



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS

Facultad de Ciencias Agronómicas

Campus V



**PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE LA CODIGESTIÓN
ANAEROBIA DE LACTOSUERO Y ESTIÉRCOL BOVINO**

TESIS

Que para obtener el grado de

DOCTOR EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y SUSTENTABILIDAD

Presenta

MARCO ARTURO VELASCO MORALES PS1852

Director de tesis

Dr. José Apolonio Venegas Venegas

Co-Director de tesis

Dr. Fidel Alejandro Aguilar Aguilar

Villaflores, Chiapas; Julio del 2024



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS, CAMPUS V



Villaflores, Chiapas
04 de junio de 2024
Oficio N° D/01486/24

C. MARCO ARTURO VELASCO MORALES
DOCTORANTE EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y SUSTENTABILIDAD
DE LA FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS CAMPUS V
P R E S E N T E.

En atención a que usted ha presentado los votos aprobatorios del Honorable Jurado, designado para su evaluación de posgrado, de la tesis titulada: "**Producción de biogás a partir de la codigestión anaerobia de lactosuero y estiércol bovino**", por este conducto le comunico que se le autoriza la impresión del documento, de acuerdo a los lineamientos vigentes de la Universidad.

Sin otro particular, le envío un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR LA CONCIENCIA DE LA NECESIDAD DE SERVIR"

FACULTAD DE
CIENCIAS AGRONÓMICAS
M. C. CARLOS ALBERTO MELÁZQUEZ SANABRIA
DIRECTOR
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS
DIRECCION

C. c. p. Archivo

CAVS*marh

Carretera Ocozacoastla - Villaflores Km. 84.5 - Apartado Postal 78 - C.P. 30470 Villaflores, Chiapas, México.
Tel-Fax 01 965 65 2 14 77 y 5 32 72 www.uach.mx, cavs@uach.mx





Código: FO-113-05-05

Revisión: 0

CARTA DE AUTORIZACIÓN PARA LA PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DE LA TESIS DE TÍTULO Y/O GRADO.

El (la) suscrito (a) Marco Arturo Velasco Morales,
Autor (a) de la tesis bajo el título de "Producción de biogás a partir de la codigestión anaerobia de lactosuero y estiércol bovino"
presentada y aprobada en el año 2024 como requisito para obtener el título o grado de Doctor en Ciencias Agropecuarias y Sustentabilidad, autorizo licencia a la Dirección del Sistema de Bibliotecas Universidad Autónoma de Chiapas (SIBI-UNACH), para que realice la difusión de la creación intelectual mencionada, con fines académicos para su consulta, reproducción parcial y/o total, citando la fuente, que contribuya a la divulgación del conocimiento humanístico, científico, tecnológico y de innovación que se produce en la Universidad, mediante la visibilidad de su contenido de la siguiente manera:

- Consulta del trabajo de título o de grado a través de la Biblioteca Digital de Tesis (BIDITE) del Sistema de Bibliotecas de la Universidad Autónoma de Chiapas (SIBI-UNACH) que incluye tesis de pregrado de todos los programas educativos de la Universidad, así como de los posgrados no registrados ni reconocidos en el Programa Nacional de Posgrados de Calidad del CONACYT.
- En el caso de tratarse de tesis de maestría y/o doctorado de programas educativos que sí se encuentren registrados y reconocidos en el Programa Nacional de Posgrados de Calidad (PNPC) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), podrán consultarse en el Repositorio Institucional de la Universidad Autónoma de Chiapas (RIUNACH).

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas; a los 22 días del mes de Agosto del año 2024.

Marco Arturo Velasco Morales

Nombre y firma del Tesista o Tesistas

DEDICATORIA

Al grandioso Universo por prestarme su energía y continuar en este hermoso milagro de estar vivo y respirando

Con todo mi respeto, amor y cariño a mis padres y mi familia

A todas las personas que prestaron atención, esfuerzo y dedicación y así poder culminar este trabajo que será de gran beneficio de todos

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por la beca otorgada y así poder culminar este programa doctoral.

A la Universidad Autónoma de Chiapas (UNACH) por todo el apoyo recibido, al igual a la Facultad de Ciencias Agronómicas Campus V y al programa de Doctorado en Ciencias Agropecuarias y Sustentabilidad (DOCAS) por darme la oportunidad de pertenecer a tan prestigiosa institución académica.

Al comité tutoral por toda la atención y dedicación recibida para poder culminar con éxito este trabajo de investigación

A los docentes presentes en el programa por su importante participación en las sesiones recibidas.

A la Univesidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH) por el apoyo recibido y colaboración para la obtención de datos de relevancia, además por facilitar el equipo necesario requerido para terminar la presente investigación

Al Dr. José Apolonio Venegas Venegas por dirigir esta investigación, por la confianza brindada, paciencia y su compromiso en este trabajo.

Al Dr. Fidel Alejandro Aguilar Aguilar por la guía tan importante brindada y sus relevantes aportaciones a esta investigación.

A mis asesores Dra. Mariela Beatriz Reyes Sosa y al Dr. René Pinto Ruiz, por su destacada asesoría en todo el proceso de esta investigación.

Y a todas las personas que hicieron posible terminar este programa con éxito.

Espiral, sigue adelante

CONTENIDO

INDICE DE TABLAS	viii
INDICE DE FIGURAS	ix
RESUMEN.....	x
ABSTRACT	x
I INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Problema de investigación	3
1.1 Objetivos	5
1.1.1 General del estudio	5
1.1.2 Específicos del estudio	5
1.2 Hipótesis	5
II MARCO TEÓRICO	6
2.1 Digestión anaerobia	6
2.1.1 Hidrólisis	8
2.1.2 Acidogénesis.....	9
2.1.3 Acetogénesis	10
2.1.4 Metanogénesis.....	11
2.2 Biogás	11
2.3 Codigestión anaerobia	13
2.4 Parámetros de control de elevada influencia en la DA.....	14
2.4.1 pH y alcalinidad.....	15
2.4.2 Ácidos grasos volátiles (AGV).....	17
2.4.3 Temperatura	18
2.4.4 Tiempo de retención hidráulico (TRH) y carga orgánica (OLR).....	19
2.5 Inhibidores del proceso de la DA	20
2.5.1 Amoníaco.....	21
2.5.2 Relación C/N	22
2.6 Aprovechamiento de los residuos orgánicos de la agroindustria y ganadería.....	23
2.7 Digestión anaerobia de residuos bovinos para reducir el impacto ambiental	24
2.8 Digestión anaerobia de lactosuero para reducir el impacto ambiental	25
2.9 Reactores anaerobios para el tratamiento de residuos orgánicos.....	26
2.9.1 Reactor de lecho fluidizado (FBR)	28

2.9.2 Reactor de tanque agitado continuo (CSTR)	29
2.9.3 Reactor de flujo ascendente (UASB)	30
2.9.4 Reactor anaerobio tipo laguna	32
2.10 Rentabilidad de biodigestores	33
III MATERIALES Y MÉTODOS	35
3.1 Localización del área de estudio	35
3.2 Metodología	36
3.2.1 Evaluación del potencial metanogénico (BMP)	36
3.2.2 Análisis físicoquímicos de los sustratos a evaluar	37
3.2.3 Diseño y construcción de un reactor de flujo ascendente (UASB)	38
3.2.4 Análisis de los productos generados en la codigestión	40
3.2.5 Análisis estadístico	42
3.2.6 Diseño experimental	42
IV RESULTADOS	43
4.1 Caracterización física y química	43
4.2 Cinéticas de la producción de biogás de los ensayos discontinuos (batch)	45
4.3 Volumen de biogás	49
4.4 Caracterización física y química de la mezcla de sustratos	51
4.5 Producción de biogás del lactosuelo en el reactor de flujo ascendente (UASB). 1a fase de arranque	53
4.6 Valores del monitoreo del parámetro de elevada influencia pH	55
4.7 Producción de biogás del lactosuero en el reactor de flujo ascendente (UASB) 2ª fase acoplamiento	58
4.8 Biodegradabilidad del sustrato lactosuero en monodigestión	59
4.9 Análisis de la fracción CH ₄ , CO ₂ y otros gases que componen el biogás	61
V DISCUSIÓN	63
VI CONCLUSIÓN	66
VII PERSPECTIVAS FUTURAS	67
VIII LITERATURA CITADA	69

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Composición del biogás.....	12
Tabla 2. Caracterización fisicoquímica de los sustratos EB, LS e inóculo	44
Tabla 3. Producción total del volumen acumulado de los tratamientos.....	50
Tabla 4. Valores iniciales y finales de pH y sólidos volátiles (SV) de los ensayos en codigestión (CoDA) y monodigestión (MoDa).....	52
Tabla 5. Biodegradabilidad del sustrato lactosuero en monodigestión anaerobia en un reactor UASB.....	60

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Principales etapas del proceso de digestión anaerobia.....	8
Figura 2. Reactor de lecho fluidizado (FBR)	28
Figura 3. Reactor de tanque agitado continuo (CSTR).....	29
Figura 4. Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB).....	30
Figura 5. Reactor anaerobio tipo laguna	32
Figura 6. Localización del área de muestreo.....	35
Figura 7. Ensayos batch de los tratamientos a evaluar.....	36
Figura 8. Ensayos batch de los tratamientos a evaluar.....	38
Figura 9. Diagrama del sistema para la cuantificación de biogás en un reactor anaerobio UASB.....	39
Figura 10. Detalles del sistema para el análisis de la calidad del biogás	41
Figura 11. Perfil de la producción de biogás en el sistema batch ensayos en codigestión y monodigestión de los residuos LS y EB.	47
Figura 12. Producción de biogás de la fase de arranque a fase estacionaria.....	54
Figura 13. Producción de biogás acumulado en fase de arranque a fase estacionaria	55
Figura 14. Monitoreo del valor pH en la fase de arranque y fase estacionaria	56
Figura 15. Monitoreo de la temperatura en fase de arranque y fase estacionaria.....	58
Figura 16. Monitoreo de la producción de biogás en la 2ª. fase estacionaria	58
Figura 17. Producción de biogás acumulado en la 2ª.fase estacionaria	59
Figura 18. Análisis de la calidad del biogás en monodigestión de LS	61
Figura 19. Análisis de la calidad del biogás en monodigestión de LS en comparativa con CoDA	62

RESUMEN

En México, específicamente en el estado de Chiapas, región V Frailesca, la producción de leche y subproductos contempla un papel importante en la fabricación de quesos artesanales. Sin embargo, las grandes cantidades de residuos orgánicos como son el estiércol bovino (EB) y lactosuero (LS), contribuyen al deterioro del ambiente debido a la gestión no adecuada. Para abordar este problema, la biotecnología de la digestión anaerobia (DA) ofrece una solución viable y sostenible para el tratamiento y aprovechamiento de estos residuos, sumando el beneficio de la producción de biogás. Esta investigación se centra en evaluar el potencial para la producción de biogás del EB y LS en CoDA. El estudio evaluó el rendimiento y la composición del biogás utilizando un reactor de flujo ascendente, también conocido como Upflow Anaerobic Sludge Blanket, por sus siglas en inglés. Se obtuvo que la CoDA 30EB:70LS presentó el mayor rendimiento de CH₄, superando a otros ensayos realizados tanto en codigestión (CoDA) como en monodigestión (MoDA). Además, el reactor UASB determinó que la mezcla 90EB:10LS produjo 25.73 L de biogás g⁻¹ SV día, con una composición de 62.25 % de CH₄. Los resultados demostraron la viabilidad en el tratamiento de estos residuos por medio de la CoDA controlada en un reactor UASB, destacando la oportunidad de generar biogás minimizando los daños al ambiente.

ABSTRACT

In Mexico, specifically in the state of Chiapas, region V Frailesca, the production of milk and by-products plays an important role in the manufacture of artisanal cheeses. However, the large quantities of organic wastes such as bovine manure (BM) and cheese whey (CW) contribute to environmental deterioration due to inadequate management. To address this problem, anaerobic digestion (AD) biotechnology offers a viable and sustainable solution for the treatment and utilization of these wastes, adding the benefit of biogas production. This research focuses on evaluating the potential for biogas production from BM and CW in anaerobic codigestion (CoAD) The study evaluated the biogas yield and composition using an upflow anaerobic sludge Blanket (UASB). It was found that the CoAD 30BM:70CW had the

highest CH₄ yield, outperforming other tests performed in both CoDA and monodigestion (MoDA). In addition, the UASB determined that the 90BM:10CW mixture produced 25.73 L of biogas g⁻¹ VS per day, with a composition of 62.25 % of CH₄. The results demonstrated the feasibility in the treatment of these wastes by means of controlled CoDA in a UASB, highlighting the opportunity to generate biogas while minimizing damage to the environment.

I INTRODUCCIÓN

Existen diversos residuos orgánicos y dentro de ellos se encuentra el estiércol bovino, considerado un problema asociado a la salud pública en muchos países, donde los problemas ambientales y de inocuidad son los más relacionados a este residuo, debido principalmente al manejo tradicional que se le da, el cual resulta ineficiente para su aprovechamiento. Una de las principales razones es que un gran número de unidades de producción no le da un manejo adecuado a las excretas, predomina el almacenamiento al aire libre, la incorporación directa al suelo, el lavado de las áreas de manejo y su vertido a drenajes o cuerpos de agua. Este mal manejo del residuo promueve las concentraciones de Gases de Efecto Invernadero (GEI), incrementa los niveles de contaminación, afecta los ecosistemas acuáticos y terrestres, lo que genera problemas sociales, económicos y ambientales. La región Frailesca (VI), Chiapas, se destaca por sus actividades pecuarias y el procesamiento de lácteos para la producción de quesos de forma artesanal, estas dos actividades generan residuos orgánicos en su cadena de producción con un alto potencial para ser tratados de forma anaerobia.

Las procesadoras de lácteos como son las queserías generan como principal residuo el suero de leche o lactosuero, dicho residuo es el resultado de la precipitación y separación de la caseína de la leche, Chanfrau et al. (2017) mencionan que el lactosuero representa entre el 85-95 % del volumen de la leche y retiene el 55 % de los nutrientes contenidos en ella, por lo que constituye el principal subproducto residual con un alto potencial contaminante.

Bajo este contexto, la importancia de ofrecer un tratamiento adecuado y viable para estos residuos es prioridad, por lo tanto, la biotecnología de la digestión anaerobia (DA) es una propuesta viable para dar solución a esta problemática, minimizando la contaminación al ambiente y al mismo tiempo se genera una fuente de energía renovable conocida como biogás, aunado al aprovechamiento de los residuos orgánicos generados en la producción de alimentos.

La digestión Anaerobia es un tratamiento biológico que se desarrolla sin la participación del oxígeno (O_2), donde la materia orgánica es degradada por diferentes comunidades microbianas para producir biogás (Mata-Alvarez et al., 2014; García-Lozano et al., 2019).

La degradación de los sustratos constituidos de materia orgánica, se lleva a cabo mediante un proceso bioquímico en un ambiente anóxico, los sustratos que se emplean pueden degradarse de forma aislada o acondicionar varios sustratos mediante un tratamiento de estabilización antes de ser transformados, a esta mezcla se le conoce como co-digestión anaerobia (Lorente Sistiaga, 2021).

La biotecnología de la DA nos permite dar tratamiento a los residuos orgánicos con una nueva visión, sumando a esto la reducción de los gases de efecto invernadero. Además, el gas producido (CH_4) mediante este tratamiento puede ser aprovechado para la cogeneración de energía eléctrica (Ngo et al., 2021).

En este trabajo se llevó a cabo el proceso de la DA para tratar estiércol bovino (EB) y lactosuero (LS), dos de los principales residuos orgánicos que se encuentran en abundancia en la región Frailesca, Chiapas, se propone utilizar la DA como solución viable al problema del manejo tradicional, y el aprovechar los nutrientes y características del EB en conjunto con el LS para el beneficio de las unidades de producción.

1.1 Problema de investigación

La producción de leche en México desempeña un papel crucial en la economía del país. Según el Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2024), en 2022 se registraron 13,104.85 millones de litros de leche producidos, de los cuales aproximadamente el 23 % se destinó a la fabricación de quesos, según Mazorra-Manzano & Moreno-Hernández (2019), en este sector, la industria quesera reportó una producción de 263,920 toneladas en 2017, alcanzando un valor de mercado de 120,981 millones de pesos (SIAP, 2017). Sin embargo, uno de los principales desafíos de esta industria es el manejo eficiente de los subproductos, especialmente el lactosuero. Cada kilogramo de queso fabricado produce entre 8 y 9 litros de lactosuero, resultando en más de 2.4 millones de toneladas anuales, de las cuales se estima que solo la mitad se aprovecha adecuadamente (Mazorra-Manzano & Moreno-Hernández, 2019).

En la región de La Frailesca, Chiapas, donde la producción de quesos es significativa, se estima que se generan 106,000 litros de lactosuero diarios. La mayoría de este subproducto se desecha, a menudo vertiéndose en cuerpos de agua locales o en el sistema de alcantarillado, lo que representa un serio riesgo de contaminación (Esnoval et al., 2017). Además, la gestión inadecuada del estiércol en la producción pecuaria no solo contribuye a la contaminación del suelo y los sistemas de agua, sino que también emite GEI como CO₂ y CH₄.

Dada esta situación, es imperativo implementar estrategias que mitiguen estos impactos ambientales. Los residuos orgánicos de la agroindustria, como el estiércol y el lactosuero, son recursos valiosos que podrían transformarse en energía limpia, contribuyendo así a la reducción de las emisiones de GEI derivadas de estas actividades.

La DA ofrece una solución prometedora para el tratamiento de estos residuos a gran escala, destacando su potencial para mejorar tanto la sostenibilidad ambiental como la eficiencia económica en la región.

Por esta razón la DA nos brinda la posibilidad de integrar los residuos orgánicos de la agricultura, ganadería, industria y de los municipios, en una fuente que representa tres cuartas partes de las materias primas con un alto potencial para la producción de bioenergía (García-Lozano et al., 2019; Kulkarni et al., 2021).

Este estudio tiene como objetivo evaluar la codigestión anaerobia de lactosuero y estiércol bovino utilizando un reactor UASB (por su siglas en inglés, Upflow Anaerobic Sludge Blanket) a escala de laboratorio. Esta investigación propone una alternativa sostenible para el tratamiento y aprovechamiento de estos subproductos generados en las unidades de producción de La Frailesca, Chiapas. Al integrar estos residuos en un proceso de codigestión, se busca no solo mitigar los impactos ambientales asociados a su disposición inadecuada, sino también explorar el potencial de generación de biogás como fuente de energía renovable.

1.1 Objetivos

1.1.1 General del estudio

Evaluar el proceso de la codigestión anaerobia mediante un reactor UASB a escala laboratorio como alternativa para el tratamiento y aprovechamiento de lactosuero y estiércol bovino generados en las unidades de producción en la Frailesca, Chiapas.

1.1.2 Específicos del estudio

- a) Evaluar el potencial bioquímico de metano en la codigestión anaerobia de lactosuero y estiércol bovino en un proceso discontinuo.
- b) Establecer un reactor de flujo ascendente (UASB) a escala laboratorio, en un proceso semicontinuo para la producción de biogás.

1.2 Hipótesis

La codigestión anaerobia es una alternativa viable en el tratamiento y aprovechamiento de residuos orgánicos como el lactosuero y estiércol bovino que se generan en la región frailesca, Chiapas.

II MARCO TEÓRICO

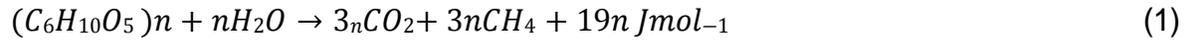
2.1 Digestión anaerobia

La DA como alternativa de manejo de residuos agrícolas y agroindustriales ha sido identificada como la opción más sustentable para el ambiente, brinda importantes beneficios como la no contaminación en vertederos, reducción de malos olores y agentes patógenos, la producción de bioenergía y de un biofertilizante que mejora la calidad de los suelos, generando beneficios ambientales y económicos (Monson et al., 2007; Antonelli et al., 2016; Martínez-García et al., 2020).

Además, el proceso anaerobio reduce el contenido de materia orgánica presente en los residuos, por lo cual, el efluente del proceso tiene características que lo hacen más fácil de ser utilizado como fertilizante (Tambone et al., 2010). Generalmente, cuatro grupos tróficos son considerados relevantes para llevar a cabo los procesos de DA, estos son; hidrolíticos, acidógenos, acetogénicos y metanogénicos (Kwietniewska & Tys, 2014). Otros autores describen tres etapas en el proceso biológico de generación de metano (figura 1): hidrólisis, acidogénesis (también llamada fermentación) y metanogénesis, en las que actúan diferentes microorganismos (Najafpour, 2015; Sarker et al., 2019; Mamani et al., 2021).

Los carbohidratos, lípidos y proteínas se descomponen por acción de las bacterias hidrolíticas en azúcares, ácidos grasos de cadena larga y aminoácidos respectivamente. Posteriormente estos compuestos se convierten en ácidos grasos volátiles, alcoholes, CO_2 y H_2 en la fase acidogénica. Estas moléculas posteriormente son convertidas por bacterias acetogénicas en ácido acético principalmente, H_2 y CO_2 . Finalmente, todos estos productos intermediarios se transforman en CH_4 , CO_2 y H_2O principalmente en la última etapa, donde las bacterias metanogénicas están involucradas (Náthia-Neves et al., 2018).

Mamani et al. (2021) parten de la celulosa como principal componente de la biomasa, indicando que el desarrollo de la producción de biogás se ejemplifica mediante la siguiente ecuación:



La energía de la biomasa y los residuos orgánicos se consideran una de las fuentes de energía renovable más dominantes en el futuro, debido a que se puede garantizar la generación continua de energía (Appels et al., 2011).

La fracción del biogás que corresponde al CH₄ tiene propiedades para su aprovechamiento en la combustión directa o en la cogeneración de energía eléctrica mediante el uso de motogeneradores, por lo que disminuyen las emisiones de GEI por la sustitución de electricidad de fuentes de origen fósil (Venegas Venegas et al., 2017; Velásquez-Piñas et al., 2023).

Kulkarni et al. (2021) mencionan que la DA nos brinda la posibilidad de integrar los residuos agroindustriales en los sistemas de alimentos, agrícolas y energéticos, considerando que estos residuos generan tres cuartas partes de las materias primas con un alto potencial para la producción de bioenergía.

La fracción del biogás que corresponde al CH₄ tiene propiedades para su aprovechamiento en la combustión directa o en la cogeneración de energía eléctrica mediante el uso de motogeneradores (Venegas Venegas et al., 2017). Hacer uso de este gas reduce la contaminación asociada a las actividades pecuarias, ya que, se considera que el CH₄ es 86 veces más potente como gas de efecto invernadero en comparación al CO₂ considerando un periodo de 20 años (Dean, 2020).

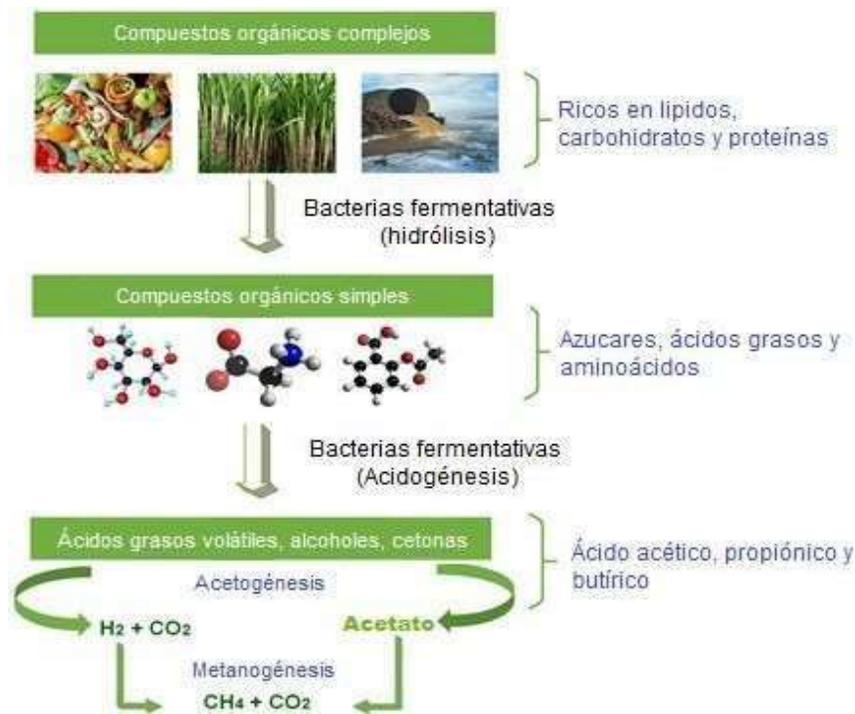


Figura 1. Principales etapas del proceso de digestión anaerobia

Fuente: Adaptado de Neves et al. (2018).

2.1.1 Hidrólisis

Durante la primera fase del proceso de DA, la materia orgánica más compleja particulada (polímeros) se transforma en materiales simples disueltos. Este proceso de conversión se da por la actividad de microorganismos hidrolíticos (*Clostridia*, *Micrococos*, *Bacteroides*, *Butyrivibrio*, *Fusobacterium*, *Selenomonas*, *Streptococcus*) y requiere la producción de exoenzimas (celulasa, celobiasa, xilanas, amilasa, proteasa, lipasa) excretada por las bacterias fermentativas, que fraccionan compuestos complejos como son las proteínas, aminoácidos y carbohidratos en monosacáridos y disacáridos, permitiendo la conversión de lípidos en ácidos grasos de cadena larga y glicerina (Christy et al., 2014; Fernández et al., 2015).

En esta fase ocurre una colonización de bacterias hidrolíticas que cubren la superficie de los polímeros. Estas bacterias liberan sobre la superficie enzimas para producir monómeros, los cuales pueden ser utilizados por las mismas bacterias hidrolíticas y las que continúan el proceso. En la segunda fase, la superficie particulada será degradada por las bacterias a una constante por unidad de tiempo (Vavilin et al., 2008; Amha et al., 2018a).



Una fórmula química aproximada para la mezcla de residuos orgánicos es $C_6H_{10}O_4$ se muestra en la Eq. (1), como ejemplo de la reacción donde los desechos orgánicos se descomponen en un carbohidrato más simple como la glucosa. La hidrólisis de la celulosa por el complejo enzimático celulasa produce glucosa, la degradación de la hemicelulosa da como resultado monosacáridos como xilosa, glucosa, galactosa, arabinosa y manosa (Christy et al., 2014).

Achinas et al. (2020) mencionan la importancia en la tasa de crecimiento de las bacterias hidrolíticas cuando estas bajan, por lo tanto, las tasas de las otras tres fases también disminuirán, lo que conducirá a una menor producción de biogás por unidad de tiempo.

2.1.2 Acidogénesis

Durante la acidificación de azúcares, ácidos grasos de cadena larga y aminoácidos resultantes de la fase hidrolítica, son utilizados como sustrato por los microorganismos fermentativos (*Streptococcus*, *Lactobacillus*, *Bacillus*, *Escherichia coli*, *Salmonella*) para producir ácidos orgánicos, como acético, propiónico, butírico y otros ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, H_2 y CO_2 o por organismos anaeróbicos oxidantes (Fernández et al., 2016). Los microorganismos hidrolíticos y acidogénicos se desarrollan diez veces más rápido que los metanógenicos. La acidogénesis se considera la reacción más rápida en la conversión anaerobia de la materia orgánica compleja en digestión en fase líquida (Christy et al., 2014).

Molino et al. (2013) refieren que los principales ácidos producidos son el ácido acético (CH_3COOH), propiónico ácido (CH_3CH_2COOH), ácido butírico

(CH₃CH₂CH₂COOH) y etanol (C₂H₅OH). Los productos formados durante la acetogénesis son producidos por diferentes microorganismos, mencionando algunos como *syntrophobacter wolinii* que degrada el propionato y *syntrophomonos wolfei*, que actúa sobre el butirato. Otros formadores de ácidos son *clostridium spp.*, *Peptococcus anaerobus*, *lactobacillus* y *actinomyces*.

La reacción de la acetogénesis se muestra a continuación:



(Náthia-Neves et al., 2018) mencionan que los ácidos acético y butírico producidos en esta etapa son importantes en el desempeño general del DA, ya que estos ácidos se consideran los precursores de preferencia para la producción de CH₄, lo cual ocurre en la última etapa del proceso de degradación de la materia orgánica.

2.1.3 Acetogénesis

Algunos compuestos generados en la fermentación, como son los ácidos grasos de más de dos átomos de carbono, los alcoholes de más de un átomo de carbono y los ácidos grasos aromáticos de cadena ramificada, no pueden utilizarse directamente en la metanogénesis (Hassan & Nelson, 2012).

Por lo tanto, en la acetogénesis, estos productos se oxidan a acetato y H₂ por bacterias reductoras obligadas de protones en relación sintrófica con arqueas metanogénicas, ya que la baja presión parcial de H₂ es esencial para que las reacciones acetogénicas sean termodinámicamente favorables ($\Delta G > 0$) (Boe, 2006). En esta etapa el CO₂ es oxidado por microorganismos acetoclásticos generando equivalentes reductores como el H₂. Este paso es endergónico y requiere de microorganismos hidrogenotróficos para el consumo del H₂, convirtiendo la reacción global termodinámicamente favorable (Ozuolmez et al., 2015).

En esta fase los ácidos y alcoholes se descomponen en CH₃COOH, H₂ y CO₂ por acción de los microorganismos acetogénicos los cuales proveen los principales compuestos para la producción de biogás (Chowdhury, 2021).

2.1.4 Metanogénesis

Neshat et al. (2017) mencionan que la producción de metano es realizada por dos grupos de microorganismos; la comunidad compuesta de metanógenos es similar al consorcio microbiano del estómago de un rumiante. *Methanobacterium*, *Methanobacillus*, *Methanococcus*, *Methanothrix* y *Methanosarcina* son los principales microorganismos que sirven para producción de metano en la digestión anaerobia.

Náthia-Neves et al. (2018) describen a esta última fase como metanogénesis, las arqueas metanogénicas degradan los compuestos orgánicos derivados de la fase acetogénica, para ello, estos microorganismos se clasifican en dos principales grupos: el acetoclástico, que degrada el ácido acético o el metanol para producir metano y el hidrogenotrófico, que utiliza H₂ y CO₂ para producir CH₄.

Meegoda et al. (2018) indican que las bacterias metanogénicas constituyen probablemente el grupo de microorganismos más sensible presente en la DA, actualmente, han sugerido que *Methanosarcina spp*, se considera relativamente robusta, resistente a concentraciones de amoníaco, sodio y acetato, además de cambios en los valores de pH que de otro modo serían nocivos para el consorcio de microorganismos metanogénicos.

El 70 % aproximado del CH₄ total producido procede de metabolizar el acetato, mientras que el 30 % restante es el resultado de la reducción de CO₂ por H₂ (Achinas et al., 2020).

2.2 Biogás

El biogás está compuesto generalmente de metano, dióxido de carbono y otros gases tal y como se describe en la tabla 1. El CO₂ y CH₄ son dos importantes GEI con un potencial de calentamiento global (PCG) de 1 y de (27-30) respectivamente (EPA, 2024). Es importante destacar que el subsector pecuario genera el 15.7 % del total de CO₂ equivalente emitido por México derivado por la fermentación entérica y manejo de estiércol (INECC, 2024).

Tabla 1. Composición del biogás

Constituyentes	Fórmula	Composición %
Metano	CH ₄	55 – 75
Dióxido de carbono	CO ₂	30 – 45
Sulfuro de hidrógeno	H ₂ S	1 – 2
Nitrógeno	N ₂	0 – 1
Hidrógeno	H ₂	0 – 1
Monóxido de carbono	CO	Trazas
Oxígeno	O ₂	Trazas

Fuente: Igoni et al. (2009).

El biogás se produce por acción de los microorganismos metanogénicos al degradar la materia orgánica en ausencia de oxígeno (DA), el cual posee un gran potencial para ser utilizado como biocombustible (CEPAL, 2019).

De acuerdo con Talevi et al. (2022), el biogás tiene el potencial para cubrir las necesidades de energía limpia de millones de hogares rurales en países en desarrollo con acceso limitado en energía, el uso de biogás puede reducir una serie de costos sociales como la salud en la cocina, el medio ambiente y el clima.

En la tabla 1 se describen las fracciones que forman parte de este biocombustible, tanto el CO₂ como el CH₄ son potentes gases de efecto invernadero y es posible que el 18 % del calentamiento global sea causado por emisiones de CH₄ de origen antropogénico (Obileke et al., 2021; Rasi et al., 2007). Ward et al. (2008) y Lisowij & Wright (2020) mencionan que el proceso controlado de la DA de los residuos orgánicos es ambientalmente beneficiosa de dos maneras:

- 1) Al contener los procesos de descomposición en un entorno hermético, se evita la entrada de CH₄ potencialmente dañino a la atmósfera, y la posterior quema del gas liberará CO₂ neutro de regreso al ciclo del carbono.
- 2) La energía obtenida de la combustión del CH₄ desplazará a los combustibles fósiles reduciendo la producción de CO₂, que no forma parte del ciclo reciente del carbono.

2.3 Codigestión anaerobia

La codigestión anaerobia (CoDA), consiste en la mezcla de dos o más sustratos para aprovechar la sinergia y eficientizar al máximo el proceso fermentativo de la DA para una mayor generación de biogás, el proceso regula algunos parámetros como pH, relación C/N, ácidos grasos volátiles (AGV) y carbono inorgánico total (TAC) (Flotats & Campos, 2001; FAO, 2019).

La CoDA de residuos de alimentos y agrícolas (agricultura y ganadería), es una ruta para la valoración sostenible en la generación de biogás (Rowan et al., 2022). La codigestión anaerobia se convierte en una opción de energía alternativa, favorece la relación C/N, por lo tanto, el proceso de codigestión anaerobia mejora notablemente la generación de biogás (Castro et al., 2020).

Mediante este método (CoDA), la materia orgánica la cual posee diferentes características se introduce de manera simultánea en un ambiente anaerobio controlado (bioreactor) para ser digerida por acción de los microorganismos, esta mezcla de sustratos nos conduce a las siguientes ventajas; (1) equilibrio de nutrientes, (2) reducir los factores de inhibición, y (3) la adición de otros ingredientes (Jeung et al., 2019).

El aumento en las tendencias indican un aumento en la viabilidad y su aplicación para la producción de biogás con el potencial al utilizar diferentes tipos de residuos como materia prima para la producción de biogás mediante el proceso de la CoDA. Sin embargo, existen retos para dimensionar la producción de escala laboratorio a a escala industrial (Siddique & Wahid, 2018).

La CoDA es parte de los factores principales, al igual que el pretratamiento del sustrato y el tipo de digester, los cuales afectan directamente a la producción de biogás. Durante la codigestión dos o más sustratos deben gestionarse adecuadamente para aumentar la producción de biogás en comparación con la monodigestión. La CoDA puede aumentar la producción de biogás entre un 25 % y un 400 % con respecto a la monodigestión de los mismos sustratos (Hagos et al., 2017).

2.4 Parámetros de control de elevada influencia en la DA

Se indica que en los digestores anaerobios es necesario el monitoreo para garantizar un funcionamiento exitoso, dado que la DA es un proceso complejo que involucra a varios grupos de microorganismos que son sensibles a los factores operativos, por lo tanto, es de suma importancia poder detectar el desequilibrio en el proceso en una etapa temprana para poder actuar a tiempo y prevenir que el proceso sea inhibido (Boe, 2006; Sarker et al., 2019)

Factores bióticos y abióticos influyen en el rendimiento y la estabilidad a largo plazo de la DA, lo cual determina la producción óptima de biogás, esto depende de parámetros operativos (temperatura, pH, TRH, relación C/N, tasa de carga orgánica, características del sustrato, cantidad óptima de nutrientes esenciales y oligoelementos) como también, de la diversidad y actividad de las diferentes comunidades de microorganismos que intervienen en las distintas fases del proceso (Ur et al., 2019).

Neshat et al. (2017) mencionan que el control preciso de algunos de estos parámetros es crucial, ya que cualquier desviación de sus niveles óptimos puede incluso detener todo el proceso. La temperatura, pH, relación C/N, tiempos de retención hidráulica, carga orgánica, alcalinidad y concentración de los AGV, se encuentran entre los parámetros más importantes que afectan el funcionamiento de un sistema de DA. Además, hay algunos materiales y condiciones que pueden causar un efecto inhibitorio en el proceso.

La inhibición puede evitarse optimizando la relación C/N en el proceso de DA. Sin embargo, una relación C/N excesivamente alta proporciona insuficiente nitrógeno para mantener la biomasa celular y conduce a una rápida degradación del N por microorganismos, lo que resulta en una menor producción de biogás y viceversa. Sustratos con una relación C/N excesivamente baja, aumenta el riesgo de inhibición por amoníaco, que es tóxico para los metanógenos y provoca una utilización insuficiente de las fuentes de carbono (Ur et al., 2019).

2.4.1 pH y alcalinidad

Dentro del ambiente anaerobio, varios parámetros importantes afectan las tasas de las diferentes etapas del proceso de digestión es decir, el pH y alcalinidad, la temperatura y los tiempos de retención (TRH) (Appels et al., 2008; Hagos et al., 2017). Cada grupo de microorganismos tiene un rango de pH óptimo diferente.

Los microorganismos metanogénicos son extremadamente sensibles al pH, el rango óptimo se da entre 6.5 y 7.5 (Boe, 2006; Turovskiy & Mathai, 2006; Meegoda et al., 2018; Martí, 2019).

Las bacterias anaerobias involucradas en el proceso de DA requieren diferentes pH óptimos para su crecimiento (Azman et al., 2015). Los microorganismos fermentativos son un poco menos sensibles y pueden funcionar en un rango más amplio de pH entre 4.0 y 8.5 (Hwang et al., 2004). El ácido acético y butírico se producen a un pH bajo, mientras que el ácido acético y propiónico se producen a un pH de 8.0, los AGV producidos durante el proceso de DA provocan una disminución del pH, esta reducción normalmente es ajustada por las arqueas metanogénicas, que producen alcalinidad en forma de amoníaco, dióxido de carbono y bicarbonato (Rabii et al., 2019).

En algunos estudios con sustratos mixtos, se utilizó un pH óptimo de entre 4 y 5, otros investigadores utilizaron un pH de 6 en condiciones variables con lodos activados. También se han descrito estudios donde las condiciones son alcalinas con valores de pH de entre 9 y 10, pero resultan no adecuados para aplicaciones industriales, ya que aumentan los costos y el impacto ambiental de todo el proceso (Lukitawesa et al., 2020).

La acumulación de ácidos grasos de cadena corta puede disminuir el pH por debajo del nivel óptimo y reducir la producción de metano; sin embargo, en la codigestión, la alta capacidad buffer del estiércol puede proteger de alguna manera el proceso (Neshat et al., 2017). En un sistema con baja capacidad buffer, el pH puede ser un indicador útil, sin embargo, los cambios en el valor pH son poco significativos en un sistema bien amortiguado (Boe et al., 2010).

El pH del sistema es estabilizado mediante la concentración de CO_2 en la fase gaseosa y la alcalinidad HCO_3 de la fase líquida. Si la concentración de CO_2 en la fase gaseosa permanece constante, la posible adición de alcalinidad del HCO_3 puede aumentar el pH del digestor. Una capacidad buffering de $70 \text{ meq CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ o una relación molar de al menos 1:4:1 de bicarbonato/AGV debe mantenerse para un proceso de digestión estable y saludable, aunque se ha demostrado que la estabilidad de la relación es especialmente importante y no tanto su nivel (Appels et al., 2008; Neshat et al., 2017).

Ur et al. (2019) mencionan que el rendimiento de la DA está ligado directamente a este parámetro, cambios en su valor afectan significativamente el proceso, por lo tanto, es de considerar mantener valores óptimos en este parámetro asegurando el crecimiento y desarrollo de la biomasa para cada una de las fases de la DA.

Los microorganismos responden a cambios en el pH interno y externo ajustando su actividad y síntesis de proteínas, asociadas con la translocación de protones, degradación de aminoácidos y adaptación a condiciones ácidas o alcalinas (Ohimain e Izah, 2017).

Sin embargo, Wu et al. (2021) resaltan que para el tratamiento de residuos orgánicos resistentes a la DA, como el estiércol, residuos de alimentos y biomasa lignocelulósica, sustratos que en la actualidad están siendo tratados a gran escala, existe una capacidad buffer mayor en estos sistemas contenida en el digestato en comparación con el tratamiento de aguas residuales, lo que lo convierte en un indicador insuficiente en la estabilidad del reactor tomando en cuenta únicamente este parámetro.

2.4.2 Ácidos grasos volátiles (AGV)

Los productos intermediarios en específico los AGV producidos en la acidogénesis, deben ser metabolizados para evitar que el pH descienda significativamente (< 3) provocando finalmente la inhibición del proceso. De igual forma, se pueden producir alteraciones en la digestión, debido a niveles de alcalinidad altos causados por la formación de nitrógeno amoniacal total (TAN) durante la hidrólisis. En general, el rango de pH extremadamente ácido (~ 3 o menos) o demasiado alcalino (~ 12 o más) puede inhibir la acidogénesis y reducir la velocidad de reacción en la hidrólisis (Sarker et al., 2019).

Una capacidad buffering de $70 \text{ meq CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ o una relación molar de al menos 1:4:1 de bicarbonato/AGV debe mantenerse para un proceso de digestión estable y saludable, aunque se ha demostrado que la estabilidad de la relación es especialmente importante y no tanto su nivel (Appels et al., 2008; Harirchi et al., 2022).

Boe et al. (2010) compararon el comportamiento de diferentes indicadores del proceso (flujo de biogás, pH, AGV, H_2 disuelto, contenido de metano en el biogás) bajo sobrecargas orgánicas e hidráulicas y concluyeron que los AGV fueron el indicador más eficaz.

Los AGV están directamente relacionados con la estabilidad de un biodigestor anaerobio. Una producción excesiva de AGV disminuyen los valores de pH en el sistema (acidificación), afectando directamente a los microorganismos (arqueas) productores de CH_4 , dando como resultado la inestabilidad del proceso.

La conversión a biogás es la forma de disminuir los valores para conducir a la estabilidad. Mantener valores elevados de AGV (28.88 g L^{-1}) contribuyen a una baja productividad del sistema (Ibro et al., 2022).

En el caso del aprovechamiento del estiércol bovino rico en nitrógeno, el reto de la DA está relacionado con los altos niveles de amoníaco que se forman durante la degradación de las proteínas y el ácido úrico, lo cual provoca la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) y reduce considerablemente la producción de CH_4 (Song et al., 2023).

2.4.3 Temperatura

Nie et al. (2021) indican que la temperatura tiene un efecto importante en las propiedades fisicoquímicas de los sustratos que se encuentran en el proceso de DA. También influye en la tasa de crecimiento, el metabolismo de los microorganismos, la dinámica de población en el bioreactor, como también, en la termodinámica de las reacciones bioquímicas llevadas a cabo en el proceso. Los metanógenos acetotróficos son uno de los grupos con mayor sensibilidad al aumento de este parámetro. La temperatura tiene un efecto significativo en la presión parcial de H_2 en los digestores, por lo que influye directamente en la cinética del metabolismo sintrófico.

La temperatura a la que se encuentran el consorcio bacteriano que realiza la digestión anaerobia, es la que determina la temperatura del trabajo del biodigestor (Martí, 2019). El proceso de DA se puede desarrollar en un rango amplio de temperatura que va desde los 10 hasta los $55 \text{ }^\circ\text{C}$ (FAO, 2019).

La temperatura es un parámetro operativo muy importante, en base a ésta se pueden clasificar las bacterias de la DA en tres categorías, psicrófilas ($< 20 \text{ }^\circ\text{C}$) mesófilas ($20\text{-}40 \text{ }^\circ\text{C}$) y termófilas ($40\text{-}60 \text{ }^\circ\text{C}$) (Vögeli, 2014; García, s. f.). De acuerdo a (Sawyer et al., 2019) la temperatura debe ser adecuada al tipo de microorganismos utilizados para el tratamiento de residuos.

La DA es dependiente de la temperatura, con aumentos de temperatura, aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos, de esta manera los consorcios bacterianos aceleran el proceso de digestión (Varnero, 2011; Martí Herrero, 2019).

La termodinámica muestra que las reacciones endergónicas (en condiciones estándar), por ejemplo, la descomposición del propionato en acetato, CO₂, H₂, donde la conversión energética se favorece a temperaturas más altas, mientras que las reacciones que son exergónicas (por ejemplo, metanogénesis hidrogenotrófica) son menos favorecidas a altas temperaturas (Appels et al., 2011; Nie et al., 2021).

Nie et al. (2021) señalan que los microorganismos obedecen a los cambios de este parámetro, valores fuera del rango óptimo afectan directamente la actividad metabólica y el crecimiento de los mismos, de igual forma, las características fisicoquímicas de los sustratos son afectadas, como también, la termodinámica de las reacciones bioquímicas llevadas a cabo en el proceso.

2.4.4 Tiempo de retención hidráulico (TRH) y carga orgánica (OLR)

El TRH es el tiempo de tratamiento de un residuo por la DA, es el tiempo que tarda el sustrato en cruzar completamente el biodigestor, hasta que es evacuado por la salida, cuanto mayor sea, mayor será la eficiencia de eliminación de contaminantes de los residuos (Martí, 2019; Sawyerr et al., 2019).

El TRH ideal en clima cálido con temperaturas promedio de 25 a 30 °C es de 30 días (Vögeli, 2014). Por su parte Martí (2019) recomienda para una temperatura de 35 °C, un TRH de (25-30 días); para una temperatura de 30 °C, un TRH de (30-40 días); para una temperatura de 25 °C, un THR de (35-50 días); para una temperatura de 20 °C, un TRH de (50-65 días); para una temperatura de 15 °C, un TRH de (65-90 días); y para una temperatura de 10 °C, un THR de (90-125 días).

El tiempo de retención hidráulico (TRH) comúnmente se utiliza para determinar el tiempo en que un determinado sustrato permanece en un biorreactor. La tasa de carga orgánica (OLR) se define como la cantidad de materia orgánica que debe ser tratada en un cierto volumen del biorreactor anaerobio en un determinado período de tiempo (Azzahrani et al., 2018).

En un biorreactor de mezcla constante, las sustancias en el biorreactor tienen un comparativo uniforme de tiempo de retención, el desequilibrio del sistema suele ocurrir debido a un corto TRH, esto obedece a la tasa de crecimiento de importantes microorganismos en la comunidad del biorreactor, y se dirige a tener un alto rendimiento de metano (Zaher et al., 2009).

La tasa de carga orgánica (OLR) es el contenido de sólidos volátiles que alimenta diariamente al reactor por metro cúbico de volumen del digestor, esta se puede estimar mediante la ecuación 3, donde OLR es la tasa de carga orgánica [$\text{kgVS (m}^3 \text{ day)}^{-1}$], V es el volumen [m^3], Q es el flujo diario kg día^{-1} y SV son los sólidos volátiles [kg SV (kg)^{-1}] (Kothari et al., 2014).

$$OLR = \frac{Q \cdot SV}{V} \quad (4)$$

2.5 Inhibidores del proceso de la DA

El amoníaco es el único inhibidor estudiado sobre los efectos de los microorganismos en el proceso, otros inhibidores con poca información son: iones de metales ligeros, metales pesados, antibióticos, etileno, acetileno, y clorofenoles (Czatkowska et al., 2020). De acuerdo con Vögeli (2014), la inhibición depende de la concentración de los inhibidores, composición del sustrato y la adaptación de las bacterias al inhibidor.

Existen factores que afectan la producción de biogás, basándose principalmente en las condiciones de operación y el sustrato en uso, también los parámetros de funcionamiento como el pH y la temperatura influyen directamente en los consorcios de microorganismos. Las alteraciones en los sustratos incluyen la composición y concentración de los desechos y compuestos tóxicos e inhibidores.

A veces, los compuestos tóxicos no están inicialmente presentes en la alimentación, pero se producen dentro del reactor a partir de la degradación del sustrato (AGV y amoníaco) (Boe, 2006; Amha et al., 2018b).

Los AGV son los inhibidores comunes de los sintrofos, de igual manera, para los metanógenos son el amoníaco y los AGCL, en comparativa con los microorganismos metanógenos, las bacterias sintróficas toleran mejor los AGV y el amoníaco (Amha et al., 2018b).

Los residuos de alimentos, estiércol animal y residuos de mataderos poseen como principal características su alta concentración de nitrógeno amoniacal, siendo el principal problema en el tratamiento de estos residuos específicos, el efecto inhibitor del amoníaco inhibe principalmente la fase de la metanogénesis en los reactores anaerobios, definir una concentración crítica es complicado, se han reportado concentraciones en el rango entre 1500-7000 mg L⁻¹ (Jiang et al., 2019).

2.5.1 Amoníaco

El amoníaco proviene principalmente de la degradación de las proteínas. La toxicidad del amoníaco aumenta con un pH alto y al igual que con las temperaturas altas, debido a una mayor concentración de amoníaco libre que se conoce como inhibidor (Angelidaki et al., 2005; Lima et al., 2016).

Este compuesto se genera en los procesos de degradación de la materia nitrogenada por acción de los microorganismos, principalmente compuestos como las proteínas y urea. Los iones de amoníaco (NH₄⁺) y el amoníaco libre (NH₃) son las dos formas principales de nitrógeno amoniacal inorgánico en solución acuosa. Se considera que el amoníaco libre es la causa principal de la inhibición de la metanogénesis porque puede permeabilizar libremente a través de las membranas celulares (Czatkowska et al., 2020).

Sin embargo, los metanógenos pueden aclimatarse al amoníaco, los metanógenos acetoclásticos aclimatados pueden tolerar el amoníaco total en condiciones termofílicas hasta $2 \text{ g}\cdot\text{NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ sin ninguna inhibición. Sin embargo, la actividad metanogénica disminuyó al aumentar aún más la concentración de amoníaco y la inhibición total se produjo a $10 \text{ g}\cdot\text{NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ (Liu & Sung, 2002; Chen et al., 2016).

Por dar un ejemplo, el estiércol bovino se utiliza de forma habitual como sustrato principal en la digestión anaerobia, este sustrato contiene una baja tasa de carga orgánica (OLR) y un alto contenido de N, el cual llega a convertirse en una sustancia tóxica como es el amoníaco, influyendo directamente en la actividad y dismunición de los microorganismos. En particular, estudios han informado que el estiércol bovino y porcino contienen ocasionalmente más de 4 gNL^{-1} de amoníaco y producen una baja eficiencia en el proceso de la DA (Jeung et al., 2019).

2.5.2 Relación C/N

Mao et al. (2015) hacen mención que otro valor de suma importancia es la relación carbono/nitrógeno (C/N) la cual refleja los niveles de nutrientes en el sustrato, por lo tanto, los sistemas de DA son sensibles a la relación C/N. Los rangos óptimos de esta relación dentro del biodigestor van de 20:1 a 30:1, en este proceso el carbono es la fuente de energía y el nitrógeno es aprovechado por los microorganismos para la regeneración celular (FAO, 2019). Una alta relación C/N induce una baja tasa de solubilización de las proteínas y conduce a una baja concentración del total de nitrógeno amoniacal (TNA) y amoníaco libre (FA) dentro de un sistema.

La inhibición puede evitarse optimizando la relación C/N en el proceso de DA. Sin embargo, una relación C/N excesivamente alta proporciona insuficiente nitrógeno para mantener la biomasa celular y conduce a una rápida degradación del N por microorganismos, lo que resulta en una menor producción de biogás y viceversa. Sustratos con una relación C/N excesivamente baja, aumenta el riesgo de inhibición por amoníaco, que es tóxico para los metanógenos y provoca una utilización insuficiente de las fuentes de carbono (Ur et al., 2019).

2.6 Aprovechamiento de los residuos orgánicos de la agroindustria y ganadería

El poder aprovechar los residuos agroindustriales contempla y ofrece una solución a la problemática ambiental que se origina en la generación y disposición de estos residuos por diversos factores como producto del desarrollo de otros sectores productivos (Corredor & Pérez, 2018). En este contexto, aprovechar estos residuos, ayuda a disminuir el uso de recursos naturales renovables y no renovables como materia prima de ciertos productos, generando empleo y mejorando la economía.

Derivado de los cambios socioeconómicos en las últimas décadas, sujetos a la concentración poblacional de los núcleos urbanos establecidos y del desarrollo del sector agroindustrial, así como la intensificación de las actividades de origen agrícola y ganadero, entre otros, han favorecido en gran parte la producción periódica de residuos orgánicos biodegradables, los cuales requieren de un manejo específico para evitar la generación de problemas ambientales y de salud pública (Reyes, 2017).

Debido al crecimiento demográfico se incrementa la demanda de alimentos, combustibles y otros productos de alta necesidad. En este contexto, los sectores agrícola, ganadero y agroindustrial comenzaron a desarrollarse de manera acelerada, aumentando en consecuencia el volumen de residuos generados en cada una de sus respectivas actividades. Paralelamente a este escenario, existe una creciente búsqueda de fuentes alternativas y limpias en energía que puedan ser generadas de forma descentralizada y con un gran potencial en el uso de la biomasa residual de estas actividades agroindustriales como principal proveedor de residuos orgánicos, reduciendo los pasivos ambientales y agregando valor a aquellas cadenas productivas ya desarrolladas (Cremonez et al., 2021).

Los desperdicios agrícolas comprenden una extensa familia de residuos que se pueden clasificar en dos tipos: frutas o residuos vegetales y estiércol animal. Los cultivos energéticos y sus subproductos (incluida la glicerina), son muy comunes en el mundo de los biocombustibles por su alta capacidad energética. Dependiendo de los diferentes procesos de conversión y tecnologías a los que los recursos de la biomasa son sometidos, se obtienen diferentes vectores de entrega siendo en; su forma líquida, sólida o gaseosa y pueden ser utilizados en la calefacción, cocción de alimentos, producción de electricidad y como biocombustibles para el transporte (FAO, 2014).

Una enorme cantidad de purines biodigeridos vertidos por las plantas de biogás tienen dificultades en su gestión y de alguna manera, impacta en la difusión adecuada de esta tecnología. Económicamente puede gestionarse mediante la producción de enzimas lignocelulolíticas/industriales, ya que los purines biodigeridos son una rica fuente de nutrientes (Dar et al., 2021).

2.7 Digestión anaerobia de residuos bovinos para reducir el impacto ambiental

La producción de biogás a partir de la DA de estiércol animal y purines es una manera eficaz de reducir las emisiones de GEI, en particular de NH_3 y CH_4 , también, el digestato resultante de la DA es un material estabilizado que puede separarse en fracciones líquidas y sólidas. La fracción líquida es una rica fuente de nutrientes para los cultivos y los sólidos son un excelente acondicionador del suelo o lecho para animales (Nayal et al., 2016).

Rivas-García et al. (2015) mencionan que varios investigadores han centrado sus esfuerzos en la reducción de las cargas ambientales derivadas de la gestión del estiércol en las explotaciones ganaderas y han sugerido como una solución alternativa la producción de biogás a partir de estos residuos. También hacen mención y explican cómo la DA de estiércol y residuos de agrícolas reducen las emisiones de CO_2 eq. en un 34 % en comparación con los métodos tradicionales para la gestión de residuos.

La DA es una de las tecnologías de producción de energía más prometedoras, ya que utiliza residuos orgánicos, como lodos, residuos alimentarios, estiércol y subproductos agrícolas (SPA), y evita la contaminación ambiental gracias a su elevada eficacia de tratamiento y a la producción de biogás como fuente de energía (Jeung et al., 2019). La biotecnología de la DA es considerada el corazón de la economía circular de los residuos orgánicos y un puente que conecta la economía circular y la bioeconomía con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Dhungana et al., 2022).

La alternativa de energía limpia para la actividad pecuaria es el biogás por medio de reactores anaerobios o biodigestores, su generación por medio de desechos orgánicos proporciona energía de bajo costo, ingresos adicionales a los agricultores, oportunidades de empleo, energía descentralizada y protección al ambiente, reduciendo la huella de emisiones de GEI (Rivas-Solano et al., 2010; Ngumah et al., 2013).

La DA es considerada una tecnología económica y respetuosa con el ambiente, al estabilizar los residuos, proporciona valor a la propiedad rural, genera dos productos de gran importancia como el biogás y biofertilizante, de esta forma proporciona beneficios como la producción de energía limpia, reciclaje de nutrientes y saneamiento ambiental en todo el mundo (Alcócerl et al., 2019; Lisowyj & Wright, 2020; Chowdhury, 2021).

2.8 Digestión anaerobia de lactosuero para reducir el impacto ambiental

La agroindustria láctea se caracteriza por generar lactosuero como subproducto del proceso de elaboración de quesos. Este residuo presenta un alto contenido en materia orgánica biodegradable en forma de lactosa, proteínas y otros compuestos. Su incorrecta disposición puede ocasionar problemas graves de contaminación con un efecto adverso al ambiente. Sin embargo, el aprovechamiento de algunos componentes del lactosuero permite valorizar este subproducto encontrando su aplicación en la industria alimentaria, farmacéutica y recientemente en la conversión del lactosuero para la producción de biocombustibles (Fernández Rodríguez et al., 2016).

Algunos biocombustibles como el biogás, biohidrógeno, bioetanol se pueden producir mediante la DA utilizando suero de queso como sustrato, Además, el uso del suero de queso para producir biocombustibles contribuye en gran medida y en primer lugar, a mejorar los ingresos de los productores de queso, y en segundo a reducir el impacto ambiental (Osorio-González et al., 2022).

2.9 Reactores anaerobios para el tratamiento de residuos orgánicos

En general, los reactores anaerobios pueden ser discontinuos o continuos. Las configuraciones por lotes (discontinuos) son sencillas, requieren menos piezas móviles y de bajo costo, suelen emplearse para determinar el potencial de metano de los sustratos. Sin embargo, en un escenario real, lo deseable es una producción constante de biogás, lo que requiere de un proceso continuo (Sarker et al., 2019).

Van et al. (2020) describen varios tipos de reactores anaerobios, la clasificación principal se establece entre húmedos y secos en función del contenido de sólidos totales (ST), ya que la concentración de sólidos tiene un gran impacto en el costo, el rendimiento y la técnica en el proceso de la DA. También se clasifican de acuerdo al proceso siendo este discontinuo o continuo; a la temperatura en que se lleva a cabo la DA; como psicrófilo, mesofílico o termofílico; por el número de las etapas, se clasifica como de una etapa o de varias etapas; según el tipo de biodigestor, se clasifican en; de cúpula fija, de cúpula flotante, inflable y de garaje (Uddin et al., 2021).

La DA se ha utilizado durante mucho tiempo como un método de suministro de energía, especialmente en países asiáticos como China e India. Por lo tanto, muchos reactores se han diseñado y desarrollado en diversas configuraciones operando para la producción de biogás. Entre cientos de reactores tradicionales, tres de ellos son los más eficientes como son los de cúpula flotante, digestor fijo de cúpula y tubular inflable (Bond & Templeton, 2011).

Haciendo una comparativa con otros países asiáticos, Vietnam ha instalado muchas plantas de biogás a pequeña escala para la gestión del estiércol, especialmente en el centro del país (Akhiar et al., 2020).

De acuerdo con Roubík et al. (2018) se han contruido de 110,000 a 200,000 plantas de biogás a pequeña escala de 2003 a 2018, con el apoyo de SNV Netherland Development Organization y otras organizaciones.

A pesar de sus numerosas ventajas demostradas, la producción de la bioenergía a partir de residuos orgánicos mediante la DA tiene muchos retos importantes. La aceptación social también se ve influida por cuestiones ambientales y sanitarias (Uddin et al., 2021).

Los reactores anaerobios de residuos sólidos también se dividen en dos tipos, "húmedos" o "secos", los reactores húmedos son aquellos con un valor total de sólidos totales (ST) del 16 %. En la actualidad ampliamente es aceptado que los procesos de DA se dividen en tres categorías según el contenido de sólidos totales (ST) en las materias primas, incluidos los procesos de DA húmedos(<10% de ST), semisecos (10% < ST<15%) y secos ($\geq 15\%$ de ST) (Mata-Alvarez, 2002; Wang et al., 2023).

Hay varios tipos de reactores en uso en la actualidad, su diseño está relacionado con el material a digerir. Hay tres grupos principales; Los reactores discontinuos son los más simples. Estos simplemente se llenan con los residuos a digerir y mantienen por un periodo (TRH), después se vacían. En un reactor discontinuo, la curva de evolución temporal del potencial de metano, es muy similar a la tendencia que la curva típica del crecimiento microbiano (latencia, crecimiento exponencial, estacionalidad y decrecimiento). El tiempo de retención no participa pero si el de digestión (Ward et al., 2008; Mamani et al., 2021).

El uso de biorreactores múltiples obedece a un objetivo específico, mejorar la estabilidad del proceso para una mayor eficiencia. Un sistema de múltiples etapas permite el uso de diferentes condiciones, por ejemplo, la tasa de carga orgánica y la temperatura.

Hoy en día, son pocas las unidades de DA de múltiples etapas que funcionan para producir biogás combustible a escala comercial (Achinas et al., 2017).

Los reactores multietapas suelen tener solo dos etapas. Un sistema de múltiples etapas puede mejorar la estabilidad del proceso en comparación con sistemas de una etapa, particularmente al digerir materias primas fácilmente hidrolizables (Mata-Alvarez, 2002; Bouallagui et al., 2005; Aslanzadeh et al., 2014).

Nielsen et al. (2004) encontraron que el digestor de dos etapas tenía un rendimiento de metano específico 6 a 8 % más alto y un 9 % más eficaz en la eliminación de sólidos totales (ST) que en la etapa simple al reactor convencional (Liu et al., 2006). Estudios demuestran que los sistemas DA de dos fases tienen mayores ventajas que los sistemas de una sola etapa. Por ejemplo, un alto rendimiento de CH_4 , tolerancia a mayores tasas de carga, degradación efectiva del contenido de la DA, mejor calidad en el efluente, mayor eficacia en la reducción de SV/DQO, mejor control del pH y mayor tolerancia al desequilibrio (Nabaterega et al., 2021).

Existen diferentes tipos de bioreactores que han sido modificados como a continuación se describen.

2.9.1 Reactor de lecho fluidizado (FBR)

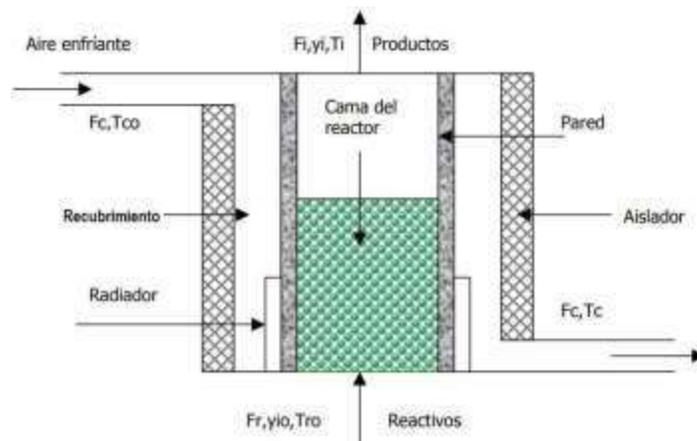


Figura 2. Reactor de lecho fluidizado (FBR)

Fuente: Mendez, (2003).

Un FBR es un sistema de lecho fluidizado avanzado, que permite la expansión del lecho durante el funcionamiento (Ohimain & Izah, 2017). Es un tipo de reactor anaerobio que tiene la capacidad de realizar varias reacciones químicas multifases, además de los méritos ya conocidos, es esencial para el tratamiento de aguas residuales de alta resistencia. En este reactor, pequeñas partículas, como arena o alúmina son utilizadas para mantener los microorganismos en suspensión, asegurando su crecimiento y un flujo ascendente rápido de las aguas residuales (Mao et al., 2015).

Esta configuración permite un alto tiempo de retención de sólidos y una buena mezcla dentro del reactor, como también, la correcta transferencia de masa entre la biomasa microbiana y las aguas residuales (Arimi et al., 2015).

Tiene bajos costos de inversión, debido al reducido volumen de lecho fluidizado, haciéndolos muy atractivos. Este tipo de reactor es eficaz para el tratamiento de material soluble o cuando el material de alimentación está suspendido y es fácilmente biodegradable (Mao et al., 2015).

2.9.2 Reactor de tanque agitado continuo (CSTR)

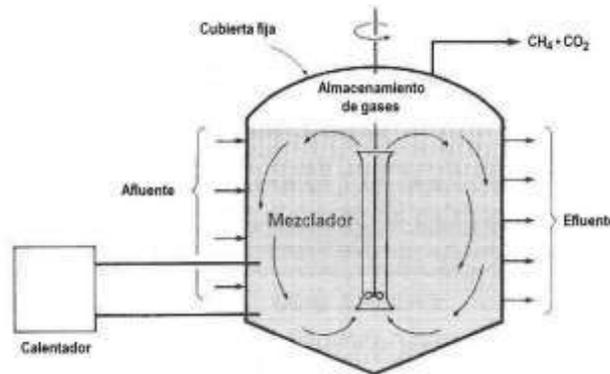


Figura 3. Reactor de tanque agitado continuo (CSTR)

Fuente: Miranda (2008).

El reactor de tanque agitado continuo (CSTR) es el primero (1ª generación) de reactores anaerobios de alta velocidad. Es conocido por su fiabilidad y se utiliza ampliamente para tratar aguas residuales que contienen altos niveles de sólidos disueltos en suspensión durante un proceso anaerobio, se utiliza especialmente para tratar estiércol animal líquido de alta resistencia y residuos industriales (Mao et al., 2015).

Trabaja con un flujo continuo de reactantes y productos con una composición constante incluyendo la corriente de salida del reactor. El agitador mecánico del CSTR proporciona más área de contacto con la biomasa, incrementando así la producción de biogás. El diseño de este tipo de reactores ha sido documentado por (Trisakti et al., 2015).

Estos reactores tienen una producción neta de CH_4 del 62.5 %, utilizan microorganismos para digerir las sustancias orgánicas en las aguas residuales bajo condición anaerobias. Durante este proceso, la DBO del efluente es reducida al mismo tiempo que produce biogás (Sridhar & Adeoluwa, s. f.; Ohimain & Izah, 2017).

2.9.3 Reactor de flujo ascendente (UASB)

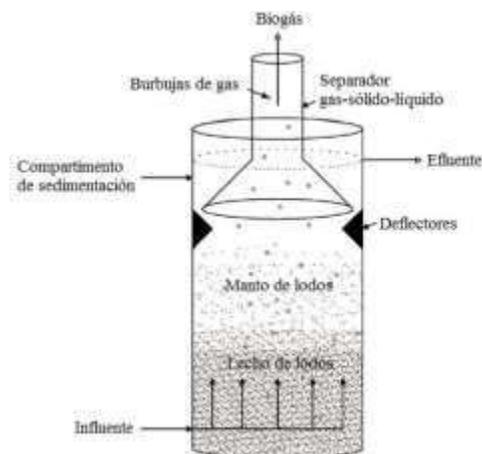


Figura 4. Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB).

Fuente: Guardia, (2012).

Se considera uno de los más versátiles reactores para uso en la DA, ya que retiene una gran cantidad de biomasa y mantiene constante la relación biomasa/sustrato (Arimi et al., 2015). Es ampliamente utilizado en tratamiento de aguas residuales. Como desventajas, se puede mencionar el largo período de inicio, alto tiempo de retención de sólidos y alto contenido de microorganismos en el efluente (Arimi et al., 2015; Mao et al., 2015). Fueron desarrollados para el efectivo tratamiento de aguas residuales domésticas (Rizvi et al., 2015).

Los sistemas de tratamiento anaerobio con este tipo de reactores se están fomentando debido a varias ventajas, como son; el diseño, construcción y mantenimiento sin complicaciones, poca extensión de terreno, bajos costos de construcción, baja producción de lodos en exceso, eficiencia en términos de eficacia de eliminación de la DQO, capacidad para hacer frente a fluctuaciones de temperatura, pH y concentración de infuentes, rápida recuperación de la biomasa, y la generación de bioenergía en forma de biogás o hidrógeno (Daud *et al.*, 2018).

El reactor de flujo ascendente (UASB) se utiliza cada vez más en muchas partes del mundo, con el objetivo de producir energía renovable en forma de biogás a partir de diversos sustratos industriales y municipales, se demuestra que el reactor UASB es capaz de tratar eficazmente no sólo sustratos altamente biodegradables, sino también fracciones recalcitrantes o diluidas, muchos de los estudios recientes se refieren a ensayos a escala de laboratorio o piloto, por consiguiente, se requiere un mayor esfuerzo para demostrar la sostenibilidad energética y económica a gran escala de las soluciones propuestas para este tipo de bioreactor (Mainardis et al., 2020).

2.9.4 Reactor anaerobio tipo laguna



Figura 5. Reactor anaerobio tipo laguna

Fuente: Martínez-García (2020).

Los biodigestores tipo laguna, son lagunas de tratamiento de efluentes con una cubierta flotante de geomembrana, se utilizan para producir biogás por medio de estiércol de bovinos y porcinos con menos de 3 % de sólidos totales, requieren de un TRH de entre 40-60 días, son ideales para climas templados y cálidos (EPA, 2004; Balsam & Ryan, 2006; FAO, 2019).

El biogás se almacena en la parte superior (cúpula) del biodigestor, la distribución de este biocombustible (CH_4), se realiza por medio de tuberías para así ser aprovechado, la cantidad de biogás producido por estos biodigestores es suficiente para utilizarlo en forma directa (alimentación de calderas) y generar electricidad (United States Department of Agriculture [USDA], 2007; Gurbillón et al., 2019).

2.10 Rentabilidad de biodigestores

Se han realizado algunos estudios para medir la rentabilidad en sistemas de biodigestión tanto en establos lecheros o en granjas porcinas. Almazán et al. (2019) realizaron un estudio económico de una productora de queso cheddar en Saucillo, Chihuahua para medir el impacto en el uso de la biodigestión, concluyeron que el uso de los biodigestores proporciona un impacto aceptable y favorable, demostrando que la inversión de los proyecto es rentable para las empresas.

Venegas et al. (2019), realizaron un análisis financiero para dos tamaños de granjas propuestos de cerdos para sistema de biodigestor-motogenerador. Calcularon los indicadores Valor Actual Neto (VAN), Tasa Interna de Retorno (TIR) y Relación Beneficio Costo (B/C), los cuales resultaron positivos, concluyeron que los sistemas son rentables en términos económicos, sociales y ambientales.

En otro estudio realizado por Venegas et al. (2017) concluyeron que existe una relación directa entre tamaño de la granja y rentabilidad, debido a que a mayor tamaño de granja los indicadores financieros resultaron más favorables con los cinco tamaños evaluados por dichos autores. Los productores pueden generar su propia energía y hacer más eficiente su unidad de producción con la reducción en costos de producción, además de contribuir con el cuidado del ambiente y lograr una mejor sustentabilidad.

Ruiz et al. (2019) señalan que en los sistemas de biodigestión, la inversión se recupera a mediano plazo (2 años y tres meses), es atractiva financieramente para que el proyecto pueda ser replicado en otras empresas.

Aldana y Peralta (2017) mencionan que en adición a los beneficios ambientales, al implementar un sistema de biodigestores también trae consigo beneficios sociales como por ejemplo: mejorar la calidad de vida de las personas, desarrollar una expectativa de lo que se puede lograr con los residuos que generamos, enseñar el uso y manejo del biofertilizante producido a bajo costo.

Govender et al. (2019) mencionan que existen sinergias con otros sectores de la industria en los que la producción de CO₂ de la planta de biogás, también puede capturarse y venderse al sector industrial de la alimentación y las bebidas. Además, existe la viabilidad de las empresas para trabajar en conjunto, por lo tanto, las pequeñas empresas pueden disponer de la capacidad humana pero no de la capacidad financiera para desarrollar un proyecto a gran escala, de esta forma se requiere de la colaboración de las empresas más grandes para aumentar la participación de las mismas.

Dar et al. (2021) indican que un alto rendimiento de CH₄ resulta contradictorio con el análisis económico del proceso. En otras palabras, los procesos que generan mayor cantidad de CH₄ no siempre son económicamente favorables. Esto podría estar ligado a la manera de cómo se eficientiza el uso de la energía que se utiliza en los pretratamientos y tecnologías que se aplican para una mejora en la producción del biogás, los costos que generan las estrategias en el pretratamiento, afectan a los ingresos anuales generados y al ratio de eficiencia, por tanto, esto impacta en el beneficio neto de la planta.

III MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Localización del área de estudio

La presente investigación se llevó a cabo en las instalaciones de la Facultad de Ciencias Agronómicas Campus V, la cual se localiza sobre la carretera Ocozocoautla – Villaflores km. 84.5, C.P. 30470 Villaflores, Chiapas, en los análisis de las muestras y evaluación de la fase de laboratorio se desarrolló dentro de las instalaciones del laboratorio de nutrición animal. Las muestras se obtuvieron con el apoyo de la procesadora de lácteos el establo de Villa, la cual se localiza sobre la carretera Villaflores Km 70 (Fig 3).

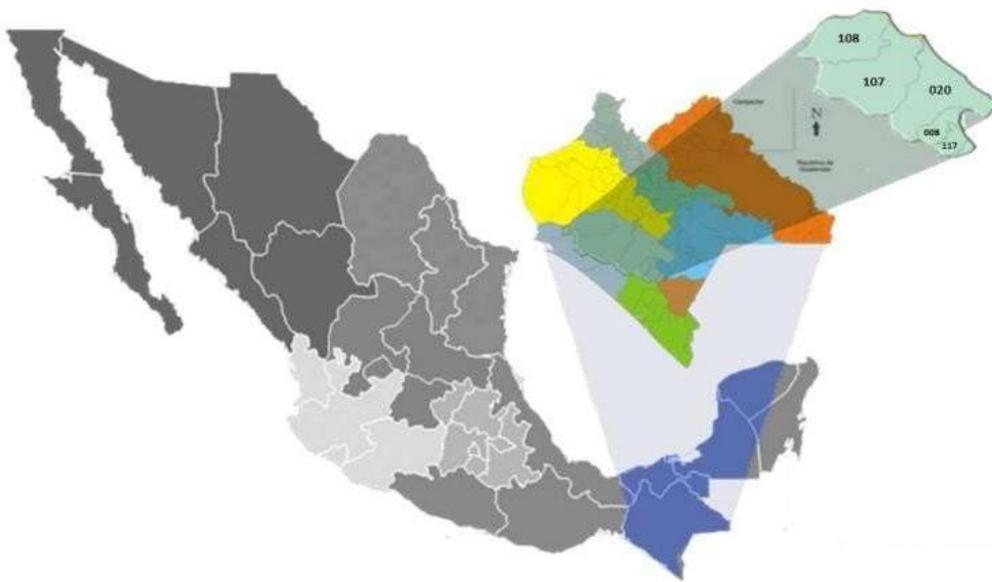


Figura 6. Localización del área de muestreo.

3.2 Metodología

3.2.1 Evaluación del potencial metanogénico (BMP)

Se realizaron ensayos discontinuos de biodegradabilidad (Fig 7) con reactores batch para obtener el BMP de los sustratos evaluados, los ensayos se realizaron en frascos de 100 mL con tapones herméticos de hule y sellos de aluminio con lo cual se obtuvo un ambiente anaerobio, se realizaron cinco tratamientos en codigestión, dos en monodiogestión y el inóculo, cada ensayo se realizó por triplicado con lo cual, fueron 24 ensayos en total. Los tratamientos en codigestión se realizaron a diferentes concentraciones de estiércol y lactosuero, variando las concentraciones para cada uno de los sustratos, comenzando con 80 % EB y 20 % LS y terminando con 20 % EB y 80 % LS. Además, se preparó un ensayo por triplicado para cada uno de nuestros sustratos EB y LS (100 %), de igual forma, se preparó un ensayo por triplicado para el inóculo, el cual se consideró como control. Los procesos de fermentación fueron monitoreados cada 24 horas por un periodo de 50 días. Se cuantificó la producción de biogás de cada reactor de forma volumétrica, para ello se utilizó un frasco invertido con una solución al 2N de NaOH (Aguilar-Aguilar et al., 2017).



Figura 7. Ensayos batch de los tratamientos a evaluar.

3.2.2 Análisis físicoquímicos de los sustratos a evaluar

Para evaluar el proceso de metanización y cuantificar el rendimiento de cada tratamiento evaluado, se llevaron a cabo análisis físicoquímicos para cada sustrato, considerando los siguientes parámetros:

La medición del pH según la NMX-AA-008-SCFI-2016, esta norma mexicana es de aplicación nacional y establece el método de prueba para la medición de este parámetro, en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, en el intervalo de pH 0 a pH 14 y en un intervalo de temperatura de 0 °C a 50 °C, se tomaron las mediciones de los sustratos (EB, LS), establecer el pH al inicio de los ensayos en los reactores discontinuos (batch) y al final de la producción de biogás, también, se realizó el monitoreo del proceso de DA del reactor UASB para conocer su estabilidad, midiendo afluente y principalmente efluente en cada alimentación, las mediciones fueron tomadas con un potenciómetro OAKTON Ion 510 series.

Los sólidos totales (ST) y volátiles (SV) se realizaron apegados a la NOM NMX-AA-034-SCFI-2015, el principio de esta metodología se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sólidos disueltos así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no. En su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos, se realizó el muestreo de los sustratos (EB, LS), al final de las digestiones de los reactores discontinuos (batch), al igual que el monitoreo del efluente en el reactor UASB, herramientas como mufla, estufas, básculas fueron utilizadas como lo exige la NOM.

Se realizó el análisis de la demanda química de oxígeno (DQO) por refluo cerrado con el espectrofotómetro Spectroquant® Prove 100, de igual manera para los sustratos y las mezclas a evaluar en el reactor UASB, este procedimiento corresponde al método fotométrico 5000-90000 mg L⁻¹ Spectroquant® según DIN ISO 15705.

3.2.3 Diseño y construcción de un reactor de flujo ascendente (UASB)

Se diseñó y construyó un reactor de flujo ascendente (UASB) escala laboratorio. El reactor tiene un volumen de cinco litros construido con PVC (policloruro de vinilo), se condicionó con bridas de plástico B3 de 1" en los puertos de entrada y salida, así como llaves de paso de 1/2" y codos de 1/2" para el control de flujo. También se incorporaron al diseño mangueras flexibles de silicona 4 mm, mangueras de látex de 8 mm x 100 y válvulas de 3 vías. Para facilitar el proceso de la DA, se añadieron cilindros cerámicos para crear un lecho de lodos fijo dentro del reactor. Estos cilindros proporcionaron una superficie para la fijación y concentración de la biomasa microbiana. El registro de la temperatura se realizó con un multímetro digital Fluke 28 II, que proporcionó información valiosa sobre las condiciones de temperatura durante el experimento.

Se establecieron 3 puertos, uno de entrada (afluente) para la alimentación, otro para la salida del biogás y su cuantificación, un tercero de salida (efluente) para la materia orgánica estabilizada (Fig 8). La producción de biogás fue registrada y cuantificada en su fase estacionaria o de mayor estabilidad, al igual que los parámetros de mayor influencia.



Figura 8. Ensayos batch de los tratamientos a evaluar.

El establecimiento del reactor se realizó en las instalaciones de la facultad de Ciencias Agronómicas en el Laboratorio de Nutrición Animal. Para su correcta

operación se utilizó una bomba peristáltica Cole-Parmer masterflex® L/S®. El programa de alimentación se realizó tres veces por semana, concretamente los lunes, miércoles y viernes. Este régimen de alimentación se aplicó a cada tratamiento de codigestión y monodigestión con el LS. La producción de biogás fue registrada y cuantificada en su fase estacionaria o de mayor estabilidad, al igual que los parámetros de mayor influencia. Se cuantificó la producción de biogás en el reactor UASB de forma volumétrica, de la misma forma que en las pruebas del BMP. En la figura 6 se detalla el diagrama general del sistema.

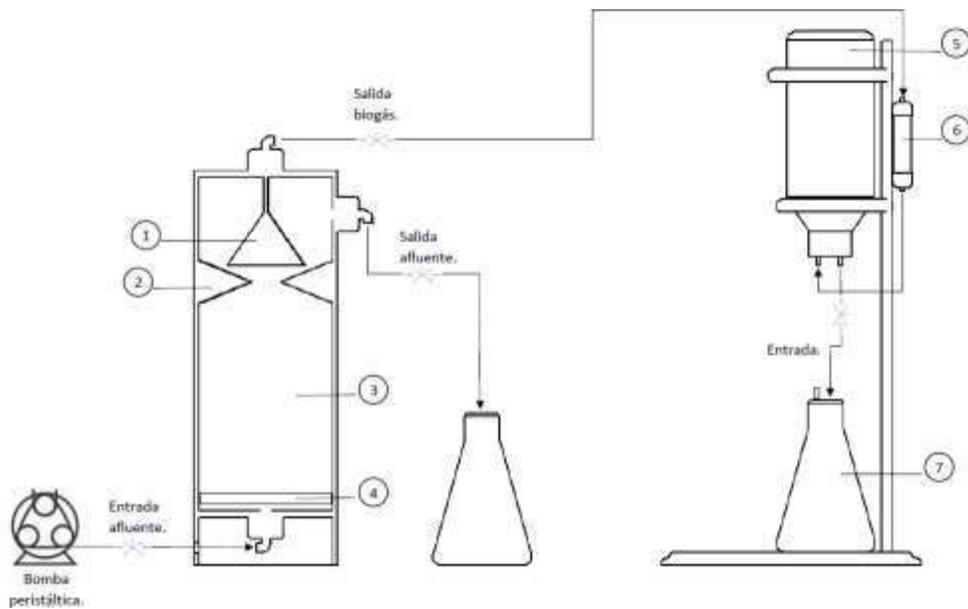


Figura 9. Diagrama del sistema para la cuantificación de biogás en un reactor anaerobio UASB.

- | | | |
|-----------------------------------|------------------------------|---|
| 1. Separador (gas-sólido-líquido) | 4. Lecho de lodos | 7. Matraz Erlenmeyer de captación (1 L) |
| 2. Deflectores | 5. Frasco invertido adaptado | |
| 3. Manto de lodos | 6. Filtro de limadura de Fe | |

3.2.4 Análisis de los productos generados en la codigestión

El biogás producido en la codigestión anaerobia de los residuos lactosuero y estiércol bovino se analizó utilizando un equipo de medición de gases (Multitec® 540), el equipo midió la concentración de la mezcla de gases que se produjo durante los procesos biológicos y determinó la cantidad de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) sulfuro de hidrógeno (H_2S), oxígeno (O_2) y monóxido de carbono (CO). Se determinaron las concentraciones de los dos principales gases que componen el biogás producido por la monodigestión de lactosuero y la codigestión de los sustratos en evaluación, con el fin de conocer la calidad del biogás generado en relación a la concentración de CH_4 .

Para poder llevar a cabo estas mediciones, se estableció un proceso en el cual se capturó el biogás en un frasco de vidrio (1 L) adaptado con válvulas de paso de tres vías y un difusor de cerámica, la solución utilizada fue agua destilada (H_2O) que por medio del desplazamiento del líquido por la acción de la entrada del biogás el cual queda capturado dentro del frasco para su posterior análisis. Para poder realizar las mediciones con el cuantificador (multitec® 540) fue necesario el uso de jeringas de plástico (60 mL), regresando el agua destilada desplazada al frasco utilizando una jeringa almacenando el biogás de salida en una bolsa de alimentación parenteral de plástico grado médico adaptada con una válvula de paso con una capacidad de 1.5 L. Por acción de las reacciones químicas inherentes al contacto con el agua en el proceso, se consideró la filtración del gas tomando este análisis como filtrado.

Para el análisis del biogás sin filtrar, se obtuvo de la toma directa del reactor por medio de la salida del biogás, la cual fue controlada mediante una válvula de tres vías para su conexión. El equipo multitec® posee una bomba interna que permite succionar el gas para poder realizar el análisis cualitativo y cuantitativo de la mezcla gaseosa. El análisis se realizó cada 24 horas durante el período de evaluación monitoreando las fracciones que componen el biogás producido. En la figura 7, se observa el sistema empleado para el análisis del biogás.

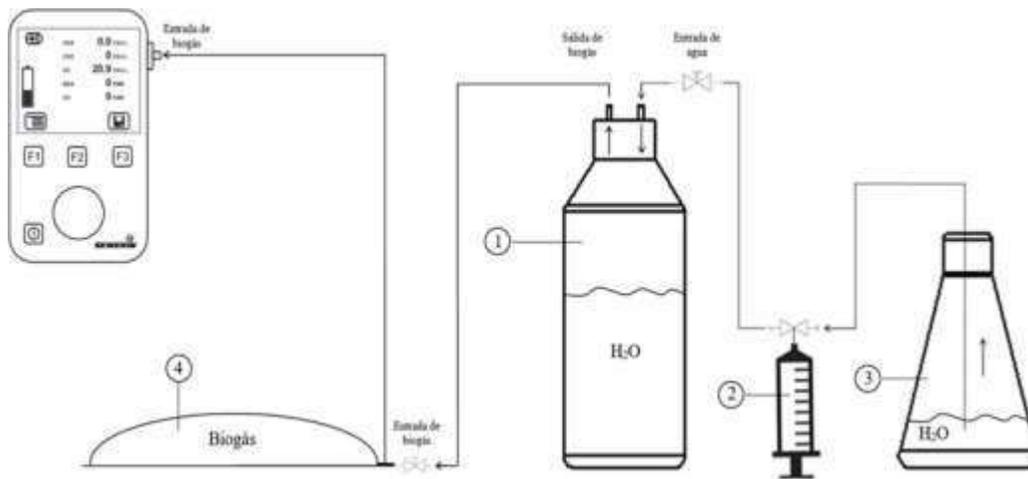


Figura 10. Detalles del sistema para el análisis de la calidad del biogás.

3.2.5 Análisis estadístico

Los resultados de producción de biogás obtenidos de los ensayos, se analizaron utilizando el programa StatSoft. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar si existían diferencias significativas entre los ensayos experimentales de CoDA y MoDA. Para evaluar mejor las diferencias, se realizó una prueba de Tukey con un nivel de significancia del 5 %. El propósito de este análisis fue identificar el mejor ensayo (BMP) que demostrará una producción superior de biogás, para su evaluación posterior en el reactor UASB a escala de laboratorio.

3.2.6 Diseño experimental

Se optó por un diseño de mezclas debido a la naturaleza intrínseca de nuestro experimento, donde se involucra la combinación de dos componentes en proporciones variables para formar una mezcla. En este estudio, las variables independientes no son factores independientes con niveles discretos, sino proporciones de dos componentes en una mezcla. La suma total de las proporciones de EB y LS se mantiene constante (100 %), lo cual es característico de un diseño de mezclas. Este diseño es específicamente adecuado para estudiar cómo las proporciones relativas de los componentes afectan a la respuesta de interés, en este caso, la producción de biogás y sus variaciones en las diferentes proporciones.

IV RESULTADOS

4.1 Caracterización física y química

En este estudio, se evaluaron diferentes parámetros relevantes para el proceso de CoDA de LS y EB, utilizando también un inóculo. Los parámetros analizados fueron pH, ST, SV, relación SV/ST y demanda química de oxígeno (DQO).

El pH es un parámetro crucial para el proceso de DA, ya que afecta la actividad de los microorganismos. En este estudio, el pH del estiércol bovino fue de 6.8 ± 0.0 , mientras que el del LS fue significativamente más ácido con un valor de 3.9 ± 0.0 . Por su parte, el inóculo tuvo un pH de 6.9 ± 0.0 . La acidez del LS podría inhibir la actividad microbiana si no se neutraliza adecuadamente, la mezcla y la CoDA pueden ayudar a estabilizar el pH a niveles óptimos para la DA.

Los ST representan la cantidad total de material suspendido y disuelto en la muestra. El estiércol bovino mostró una alta concentración de sólidos totales ($425 \pm 1.0 \text{ g L}^{-1}$), en comparación con el lactosuero ($55.9 \pm 0.13 \text{ g L}^{-1}$) y el inóculo ($11.56 \pm 0.14 \text{ g L}^{-1}$). Esta diferencia puede influir en la capacidad de producción de biogás, ya que una mayor cantidad de ST puede significar más material disponible para la DA.

Los SV son una medida del material orgánico que puede ser degradado biológicamente. El EB presentó $139 \pm 0.28 \text{ g L}^{-1}$ de SV, el LS $46.2 \pm 0.15 \text{ g L}^{-1}$, y el inóculo $7.66 \pm 0.15 \text{ g L}^{-1}$. Una mayor cantidad de SV en el EB sugiere que contiene una mayor cantidad de material orgánico disponible para ser convertido en biogás, aunque el LS también presenta una cantidad significativa que podría contribuir al proceso.

La relación SV/ST indica la proporción de SV respecto a los ST. El LS mostró una alta relación (82.75 %), seguida por el inóculo (66.26 %) y el estiércol bovino (32.7 %). Una mayor relación VS/TS es favorable ya que sugiere una mayor fracción de material biodegradable.

La DQO mide la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica presente en la muestra. Los resultados mostraron que el estiércol bovino tenía una DQO de $89 \pm 1.41 \text{ g L}^{-1}$, el lactosuero $59 \pm 0.70 \text{ g L}^{-1}$, y el inóculo $14.8 \pm 0.84 \text{ g L}^{-1}$. Estos valores indican el potencial de producción de biogás, siendo el EB el que presenta un mayor potencial, seguido por el LS. La alta DQO del estiércol bovino puede ser aprovechada en la CoDA para mejorar la eficiencia del proceso y la producción de biogás.

Por lo tanto, la combinación de LS y EB, agregados adecuadamente y en conjunto con el inóculo, podría ofrecer una solución efectiva para la producción de biogás, optimizando las condiciones de pH y aprovechando la alta relación VS/TS y DQO de los sustratos. Es esencial monitorear y ajustar los parámetros durante el proceso para maximizar la eficiencia de la digestión anaerobia y la producción.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica de los sustratos EB, LS e inóculo.

Parámetros	Estiércol bovino	Lactosuero	Inóculo
pH	6.8 ± 0.0	3.9 ± 0.0	6.9 ± 0.0
Sólidos totales (g L^{-1})	425 ± 1.0	55.9 ± 0.13	11.56 ± 0.14
Sólidos volátiles (g L^{-1})	139 ± 0.28	46.2 ± 0.15	7.66 ± 0.15
SV/ST (%)	32.7	82.75	66.26
DQO (g L^{-1})	89 ± 1.41	59 ± 0.70	14.8 ± 0.84

4.2 Cinéticas de la producción de biogás de los ensayos discontinuos (batch)

En este estudio, se evaluó la producción de biogás mediante la codigestión anaerobia de estiércol bovino (EB) y lactosuero (LS) en diferentes proporciones. Se realizaron ocho ensayos con distintas combinaciones de estos sustratos y se midió el volumen de biogás producido a lo largo del tiempo. Los ensayos 1 a 5 corresponden a mezclas de estiércol y lactosuero en proporciones de 80:20, 70:30, 50:50, 30:70 y 20:80, respectivamente.

El ensayo seis utilizó únicamente estiércol bovino, el ensayo siete utilizó solo lactosuero, y el ensayo ocho consistió en el inóculo sin adición de sustratos. La nomenclatura utilizada para identificar estos ensayos fue CoDA 80EB:20LS, CoDA 70EB:30LS, CoDA 50EB:50LS, CoAD 30EB:70LS, CoDA 20EB:80LS, MoDA EB, MoDA LS y MoDA Inoculo, respectivamente.

La figura 11 muestra la cinética de producción de biogás en función del tiempo para cada uno de los ensayos. En general, se observa una tendencia creciente en la producción de biogás con el tiempo para todas las mezclas, con diferencias significativas entre ellas. En el ensayo CoDA 80EB:20LS (80 % estiércol, 20 % lactosuero), se observó una de las mayores producciones de biogás, alcanzando un volumen final cercano a los 220 mL. La alta proporción de estiércol proporcionó una cantidad sustancial de SV y DQO, lo que favoreció la producción de biogás. En el ensayo CoDA 70EB:30LS (70 % estiércol, 30 % lactosuero), la producción también fue elevada, con un volumen final ligeramente inferior a los 200 mL. La proporción mayor de lactosuero no afectó negativamente la producción de biogás.

El ensayo CoDA 50EB:50LS (50 % estiércol, 50 % lactosuero) presentó una producción de biogás intermedia, alcanzando aproximadamente 170 mL. La mezcla equitativa de estiércol y lactosuero resultó en una producción moderada de biogás. En el ensayo CoAD 30EB:70LS (30 % estiércol, 70 % lactosuero), la producción de biogás fue menor, alcanzando cerca de 140 mL. La mayor proporción de lactosuero, con su acidez característica (pH de 3.9), posiblemente inhibió parcialmente la actividad microbiana, reduciendo la producción de biogás. En el ensayo CoDA

20EB:80LS (20 % estiércol, 80 % lactosuero), se observó una de las producciones más bajas de biogás, con un volumen final alrededor de 120 mL. La alta proporción de lactosuero parece haber afectado negativamente el proceso de DA.

Utilizando únicamente estiércol, el ensayo MoDA EB (100 % estiércol bovino) alcanzó una producción de biogás 72.80 mL, similar a las mejores combinaciones de codigestión. Esto reafirma la efectividad del estiércol como sustrato en la producción de biogás. Por otro lado, el ensayo 100 % lactosuero presentó la menor producción de biogás, con un volumen final alrededor de 66 mL. La acidez del lactosuero y la posible carencia de nutrientes balanceados pueden haber limitado la actividad microbiana. El ensayo MoDA Inoculo, que sirvió como control, mostró una producción de biogás mínima, evidenciando que el inóculo por sí solo no contribuye significativamente a la producción de biogás sin la adición de sustratos.

De esta manera, la combinación de estiércol bovino y lactosuero en proporciones adecuadas puede mejorar la producción de biogás, optimizando las condiciones para la digestión anaerobia. Las proporciones de 80:20 y 70:30 de estiércol a lactosuero mostraron los mejores resultados, indicando que una mayor proporción de estiércol es favorable para el proceso. La acidez del lactosuero debe ser manejada cuidadosamente para evitar la inhibición microbiana. La codigestión anaerobia debe ser balanceada correctamente, la cual ofrece una estrategia efectiva para maximizar la producción de biogás utilizando estos sustratos.

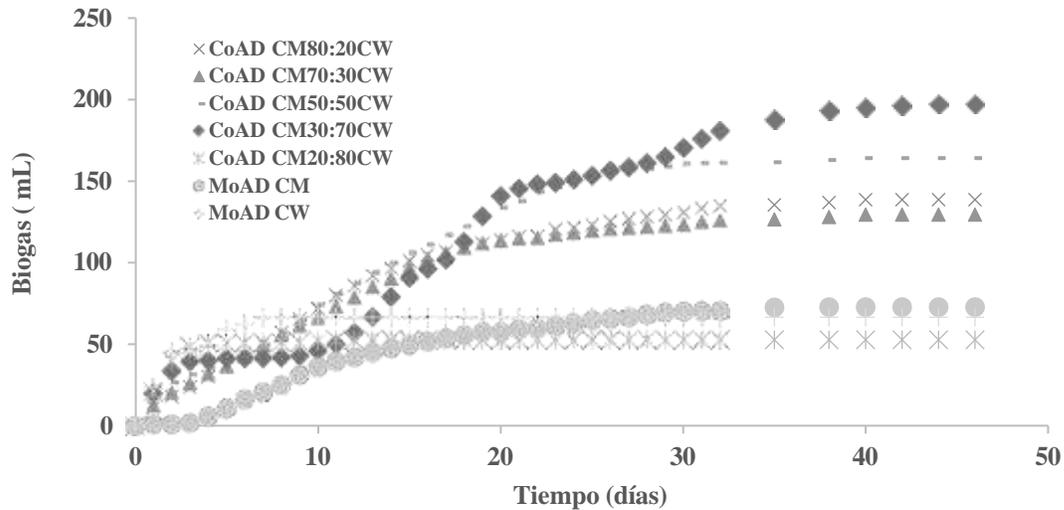


Figura 11. Perfil de la producción de biogás en el sistema batch ensayos en codigestión y monodigestión de los residuos LS y EB.

La cinética de Monod describe el crecimiento microbiano en función de la concentración del sustrato limitante. Esta relación es fundamental para entender el comportamiento de los microorganismos durante la digestión anaerobia y, por ende, la producción de biogás. A continuación, se explica cómo los resultados obtenidos pueden relacionarse con la cinética de Monod.

La ecuación de Monod es:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_S + S} \quad (5)$$

donde:

- (μ) es la tasa específica de crecimiento microbiano.
- (μ_{\max}) es la tasa máxima específica de crecimiento.
- (S) es la concentración de sustrato.
- (K_S) es la constante de semisaturación, es decir, la concentración de sustrato a la cual la tasa de crecimiento es la mitad de μ_{\max} .

Las curvas de producción de biogás (figura 11) pueden ser interpretadas en términos de la cinética de Monod. Durante la fase inicial, el crecimiento microbiano y la producción de biogás aumentan rápidamente debido a la alta disponibilidad de sustrato (estiércol y lactosuero). A medida que el sustrato se consume, la tasa de crecimiento microbiano (μ) disminuye, lo cual es consistente con la forma hiperbólica de la ecuación de Monod.

Los ensayos con proporciones de sustrato cercanas a la óptima (80:20 y 70:30) muestran una fase de producción de biogás sostenida y prolongada, indicando que la concentración de sustrato se mantuvo en niveles que favorecen un alto μ_{\max} durante más tiempo. En contraste, las proporciones subóptimas (50:50, 30:70 y 20:80) muestran una fase de producción más corta y un volumen total de biogás menor, reflejando una disminución más rápida de (S) y, consecuentemente, una caída en (μ_{\max}).

La alta acidez del LS en las mezclas con mayor proporción de LS (30:70 y 20:80) puede haber actuado como un factor limitante o inhibidor, reduciendo la tasa de crecimiento microbiano incluso si (S) estaba presente en cantidades adecuadas. Esto se puede interpretar como un aumento en el (K_s) aparente, donde los microorganismos requieren mayores concentraciones de sustrato para alcanzar la misma μ_{\max} debido a las condiciones subóptimas.

La aplicación de la cinética de Monod a los resultados de la codigestión anaerobia de estiércol y lactosuero ayuda a explicar las diferencias observadas en la producción de biogás. Las proporciones de sustrato que maximizan la producción de biogás coinciden con las condiciones en las que la concentración de sustrato (S) está en niveles óptimos para la máxima actividad microbiana, según la cinética de Monod. La acidez del lactosuero actúa como un factor limitante, aumentando el K_s aparente y reduciendo la eficiencia de la producción de biogás. Por lo tanto, un balance adecuado de estiércol y lactosuero es crucial para optimizar la digestión anaerobia y la producción de biogás.

4.3 Volumen de biogás

Los rendimientos de producción acumulada de biogás y biogás sobre sólidos volátiles (SV) para cada tratamiento se presentan en la Tabla 3. Estos valores fueron sometidos a una prueba de comparación de medias utilizando Análisis de Varianza (ANOVA) con un nivel de significancia del 5 % ($p < 0.05$). La producción de biogás varía significativamente entre las distintas mezclas estudiadas, destacando especialmente las diferencias entre aquellas con altas proporciones de estiércol vacuno (CoDA 30EB:70LS) y aquellas con altos contenidos de LS (CoDA 20EB:80LS), así como las demás mezclas balanceadas (CoDA 50EB:50LS) (figura 11 y tabla 4). Curiosamente, las mezclas de monocultivo de estiércol bovino (MoDA EB) y LS (MoDA LS) no mostraron diferencias significativas entre ellas, pero sí en comparación con la mayoría de las otras mezclas, especialmente aquellas con una mayor proporción de estiércol de ganado.

En particular, la mezcla CoDA 30EB:70LS se destaca significativamente de todas las demás, lo que indica que esta proporción específica es la más efectiva para la producción de CH_4 (Figura 11 y Tabla 3). Esto sugiere un efecto sinérgico notable en la producción de biogás cuando se utilizan proporciones específicas de EB y LS.

Por otro lado, la mezcla con la menor producción de CH_4 fue CoDA 20EB:80LS, lo que subraya cómo variaciones específicas en la composición de la mezcla pueden influir significativamente en el rendimiento de la producción de biogás.

Es importante señalar que no se encontraron diferencias significativas entre algunas mezclas específicas, como CoDA 70EB:30LS y CoDA 80EB:20LS (Figura 11 y Tabla 3). Este hallazgo sugiere que ajustes menores en la proporción de componentes no necesariamente resultan en cambios significativos en la producción de CH_4 , lo que podría indicar un umbral en el beneficio de ajustar las proporciones de los sustratos utilizados.

La visualización de estas diferencias a través del gráfico de intervalos de confianza proporciona una representación gráfica intuitiva de la significancia estadística entre grupos, con líneas no superpuestas que indican diferencias significativas. Este

análisis gráfico destaca cómo la composición específica de las mezclas influye de manera crítica en la producción de biogás, ofreciendo información valiosa para optimizar la producción de biogás. La mezcla CoDA 30EB:70LS, en particular, surge como la más prometedora para la producción eficiente de biogás, lo que sugiere que el equilibrio preciso entre el estiércol de ganado y el suero de queso puede desempeñar un papel clave para maximizar la producción de biogás.

Estos hallazgos tienen implicaciones significativas para el diseño y operación de los procesos de producción de biogás, lo que sugiere que una selección cuidadosa de las proporciones del sustrato puede mejorar sustancialmente la eficiencia de la producción. Este análisis detallado y la interpretación de los resultados proporcionan una base sólida para futuras investigaciones en el campo de la producción de biogás, orientando hacia estrategias más efectivas para la gestión de residuos orgánicos y la producción de energía renovable.

Tabla 3. Producción total del volumen acumulado de los tratamientos

Ensayos	Biogás (mL)	Biogás (mL g⁻¹VS)
CoDA 80EB:20L	138.62 ± 21.73	^{bc} 172.20 ± 27.0
CoDA 70EB:30L	129.49 ± 11.61	^b 160.86 ± 14.42
CoDA 50EB:50L	164.20 ± 4.70	^c 215.82 ± 6.18
CoDA 30EB:70L	197.16 ± 12.55	^a 223.54 ± 14.23
CoDA 20EB:80L	52.65 ± 3.88	^d 52.60 ± 3.87
MoDA EB	72.80 ± 3.06	^d 97.19 ± 4.09
MoDA LS	66.52 ± 6.38	^d 65.99 ± 6.33

Letras diferentes (a,b,c,d,e) representan diferencias significativas de acuerdo a su nivel de significancia (p > 0.05)

4.4 Caracterización física y química de la mezcla de sustratos

La tabla 4 presenta los resultados de diferentes ensayos de codigestión anaerobia utilizando estiércol bovino (EB) y lactosuero (LS) en diversas proporciones. Los parámetros medidos incluyen el pH inicial, los sólidos totales iniciales ($ST_{Inicial}$) y finales (ST_{Final}), los sólidos volátiles iniciales ($SV_{Inicial}$) y finales (SV_{Final}). Todos los ensayos comenzaron con un pH inicial de 7.5, lo cual es un valor óptimo para la digestión anaerobia, asegurando un ambiente adecuado para la actividad microbiana.

Para el ensayo CoDA 80EB:20LS, se observa que los sólidos totales iniciales ($ST_{Inicial}$) eran 18.8 g L^{-1} y los finales (TS_{Final}) 18.6 g L^{-1} , indicando una ligera reducción. Los sólidos volátiles iniciales ($VS_{Inicial}$) eran 11.5 g L^{-1} y los finales (SV_{Final}) 10.6 g L^{-1} , mostrando una reducción significativa, lo que sugiere una buena degradación de la materia orgánica. En el ensayo CoDA 70EB:30LS, los sólidos totales iniciales eran 18.2 g L^{-1} y los finales 18.57 g L^{-1} , con una reducción mínima. Los sólidos volátiles iniciales eran 11.5 g L^{-1} y los finales 10.23 g L^{-1} , indicando también una buena degradación de la materia orgánica. El ensayo CoDA 50EB:50LS presentó sólidos totales iniciales de 16.07 g L^{-1} y finales de 15.63 g L^{-1} , con una reducción moderada. Los sólidos volátiles iniciales eran 10.87 g L^{-1} y los finales 8.8 g L^{-1} , mostrando una degradación significativa de la materia orgánica.

Para el ensayo CoDA 30EB:70LS, los sólidos totales iniciales eran 17.57 g L^{-1} y los finales 16.1 g L^{-1} , con una reducción notable. Los sólidos volátiles iniciales eran 12.6 g L^{-1} y los finales 9.63 g L^{-1} , indicando una buena degradación. En el ensayo CoDA 20EB:80LS, los sólidos totales iniciales eran 19.27 g L^{-1} y los finales 14.83 g L^{-1} , con una reducción considerable. Los sólidos volátiles iniciales eran 14.3 g L^{-1} y los finales 9.47 g L^{-1} , mostrando una reducción significativa en la materia orgánica. El ensayo MoDA EB, que utilizó únicamente estiércol bovino, presentó sólidos totales iniciales de 17.55 g L^{-1} y finales de 19.9 g L^{-1} , con un incremento inesperado en los sólidos totales. Los sólidos volátiles iniciales eran 10.7 g L^{-1} y los finales 11.2 g L^{-1} , también con un ligero incremento. En el ensayo MoDA lactosuero, que utilizó únicamente lactosuero, los sólidos totales iniciales eran 17.97 g L^{-1} y los finales

17.03 g L⁻¹, con una ligera reducción. Los sólidos volátiles iniciales eran 14.4 g L⁻¹ y los finales 10.17 g L⁻¹, indicando una buena degradación de la materia orgánica. Finalmente, el ensayo MoDA Inóculo, que sirvió como control, mostró sólidos totales iniciales de 7.3 g L⁻¹ y finales de 8.17 g L⁻¹, con un ligero incremento. Los sólidos volátiles iniciales eran 5.16 g L⁻¹ y los finales 5.63 g L⁻¹, también con un ligero incremento.

Los resultados sugieren que las proporciones de estiércol y lactosuero influyen significativamente en la degradación de los sólidos volátiles y totales. Las mezclas con una mayor proporción de estiércol tienden a mostrar una mejor degradación de la materia orgánica, mientras que el lactosuero, aunque contribuye a la degradación, puede necesitar una proporción adecuada para optimizar la DA.

Tabla 4. Valores iniciales y finales de pH y sólidos volátiles (SV) de los ensayos en codigestión (CoDA) y monodigestión (MoDa).

Ensayos	pH Inicial	PH final	ST inicial (g L ⁻¹)	ST final (g L ⁻¹)	SV inicial (g L ⁻¹)	SV final (g L ⁻¹)
CoDA 80EB:20LS	7.5	6.75 ± 0.01	18.80 ± 0.36	18.60 ± 3.29	11.50 ± 0.17	10.60 ± 2.02
CoDA 70EB:30LS	7.5	7.84 ± 0.02	18.20 ± 0.88	18.57 ± 1.70	11.50 ± 0.62	10.23 ± 1.05
CoDA 50EB:50LS	7.5	7.95 ± 0.01	16.07 ± 1.50	15.63 ± 2.75	10.87 ± 0.14	8.80 ± 1.83
CoDA 30EB:70LS	7.5	7.51 ± 0.03	17.57 ± 0.51	16.10 ± 2.77	12.60 ± 0.65	9.63 ± 2.14
CoDA 20EB:80LS	7.5	5.32 ± 0.02	19.27 ± 0.41	14.83 ± 1.25	14.30 ± 0.20	9.47 ± 1.05
MoDA EB	7.5	7.34 ± 0.02	17.55 ± 0.35	19.90 ± 0.65	10.70 ± 0.28	11.20 ± 0.26
MoDA LS	7.5	3.83 ± 0.01	17.97 ± 0.11	17.03 ± 2.26	14.40 ± 0.00	10.17 ± 1.51
MoDA Inóculo	7.5	7.47 ± 0.02	7.30 ± 0.20	8.17 ± 0.05	5.16 ± 0.11	5.63 ± 0.15

4.5 Producción de biogás del lactosuelo en el reactor de flujo ascendente (UASB). 1a fase de arranque

Los resultados de los ensayos de producción de biogás en el reactor UASB indicaron que los mayores rendimientos se obtuvieron al utilizar una mayor concentración de suero de queso (LS) y una menor concentración de estiércol de ganado (EB). Esta combinación mejoró la relación carbono-nitrógeno (C/N), el suministro de nutrientes y la sinérgia entre los sustratos, resultando en una mayor producción de biogás. Después de la puesta en marcha del reactor, en la que solo se agregaron inóculo y nutrientes para permitir que los microorganismos establecieran una biopelícula en las superficies del reactor, la adición de 100 ml de LS (MoDA LS) inició la producción de biogás.

El tratamiento CoDA LS95:05EB logró una producción promedio diaria de 687 mL de biogás, con una producción total de 10,300 mL y un contenido de CH₄ del 50.77 % en el biogás. Para el tratamiento CoDA LS90:10EB, la producción promedio diaria fue de 1,240.78 mL de biogás, con una producción total de 19,099 mL y un contenido de metano del 50.25 %. El tratamiento CoDA LS85:15EB generó una producción promedio diaria de 1,597 mL de biogás, con una producción total de 23,116 mL. Es destacable que, a medida que la concentración de LS disminuye por debajo del 90 %, la producción de biogás aumenta. El pH del sistema se mantuvo estable dentro del rango de 6.5 a 7.2, lo cual es favorable para la DA. Sin embargo, al alcanzar una concentración del 50 % de LS, la producción acumulada de biogás comienza a disminuir, posiblemente debido al aumento de material fibroso aportado por el EB.

El uso de una biopelícula con material poroso en el reactor tuvo un efecto positivo en la producción de biogás. Al mantener el consorcio microbiano adherido a la biopelícula, la mezcla de desechos podría consumirse de manera más eficiente y rápida, conduciendo a una mejor producción. Estos hallazgos sugieren que la combinación de una mayor concentración de LS y una menor concentración de EB, junto con el uso de una biopelícula, puede optimizar la producción de biogás en procesos de DA.

La cinética de producción de biogás varió notablemente entre los diferentes ensayos, con diferencias significativas en la cantidad de biogás generado. El ensayo CoDA LS90:10EB mostró la mayor producción de biogás, alcanzando 2,964 mL en 24 horas el sexto día de la evaluación. En comparación, el ensayo LS85:15EB produjo 2,604 mL de biogás, y la mezcla CoDA LS90:05EB generó 1036 mL. El uso de una biopelícula con material poroso tuvo un efecto positivo en la producción de biogás, ya que facilitó la fijación y actividad del consorcio microbiano. Esto condujo a un consumo más rápido y eficiente de la mezcla de residuos, resultando en una mayor producción de biogás.

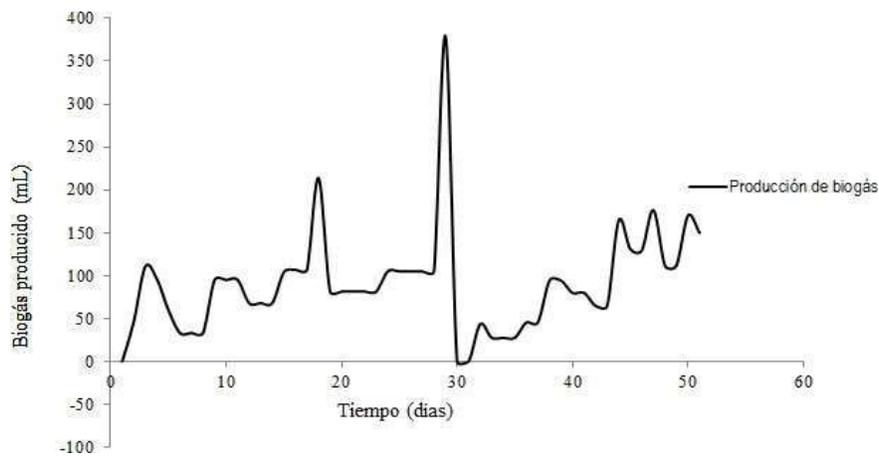


Figura 12. Producción de biogás de la fase de arranque a fase estacionaria.

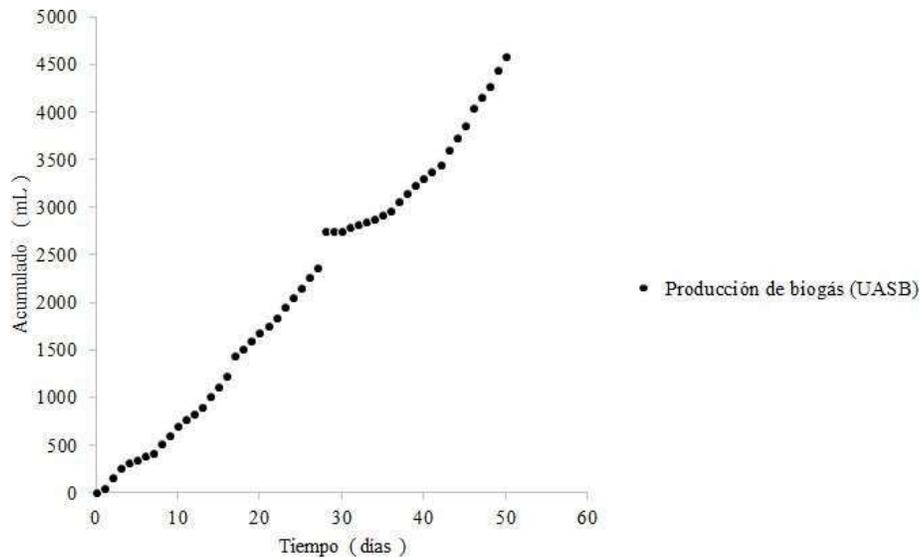


Figura 13. Producción de biogás acumulado en fase de arranque a fase estacionaria

4.6 Valores del monitoreo del parámetro de elevada influencia pH

El pH dentro del reactor es un indicador crucial de la estabilidad del proceso en la digestión anaeróbica. Un rango de pH de 6.5 a 7.5 se considera favorable para mantener la producción de biogás, mientras que valores fuera de este rango pueden indicar un proceso de inhibición (Appels et al., 2011). En este estudio, el pH fluctuó en todos los tratamientos, como se muestra en la Figura 14, pero se mantuvo dentro del rango de 6.5 a 7.5. Esto indica que hubo estabilidad en el proceso de digestión anaeróbica dentro del reactor, a pesar de la variación en la concentración de LS y EB.

Aunque el pH de las mezclas era inicialmente ácido, oscilando entre 3.8 y 4.0, lo que potencialmente podría conducir a una acidificación del medio, el proceso de producción de biogás observado se mantuvo estable. Esto sugiere que el consorcio microbiano se adaptó y mantuvo su actividad, resultando en una producción sostenida de biogás durante todo el período de evaluación. La capacidad del consorcio microbiano para adaptarse a las condiciones ácidas iniciales y estabilizar el pH en el rango óptimo es fundamental para el éxito de la DA y la producción de biogás.

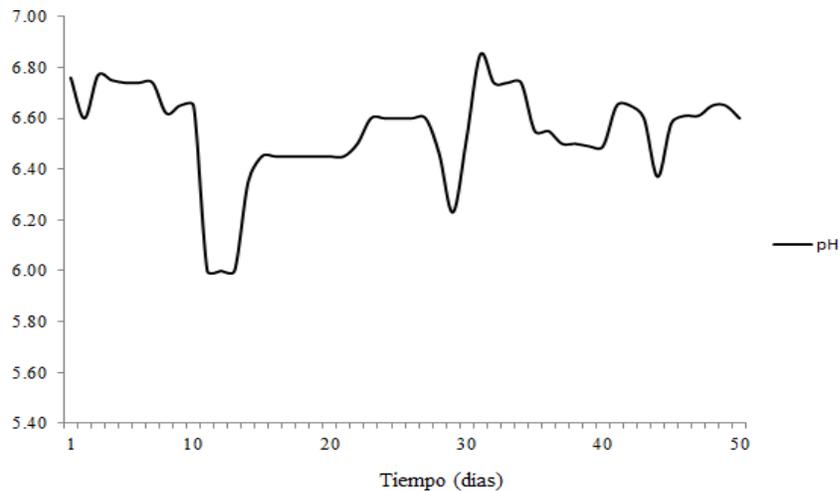


Figura 14. Monitoreo del valor pH en la fase de arranque y fase estacionaria

La figura 15 muestra la variación de la temperatura en el reactor UASB a lo largo del tiempo. Al comienzo del proceso, la temperatura se encuentra alrededor de 25.5 °C y luego muestra una ligera disminución hacia los 25 °C, seguida de un aumento hacia los 26.5 °C. Después de estas fluctuaciones iniciales, la temperatura se estabiliza alrededor de 26 °C durante un periodo corto. Hacia el día 10, la temperatura muestra una disminución significativa llegando a cerca de 24.5 °C, seguido de un aumento abrupto de nuevo a cerca de 26 °C. A partir del día 15 aproximadamente, la temperatura se mantiene más estable alrededor de 26.5 °C, con una ligera disminución en algunos puntos, pero generalmente dentro del rango de 26 a 27 °C. Entre los días 25 y 35, hay un pico significativo en la temperatura que alcanza casi 28 °C, después de lo cual la temperatura desciende nuevamente. Después del pico, la temperatura muestra otra disminución considerable hacia los 25 °C y presenta varias fluctuaciones menores alrededor de este valor. En los días finales del registro, la temperatura se mantiene alrededor de 25.5 °C, con ligeras variaciones hacia 25 °C.

La temperatura es un factor crucial en la digestión anaerobia por varias razones. Influye directamente en la actividad y el crecimiento de los microorganismos responsables del proceso. La mayoría de los microorganismos anaerobios tienen rangos de temperatura óptimos para su actividad. En condiciones mesofílicas, típicamente entre 30 y 40 °C, los microorganismos funcionan de manera más eficiente. Aunque en este estudio la temperatura se mantuvo en un rango mesófilo más bajo, alrededor de 25 a 28 °C, mantener una temperatura estable es esencial para asegurar un rendimiento óptimo.

La estabilidad de la temperatura ayuda a mantener un entorno constante para los microorganismos, lo que es crucial para evitar el estrés térmico y la posible inactivación de ciertas bacterias. Fluctuaciones significativas en la temperatura pueden causar perturbaciones en el consorcio microbiano, reduciendo la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica y, consecuentemente, la producción de biogás.

Además, la temperatura afecta las tasas de reacción química dentro del reactor. A temperaturas más altas dentro del rango mesofílico, las reacciones bioquímicas tienden a ocurrir más rápidamente, lo que puede resultar en una mayor producción de biogás en menos tiempo. Sin embargo, temperaturas demasiado altas pueden causar la desnaturalización de enzimas y proteínas microbianas, lo que podría inhibir la actividad microbiana.

Por lo tanto, la temperatura es fundamental para la DA porque asegura la actividad eficiente y estable de los microorganismos, facilita las reacciones bioquímicas necesarias para la producción de biogás y ayuda a mantener la estabilidad del proceso en el reactor. Mantener la temperatura dentro de un rango óptimo es esencial para maximizar la eficiencia y el rendimiento del sistema de digestión anaeróbica. Mantener la temperatura en el promedio de 26 °C pudo asegurar una digestión anaerobia exitosa durante todo el proceso, a pesar de las fluctuaciones que se observan en la Figura 15.

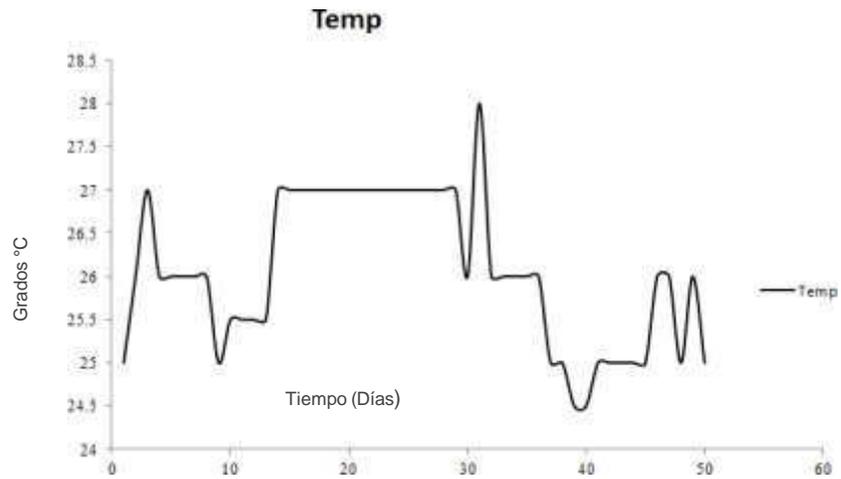


Figura 15. Monitoreo de la temperatura en fase de arranque y fase estacionaria.

4.7 Producción de biogás del lactosuero en el reactor de flujo ascendente (UASB) 2ª fase acoplamiento.

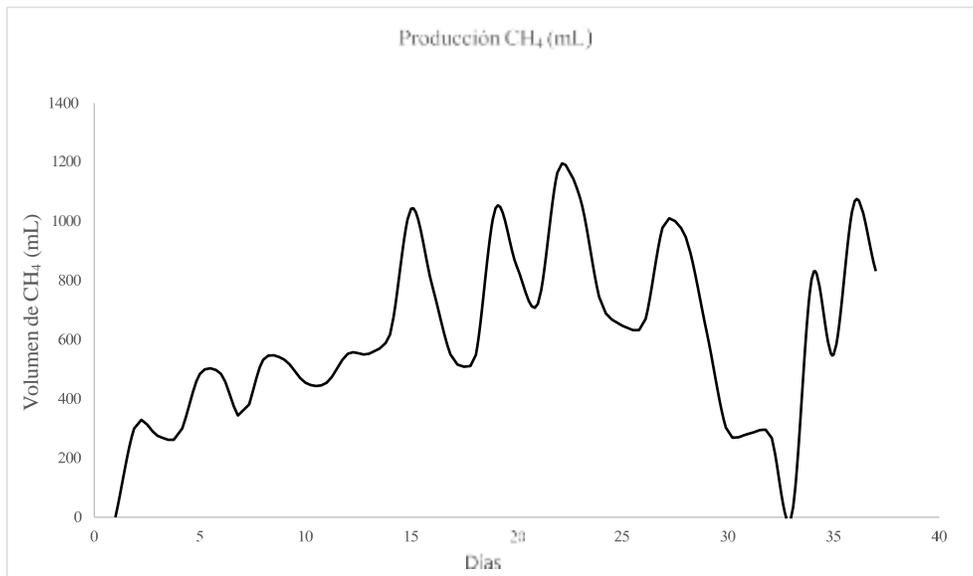


Figura 16. Monitoreo de la producción de biogás en la 2ª. fase estacionaria.

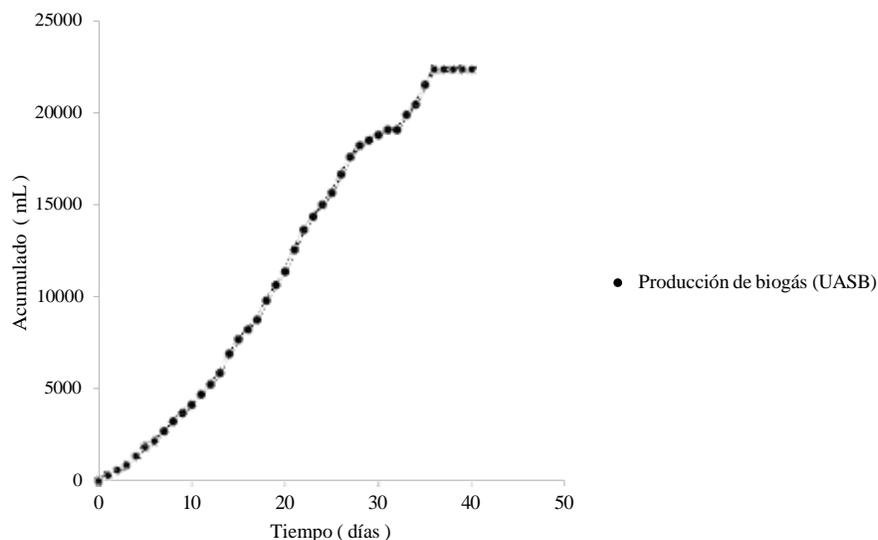


Figura 17. Producción de biogás acumulado en la 2ª.fase estacionaria.

4.8 Biodegradabilidad del sustrato lactosuero en monodigestión

La tabla 5 muestra la eficiencia de remoción de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) en el reactor de digestión anaerobia para diferentes ensayos de lactosuero (LS). Los resultados indican una alta eficiencia de remoción en todos los ensayos, reflejando la efectividad del proceso de digestión anaerobia. En el primer ensayo, la eficiencia de remoción de ST fue del 89.77 %, mientras que la de SV alcanzó el 93.65 %. El segundo ensayo mostró una eficiencia aún mayor, con una remoción de ST del 95.59 % y de SV del 97.57 %.

En tanto el tercer ensayo presentó una eficiencia de remoción de ST del 93.38 % y de SV del 97.07 %. En el cuarto ensayo, se alcanzó una eficiencia de remoción de ST del 95.82 % y de SV del 98.34 %, siendo uno de los valores más altos registrados. Para el quinto ensayo, la eficiencia de remoción de ST fue del 91.10 % y la de SV del 95.63 %.

En el sexto ensayo, la eficiencia de remoción de ST fue del 94.29 % y la de SV del 97.60 %. Finalmente, el séptimo ensayo mostró una eficiencia de remoción de ST del 90.93 % y de SV del 95.48 %. Estos resultados demuestran que el sistema de digestión anaerobia es altamente eficiente en la reducción de sólidos totales y

volátiles en el lactosuero, lo que indica una alta tasa de degradación de la materia orgánica. La alta eficiencia de remoción no solo contribuye a una mayor producción de biogás sino que también reduce la carga contaminante del efluente, destacando la viabilidad del proceso para el tratamiento sostenible de residuos de la industria quesera.

Los datos muestran que el proceso de digestión anaerobia fue altamente eficaz en la reducción de sólidos totales y volátiles en todos los ensayos. La notable disminución de los ST y SV en el efluente indica una alta tasa de degradación de la materia orgánica presente en el lactosuero, lo que refleja la eficiencia del sistema de digestión anaerobia para el tratamiento de este tipo de residuos. Esto no solo ayuda a reducir la carga contaminante del lactosuero, sino que también favorece la producción de biogás, haciendo del proceso una solución sostenible para el manejo de residuos de la industria quesera.

Tabla 5. Biodegradabilidad del sustrato lactosuero en monodigestión anaerobia en un reactor UASB

Alimentación	Sólidos Totales (ST)		Sólidos Volátiles (SV)		Biodegradabilidad
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
LS	g L ⁻¹	g L ⁻¹	g L ⁻¹	g L ⁻¹	%
1a	34.20 ± 2.27	3.50 ± 0.17	29.43 ± 3.13	1.87 ± 0.25	93.66
2a	69.57 ± 0.92	3.07 ± 0.11	63.03 ± 0.80	1.53 ± 0.05	97.57
3a	45.30 ± 0.17	3.00 ± 2.05	40.90 ± 0.10	1.20 ± 0.0	97.07
4a	81.27 ± 0.81	3.40 ± 0.20	72.30 ± 0.26	1.20 ± 0.1	98.34
5a	33.37 ± 0.11	2.97 ± 0.15	30.40 ± 0.26	1.33 ± 0.05	95.61
6a	55.47 ± 0.47	3.17 ± 0.05	50.03 ± 0.45	1.20 ± 4.10	97.60
7a	30.53 ± 0.28	2.77 ± 0.05	27.20 ± 0.26	1.23 ± 0.11	95.47

4.9 Análisis de la fracción CH₄, CO₂ y otros gases que componen el biogás

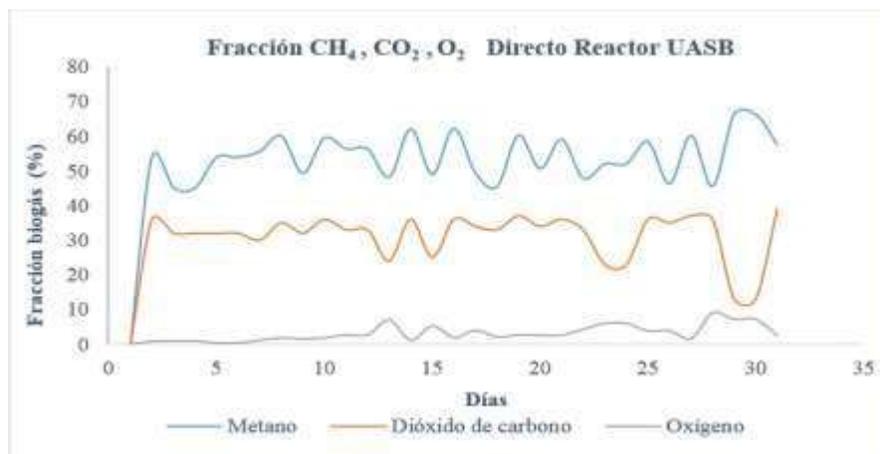


Figura 18. Análisis de la calidad del biogás en monodigestión de LS.

Los resultados de la investigación mostraron que tanto la codigestión como la monodigestión anaerobia de lactosuero (LS) condujeron a la producción de biogás dentro de las primeras 24 horas de operación en el reactor UASB en condiciones mesófilas (28 °C). En todos los ensayos de codigestión se obtuvo una concentración de CH₄ superior al 50 %, lo que concuerda con los hallazgos de Comino (2012), quienes también reportaron concentraciones promedio de metano del 51 % y máximo 64 %. Específicamente, la mezcla CoDA LS90:10EB tuvo una concentración promedio de metano de 62.25 %. La mezcla CoDA LS85:15EB exhibió una concentración de metano ligeramente inferior del 56.43 %, y la mezcla CoDA LS95:05EB tuvo una concentración de metano del 54.55 %.

La mezcla con el 90 % de LS y el 10 % de EB (CoDA LS90:10EB) no solo produjo una mayor cantidad de biogás sino que también mostró la mayor concentración de metano.

Por lo tanto, con base en los resultados, se considera que el uso de una mezcla compuesta por 90 % LS y 10 % EB en un reactor de flujo ascendente es una configuración adecuada para lograr una producción óptima de metano. Esta configuración no solo optimiza la producción de biogás sino que también garantiza una alta calidad del metano en el biogás, lo cual es crucial para su utilización como fuente de energía.

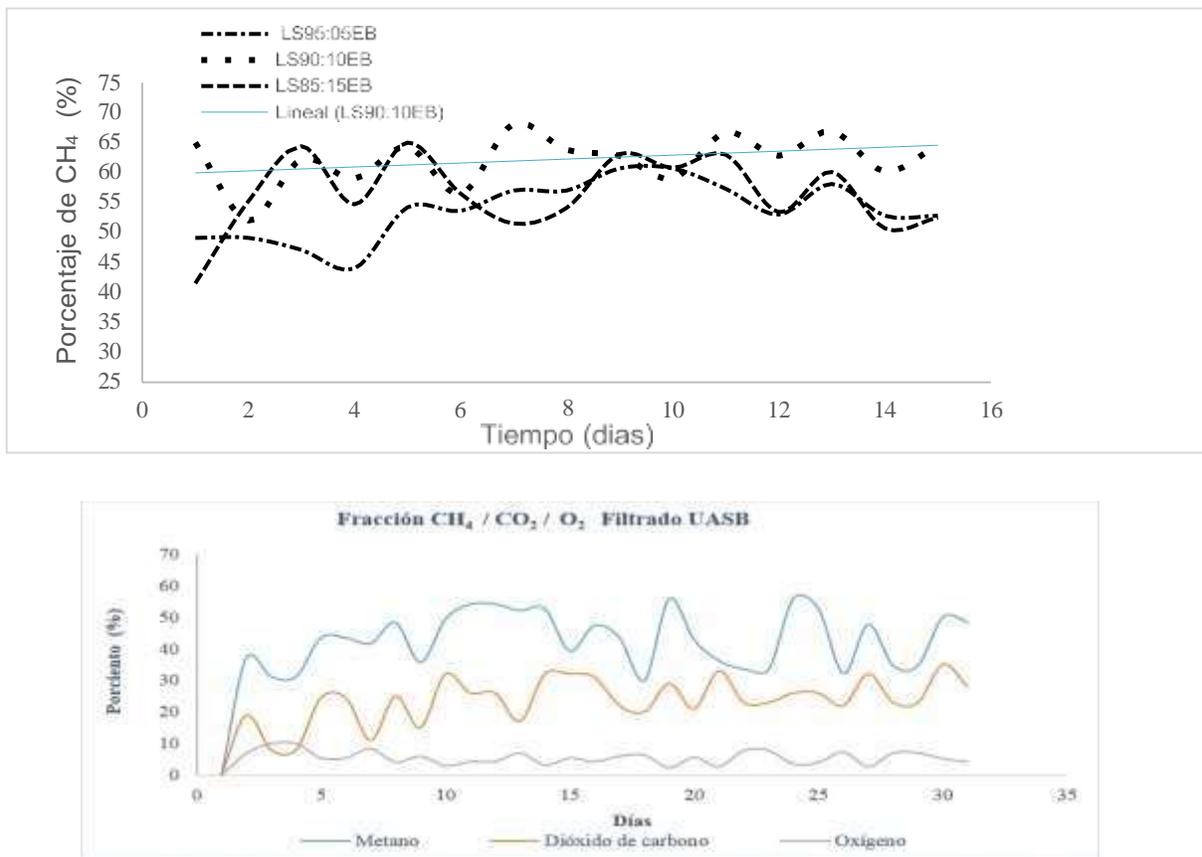


Figura 19. Análisis de la calidad del biogás en monodigestión de LS en comparativa con CoDA.

V DISCUSIÓN

Los tratamientos de codigestión anaeróbica (CoDA) de estiércol bovino (EB) y suero de queso (LS) obtuvieron un mayor rendimiento en la producción de metano en comparación con los tratamientos de monodigestión. La cinética de producción de biogás mostró características similares a las descritas por Labatut et al. (2011), quienes evaluaron diferentes sustratos en CoDA y MoDA utilizando EB y LS. En los tratamientos de CoDA, con excepción de CoDA 20EB:80LS, se observó una producción de biogás en las primeras 24 horas, demostrando una alta biodegradabilidad. Este comportamiento se replicó en la evaluación de las mezclas en un reactor UASB bajo condiciones mesófilas similares.

Durante los ensayos en el reactor UASB, todos los tratamientos en CoDA presentaron producción de biogás en las primeras 24 horas, con concentraciones de metano superiores al 50 % desde la primera medición, lo que difiere de los hallazgos de Comino et al. (2012), quienes reportaron concentraciones similares hasta los 50 días. Zhai et al. (2015) evaluaron el efecto del pH inicial en la codigestión anaerobia de desechos de cocina con estiércol bovino y observaron que el pH inicial puede afectar la variación del pH, la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV), la alcalinidad y la concentración de amoníaco. En este estudio, los valores de pH se mantuvieron entre 6.8 y 7.3, considerados óptimos para la digestión anaeróbica, y se observó un aumento en la concentración de metano con los valores más alcalinos.

El tratamiento CoDA 30:70 en un reactor discontinuo fue el más estable, con un pH final de 7.5, dentro del rango óptimo de 6.5 a 7.5 como lo reportan Boe (2006); Turovskiy & Mathai (2006); Meegoda et al. (2018); y Martí (2019). Este tratamiento tuvo la segunda carga orgánica más alta con 12.60 g L^{-1} de sólidos volátiles iniciales, y demostró estabilidad y alta producción de biogás a pesar de la carga orgánica elevada.

La estabilidad del pH en el efluente del reactor UASB se mantuvo entre 6.8 y 7.3, alineándose con los valores óptimos mencionados por Appels et al. (2011). Jiraprasertwong et al. (2019) indicaron que un pH óptimo de 5.5 resultó en bajo rendimiento e inhibición del proceso en tratamientos con LS, mientras que Zamri et al. (2021) destacaron que la inhibición de la metanogénesis ocurre con un pH inferior a 4.0 debido a la disminución en la actividad microbiana y la acumulación de AGV.

En la tabla 4 se presentan los valores iniciales y finales de sólidos volátiles (SV) de los ensayos discontinuos, destacando el tratamiento 30EB:70LS tuvo la mejor disminución de carga orgánica, ya que presentó la mejor biodegradabilidad en codigestión.

Los resultados de la Tabla 3 indican una diferencia significativa entre la MoDA y la CoDA de la mezcla LS/EB. Además, al comparar los tratamientos CoDA 50EB:50LS y CoDA 30EB:70LS, no se observaron diferencias significativas en la producción de biogás. Los valores de producción de biogás para estos tratamientos fueron 215.82 mL CH₄ g⁻¹ SV y 223.54 mL CH₄ g⁻¹ SV, respectivamente, los cuales tienen valores muy cercanos a los reportados por Ergüder et al. (2001), quienes obtuvieron 250.2 mg L⁻¹ DQO. Esto sugiere que estos dos tratamientos dieron como resultado niveles similares de eficiencia de producción de metano. La prueba ANOVA permitió comparar estadísticamente los diferentes tratamientos, revelando las diferencias significativas en la producción de biogás entre monodigestión y codigestión, así como las similitudes entre determinados tratamientos de codigestión en términos de rendimiento de metano.

La figura 11 muestra la cinética típica de los ensayos de monodigestión de EB, donde la producción de biogás alcanzó casi 70 mL entre los días 35 y 45, en contraste con los ensayos de Labatut et al. (2011), que no superaron los 40 mL. En comparación con cualquiera de las mezclas en CoDA a excepción de la CoDA 20EB:80L que se inhibió el proceso por acidificación, las cuatro CoDA superaron en producción a la media de los sustratos por individual en más del 80 %, estos valores se asemejan a los obtenidos en el estudio de Vivekanand et al. (2017) quienes reportaron un aumento en la producción de biogás del 84 %.

En la figura 19, la composición de la fracción de CH₄ se mantuvo en promedio en 52.5 % durante el período de evaluación, con fluctuaciones en CO₂ (33.2 %) y O₂ (3.1 %). Al final del período, el CH₄ alcanzó 66.3 % y el CO₂ disminuyó a 13 %. Molino et al. (2013) mencionan que diferentes sustratos producen aproximadamente 60 % de CH₄ y 40 % de CO₂.

A diferencia de Antonelli et al. (2016), que no encontraron H₂S, en este estudio se midieron valores por encima de 500 ppm, con los valores más bajos de 122 ppm, recomendándose el uso de filtros para su correcto aprovechamiento.

La figura 19 muestra los valores en el porcentaje de metano, se realizó la comparativa entre la MoDA de LS con las mezclas en CoDA, se observó un aumento en el porcentaje de esta fracción mediante el uso del reactor UASB, la mezcla 90EB:10LS presentó el mayor porcentaje (62.25 %) datos que concuerdan con Kavacik y Topaloglu (2010) quienes obtuvieron cerca de 60 % en un reactor CSTR.

Se observó que el tratamiento CoDA LS85:15EB, que se agregó una mayor concentración de EB, resultó en una disminución en la concentración de metano de 56.43 %. Estos resultados indican que la proporción de los sustratos tiene un impacto significativo en la calidad del biogás, se compara el estudio de Almomani y Bhosal (2020) donde a una mayor concentración de estiércol contribuyó a disminuir la fracción de CH₄ (66 - 73 %) a diferencia del mejor tratamiento (70 – 77 %).

VI CONCLUSIÓN

Los residuos orgánicos generados en la industria quesera, particularmente el lactosuero, demuestran un notable potencial para la producción de biogás mediante digestión anaerobia. La alta biodegradabilidad del lactosuero lo convierte en un sustrato ideal para el tratamiento anaerobio, facilitando no solo la valorización de este residuo, sino también contribuyendo significativamente a la reducción de problemas ambientales asociados con su disposición inadecuada. La implementación de tratamientos de codigestión ha evidenciado un aumento en el rendimiento de la producción de biogás y, especialmente, en la fracción de metano (CH_4), reforzando la viabilidad de la codigestión de estos sustratos.

En particular, la mezcla de CoDA 90LS:10EB ($25.738 \text{ L biogás}\cdot\text{g}^{-1}\text{SV}$) mostró los mejores resultados, superando no solo los rendimientos de la monodigestión de lactosuero, sino también los de otros tratamientos de codigestión. Esta mezcla no solo maximizó la producción de biogás, sino que también logró la mayor concentración de CH_4 , asegurando una estabilidad óptima en el reactor bajo condiciones controladas. Además, todos los tratamientos en codigestión mantuvieron una estabilidad y desarrollo óptimos del proceso, evitando inhibiciones por acidificación. Esto subraya la eficacia de la sinergia entre los microorganismos involucrados en el proceso anaerobio y confirma la viabilidad de tratar y valorizar estos residuos como una fuente sostenible de energía renovable.

VII PERSPECTIVAS FUTURAS

A partir de este trabajo, se pueden identificar varias áreas de investigación y desarrollo que podrían profundizar y expandir los conocimientos adquiridos, así como mejorar la eficiencia y aplicabilidad de la digestión anaerobia para la producción de biogás a partir de residuos de la industria quesera. A continuación se describen algunas áreas de oportunidad:

Optimización de Parámetros Operativos: Investigar y optimizar otros parámetros operativos como la temperatura, el tiempo de retención hidráulica (HRT), y la relación carbono/nitrógeno para maximizar la producción de biogás y la estabilidad del proceso. Un estudio sistemático podría identificar condiciones óptimas que no solo mejoren el rendimiento sino también reduzcan costos operativos.

Evaluación de Co-sustratos: Explorar la codigestión con otros residuos orgánicos, como residuos agrícolas o de alimentos, para determinar la mejor combinación de sustratos que maximice la producción de biogás. La identificación de co-sustratos sinérgicos puede aumentar significativamente el rendimiento del biogás.

Mejora de la Tecnología de Biopelículas: Investigar materiales y diseños innovadores para biopelículas que mejoren la adhesión y actividad microbiana en el reactor. La mejora de la tecnología de biopelículas puede llevar a una mayor eficiencia en la producción de biogás y una mayor resistencia a las perturbaciones del proceso.

Escalado y Comercialización: Realizar estudios piloto y a escala industrial para evaluar la viabilidad económica y técnica de la implementación a gran escala. Estos estudios son cruciales para la transición desde la investigación en laboratorio a aplicaciones industriales.

Análisis del Ciclo de Vida y Sostenibilidad: Conducir análisis detallados del ciclo de vida (LCA) para evaluar el impacto ambiental y la sostenibilidad del proceso de codigestión anaerobia. Esto incluiría la evaluación de emisiones de gases de efecto invernadero, uso de recursos y eficiencia energética.

Recuperación de Subproductos Valiosos: Investigar la posibilidad de recuperar subproductos valiosos del proceso de digestión anaerobia, como fertilizantes orgánicos, para aumentar el valor añadido y la rentabilidad del proceso.

Integración con Sistemas de Energía Renovable: Explorar la integración de la producción de biogás con otros sistemas de energía renovable, como paneles solares o turbinas eólicas, para crear soluciones energéticas híbridas que sean más robustas y eficientes.

Estudios Genómicos y Metagenómicos: Realizar estudios genómicos y metagenómicos para comprender mejor las comunidades microbianas involucradas en la digestión anaerobia. Este conocimiento puede llevar a la ingeniería de consorcios microbianos más eficientes y robustos.

Políticas y Regulaciones de Apoyo: Colaborar con entidades gubernamentales y reguladoras para desarrollar políticas y regulaciones que apoyen la implementación de tecnologías de digestión anaerobia, incluyendo incentivos financieros y normativas ambientales favorables.

Educación y Capacitación: Desarrollar programas de educación y capacitación para operadores de plantas de biogás, investigadores y estudiantes, para asegurar una implementación y operación eficiente de las tecnologías de digestión anaerobia.

Estas perspectivas futuras no solo tienen el potencial de mejorar la eficiencia y la rentabilidad de la producción de biogás a partir de residuos de lactosuero, sino que también pueden contribuir a la sostenibilidad ambiental y energética a largo plazo.

VIII LITERATURA CITADA

- Achinas, S., Achinas, V., & Euverink, G. J. W. (2017). A technological overview of biogas production from biowaste. *Engineering*, 3(3), 299-307.
- Achinas, S., Achinas, V., & Euverink, G. J. W. (2020). Microbiology and biochemistry of anaerobic digesters: An overview. *Bioreactors*, 17-26.
- Aguilar-Aguilar, F. A., Nelson, D. L., Pantoja, L. de A., & Santos, A. (2017). Study of anaerobic co-digestion of crude glycerol and swine manure for the production of biogas. *Rev. Virtual Quim*, 9(6), 2383-2403.
- Akhlar, A., Zamri, M. F. M. A., Torrijos, M., Battimelli, A., Roslan, E., Marzuki, M. H. M., & Carrere, H. (2020). Anaerobic digestion industries progress throughout the world. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 476(1), 012074.
- Alcócerl, J. C. A., de Oliveira Pintoll, O. R., SilvaV, M. E. D., de OliveiraV, J., & da FonsecaVI, A. M. (2019). Use of biodigesters, cisterns and desalinators: Social technologies as sustainable alternatives of coexistence with the Semiarid. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 23(1).
- Aldana, D. M., & Talledo, A. P. (2017). Estudio de factibilidad de un sistema Biodigestor para usuarios comerciales en la región Piura. *Universidad de Piura. Facultad de Ingeniería. Programa Académico de Ingeniería Mecánico-Eléctrica. Piura, Perú.*
- Almazán, I. R., Legarreta-González, M. A., García, A. B., Ochoa, L. E., & Esparza, L. U. C. (2019). Beneficios económicos del uso de biodigestores en una empresa productora de quesos. *Revista Biológico Agropecuaria Tuxpan*, 7(2), 33-39.
- Almomani, F., & Bhosale, R. R. (2020). Enhancing the production of biogas through anaerobic co-digestion of agricultural waste and chemical pre-treatments. *Chemosphere*, 255, 126805.
- Ambiente, M., & Climático, C. (s. f.). *MANUAL DE BIOGÁS*.
- Amha, Y. M., Anwar, M. Z., Brower, A., Jacobsen, C. S., Stadler, L. B., Webster, T. M., & Smith, A. L. (2018a). Inhibition of anaerobic digestion processes: Applications of molecular tools. *Bioresource technology*, 247, 999-1014.
- Amha, Y. M., Anwar, M. Z., Brower, A., Jacobsen, C. S., Stadler, L. B., Webster, T. M., & Smith, A. L. (2018b). Inhibition of anaerobic digestion processes: Applications of molecular tools. *Bioresource technology*, 247, 999-1014.
- Angelidaki, I., Boe, K., & Ellegaard, L. (2005). Effect of operating conditions and reactor configuration on efficiency of full-scale biogas plants. *Water science and technology*, 52(1-2), 189-194.

- Antonelli, J., Lindino, C. A., de Azevedo, J. C. R., de Souza, S. N. M., Cremonez, P. A., & Rossi, E. (2016). Biogas production by the anaerobic digestion of whey. *Revista de Ciências Agrárias*, 39(3), 463-467.
- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in energy and combustion science*, 34(6), 755-781.
- Appels, L., Lauwers, J., Degrève, J., Helsen, L., Lievens, B., Willems, K., Van Impe, J., & Dewil, R. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(9), 4295-4301.
- Arimi, M. M., Knodel, J., Kiprop, A., Namango, S. S., Zhang, Y., & Geißen, S.-U. (2015). Strategies for improvement of biohydrogen production from organic-rich wastewater: A review. *Biomass and Bioenergy*, 75, 101-118.
- Aslanzadeh, S., Rajendran, K., & Taherzadeh, M. J. (2014). A comparative study between single-and two-stage anaerobic digestion processes: Effects of organic loading rate and hydraulic retention time. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 95, 181-188.
- Azman, S., Khadem, A. F., Van Lier, J. B., Zeeman, G., & Plugge, C. M. (2015). Presence and role of anaerobic hydrolytic microbes in conversion of lignocellulosic biomass for biogas production. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(23), 2523-2564.
- Azzahrani, I. N., Davanti, F. A., Millati, R., & Cahyanto, M. N. (2018). Effect of Hydraulic Retention Time (HRT) and Organic Loading Rate (OLR) to the nata de coco anaerobic treatment efficiency and its wastewater characteristics. *Agritech*, 38(2), 160-166.
- Baca Urbina, G. (2006). *Formulación y evaluación de proyectos informáticos*.
- Balsam, J., & Ryan, D. (2006). Anaerobic digestion of animal wastes: Factors to consider. *A publication of ATTRA-National Sustainable Agriculture Information Service*.
- Boe, K. (2006). *Online monitoring and control of the biogas process*.
- Boe, K., Batstone, D. J., Steyer, J.-P., & Angelidaki, I. (2010). State indicators for monitoring the anaerobic digestion process. *Water research*, 44(20), 5973-5980.
- Bond, T., & Templeton, M. R. (2011). History and future of domestic biogas plants in the developing world. *Energy for Sustainable development*, 15(4), 347-354.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R. B., & Hamdi, M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process biochemistry*, 40(3-4), 989-995.

- Castro, R. R., Solís, O. M. M., Chicatto, G. V., & Solís, O. A. (2020). Producción de biogás mediante codigestión de estiércol bovino y residuos de cosecha de tomate (*Solanum lycopersicum* L.). *Revista internacional de contaminación ambiental*, 36(3), 529-539.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). (2019). Evaluación e implementación de proyectos piloto de biodigestores en El Salvador. Ciudad de México: ONU.
- Chanfrau, J. M. P., Pérez, J. N., Fiallos, M. V. L., Intriago, L. M. R., Toledo, L. E. T., & Guerrero, M. J. C. (2017). Valorización del suero de leche: Una visión desde la biotecnología. *Bionatura*, 2(4), 16.
- Chen, H., Wang, W., Xue, L., Chen, C., Liu, G., & Zhang, R. (2016). Effects of ammonia on anaerobic digestion of food waste: Process performance and microbial community. *Energy & Fuels*, 30(7), 5749-5757.
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource technology*, 99(10), 4044-4064.
- Chowdhury, T. H. (2021). *Technical-Economical Analysis of Anaerobic Digestion Process to Produce Clean Energy*. *Energy Reports*, 7, 247-253.
- Christy, P. M., Gopinath, L. R., & Divya, D. (2014). A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 34, 167-173.
- Comino, E., Riggio, V. A., & Rosso, M. (2012). Biogas production by anaerobic co-digestion of cattle slurry and cheese whey. *Bioresource technology*, 114, 46-53.
- Corredor, Y. A. V., & Pérez, L. I. P. (2018). Aprovechamiento de residuos agroindustriales en el mejoramiento de la calidad del ambiente. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 1(1), 59-72.
- Cremonese, P. A., Teleken, J. G., Meier, T. R. W., & Alves, H. J. (2021). Two-Stage anaerobic digestion in agroindustrial waste treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 281, 111854.
- Czatkowska, M., Harnisz, M., Korzeniewska, E., & Koniuszewska, I. (2020). Inhibitors of the methane fermentation process with particular emphasis on the microbiological aspect: A review. *Energy Science & Engineering*, 8(5), 1880-1897.
- Dar, R. A., Parmar, M., Dar, E. A., Sani, R. K., & Phutela, U. G. (2021). Biomethanation of agricultural residues: Potential, limitations and possible solutions. *Renewable and sustainable energy reviews*, 135, 110217.
- Daud, M. K., Rizvi, H., Akram, M. F., Ali, S., Rizwan, M., Nafees, M., & Jin, Z. S. (2018). Review of upflow anaerobic sludge blanket reactor technology: Effect of different parameters and developments for domestic wastewater treatment. *Journal of Chemistry*, 2018, 1-13.

- Dean, J. F. (2020). Old methane and modern climate change. *Science*, 367(6480), 846-848.
- Dhungana, B., Lohani, S. P., & Marsolek, M. (2022). Anaerobic co-digestion of food waste with livestock manure at ambient temperature: A biogas based circular economy and sustainable development goals. *Sustainability*, 14(6), 3307.
- Esnoval, C. O. V., Ruiz, R. P., Hernández, R. R., de la Torre, J. C., & de Jesús, A. G. (2017). Uso, producción y calidad nutricional del lactosuero en la región central de Chiapas. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 21(1), 65-77.
- FAO. 2019. Guía teórico-práctica sobre el biogás y los biodigestores. Colección Documentos Técnicos N° 12. Buenos Aires: FAO.
- Fernández, C., Cuetos, M., Martínez, E., & Gómez, X. (2015). Thermophilic anaerobic digestion of cheese whey: Coupling H₂ and CH₄ production. *Biomass and bioenergy*, 81, 55-62.
- Fernández, R. C., Martínez, T. E. J., Morán, P. A., & Gómez, B. X. (2016). Biological treatments of cheese whey for biogas and hydrogen production. Review. *Revista Ion*, 29(1), 47-62.
- Flotats, X., & Campos, E. (2001). Hacia la gestión integrada y co-tratamiento de residuos orgánicos. *RETEMA, Revista Técnica de Medio Ambiente*, 81, 41-53.
- García-Lozano, M., Hernández-De Lira, I. O., Huber, D. H., & Balagurusamy, N. (2019). Spatial variations of bacterial communities of an anaerobic lagoon-type biodigester fed with dairy manure. *Processes*, 7(7), 408.
- Govender, I., Thopil, G. A., & Inglesi-Lotz, R. (2019). Financial and economic appraisal of a biogas to electricity project. *Journal of Cleaner Production*, 214, 154-165.
- Guardia Puebla, Y. (2012). Estudio de la digestión anaerobia en dos fases para el tratamiento de las aguas residuales de despulpe del beneficiado húmedo del café (Doctoral dissertation, Agrónomos).
- Gurbillón, M. Á. B., Salazar, P. S., Ángeles, W. G., Ramírez, C. M. O., & Mariños, M. H. (2019). Diseño del biodigestor tipo laguna cubierta para el Establo de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza, Chachapoyas, Amazonas. *Revista de Investigación de Agroproducción Sustentable*, 3(2), 63-70.
- Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., & Lu, X. (2017). Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renewable and sustainable energy reviews*, 76, 1485-1496.
- Harirchi, S., Wainaina, S., Sar, T., Nojoumi, S. A., Parchami, M., Parchami, M., Varjani, S., Khanal, S. K., Wong, J., & Awasthi, M. K. (2022). Microbiological insights into anaerobic digestion for biogas, hydrogen or volatile fatty acids (VFAs): A review. *Bioengineered*, 13(3), 6521-6557.

- Hassan, A. N., & Nelson, B. (2012). Invited review: Anaerobic fermentation of dairy food wastewater. *Journal of dairy science*, 95(11), 6188-6203.
- Ibro, M. K., Ancha, V. R., & Lemma, D. B. (2022). Impacts of anaerobic co-digestion on different influencing parameters: A critical review. *Sustainability*, 14(15), 9387.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2024). Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (INEGYCEI). 25 de abril de 2024. Recuperado de <https://datos.gob.mx/busca/dataset/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero-inegycei>
- Jeung, J. H., Chung, W. J., & Chang, S. W. (2019). Evaluation of anaerobic co-digestion to enhance the efficiency of livestock manure anaerobic digestion. *Sustainability*, 11(24), 7170.
- Jiang, Y., McAdam, E., Zhang, Y., Heaven, S., Banks, C., & Longhurst, P. (2019). Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. *Journal of Water Process Engineering*, 32, 100899.
- Jiraprasertwong, A., Maitriwong, K., & Chavadej, S. (2019). Production of biogas from cassava wastewater using a three-stage upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Renewable Energy*, 130, 191-205.
- Kavacik, B., & Topaloglu, B. (2010). Biogas production from co-digestion of a mixture of cheese whey and dairy manure. *Biomass and bioenergy*, 34(9), 1321-1329.
- Kothari, R., Pandey, A. K., Kumar, S., Tyagi, V. V., & Tyagi, S. K. (2014). Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39, 174-195.
- Kulkarni, I., Zang, J. W., Leandro, W. M., Parikh, P., Adler, I., Da Fonseca-Zang, W. A., & Campos, L. C. (2021). Closed-loop biodigesters on small-scale farms in low-and middle-income countries: A review. *Water*, 13(19), 2744.
- Kwietniewska, E., & Tys, J. (2014). Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 34, 491-500.
- Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource technology*, 102(3), 2255-2264.
- Ur, R. M. L., Iqbal, A., Chang, C. C., Li, W., & Ju, M. (2019). Anaerobic digestion. *Water Environment Research*, 91(10), 1253-1271.

- Lima, D. M. F., Rodrigues, J. A. D., Boe, K., Alvarado-Morales, M., Ellegaard, L., & Angelidaki, I. (2016). Anaerobic modeling for improving synergy and robustness of a manure co-digestion process. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 33, 871-883.
- Lisowyj, M., & Wright, M. M. (2020). A review of biogas and an assessment of its economic impact and future role as a renewable energy source. *Reviews in Chemical Engineering*, 36(3), 401-421.
- Liu, D., Liu, D., Zeng, R. J., & Angelidaki, I. (2006). Hydrogen and methane production from household solid waste in the two-stage fermentation process. *Water research*, 40(11), 2230-2236.
- Liu, T., & Sung, S. (2002). Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. *Water science and technology*, 45(10), 113-120.
- Lorente Sistiaga, J. (2021). *Evaluación técnico-económica de las plantas de biogás agroindustriales de Eslovenia y diseño de una planta centralizada tipo en base a la información recabada*.
- Lukitawesa, Patinvoh, R. J., Millati, R., Sarvari-Horvath, I., & Taherzadeh, M. J. (2020). Factors influencing volatile fatty acids production from food wastes via anaerobic digestion. *Bioengineered*, 11(1), 39-52.
- Mainardis, M., Buttazzoni, M., & 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), 43.
- Mamani, J., Llumipanta, F., Ramos, S., Rea, J., Alucho, J., Saltos, D., Llanos, F., & Pilco, C. J. (2021). Sistemas de producción de biogás: Fundamento, técnicas de mejora, ventajas y desventajas. *Agroindustrial Science*, 11(2), 239-247.
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and sustainable energy reviews*, 45, 540-555.
- Martí, H. J. (2019). *Biodigestores Tubulares: Guía de diseño y Manual de instalación*. Redbiolac.
- Martínez-García, R. A., Espinosa-Solares, T., Flores-Velázquez, J., Rojano-Aguilar, A., Reséndiz-Cantera, O., & Arzeta-Ríos, A. J. (2020). Mejoramiento del desempeño hidrodinámico de un digestor anaeróbico de laguna cubierta mediante CFD. *Biotecnia*, 22(1), 56-66.
- Mata-Alvarez, J. (2002). *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA publishing.
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M., Fonoll, X., Peces, M., & Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and sustainable energy reviews*, 36, 412-427.

- Mazorra-Manzano, M. Á., & Moreno-Hernández, J. M. (2019). Properties and options for the valorization of whey from the artisanal cheese industry. *CienciaUAT*, 14(1), 133-144.
- Meegoda, J. N., Li, B., Patel, K., & Wang, L. B. (2018). A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. *International journal of environmental research and public health*, 15(10), 2224.
- Méndez, I. A. R. (2003). Control Lineal de Composición en Reactores Continuos con Estructuras Básicas de Control (Doctoral dissertation, Tesis de grado, Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa).
- Miranda, O. G., Bolívar, M. R., & Quintero, C. G. (2008). Control Adaptativo por Realimentación de Salida del Proceso Anaerobio de Tratamiento de Aguas Residuales.
- Molino, A., Nanna, F., Ding, Y., Bikson, B., & Braccio, G. (2013). Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. *Fuel*, 103, 1003-1009.
- Monson, K. D., Esteves, S. R., Guwy, A. J., & Dinsdale, R. M. (2007). *Anaerobic Digestion of Biodegradable Municipal Wastes: A Review*, The Sustainable Environment Research Centre, University of Glamorgan. ISBN 978-1-84054-156-5.
- Nabaterega, R., Kumar, V., Khoei, S., & Eskicioglu, C. (2021). A review on two-stage anaerobic digestion options for optimizing municipal wastewater sludge treatment process. *Journal of environmental chemical engineering*, 9(4), 105502.
- Najafpour, G. (2015). *Biochemical engineering and biotechnology*. Elsevier.
- Náthia-Neves, G., Berni, M., Dragone, G., Mussatto, S., & Forster-Carneiro, T. (2018). Anaerobic digestion process: Technological aspects and recent developments. *International journal of environmental science and technology*, 15(9), 2033-2046.
- Nayal, F. S., Mammadov, A., & Ciliz, N. (2016). Environmental assessment of energy generation from agricultural and farm waste through anaerobic digestion. *Journal of environmental management*, 184, 389-399.
- Neshat, S. A., Mohammadi, M., Najafpour, G. D., & Lahijani, P. (2017). Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 308-322.
- Ngo, T., Ball, A. S., & Shahsavari, E. (2021). The current status, potential benefits and future prospects of the Australian biogas sector. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*, 11(1), 14-32.
- Ngumah, C. C., Ogbulie, J. N., Orji, J. C., & Amadi, E. S. (2013). Biogas potential of organic waste in Nigeria. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, 7(1), 110-116.

- Nie, E., He, P., Zhang, H., Hao, L., Shao, L., & Lü, F. (2021). How does temperature regulate anaerobic digestion? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *150*, 111453.
- Nielsen, H. B., Mladenovska, Z., Westermann, P., & Ahring, B. K. (2004). Comparison of two-stage thermophilic (68 C/55 C) anaerobic digestion with one-stage thermophilic (55 C) digestion of cattle manure. *Biotechnology and bioengineering*, *86*(3), 291-300.
- Obileke, K., Nwokolo, N., Makaka, G., Mukumba, P., & Onyeaka, H. (2021). Anaerobic digestion: Technology for biogas production as a source of renewable energy—A review. *Energy & Environment*, *32*(2), 191-225.
- Ohimain, E. I., & Izah, S. C. (2017). A review of biogas production from palm oil mill effluents using different configurations of bioreactors. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *70*, 242-253.
- Osorio-González, C. S., Gómez-Falcon, N., Brar, S. K., & Ramírez, A. A. (2022). Cheese whey as a potential feedstock for producing renewable biofuels: A review. *Energies*, *15*(18), 6828.
- Ozuolmez, D., Na, H., Lever, M. A., Kjeldsen, K. U., Jørgensen, B. B., & Plugge, C. M. (2015). Methanogenic archaea and sulfate reducing bacteria co-cultured on acetate: Teamwork or coexistence? *Frontiers in microbiology*, *6*, 136098.
- Rabii, A., Aldin, S., Dahman, Y., & Elbeshbishy, E. (2019). A review on anaerobic co-digestion with a focus on the microbial populations and the effect of multi-stage digester configuration. *Energies*, *12*(6), 1106.
- Rasi, S., Veijanen, A., & Rintala, J. (2007). Trace compounds of biogas from different biogas production plants. *Energy*, *32*(8), 1375-1380.
- Rivas-García, P., Botello-Álvarez, J. E., Abel Seabra, J. E., da Silva Walter, A. C., & Estrada-Baltazar, A. (2015). Environmental implications of anaerobic digestion for manure management in dairy farms in Mexico: A life cycle perspective. *Environmental technology*, *36*(17), 2198-2209.
- Rivas-Solano, O., Faith-Vargas, M., & Guillén-Watson, R. (2010). Biodigestores: Factores químicos, físicos y biológicos relacionados con su productividad. *Revista Tecnología en Marcha*, *23*(1), ág. 39-ág. 39.
- Rizvi, H., Ahmad, N., Abbas, F., Bukhari, I. H., Yasar, A., Ali, S., Yasmeen, T., & Riaz, M. (2015). Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*, *8*(6), 780-786.
- Roubík, H., Mazancová, J., & Banout, J. (2018). Current approach to manure management for small-scale Southeast Asian farmers-Using Vietnamese biogas and non-biogas farms as an example. *Renewable Energy*, *115*, 362-370.
- Rowan, M., Umenweke, G. C., Epelle, E. I., Afolabi, I. C., Okoye, P. U., Gunes, B., & Okolie, J. A. (2022). *Anaerobic co-digestion of food waste and agricultural*

residues: An overview of feedstock properties and the impact of biochar addition. Digit Chem Eng 4 (June): 100046.

- Sarker, S., Lamb, J. J., Hjelme, D. R., & Lien, K. M. (2019). A review of the role of critical parameters in the design and operation of biogas production plants. *Applied Sciences*, 9(9), 1915.
- Sawyer, N., Trois, C., Workneh, T., & Okudoh, V. (2019). An overview of biogas production: Fundamentals, applications and future research. *International Journal of Energy Economics and Policy*, 9(2), 105-116.
- Servicio de Información Agroalimentaria y pesquera. (Enero de 2020). Recuperado el 21 de Mayo de 2024, de Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación: <http://www.siap.gob.mx>
- Siddique, M. N. I., & Wahid, Z. A. (2018). Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of cleaner production*, 194, 359-371.
- Song, Y., Qiao, W., Westerholm, M., Huang, G., Taherzadeh, M. J., & Dong, R. (2023). Microbiological and technological insights on anaerobic digestion of animal manure: A review. *Fermentation*, 9(5), 436.
- Sridhar, M. K. C., & Adeoluwa, O. O. (s. f.). *Palm oil industry residues. Biotechnology for agroindustrial residues utilisation: Utilisation of Agro-Residues. 2009.*
- Talevi, M., Pattanayak, S. K., Das, I., Lewis, J. J., & Singha, A. K. (2022). Speaking from experience: Preferences for cooking with biogas in rural India. *Energy Economics*, 107, 105796.
- Tambone, F., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Schievano, A., Orzi, V., Salati, S., & Adani, F. (2010). Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere*, 81(5), 577-583.
- Trisakti, B., Manalu, V., Taslim, I., & Turmuzi, M. (2015). Acidogenesis of palm oil mill effluent to produce biogas: Effect of hydraulic retention time and pH. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 195, 2466-2474.
- Turovskiy, I. S., & Mathai, P. K. (2006). *Wastewater sludge processing*. John Wiley & Sons.
- Uddin, M. N., Siddiki, S. Y. A., Mofijur, M., Djavanroodi, F., Hazrat, M. A., Show, P. L., Ahmed, S. F., & Chu, Y.-M. (2021). Prospects of bioenergy production from organic waste using anaerobic digestion technology: A mini review. *Frontiers in Energy Research*, 9, 627093.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2024). Understanding global warming potentials. 15 de abril de 2024. Recuperado de [https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials#:~:text=Methane%20\(CH4\)%20is%20estimated,27%2D30%20over%20100%20years](https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials#:~:text=Methane%20(CH4)%20is%20estimated,27%2D30%20over%20100%20years).

- Van, D. P., Fujiwara, T., Tho, B. L., Toan, P. P. S., & Minh, G. H. (2020). A review of anaerobic digestion systems for biodegradable waste: Configurations, operating parameters, and current trends. *Environmental Engineering Research*, 25(1), 1-17.
- Varnero, M. (2011). Manual de biogás. *Santiago de Chile: FAO*, 1, 12.
- Vavilin, V. A., Fernandez, B., Palatsi, J., & Flotats, X. (2008). Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste management*, 28(6), 939-951.
- Velásquez-Piñas, J. A., Calle-Roalcaba, O. D., Miramontes-Martínez, L. R., & Alonso-Gómez, L. A. (2023). Evaluación económica y ambiental de las tecnologías de utilización del biogás y perspectivas del análisis multicriterio. *Revista Ion*, 36(1), 29-47.
- Venegas Venegas, J. A., Espejel García, A., Pérez Fernández, A., Castellanos Suárez, J. A., & Sedano Castro, G. (2017). Potencial de energía eléctrica y factibilidad financiera para biodigestor-motogenerador en granjas porcinas de Puebla. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 8(3), 735-740.
- Venegas Venegas, J. A., Raj Aryal, D., & Pinto Ruíz, R. (2019). Biogás, la energía renovable para el desarrollo de granjas porcícolas en el estado de Chiapas. *Análisis económico*, 34(85), 169-187.
- Vivekanand, V., Mulat, D. G., Eijsink, V. G., & Horn, S. J. (2018). Synergistic effects of anaerobic co-digestion of whey, manure and fish ensilage. *Bioresource technology*, 249, 35-41.
- Vögeli, Y. (2014). *Anaerobic digestion of biowaste in developing countries: Practical information and case studies*. Eawag-Sandec.
- Wang, Z., Hu, Y., Wang, S., Wu, G., & 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, 113208.
- Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J., & Jones, D. L. (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource technology*, 99(17), 7928-7940.
- Zaher, U., Li, R., Jeppsson, U., Steyer, J.-P., & Chen, S. (2009). GISCOD: general integrated solid waste co-digestion model. *Water research*, 43(10), 2717-2727.
- Zamri, M., Hasmady, S., Akhilar, A., Ideris, F., Shamsuddin, A. H., Mofijur, M., Fattah, I. R., & Mahlia, T. M. I. (2021). A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137, 110637.
- Zhai, N., Zhang, T., Yin, D., Yang, G., Wang, X., Ren, G., & Feng, Y. (2015). Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. *Waste management*, 38, 126-131.