H (%)	4.355
	O (%)	37.525
	N (%)	1.990
	S (%)	0
	C/N	28.2
	Carbono orgánico (%)	46.2
Macronutrientes	P (mg/kg)	2,729
	K (mg/kg)	29,697
	Ca (mg/kg)	38,822
	Mg (mg/kg)	2,861
	NTK (mg/kg)	17,856
Micronutrientes	B (mg/kg)	67.4
	Cu (mg/kg)	9.70
	Fe (mg/kg)	115
	Mn (mg/kg)	23.8
	Zn (mg/kg)	27.5
	Mo (mg/kg)	0.50

Tabla 3.4 b) Caracterización general del biochar.

Análisis	Determinación (unidades)	Valor
Elementos traza	Na (mg/kg)	309
	Ni (mg/kg)	4.78
	Al (mg/kg)	17.6
	Ba (mg/kg)	142
	Sr (mg/kg)	153
	Cd (mg/kg)	0
	Cr (mg/kg)	1.82
	Co (mg/kg)	0
	Pb (mg/kg)	0

El biochar mostró un pH de 8.53, indicando una naturaleza moderadamente alcalina. El valor coincide con el reportado por Chávez-García *et al.* (2020) quienes caracterizaron biochar a partir de CN obteniendo un valor de 8.51, pero es inferior a los valores obtenidos por Devens *et al.* (2018) con un valor de 9.78, y López-Puga, (2023) con un valor de 11.2. esta variación puede atribuirse a diferencias en la temperatura de pirólisis o en el tiempo de residencia. Un pH alcalino es relevante en la digestión anaerobia ya que puede amortiguar descensos bruscos del pH en el reactor, contribuyendo a la estabilidad del proceso.

En cuanto al contenido de cenizas, el biochar mostró un valor de 20.4 %, superior al reportado por Jiang *et al.* (2019) (15.3 %) y López-Puga, (2023) (16.9 %) y considerablemente mayor a los valores obtenidos por Devens *et al.* (2018) (9.26 %) y Lenzumi *et al.* (2025) (9.89 %). Un mayor contenido de cenizas sugiere una fracción mineral importante lo cual puede ser beneficioso en la digestión anaerobia al aportar oligoelementos necesarios para la actividad enzimática de las comunidades microbianas, siempre que no haya acumulación excesiva de compuestos inertes.

La materia seca alcanzo un valor del 96.9 %, lo que indica una baja humedad residual y una elevada estabilidad del material. La materia orgánica fue 79.6 %, reflejando que una gran parte de la biomasa original se conservó en forma orgánica. El carbono orgánico y el carbono total fueron de 46.2 % y 60.0 % respectivamente. Estos valores son comparables a los reportados por Jiang *et al.* (2019) (C.T. 61.7 % y Devens *et al.* (2018) (C.T. 59.26 %) valores adecuados para biochar utilizado como soporte microbiano o potenciadores de la digestión anaerobia, ya que el carbono puede favorecer el crecimiento microbiano.

La composición mineral del biochar mostrada en la Tabla 3.4 se observa altas concentraciones de potasio (29.697 mg/kg), calcio (38.822 mg/kg) y fósforo (2.729 mg/kg), todos ellos elementos esenciales para el metabolismo microbiano. Estos valores son similares a los reportados por López-Puga, (2023) y Jiang *et al.* (2019). En cuanto a los micronutrientes destacan los valores de boro (67.4 mg/kg), hierro (115 mg/kg), manganeso (23.8 mg/kg), zinc (27.5 mg/kg) y cobre (9.70 mg/kg). Estos elementos traza (oligoelementos) son esenciales para el funcionamiento de enzimas clave en la digestión anaerobia, especialmente durante las etapas de acetogénesis y metanogénesis. Además, la ausencia de metales pesados como cadmio, plomo y cobalto (0 mg/kg) representa una ventaja, ya que evita riesgos de toxicidad para los microorganismos que intervienen en el proceso. La caracterización del biochar obtenido a partir de CN reveló la presencia de diversos micronutrientes y elementos traza esenciales para el metabolismo microbiano durante la digestión anaerobia. Entre los elementos detectados destacan Hierro (Fe), Níquel (Ni), Cobalto (Co), Zinc (Zn), Molibdeno (Mo), Sodio (Na) y Potasio (K), cuyos roles coinciden con los descritos en la literatura como fundamentales para el crecimiento y la actividad de los microorganismos metanogénicos.

De acuerdo con Ambaye *et al.* (2020), el Hierro (Fe), presente en cantidades significativas en el biochar, desempeña un papel crucial como portador de electrones dentro de los complejos Fe-S, facilitando el transporte electrónico en rutas metabólicas clave, como la reducción de CO₂ a CH₄. El Níquel (Ni) y el Cobalto (Co) también fueron detectados, ambos esenciales para las enzimas metanogénicas: el Ni es componente central de la coenzima F₄₃₀, indispensable en

la metil-coenzima M reductasa (MCR), mientras que el Co forma parte de las cobamidas, involucrados en la transferencia de grupos metilo durante la metanogénesis.

Asimismo, los niveles detectados de Sodio (Na) y Potasio (K) favorecen la homeostasis osmótica y contribuyen al acoplamiento de la fosforilación durante la metanogénesis. Estos cationes ayudan a los microorganismos metanogénicos a mantener la estabilidad celular frente a variaciones ambientales, lo que puede reflejarse en una mayor resiliencia y actividad metabólica dentro del reactor.

En conjunto, la composición elemental del biochar sugiere que, además de actuar como soporte físico y mediador de transferencia directa de electrones, su aporte de micronutrientes esenciales puede favorecer el crecimiento y la actividad de las comunidades metanogénicas.

3.4 Montaje del Reactor Anaerobio Híbrido RAH

El montaje del Reactor Anaerobio Híbrido (RAH) empleado se realizó teniendo como base los parámetros de diseño del reactor operado por Juárez-García (2022), Hernández-Palagot (2023) y Cariño-Vázquez (2023), diseñado anteriormente por Rosas-Mendoza (2018). El RAH se compuso de 2 secciones. La sección 1 del RAH estuvo conformado por un lecho fijo (LF) en la parte superior, el cual empleó como medio de soporte anillos poliméricos recubiertos con esmalte acrílico los cuales propiciaron el desarrollo de la biopelícula y permitió la distribución de flujo dentro del reactor. Las dimensiones de esta sección se enuncian en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5 Dimensiones del lecho fijo (LF) del RAH

Dimensión	Valor	Unidad
Longitud	23	cm
Diámetro	7.62	cm
Volumen total	1.05	L
Volumen útil	0.26	L
Volumen del soporte	0.79	L

La sección 2 del RAH, correspondiente al Lecho Fluidizado Inverso (LFI) con un volumen total de 3.65 L se distribuyó de la siguiente manera, 26 % fue empleado para el soporte pre-colonizado (lecho), el medio de soporte utilizado fue arena sílica Extendsphere™ de 0.17 mm de diámetro, en esta sección era necesario disponer espacio para el flujo de biogas por lo que se estableció una cámara de biogás del 24 % del volumen total, mientras que el 50 % restante representó el volumen útil. Las dimensiones se pueden observar en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6 Dimensiones del lecho fluidizado inverso (LFI) del RAH

Dimensión	Valor	Unidad
Longitud	80	cm
Diámetro	7.62	cm
Longitud del lecho	21	cm
Volumen total	3.65	L
Volumen del soporte colonizado	0.96	L
Volumen útil	1.82	L
Volumen de la cámara de biogás	0.87	L

3.5 Caracterización del sustrato

El sustrato empleado fue la fracción líquida de la CN caracterizada mediante los parámetros de potencial de hidrógeno (pH), sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV), demanda química de oxígeno total y soluble (DQO_T y DQO_S). Los resultados obtenidos y una comparación con otros autores se muestran en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7 Caracterización del sustrato y comparación con investigaciones previas

Determinación	Unidad	Presente investigación	Hernández – Palagot (2023)	Rosas – Mendoza (2018)
		CN	RSC	RSC
pH		4.92 ± 0.12	3.86	3.88 ± 0.10
SST	g/L	26.25 ± 0.22	41.09 ± 2.42	21.66 ± 0.11
SSV	g/L	24.63 ± 0.20	38.41 ± 2.22	19.23 ± 0.36
DQO_T	gDQO/L	47.43 ± 2.75	67.20	38.78 ± 2.50
DQO_s	gDQO/L	34.58 ± 2.25	58.55	35.42 ± 1.29

Los resultados indicaron un valor ácido para el pH (4.92) por lo cual fue necesario ajustar el pH con bicarbonato de sodio entre 6.5 y 7.5 rango que favorece la producción de biogás. Los resultados de la DQO se encuentran en un rango intermedio comparado con diferentes autores (38.78 – 67.20 %) quienes utilizaron mezclas de residuos sólidos cítricos.

3.6 Caracterización del inóculo

Para caracterizar la biopelícula adherida al material Extendsphere™, se midió la Masa Volátil Adherida (MVA) en muestras tomadas de las secciones superior, media e inferior del reactor LFI. Con estos valores de MVA, se pudo calcular el porcentaje de colonización, los resultados se aprecian en la tabla 3.8. Este cálculo se basó en el valor máximo de colonización reportado por Buffière *et al.* (2000), que es de 0.21 g de biomasa por g de soporte.

Tabla 3.8 Materia Volátil Adherida al Soporte

Etap	Sección	Soporte (g)	Biomasa (g)	Biomasa/Soporte (g/g)	MVA (g/L)	Colonización (%)
2	LFI Superior	0.1527	0.0846	0.5593	28.20	35.85
2	LFI Media	0.0847	0.0690	0.8248	22.99	44.79
2	LFI Inferior	0.0284	0.0095	0.3448	3.18	25.61
3	LFI Superior	0.2330	0.3818	1.6564	127.31	62.11
3	LFI Media	0.2212	0.2859	1.2903	95.29	55.01
3	LFI Inferior	0.0278	0.0119	0.4283	3.98	29.20
3	LF Superior	0.0106	0.0480	26.4118	28.01	88.38
3	LF Media	0.0758	0.2558	3.4246	85.28	68.19
3	LF Inferior	0.0535	0.1169	2.1906	38.98	68.61

3.7 Operación y monitoreo del desempeño del RAH sin biochar y con biochar

La operación del RAH tuvo una duración de 166 días, este periodo fue dividido en tres etapas, la primera etapa tuvo una duración de 65 días y consistió en la adaptación y estabilización del reactor. Posteriormente en la etapa dos el RAH se operó durante 52 días manteniendo la estabilidad alcanzada en la etapa 1, en esta etapa no se realizó la adición de biochar. Finalmente, la última etapa consistió en la operación del RAH en modo continuo adicionando biochar. El objetivo de esta etapa fue evaluar y comparar el rendimiento del RAH con y sin presencia de este aditivo.

3.7.1 Monitoreo del pH

El pH es un indicador para evaluar las condiciones ambientales dentro del reactor. El monitoreo del pH durante las tres etapas se puede apreciar en la Figura 3.6.

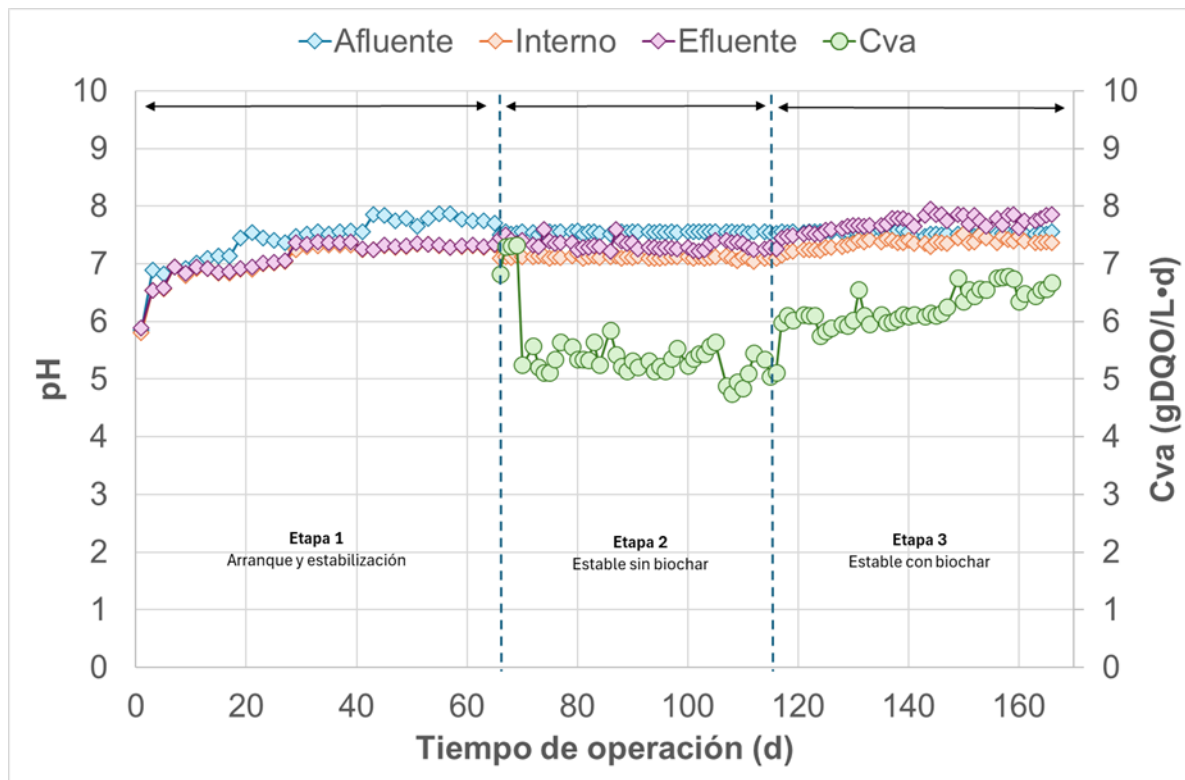


Figura 3.6 Monitoreo del pH en la entrada, salida e interior, durante la operación del RAH.

Durante la etapa, el valor de entrada se mantuvo en un rango de 5.8 - 7.8, mientras que el de salida se estabilizó entre 6.5 - 7.3. Durante los primeros días se observó una ligera caída, lo cual coincide con la fase acidogénica, pero después del día 15 el pH se mantuvo dentro del rango óptimo para la metanogénesis (6.8 - 7.4).

En la etapa dos, tanto el pH interno como el efluente se mantuvieron dentro del rango óptimo para la digestión anaerobia (7.2 – 7.6), lo que evidencia que el sistema operó sin estrés por acidificación o alcalinización. La consistencia del pH demuestra que la carga orgánica aplicada fue adecuadamente procesada por la biomasa.

Durante la etapa tres, el sistema conservó una estabilidad similar. Aunque se observaron pequeñas fluctuaciones, estas se ubicaron siempre dentro del rango

óptimo para la actividad microbiana. Además, el pH interno mostró una ligera tendencia a incrementarse, lo cual puede estar relacionado con el efecto buffer del biochar.

La presente investigación coincide con lo informado por Ambaye *et al.* (2020) quienes reportaron valores de pH dentro del rango (6.8 – 7.2), mencionando que la naturaleza alcalina del biochar puede mejorar la producción de metano mediante un aumento del pH resultante de la conversión de CO_2 en HCO_3 . Así mismo, Aramreung *et al.* (2022) reportaron un valor de pH inicial en 7.14 – 7.61 y aumentando a 7.57 – 8.08 después de la adición de biochar, valores que se encuentran dentro del pH óptimo para los metanógenos (7.8 – 8.2). por su parte Wang *et al.* (2021) demostraron que añadir biochar favorece la capacidad de amortiguación ante cambios bruscos de pH ya que, su reactor control (sin biochar) presento acidificación alcanzando valores entre 5 y 5.5, mientras que los reactores con biochar producido a temperaturas de 300, 400 y 500 °C presentaron valores estables y superiores 7.5, valores óptimos para el funcionamiento correcto del proceso de DA.

3.7.2 Monitoreo de remoción de DQO total y soluble

La evolución de la remoción de la DQO total y soluble a lo largo del periodo experimental se muestra en la Figura 3.8 la cual refleja claramente la dinámica de estabilización, mantenimiento y efecto de la adición de biochar en el RAH.

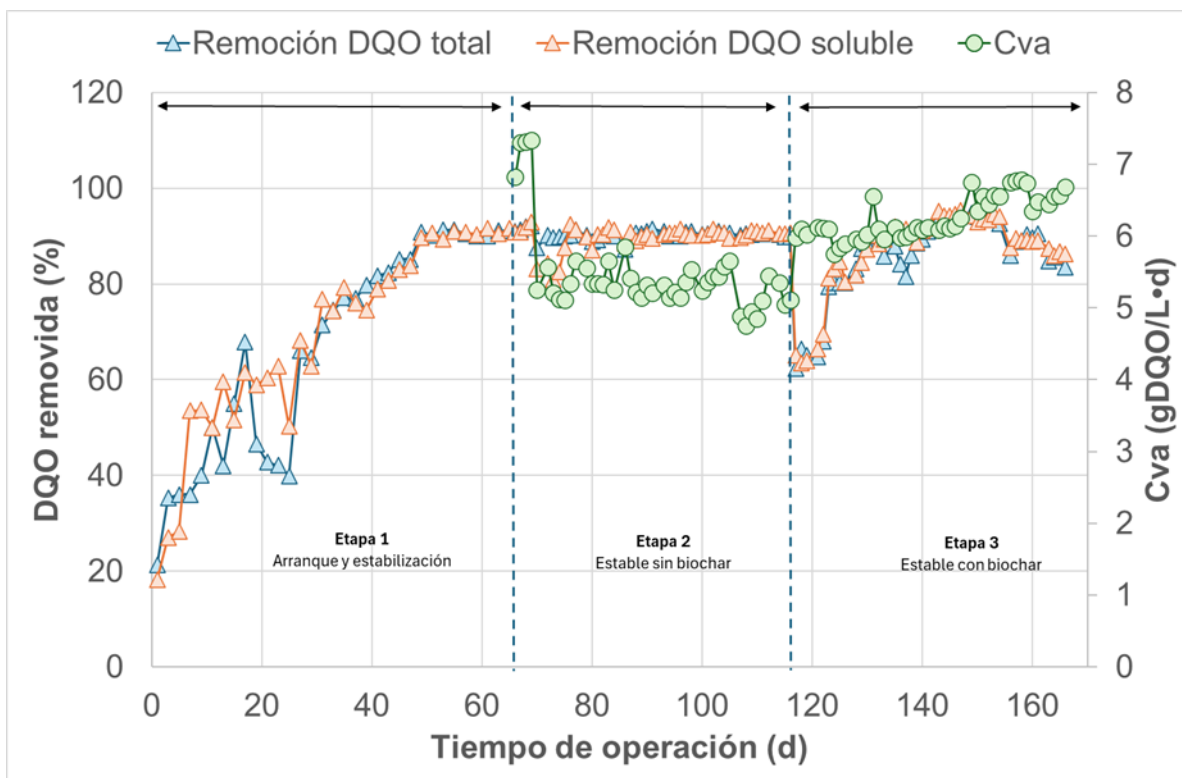


Figura 3.7 Porcentaje de remoción de DQO_T y DQO_S en el RAH.

Durante la etapa uno (arranque y estabilización en modo batch), se observó un incremento progresivo en la eficiencia de remoción. Los valores iniciales de DQO_T se situaban alrededor de 20 – 25%, lo cual es típico de sistemas que apenas comienzan su fase de adaptación microbiana. Conforme avanzaron los días, la remoción aumentó de manera sostenida, alcanzando aproximadamente 85 – 90 % hacia el día 50. La DQO_S , por su parte, presentó un comportamiento similar, aunque con eficiencias ligeramente superiores, llegando al 90 – 92 %. Esta diferencia entre ambas fracciones es consistente con el hecho de que la fracción soluble es metabolizada más rápidamente por las comunidades acidogénicas y metanogénicas.

En la etapa dos, el sistema mantuvo las eficiencias alcanzadas durante la estabilización, lo que sugiere que el reactor logró conservar la actividad biológica desarrollada previamente. Durante esta etapa, la remoción se mantuvo con mínima variabilidad entre 88 y 90 %, evidenciando un proceso estable y sin acumulación notable de materia orgánica residual.

En la etapa tres (operación continua con adición de biochar) se observó un descenso inmediato en la remoción de DQO, tanto total como soluble, alcanzando valores alrededor de 65 - 70 %. Este comportamiento indica que la adición de biochar generó una perturbación transitoria en el sistema, posiblemente asociada a la suspensión de sólidos o un ajuste metabólico ante el nuevo medio de soporte. Posteriormente conforme avanzo hacía el día 130, la remoción regresó gradualmente al rango de 80 - 90 %, evidenciando la recuperación del sistema tras la perturbación. No obstante, los valores no fueron tan estables como en la etapa dos, lo cual sugiere que el biochar modificó ligeramente la dinámica del reactor. Los valores reportados en la presente investigación son comparables con diversos autores, por ejemplo, Aramreung *et al.* (2022) quienes reportaron eficiencias de remoción de casi 80 % para la DQO_S mientras que la para DQO_T la eficiencia fue cercana al 50 %, valores inferiores a los presentados. Por otra parte, Jiang *et al.* (2020) presenta remociones de 85.5 % utilizando biochar de cítricos como aditivo en su proceso de DA, valores semejantes a la presente investigación, probablemente por la similitud de materia prima para la obtención de biochar. De igual manera es comparable con Micoli *et al.* (2021) quienes reportan el incremento de eficiencia en la remoción de DQO con valores del 66 % para el proceso de DA sin la adición de biochar, aumentando a 84 % de remoción de DQO con la adición de este.

3.7.3 Factor de alcalinidad en el RAH

El factor de alcalinidad es un parámetro crítico para la evaluación de la estabilidad en procesos anaerobios, ya que permite identificar condiciones de desequilibrio entre la formación de ácidos grasos volátiles (AGVs) y la capacidad buffer del sistema. Ripley *et al.* (1986) reporta que mientras el valor del factor α tenga un valor inferior a 0.3, el proceso de digestión anaerobia se encuentra estable. En la Figura 3.9 se muestra el factor α de alcalinidad durante todo el proceso.

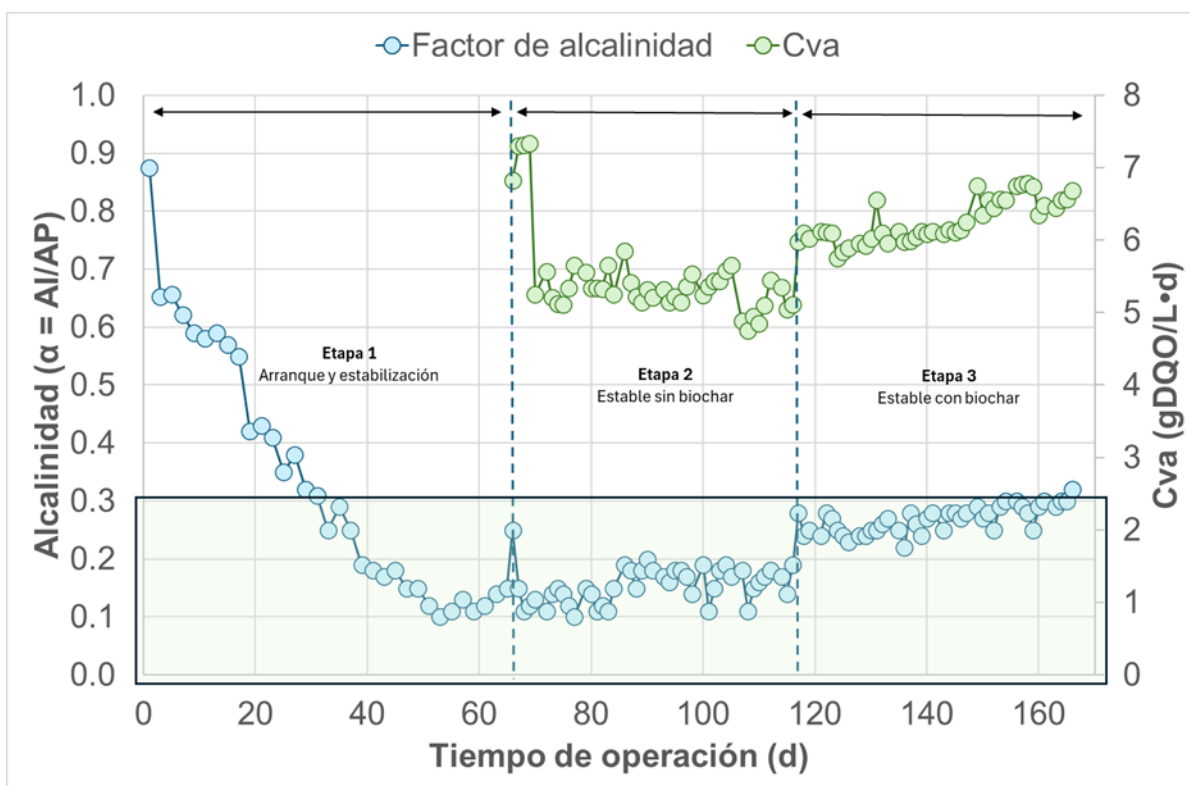


Figura 3.8 Monitoreo del factor de alcalinidad

Durante la etapa uno, el valor de α inició cerca de 0.8 y descendió gradualmente conforme avanzaba la estabilización del reactor. Este patrón es típico en la fase de arranque, donde los AGVs suelen acumularse temporalmente debido a la adaptación de las comunidades acidogénicas y metanogénicas. La disminución progresiva hasta el día 33 con valores de 0.25 indica que el sistema logró estabilizarse, pasando a un estado donde la producción y el consumo de AGVs se encontraban en equilibrio.

En la etapa dos, el factor se mantuvo estable en un intervalo entre 0.15 y 0.25, valores estables confirmando que el RAH se operó sin riesgo de acidificación durante esta fase.

En la etapa tres, aun después de la adición de biochar, los valores de α permanecieron dentro del mismo rango. El biochar no ocasionó acumulación de AGVs ni afectó la relación entre alcalinidad intermedia y parcial, lo que demuestra que el sistema conservó su equilibrio químico. Este resultado coincide con estudios previos que reportan que el biochar puede mejorar la amortiguación y favorecer ambientes más estables para la metanogénesis.

3.7.4 Monitoreo de la remoción de SST y SSV en el RAH

La remoción de sólidos tanto SST como SSV, mostró una tendencia coherente con el comportamiento observado en la DQO como se puede observar en la Figura 3.10.

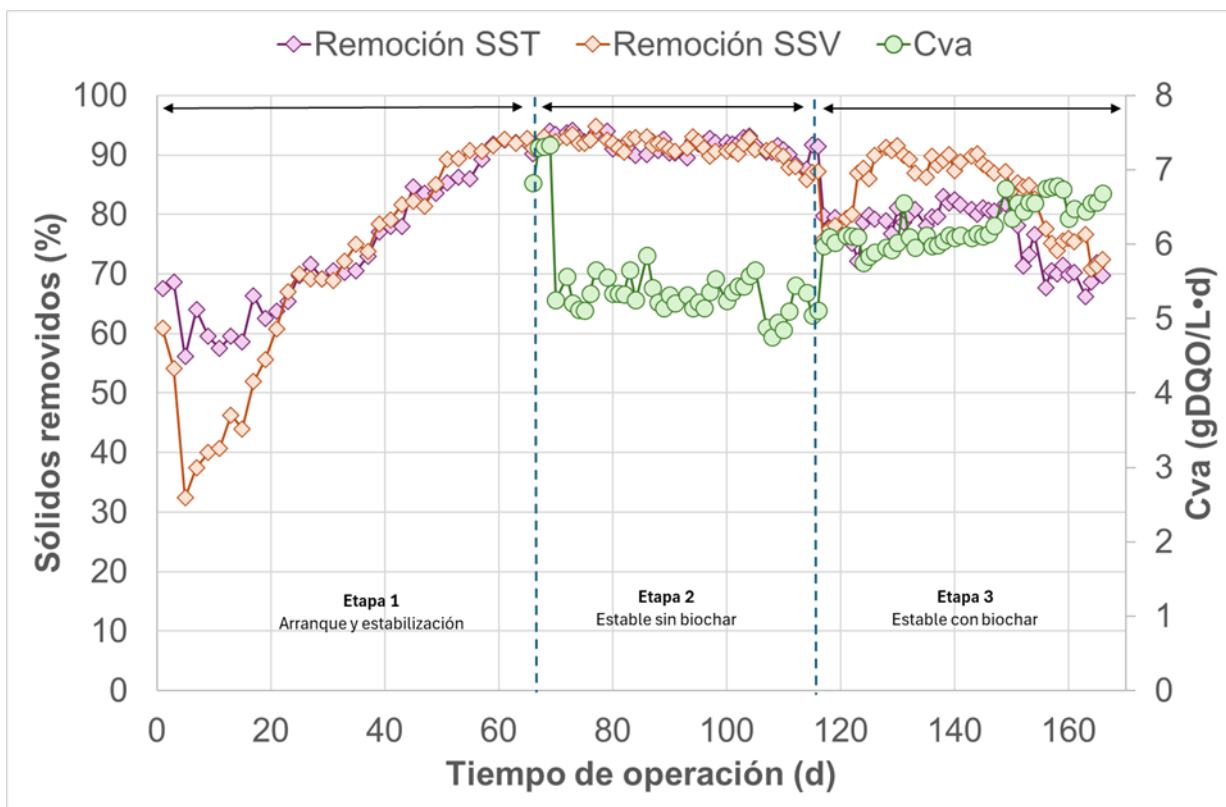


Figura 3.9 Porcentaje de remoción de SST y SSV en el RAH

Durante la etapa 1, ambas variables presentaron un incremento gradual, la eficiencia de remoción de SST inició en valores moderados (67.54 % en el día 1), presentando una ligera inestabilidad durante los primeros 15 días, donde la remoción de SSV cayó hasta 32.38 % (día 5). Sin embargo, conforme avanzó el proceso, ambas fracciones mostraron una tendencia creciente y estable, alcanzando más de 90 % de remoción al día 61 - 65.

Este comportamiento es característico de la fase de adaptación microbiana en reactores anaerobios, donde la hidrólisis de sólidos requiere tiempo para estabilizarse. Una vez consolidada la comunidad microbiana, el sistema mostró altos niveles de eficiencia.

En la etapa dos, las remociones se mantuvieron elevadas y estables, en un rango de 88 a 92 % sin fluctuaciones significativas. La estabilidad observada confirma la adecuada retención de sólidos en el lecho fijo y la capacidad del lecho fluidizado para mantener sólidos en suspensión sin pérdidas por arrastre.

Finalmente, en la etapa tres, al igual que en la DQO, se observó un descenso claro en las remociones de SST y SSV inmediatamente después de añadir el biochar. Los valores cayeron hasta aproximadamente 65 – 75 %, lo que indica una alteración en la retención de sólidos y en la degradación de la fracción volátil, este descenso se puede atribuir a la incorporación de partículas finas del biochar y que pueden estar presente en la salida del reactor. Tras la caída inicial, las remociones comenzaron a recuperarse gradualmente alcanzando valores superiores al 80 %. Esto sugiere que el sistema se estabilizó, pero no alcanzó el nivel de uniformidad que presentaba antes de la adición.

Los resultados coinciden con lo reportado por Aramreung *et al.* (2022) ya que el digestor que operaron enriquecido con biochar mostró un ligero aumento de sólidos totales, atribuidos a la materia sólida añadida del biochar. Por su parte Jiang *et al.* (2020) reportaron remociones de SSV por debajo de lo reportado en la presente investigación (42 – 50 %). Wang *et al.* (2021) reportaron valores similares con una remoción cercana al 80 % de SSV

3.7.5 Producción y rendimiento de biogás y metano en el RAH

La producción de biogás se evaluó principalmente durante la operación continua. En la etapa dos, el volumen diario se mantuvo relativamente estable entre 4.3 y 4.8 L/d, lo que indica una conversión sostenida de materia orgánica. El rendimiento de biogás respecto a la DQO_{rem} ($Y_{biogás}$) mostró fluctuaciones naturales entre 0.45 y 0.55 Lbiogás/g DQO_{rem} , valores que se encuentran dentro del intervalo esperado para sistemas mesofílicos alimentados con residuos agrícolas.

Tras la adición de biochar en la etapa 3, no se observaron incrementos significativos en el volumen diario; sin embargo, sí se evidencio una ligera estabilización del rendimiento. Este comportamiento ha sido reportado en la literatura, donde el biochar mejora la TDEE y facilita la metanogénesis, aunque no necesariamente

incrementa de forma inmediata el volumen total del biogás. Esto se puede apreciar en la Figura 3.10 y 3.11.

En la Etapa 2 (operación continua sin biochar), el rendimiento presentó una tendencia descendente. Al inicio del periodo, los valores se ubicaron alrededor de $0.38 \text{ L CH}_4/\text{g DQO}_{\text{rem}}$, pero conforme avanzó la operación disminuyeron progresivamente hasta alcanzar valores cercanos a $0.15 - 0.20 \text{ L CH}_4/\text{g DQO}_{\text{rem}}$, lo que representa una reducción aproximada del 45 - 60 % respecto a los valores iniciales de la etapa. En contraste, tras la incorporación del biochar en la Etapa 3, se observó una mejora inmediata en el rendimiento metanogénico. Al inicio de esta etapa, Y_{CH_4} aumentó nuevamente hasta valores cercanos a $0.35 - 0.38 \text{ L CH}_4/\text{g DQO}_{\text{rem}}$. El rendimiento se mantuvo en un rango más estable entre 0.25 y $0.32 \text{ L CH}_4/\text{g DQO}_{\text{rem}}$, es decir, aproximadamente un 25 - 40 % mayor que el promedio registrado en la etapa sin biochar.

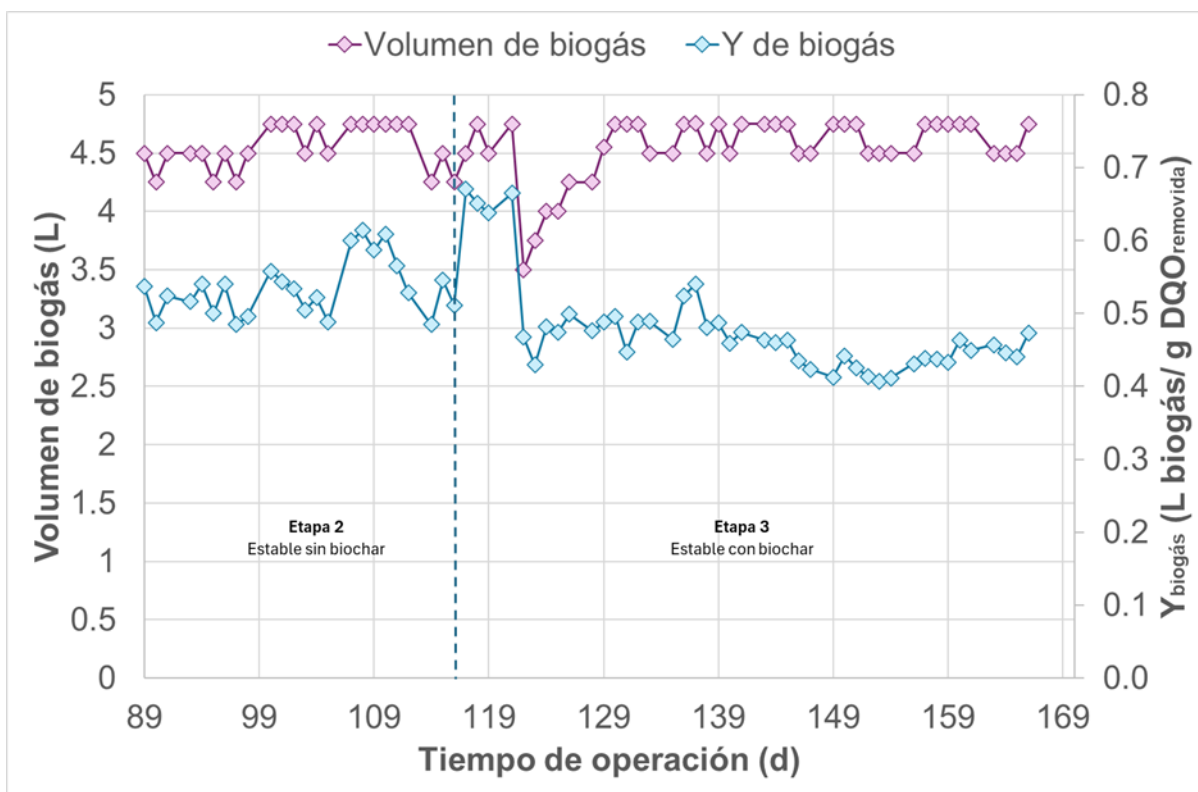


Figura 3.10 Producción y rendimiento de biogás del RAH

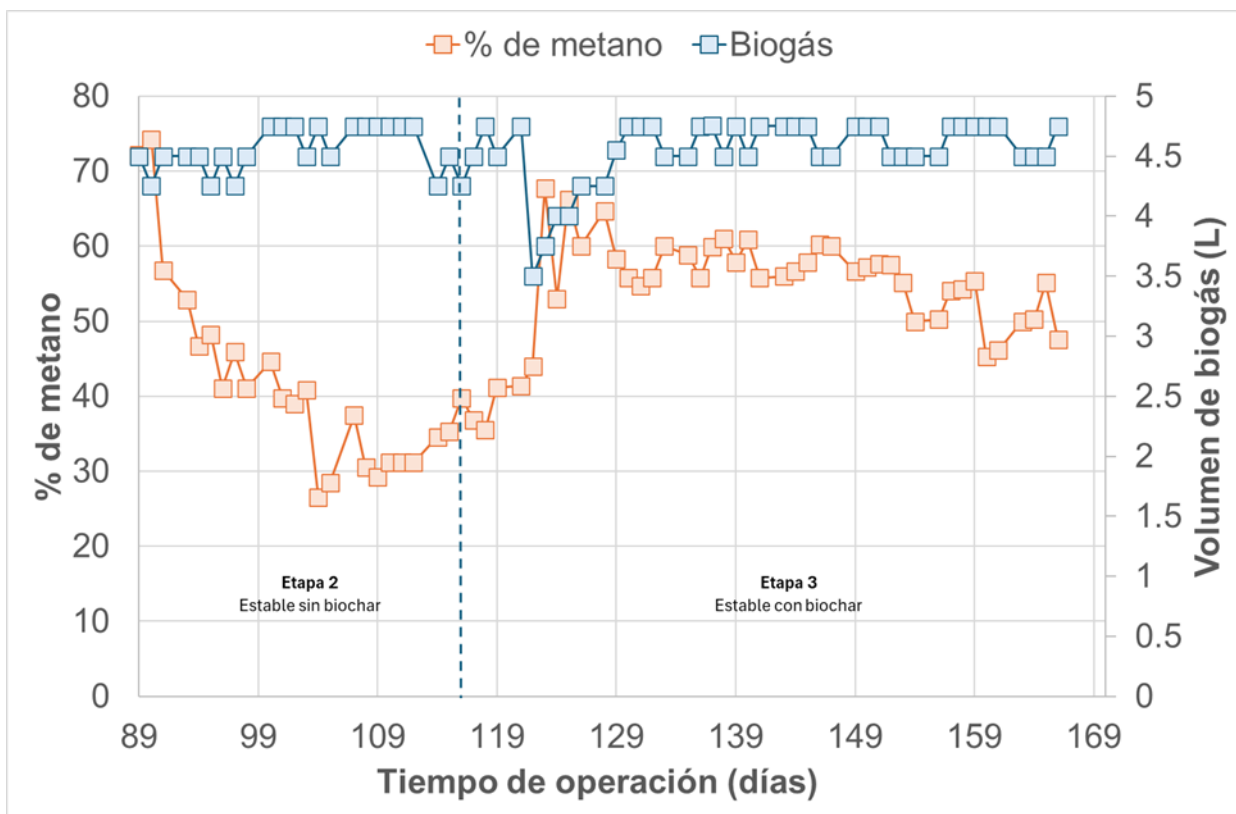


Figura 3.11 Porcentaje de metano presente en el biogás

3.8 Evaluación de la adición del biochar

La comparación del desempeño del RAH con y sin la adición de biochar muestra diferencias relevantes en la estabilidad del proceso y en la eficiencia metanogénica. Durante la operación continua sin biochar, el reactor mantuvo un pH estable (7.2 - 7.4), un factor de alcalinidad adecuado y elevadas eficiencias de remoción de DQO (85 - 90 %) y sólidos (88 - 92 %). Sin embargo, tras la incorporación del biochar se observó un descenso inicial en la remoción de DQO, SST y SSV, atribuido a la perturbación hidráulica causada por la presencia del material, esta comparación se puede apreciar en la Tabla 3.9.

Tabla 3.9 Comparación de la eficiencia del RAH en etapa 2 y 3

Parámetro	RAH sin biochar (Etapa 2)	RAH con biochar (Etapa 3)	Comportamiento
Días de operación	52	52	
Cva (g DQO/L·d)	4.5 – 5.2	5.5 – 6.5	Mayor actividad volumétrica con biochar
pH	7.2 - 7.4	7.3 – 7.6	Ligeramente más estable con biochar
Factor de alcalinidad	0.15 – 0.25	0.20 – 0.30	Mejor amortiguamiento en etapa 3.
DQO_{rem} (total y soluble)	85 – 90 %	75 – 93 %	Descenso inicial y posterior recuperación
Remoción de SST (%)	88 – 92 %	70 – 88 %	Caída inicial por perturbación del lecho
Remoción de SSV (%)	85 – 90 %	70 – 85 %	Mismo comportamiento que SST
Volumen de biogás (L/d)	3.5 – 4.5 L/d	3.5 – 4.8 L/d	Biogás estable en ambas etapas
% de metano (CH₄)	40 – 55 %	55 – 60 %	Incremento con biochar
Rendimiento de metano YCH₄(L CH₄/g DQO_{rem})	0.15 – 0.25	0.25 – 0.35	Aumento de 25 - 35 % con biochar

A pesar de esta caída inicial, el sistema mostró una recuperación progresiva y, de manera notable, una mejora en varios indicadores clave. El pH se mantuvo ligeramente más estable y el factor de alcalinidad reflejó un mejor amortiguamiento frente a variaciones ácido-base. La producción de biogás permaneció prácticamente constante en ambas condiciones, pero la composición del gas incrementó: el porcentaje de metano aumentó de 40–55 % en la etapa sin biochar a 55 - 60 % con biochar. Asimismo, el rendimiento específico de metano (Y_{CH_4}) presentó un incremento del 25 - 35 %, evidenciando una mayor eficiencia en la conversión de la materia orgánica removida. La actividad volumétrica del reactor (C_{va}) también fue mayor en la etapa con biochar, lo cual indica un fortalecimiento de la actividad microbiana.

En conjunto, estos resultados confirman que, si bien la adición de biochar genera una perturbación inicial en el sistema, su presencia contribuye a mejorar la estabilidad del reactor y a incrementar el rendimiento metanogénico a lo largo del tiempo, reforzando su potencial como aditivo para optimizar la digestión anaerobia de efluentes cítricos.

CONCLUSIONES

La caracterización fisicoquímica de la cáscara y de los efluentes cítricos permitió identificar parámetros esenciales para su manejo y valorización. Los resultados demostraron que la CN presenta un alto contenido de humedad ($79.93 \pm 0.57 \%$), por lo cual hace necesario un pretratamiento de secado, ya que una de las condiciones para realizar el proceso de pirólisis es contar con una biomasa con un contenido menor al 15 % de humedad. Una vez seca ($11.80 \pm 9.57 \%$ de humedad), la concentración de sólidos totales aumenta significativamente (de 20.07 ± 0.57 a $88.20 \pm 9.57 \%$), lo cual favorece una mayor recuperación de carbono en forma de biochar. Así mismo, el contenido de sólidos volátiles no tuvo una diferencia significativa, con un contenido inicial de $95.22 \pm 0.46 \%$, reduciendo ligeramente a $94.00 \pm 0.38 \%$ posterior al proceso de secado, siendo un indicador de la fracción orgánica biodegradable indicó una biomasa altamente orgánica y rica en compuestos volátiles, lo que confirma ser un material ideal como materia prima para procesos de pirólisis.

Posterior al proceso de pirólisis, se recuperó 879.1 g de biochar representando el 31.40 % del rendimiento de todo el proceso. La producción y caracterización del biochar de CN permitió obtener un material con propiedades fisicoquímicas y mineralógicas adecuadas para su uso como aditivo en digestión anaerobia. El biochar obtenido presentó un pH alcalino (8.53), en contraste con la acidez de la materia prima (CN seca) con un valor de 3.9, lo cual lo hace potencialmente útil para funcionar como amortiguador del pH en sistemas de digestión anaerobia. El biochar presentó una fracción importante de cenizas y minerales alcalinos. El contenido de materia seca (96.9 %) y carbono orgánico (46.2 %) del biochar indica una elevada estabilidad y capacidad de adsorción. La concentración de cenizas (20.4 %) y la presencia significativa de macronutrientes como potasio (29,697 mg/kg), calcio (38,822 mg/kg) y fósforo (2,729 mg/kg) sugieren que el biochar puede contribuir al equilibrio iónico del medio y facilitar el crecimiento microbiano, especialmente de arqueas (organismos metanogénicos).

La transformación del residuo por pirólisis no solo reduce su volumen y lo estabiliza, sino que además genera un material con valor agregado y funcional para la mejora de procesos biológicos, cumpliendo así un enfoque de aprovechamiento integral del residuo.

El acondicionamiento y operación del reactor anaerobio híbrido de biopelícula demostró la eficiencia de este sistema para el tratamiento de efluentes cítricos. En el arranque, el reactor mostró una adaptación progresiva hasta alcanzar altas eficiencias de remoción de materia orgánica (85 - 90 %) y de sólidos (88 - 92 %). La estabilidad del pH (6.8 - 7.3) y el factor de alcalinidad manteniéndose dentro del rango óptimo, y la producción continua de biogás confirmaron un buen funcionamiento de la degradación de la materia orgánica. Estos resultados evidencian que el sistema es adecuado para el aprovechamiento de los residuos cítricos, especialmente cáscaras de naranja, de igual manera estos resultados confirman que el sistema puede operar de forma estable, pero también sugieren que la adición de un mejorador, como el biochar, podría aumentar la productividad del reactor y mejorar la estabilidad de este.

La evaluación del reactor con adición de biochar permitió observar comportamientos dinámicos. Si bien la incorporación del biochar provocó un descenso inicial en la remoción de DQO, SST y SSV atribuido principalmente a la perturbación física del sistema y la redistribución del flujo al introducir un nuevo material sólido, el reactor mostró resiliencia y recuperó sus niveles de eficiencia. Más allá del impacto inicial, el biochar generó mejoras significativas en clave del proceso: estabilizó el pH, mantuvo el factor de alcalinidad dentro de valores óptimos reflejo de la baja acumulación de AGVs, lo cual es fundamental para prevenir desequilibrios metabólicos. En comparación con la operación sin biochar, el rendimiento metanogénico aumentó entre 25 % y 35 %, indicando que el biochar favoreció la ruta metanogénica posiblemente mediante mecanismos como la transferencia directa de electrones, la aceleración de la ruta hidrogenotrófica y la creación de microambientes más adecuados para microorganismos metanogénicos. De esta manera, aunque el biochar no incrementó de forma inmediata la eficiencia de

remoción ni la producción total de biogás, sí mejoró la calidad energética del gas producido y la estabilidad biológica del sistema.

En conjunto, los resultados obtenidos demuestran que la cáscara de naranja puede convertirse en un biochar funcional capaz de aportar beneficios operativos a la digestión anaerobia.

RECOMENDACIONES

Se recomienda ampliar la caracterización del biochar obtenido a partir de cáscara de naranja mediante técnicas avanzadas que permitan comprender con mayor profundidad su estructura y propiedades fisicoquímicas. El análisis del tamaño y distribución de poros, así como la determinación del área superficial específica (BET), aportarían información clave sobre la capacidad del biochar para actuar como soporte microbiano y adsorbente de compuestos orgánicos. Asimismo, la difracción de rayos X (DRX) permitiría identificar fases cristalinas y minerales presentes en el material, mientras que técnicas complementarias como FTIR o microscopía electrónica (SEM) ayudarían a relacionar la morfología y los grupos funcionales superficiales con su desempeño dentro del reactor anaerobio. Esta caracterización integral facilitaría la correlación entre las propiedades del biochar y su efecto sobre la estabilidad y eficiencia del proceso anaerobio.

Adicionalmente, se sugiere incorporar el monitoreo de ácidos grasos volátiles (AGVs) durante la operación del reactor, ya que estos compuestos son indicadores directos del equilibrio entre las etapas acidogénica y metanogénica de la digestión anaerobia. El seguimiento de concentraciones individuales de AGVs, como ácido acético, propiónico y butírico, permitiría identificar acumulaciones temporales que no siempre se reflejan en el pH o en la alcalinidad global del sistema. Este monitoreo proporcionaría una herramienta adicional para anticipar inestabilidades, correlacionar la composición del biogás con la actividad microbiana y evaluar de manera más precisa el impacto del biochar sobre las rutas metabólicas del proceso.

Finalmente, se recomienda diseñar e implementar un sistema de retención o soporte específico para el biochar dentro del reactor, con el fin de evitar la pérdida de material por arrastre hidráulico y maximizar su tiempo de residencia. La construcción de un filtro o soporte, ya sea en forma de canastilla, malla o compartimento fijo, permitiría mantener el biochar confinado en una zona definida del reactor, reduciendo el desperdicio del material y mejorando su interacción con la biomasa.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Alvarado-Lassman, A., Méndez-Contreras, J. M., Martínez-Sibaja, A., Rosas-Mendoza, E. S. y Vallejo-Cantú, N. A. 2017. Biogas production from the mechanically pretreated, liquid fraction of sorted organic municipal solid wastes. *Environmental Technology*. **38**(11):1342-1350. doi: <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1227877>.

Ambaye, T. G., Rene, E. R., Nizami, A.-S., Dupont, C., Vaccari, M., y Van Huldbusch, E. 2021. Beneficial role of biochar addition on the anaerobic digestion of food waste: A systematic and critical review of the operational parameters and mechanisms. *Journal of Environmental Management*. **290**(1):1-14. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112537>.

Ambaye, T., Rene, E., Dupont, C., Wongrod, S., y Van Hullebusch, E. 2020. Anaerobic Digestion of Fruit Waste Mixed With Sewage Sludge Digestate Biochar: Influence on Biomethane Production. *Frontiers in Energy*. **8**(1):1-14. doi: 10.3389/fenrg.2020.00031

APHA. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23th ed. American Public Health Association. Washington DC.

Aramrueang, N., Zhang, R., y Liu, X. 2022. Application of biochar and alkalis for recovery of sour anaerobic digesters. *Journal of Environmental Management*. **307**(1):1-10. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114538>.

Aworanti, O.A., Agbede, O.O., Agarry, S.E., Ajani, A.O., Ogunkunle, O., Laseinde, O.T., Rahman, S.M.A. y Fattah, I.M.R. 2023. Decoding Anaerobic Digestion: A Holistic Analysis of Biomass Waste Technology, Process Kinetics, and Operational Variables. *Energies*. **16**(1):1-36. doi: <https://doi.org/10.3390/en16083378>.

Babu, K. B., Nataraj, M., Tayappa, M., Vyas, Y., y Mishra, R. 2024. Production of biochar from waste biomass using slow pyrolysis: Studies of the effect of pyrolysis temperature and holding time on biochar yield and properties. *Materials Science for Energy Technologies*, **7**(1), 318-334. doi:<https://doi.org/10.1016/j.mset.2024.05.002>

Banerjee, S., Prasad, N., y Selvaraju, S. 2022. Reactor Design for Biogas Production-A Short Review. *Journal of Energy and Power Technology*, **4**(1):1-14. doi:10.21926/jept.2201004.

Battista, F., Remelli, G., Zanzoni, S. y Bolzonella, D. 2020. Valorization of Residual Orange Peels: Limonene Recovery, Volatile Fatty Acids, and Biogas Production. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. **8**(17): 6834 – 6843. doi:10.1021/acssuschemeng.0c01735.

Bastiani, C., Kennedy, D. y Reynolds, A. 2023. CFD simulation of anaerobic granular sludge reactors: A review. *Water Research*. **242**(1):1-14. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120220>.

Bouaita, R., Derbal, K., Panico, A., Iasimone, F., Pontoni, L., Fabbricino, M. y Pirozzi, F. 2022. Methane production from anaerobic co-digestion of orange peel waste and organic fraction of municipal solid waste in batch and semi-continuous reactors. *Biomass and Bioenergy*. **160**(1): 1-7. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106421>.

CCA. 2017. Caracterización y gestión de los residuos orgánicos en América del Norte, informe sintético. Comisión para la Cooperación Ambiental. Montreal, Canadá.

Chiappero, M., Norouzi, O., Hu, M., Demichelis, F., Berruti, F., Di Maria, F., Mašek, O., y Fiore, S. 2020. Review of biochar role as additive in anaerobic digestion

processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. **131**(1):1-26. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110037>.

Danso-Boateng, E., y Achaw, O.-W. 2022. Bioenergy and biofuel production from biomass using thermochemical conversions technologies—a review. *AIMS Energy*, **10**(4):585-647. doi:10.3934/energy.2022030.

Devens, K.U., Pereira-Neto, S., Oliviera, D., Gonçalves, M.S. 2018. Characterization of Biochar from Green Coconut Shell and Orange Peel Wastes. *Revista Virtual de Química*. **10**(2):288-294. doi: 10.21577/1984-6835.20180022.

de Lima, L. F., Monteiro, V. C., Barquilha, C. R., y Braga, M. B. 2022. Production of biochars derived from sewage sludge and orange peels. *Revista Eletrônica Em Gestão, Educação E Tecnologia Ambiental*, **24**(1):1 - 15. doi:<https://doi.org/10.5902/2236117062692>.

Farobie, O., Amrullah, A., Bayu, A., Syaftika, N., Anis, L., y Hartulistiyoso, E. 2022. In-depth study of bio-oil and biochar production from macroalgae *Sargassum* sp. via slow pyrolysis. *RSC Advances*, **12**(1):9567-9578. doi:10.1039/D2RA00702A.

Garcia-Nunez, J., Pelaez-Samaniego, M., Garcia-Perez, M., Fonts, I., Abrego, J., M. Westerhof, R., y Garcia-Perez, M. 2017. Historical Developments of Pyrolysis Reactors: A Review. *Energy and Fuels*. **31**(6):5751-5775. doi: 10.1021/acs.energyfuels.7b00641.

Hernández-Palagot, L.I. 2023. Obtención de un inóculo anaerobio especializado en el consumo de sustratos complejos y producción de biogás. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Hoang, A. T., Goldfarb, J. L., Foley, A. M., Lichtfouse, E., Kumar, M., Xiao, L., Ahmed, S. F., Said, Z., Luque, R., Ga Bui, V. y Nguyen, X. P. 2022. Production of

biochar from crop residues and its application for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. **363**(1):1-13. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127970>.

Jiang, Q., Chen, Y., Yu, S., Zhu, R., Zhong, C., Zou, H., Li, G., y He, Q. 2020. Effects of citrus peel biochar on anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge and its direct interspecies electron transfer pathway study. *Chemical Engineering Journal*. **398**(1):1-12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125643>.

Joshi, N. C., Sinha, S., Bhatnagar, P., Nath, Y., Negi, B., Kumar, V., y Gururani, P. 2024. A concise review on waste biomass valorization through thermochemical conversion. *Current Research in Microbial Sciences*, **6**(1):1-15. doi:<https://doi.org/10.1016/j.crmicr.2024.100237>.

Kachroo, H., Verma, V. K., Doddapaneni, T. K., Kaushal, P., y Jain, R. 2024. Organic/metallic component analysis of lignocellulosic biomass: A thermochemical-perspective-based study on rice and bamboo waste. *Bioresource Technology*, **403**(1):1-14. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130835>.

Kalengyo, R., Ibrahim, M., Fuji, M., y Nasr, M. 2023. Utilizing orange peel waste biomass in textile wastewater treatment and its recyclability for dual biogas and biochar production: a techno economic sustainable approach. *Biomass Conversion and Biorefinery*. **14**(1): 19875–19888. doi:<https://doi.org/10.1007/s13399-023-04111-1>.

Ko, H., Lee, M., Sen, R., Choi, J., y Oh, S. 2025. Pyrolysis Characteristics of Empty Fruit Bunches at Different Temperatures and Heating Rates. *Energies*, **18**(6). doi:<https://doi.org/10.3390/en18061404>

Kumar, M., Dutta, S., You, S., Luo, G., Zhang, S., Loke Show, P., Sawarkar, A., Singh, L., y Tsang, D. C. 2021. A critical review on biochar for enhancing biogas

production from anaerobic digestion of food waste and sludge. *Journal of Cleaner Production*, **305**(1):1-23. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127143>.

Kumar, A. y Samadder, S.R. 2020. Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review. *Energy*, **197**(1):1-13. doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117253>.

Lanjekar, P. R., Panwar, N. L., Agrawal, C., Gupta, T., Meena, K. K., Meena, G. L., y Meena, S. S. 2024. A review on environmental assessment of thermochemical conversion technologies for energy generation from crop residue. *Earth Energy Science*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ees.2024.07.001> (Article in press)

Le Roux, É., Barnabé, S., Godbout, S., Zamboni, I., y Palacios, J. 2022. Production and characterization of two fractions of pyrolysis liquid from agricultural and wood residues. *Biomass Conversion and Biorefinery*, **12**(1):3333–3343. doi:<https://doi.org/10.1007/s13399-020-01015-2>

Lenzuni, M., Demichelis, F., Basbus, J.F., Barbucci, A., Savorani, F., Tommasi, T. y Casazza A.A. 2025. Microalgae-based bioremediation of olive mill wastewater: Technical and environmental evaluations using orange peel and Orange peel-derived biochar. *Sustainable Materials and Technologies*. **43**(1):1-15. doi: <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2025.e01338>.

López-Puga, A. 2023. Conversión de residuos cítricos mediante procesos termoquímicos para la producción de biocombustibles. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba, Orizaba.

Mainardis, M., Buttazzoni, M., y Goi, D. 2020. Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances. *Bioengineering*, **7**(2):1-29. doi:<https://doi.org/10.3390/bioengineering7020043>

Manga, M., Aragón-Briceño, C., Boutikos, P., Semiyaga, S., Olabinjo, O., y Muoghalu, C. 2023. Biochar and Its Potential Application for the Improvement of the Anaerobic Digestion Process: A Critical Review. *Energies*. **16**(10):1-23. doi: <https://doi.org/10.3390/en16104051>.

Michael-Igolima, U., Abbey, S., Ifelebuegu, A., y Eyo, E. 2023. Modified Orange Peel Waste as a Sustainable Material for Adsorption of Contaminants. *Materials*, **16**(3):1 - 21. doi:<https://doi.org/10.3390/ma16031092>.

Nunes, L., Rodrigues, A., Matias, J., Ferraz , A., y Rodrigues, A. 2021. Production of Biochar from Vine Pruning: Waste Recovery in the Wine Industry. *Agriculture*, **11**(6):1-15. doi:<https://doi.org/10.3390/agriculture11060489>.

Ortiz-Cardona, M. (2023). Adición de biochar a la digestión anaerobia para una adecuada valorización de biomasa residual. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia, Medellín.

Premchand, P., Demichelis, F., Galletti, C., Chiaramonti, D., Bensaid, S., Antunes, E., y Fino , D. 2024. Enhancing biochar production: A technical analysis of the combined influence of chemical activation (KOH and NaOH) and pyrolysis atmospheres (N₂/CO₂) on yields and properties of rice husk-derived biochar. *Journal of Environmental Management*, **370**(1):1-12. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123034>.

Ripley, L., Boyle, W. y Converse, J. 1986. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*. 58(5):406-411.

Rosas-Mendoza, E. S., Méndez-Contreras, J. M., Martínez-Sibaja, A., Vallejo-Cantú, N. A. y Alvarado-Lassman, A. 2018. Anaerobic digestion of citrus industry

effluents using an Anaerobic Hybrid Reactor. *Clean Technologies and Environmental Policy*. **20**(7):1387-1397. doi: <https://doi.org/10.1007/s10098-018-1491-9>.

Sabio, E., Álvarez-Murillo, A., Roman, S., y Ledesma, B. 2016. Conversion of tomato-peel waste into solid fuel by hydrothermal carbonization: Influence of the processing variables. *Waste Management*, **47**(1):122-132. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.016>.

SAGARPA. 2017. Potencial productivo y de mercado de los cítricos mexicanos: Parte uno. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/257073/Potencial-Citricos-parte_uno.pdf
(Consultada septiembre, 2024).

Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. 2021. Programa de Gestión Integral de Residuos para la Ciudad de México 2021-2025. Gobierno de la Ciudad de México.
<https://www.sedema.cdmx.gob.mx/programas/programa/residuos-solidos>
(Consultada septiembre, 2024).

SEMARNAT. 2019. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México, edición 2018. www.semarnat.com.gob.mx
<https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/index.html>
(Consultada septiembre, 2024).

SENASICA. 2022. Análisis de impacto económico ante un posible establecimiento y dispersión del Cancro de los cítricos en México en áreas comerciales. *Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria*.
<https://www.gob.mx/senasica> (Consultada septiembre, 2024).

Senit, J. J., Velasco, D., Manrique, A. G., Sanchez-Barba, M., Toledo, J. M., Santos, V. E., Garcia-Ochoa, F., Yustos, P. y Ladero, M. 2019. Orange peel waste upstream integrated processing to terpenes, phenolics, T pectin and monosaccharides: Optimization approaches. *Industrial Crops and Products*. **134**(1):370–381. doi: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.03.060>.

SIAP. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera de México. 2024. Escenario mensual de productos agroalimentarios, Dirección de Análisis Estratégico. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/938469/Naranja_Julio.pdf (Consultada febrero, 2025)

Sieradzka, M., Kirczuk, C., Kalembe-Rec, I., Mlonka-Mędrala, A., y Magdziarz, A. 2022. Pyrolysis of Biomass Wastes into Carbon Materials. *Energies*, **15**(5):1-12. doi: <https://doi.org/10.3390/en15051941>.

Sugiarto, Y., S. Sunyoto, N., Zhu, M., Jones, I., y Zhang, D. 2021. Effect of biochar addition on microbial community and methane production during anaerobic digestion of food wastes: The role of minerals in biochar. *Bioresource Technology*. **323**(1):1-10. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124585>.

Tiwarý, A., Williams, I., Pant, D., y Kishore, V. 2015. Assessment and mitigation of the environmental burdens to air from land applied food-based digestate. *Environmental Pollution*. **203**(1):262-270. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.001>.

Tshikovhi, A. y Motaung, T.E. 2023. Technologies and Innovations for Biomass Energy Production. *Sustainability*. **15**(1):1-15. doi: <https://doi.org/10.3390/su151612121>.

Uddin, M., y Wright, M. 2023. Anaerobic digestion fundamentals, challenges, and technological advances. *Physical Sciences Reviews*. **8**(9):2819-2837. doi: <https://doi.org/10.1515/psr-2021-0068>.

USDA. 2024. United States Department of Agriculture. Foreign Agricultural Service Report MX2024-0063 Global Agricultural Information Network https://apps.fas.usda.gov/newgainapi/api/Report/DownloadReportByFileName?fileName=Citrus%20Annual_Monterrey%20ATO_Mexico_MX2024-0063.pdf (Consultada febrero, 2025).

Vamvuka, D., Esser, K., & Marinakis, D. 2023. Characterization of Pyrolysis Products of Forest Residues and Refuse-Derived Fuel and Evaluation of Their Suitability as Bioenergy Sources. *Applied Sciences*, **13**(3):1-15. doi:<https://doi.org/10.3390/app13031482>.

Wang, Z., Hu, Y., Wang, S., Wu, G., y Zhan, X. 2023. A critical review on dry anaerobic digestion of organic waste: Characteristics, operational conditions, and improvement strategies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. **176**(1):1-17. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113208>.

Wang, Y., y Wu, J. J. 2023. Thermochemical conversion of biomass: Potential future prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. **187**(1):1-15. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113754>.

Wang, J., Zhao, Z., y Zhang, Y. 2021. Enhancing anaerobic digestion of kitchen wastes with biochar: Link between different properties and critical mechanisms of promoting interspecies electron transfer. *Renewable Energy*. **167**(1):791-799. doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.11.153>.

Weber, K., y Quicker, P. 2018. Properties of biochar. *Fuel*. **217**(1):240-261. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>.

Wei, W., Guo, W., Ngo, H., Mannina, G., Wang, D., Chen, X., Liu, Y., Peng, L., y Ni, B.-J. 2020. Enhanced high-quality biomethane production from anaerobic digestion of primary sludge by corn stover biochar. *Bioresource Technology*. **306**(1):1-10. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123159>.

Wei, D., Zhang, X., Chen, Z., He, Y., Dai, J. y Zhang, S. 2022. Comparison of three anaerobic digestion reactors for low-carbon wastewater treatment. *Water Environment Research*. **94**(4):1-10. doi: <https://doi.org/10.1002/wer.10702>.

Yaradoddi, J., Banapurmath, N., Ganachari, S., Soudagar, M. E., Sajjan, A., Kamat, S., Ali, M. A. 2022. Bio-based material from fruit waste of orange peel for industrial applications. *Journal of Materials Research and Technology*, **17**(1):3186-3197. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2021.09.016>

Yi, J., Li, X., He, J., y Duan, X. 2019. Drying efficiency and product quality of biomass drying: a review. *Drying Technology*, **38**(15):2039-2054. doi:<https://doi.org/10.1080/07373937.2019.1628772>

Zhang, L., Li, F., Kuroki, A., Loh, K.-C., Wang, C.-H., Dai, Y., y Tong, Y. 2020. Methane yield enhancement of mesophilic and thermophilic anaerobic codigestion of algal biomass and food waste using algal biochar: Semicontinuous operation and microbial community analysis. *Bioresource Technology*. **302**(1):1-9. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122892>.

Zou, X., Debiagi, P., Amjed, M. A., Zhai, M., y Faravelli, T. 2024. Impact of high-temperature biomass pyrolysis on biochar formation and composition. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. **179**(1):1-13. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jaap.2024.106463>.