



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AGROINDUSTRIAL

MAESTRÍA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AGROALIMENTARIA

**CODIGESTIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES MELEAGRÍCOLAS
EN PRESENCIA DE SARGAZO**

TESIS

Que como requisito parcial
para obtener el grado de:



APROBADA

MAESTRO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AGROALIMENTARIA



Presenta:

WILLIAMS DEL CARMEN MENDOZA ESPINOSA

Bajo la supervisión de: **TEODORO ESPINOSA SOLARES, DR.**



Chapingo, Estado de México, noviembre de 2024

CODIGESTIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES MELEAGRÍCOLAS EN PRESENCIA DE SARGAZO

Tesis realizada por **WILLIAMS DEL CARMEN MENDOZA ESPINOSA**, bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AGROALIMENTARIA

DIRECTOR:



DR. TEODORO ESPINOSA SOLARES

CODIRECTORA:



DRA. GUADALUPE HERNÁNDEZ EUGENIO

ASESOR:



M.C. THALÍA GUADALUPE OCHOA BERNAL

CONTENIDO

CONTENIDO	iii
LISTA DE TABLAS	v
LISTA DE FIGURAS	vi
DEDICATORIAS	vii
AGRADECIMIENTOS	viii
DATOS BIOGRÁFICOS	ix
RESUMEN GENERAL	x
GENERAL ABSTRACT	xi
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
2. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1 Digestión anaeróbica	3
2.1.1 Proceso de digestión anaeróbica	3
2.1.2 Co-digestión anaeróbica	8
2.1.3 Inhibidores de la DA	8
2.1.4 Retos y consideraciones en la DA	8
2.2 Digestión anaeróbica de sargazo	9
2.3 Co-digestión anaeróbica de sargazo	11
2.4 Digestión anaeróbica de estiércol de pavo	13
2.5 Literatura citada	16
3. EFECTO DE LA CO-DIGESTIÓN DE SARGAZO-PAVAZA SOBRE EL POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO	23

3.1 Resumen	23
3.2 Abstract	24
3.3 Introducción	25
3.4 Materiales y métodos.....	28
3.4.1 Procedimiento experimental	28
3.4.2 Métodos analíticos	28
3.4.3 Técnicas de análisis de rendimiento	29
3.4.4 Análisis estadístico	30
3.5 Resultados y discusión	30
3.5.1 Producción de biogás y metano	30
3.5.2 Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	32
3.5.3 Composición elemental y parámetros fisicoquímicos	33
3.5.4 Efecto de la relación C:N en el PBM	36
3.5.5 Efecto sinérgico de la co-digestión	37
3.6 Conclusiones	39
3.7 Literatura citada	40
4. CONCLUSIONES GENERALES	45

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Principales biorreacciones durante la acidogénesis.	5
Tabla 2. Principales biorreacciones durante la acetogénesis.	6
Tabla 3. Principales biorreacciones durante la metanogénesis.	7
Tabla 4. Análisis elemental de los sustratos.	29
Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos de los sustratos para la co-digestión anaeróbica de S-P.	29
Tabla 6. Parámetros del modelo de Gompertz modificado para la producción de metano.	33
Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos finales de los sustratos para la co-digestión anaeróbica de S-P.	34
Tabla 8. Efecto sinérgico de la co-digestión anaeróbica.	38

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Degradación de la biomasa durante la digestión anaeróbica.....	4
Figura 2. Producción de biogás por tratamiento.....	31
Figura 3. Producción de metano por tratamiento.	31
Figura 4. a. Rendimiento diario de metano (CH_4). b. Dióxido de carbono (CO_2) y otros gases.	32
Figura 5. Efecto de la relación C:N en el PBM.	36

DEDICATORIAS

A mi familia, especialmente a mi madre, quien vivirá por siempre en mi corazón, y a mi hermana Reyna, por todo el cariño que me ha proporcionado y siempre creer en mí.

A mis amigos: Metzli, Mariana, Bibi, Fanny, Yess, Memo, Benja, Jeni, Miriam, Valeria y a todos los que me han proporcionado su ayuda y amistad.

A mis compañeros de generación.

A mis amigos de doctorado.

A mis amigos de muchos años: Vianey, Romy, Chuy.

AGRADECIMIENTOS

Al CONAHCYT, por el apoyo No. 821521 otorgado para la realización de mis estudios de maestría.

A la Universidad Autónoma Chapingo, por darme la oportunidad de prepararme en la Maestría en Ciencia y Tecnología Agroalimentaria.

Al Departamento de Ingeniería Agroindustrial y al Departamento de Ingeniería en Irrigación por las instalaciones para la realización de este trabajo.

Al equipo del Laboratorio de Bioprocesos, por su enorme apoyo durante la fase experimental.

Al comité que dirigió este proyecto: Dr. Teodoro Espinosa Solares, Dra. Guadalupe Hernández Eugenio y M.C. Thalía Guadalupe Ochoa Bernal, que cada uno compartió sus conocimientos colaborando en mi formación académica.

A los administrativos del Posgrado en Ciencia y Tecnología Agroalimentaria-Instituto de Alimentos, por todos los trámites administrativos que facilitaron este proyecto y mi estancia en la maestría.

DATOS BIOGRÁFICOS



Datos personales

Nombre	Williams del Carmen Mendoza Espinosa
Fecha de nacimiento	15 de febrero de 1997
Lugar de nacimiento	Venustiano Carranza, Chiapas
CURP	MEEW970215HCSNSL05
Profesión	Ingeniero Agroindustrial
Cédula Profesional	12617728

Desarrollo académico

Maestría en Ciencias (2022-2024)	Departamento de Ingeniería Agroindustrial Posgrado en Ciencia y Tecnología Agroalimentaria Universidad Autónoma Chapingo
Licenciatura (2015-2019)	Departamento de Ingeniería Agroindustrial Universidad Autónoma Chapingo
Preparatoria (2012-2015)	Preparatoria Agrícola Universidad Autónoma Chapingo

RESUMEN GENERAL

CO-DIGESTIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES MELEAGRÍCOLAS EN PRESENCIA DE SARGAZO

La producción avícola ha ido en aumento en los últimos años debido a la demanda de alimentos de origen animal y la creciente invasión de sargazo reportada desde 2011 ha sido una fuente de problemas ecológicos, económicos y sociales. La manufactura avícola y el crecimiento de sargazo producen desechos orgánicos que generan gases de efecto invernadero y pueden ser un punto de infección al alojar microorganismos patógenos. Estos problemas afectan tanto al sector privado como al sector público. Se ha manifestado la búsqueda de tratamientos para estas biomasas y como alternativa se propone la digestión anaeróbica para el aprovechamiento del potencial energético, obteniendo biogás y digestato. Este trabajo tiene como objetivo esclarecer el efecto del uso de sargazo (S) mediante la co-digestión con pavaza (P) evaluando diferentes proporciones de S-P. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos a lo largo del proceso. La producción de biogás se cuantificó diariamente., la producción de biogás se cuantificó diariamente. Se utilizó la técnica de cromatografía de gases para determinar el porcentaje de metano producido diariamente. Se logró obtener el mayor potencial bioquímico de metano con el tratamiento de 15S-85P ($187.46 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{\text{SV}}^{-1}$), mejorando 10 % con relación a la pavaza sola y 144 % frente al sargazo, además de una remoción de 55 % de sólidos volátiles. Estos datos evidenciaron la sinergia lograda al mezclar sargazo con pavaza.

Palabras clave: Sargazo, pavaza, biogás, co-digestión

Tesis de Maestría en Ciencia y Tecnología Agroalimentaria, Universidad Autónoma Chapingo
Autor: Williams del Carmen Mendoza Espinosa
Director de Tesis: Dr. Teodoro Espinosa Solares

GENERAL ABSTRACT

CO-DIGESTION OF AGROINDUSTRIAL MELE-AGRICULTURAL WASTE IN THE PRESENCE OF SARGASSUM

The increasing invasion of sargassum, reported since 2011, has been a source of ecological, economic, and social problems. On the other hand, poultry production has been increasing due to the demand for animal-based foods although waste such as manure is generated, producing greenhouse gases and can be a point of infection for harboring pathogenic microorganisms. These problems affect both the private and public sectors. Therefore, the search for treatments for these biomasses has emerged. Among the alternatives, anaerobic digestion is proposed to harness the energy potential, obtaining biogas and digestate. Various studies have focused on improving this process. Thus, this work aims to clarify the effect of using sargassum (S) through co-digestion with turkey litter (TL) and evaluating different proportions of S-TL. Physicochemical parameters were evaluated throughout the process. Biogas production was quantified daily. The gas chromatography technique was used to determine the percentage of methane produced daily. The highest biochemical potential of methane was achieved with the 15S-85TL treatment ($187.46 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{VS}^{-1}$), improving by 10 % compared to turkey litter alone and 144 % compared to sargassum, along with a 55 % removal of volatile solids. These data showed the synergy achieved by mixing sargassum with turkey litter.

Key words: Sargassum, turkey litter, biogas, co-digestion

Thesis, Maestría en Ciencia y Tecnología Agroalimentaria, Universidad Autónoma Chapingo
Author: Williams del Carmen Mendoza Espinosa
Advisor: Dr. Teodoro Espinosa Solares

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La sobrepoblación y acumulación masiva de sargazo ha causado importantes desafíos ecológicos y económicos (Méndez-González & Buenrostro Figueroa, 2023). En México se han presentado eventos anuales de varamiento desde 2018, con una duración de cinco a siete meses con costes de limpieza entre 0.3 y 1.1 millones de dólares anuales por kilómetro afectando a los sectores público y privado (Rodríguez-Martínez et al., 2023). La acumulación masiva de sargazo interfiere en el ciclo de reproducción de especies marinas, ocasiona la muerte de flora marina y su descomposición genera ácido sulfhídrico, siendo un riesgo para los ecosistemas y para la salud humana (Aldana et al., 2020). Diversos estudios evaluaron el uso de sargazo, como la incorporación en sustratos agrícolas (Herrera-Monroy et al., 2023), adición en piensos para pollos (Jacome et al., 2023) y su uso en diversas industrias, como la cosmética, la construcción y la producción de alimentos (Méndez-González & Buenrostro Figueroa, 2023). Además de lo anterior, se presenta la digestión anaeróbica (DA) como alternativa (Langlois et al., 2012).

Por otro lado, debido al aumento de la población, también ha incrementado la demanda de productos de origen animal (Erdaw & Beyene, 2022). El Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera reportó una producción total nacional en México de aproximadamente 3.22 millones de pavos en pie en el 2023 (SIAP, 2024). Sin embargo, las granjas avícolas son fuentes importantes de emisiones de gases que pueden afectar negativamente a la salud humana, el bienestar de las aves y al medio ambiente (Cohuo Colli et al., 2017). Por cada 1,000 pavos se generan entre 200 y 350 kg de excretas al día, para hembras y machos, respectivamente (Williams, 2013). Se han reportado diferentes usos del estiércol de pavo, para obtención de carbón activado granular (Lima & Marshall, 2005),

generación de energía mediante pirólisis (Bläsing et al., 2017), aplicación como fertilizante orgánico (Ribeiro et al., 2017) y para producción de biogás mediante DA (Chamy et al., 2011).

La DA es un proceso económicamente viable y respetuoso con el medio ambiente para convertir biomasa en biogás mediante una serie de reacciones bioquímicas, obteniendo energía limpia y de bajo coste sin emisiones de gases de efecto invernadero (Náthia-Neves et al., 2018). El biogás resultante se compone principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) (Liebetrau et al., 2019). En la DA se puede aprovechar la materia orgánica de diversas fuentes y sectores industriales, conjuntamente, para mejorar la degradación de los sustratos se utilizan métodos como el pretratamiento y la co-digestión (Guillén-Enríquez et al., 2020). Con la co-digestión se busca superar limitaciones presentadas en la DA generadas por las características de la materia prima (Karki et al., 2021).

En trabajos reportados sobre la co-digestión de sargazo, se han utilizado cosustratos como residuos vegetales, paja y residuos sólidos urbanos. Sin embargo, la co-digestión anaeróbica de la pavaza ha sido poco explorada. Estas biomásas pueden tener un gran potencial para la generación de biogás. Por ello, se planteó la siguiente hipótesis: La asociación de residuos agroindustriales meleagrícolas con sargazo incrementará la producción de metano comparada con los tratamientos de control. El objetivo de este trabajo fue evaluar la producción de metano de la co-digestión sargazo-pavaza a nivel microcosmos a diversas proporciones C:N para encontrar la relación que produce el mejor potencial bioquímico de metano (PBM). En el Capítulo 2 se presenta una revisión de literatura sobre los sustratos utilizados en este trabajo, para el caso de la pavaza, son pocos los trabajos realizados con un enfoque a la digestión anaeróbica. En el Capítulo 3 se muestran los resultados obtenidos en la co-digestión sargazo-estiércol de pavo.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica es un proceso biológico realizado por comunidades microbianas complejas, es decir, mediante interacción de bacterias sintróficas hidrolizantes, acidogénicas, acetogénicas y arqueas metanogénicas, que depende de la degradación y conversión microbiana de materia orgánica (Dueholm et al., 2024). Los principales productos de la DA son el biogás, una mezcla de gases con alto contenido de metano utilizable como fuente de energía, y el biofertilizante (Granzotto et al., 2023). Además de proporcionar beneficios como remediación de desechos, reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (Kumar Khanal et al., 2021), reducción de olores y disminución de agentes patógenos (Martínez-García et al., 2019). Por ello, se percibe como una biotecnología importante y sostenible (Dueholm et al., 2024).

2.1.1 Proceso de digestión anaeróbica

En la DA, debido a la limitación de oxígeno, muchos microorganismos oxidan las sustancias orgánicas bajo condiciones limitadas y después crean un equilibrio de la reacción oxido-reductora (Li et al., 2019). El proceso de digestión anaeróbica se efectúa en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (**Figura 1**). Cada fase utiliza un consorcio distinto de microorganismos que utilizan enzimas intracelulares o extracelulares para descomponer los compuestos de la biomasa y los productos de cada fase se utilizan como sustrato para los microorganismos en la fase siguiente (Melville et al., 2014).

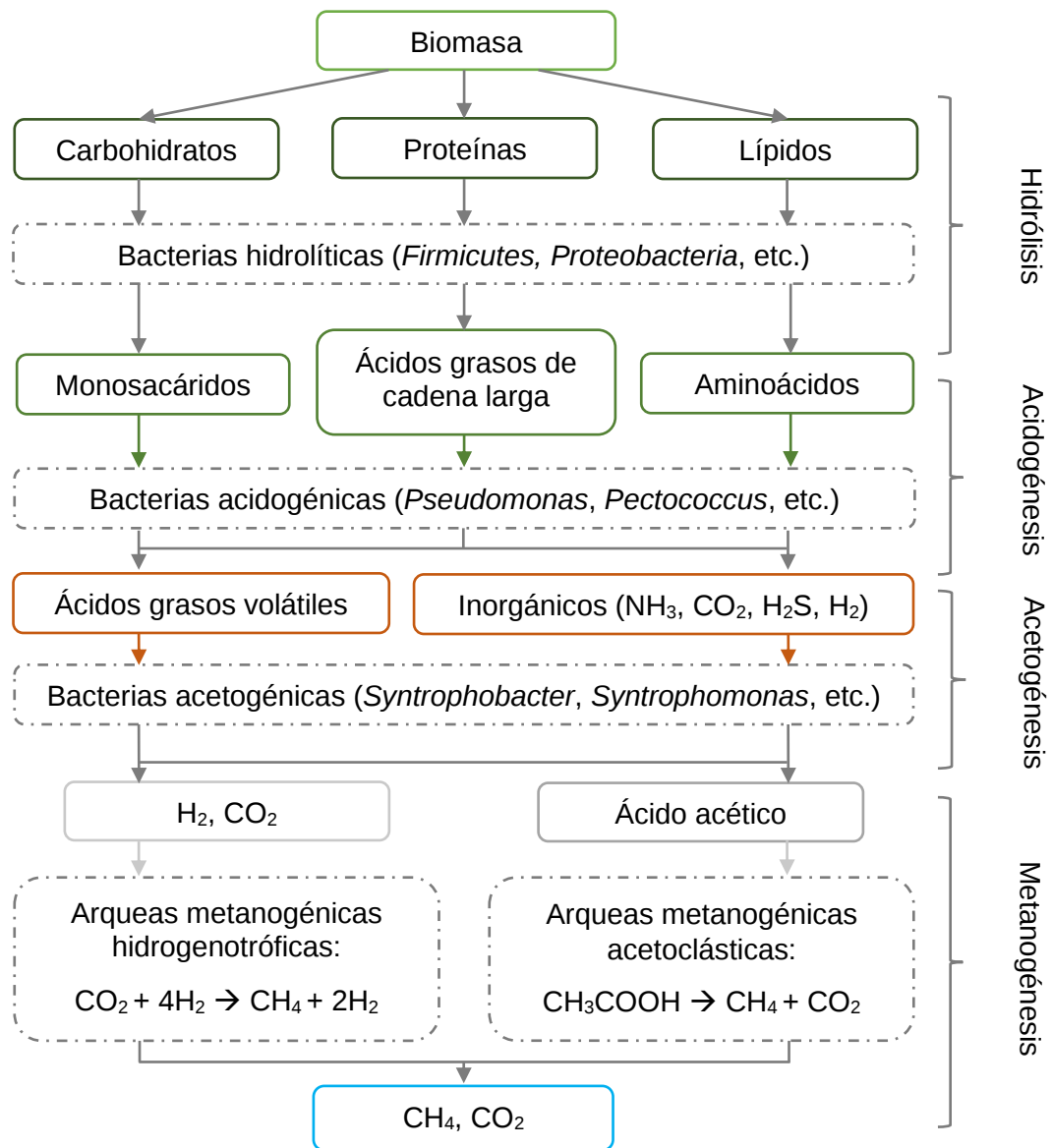


Figura 1. Degradación de la biomasa durante la digestión anaeróbica.
Fuente: Adnane et al. (2024) con modificaciones.

Hidrólisis

Este es el primer paso de la digestión anaeróbica, la materia orgánica se desintegra progresivamente en carbohidratos, proteínas y lípidos, consecutivamente estas macromoléculas orgánicas se transforman en monómeros respectivos debido a la acción de enzimas generadas por bacterias hidrolíticas (Sadki & Taleb, 2020). Los filos predominantes en esta etapa son

Firmicutes y *Proteobacteria* (Alonso et al., 2020). Algunas enzimas extracelulares que interactúan en esta etapa son la amilasa, la lipasa, la celulasa, la proteasa y la pectinasa, que son secretadas por bacterias anaeróbicas facultativas y obligatorias (Adnane et al., 2024). La solubilización en el proceso de hidrólisis puede ser más lenta si las concentraciones de lignina o celulosa de la biomasa son altas (Melville et al., 2014).

Acidogénesis

La acidogénesis es la transformación de los monómeros generados en la fase hidrolítica en subproductos como ácidos grasos volátiles, CO₂, metilaminas, hidrógeno, lactato, alcoholes y otros (Melville et al., 2014). Los filos dominantes en esta fase son *Bacteroidetes*, *Chloroflexi*, *Cloacimonetes*, *Firmicutes*, y *Proteobacteria* (Adnane et al., 2024). La degradación mediante microorganismos sucede a través de diversas vías metabólicas (**Tabla 1**) (Weinrich & Nelles, 2021).

Tabla 1. Principales biorreacciones durante la acidogénesis.

Producto	Reacción	$\Delta G^{0'}$ (kJ)
Acetato	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 4H_2 + 2CO_2$	-206.0
Butirato	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COOH + 2CO_2 + 2H_2$	-254.0
Propionato	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COOH + 2H_2O$	-279.4
Lactato	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3CHOHCOOH + H^+$	-225.4
Etanol	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3CH_2OH + 2CO_2$	-164.8
Butirato	$2CH_3CHOHCOOH + 2H_2O \rightarrow CH_3CH_2CH_2COOH + 2HCO_3^- + 2H^+ + 2H_2$	-56.3
Valerato	$CH_3CH_2COO^- + 2CO_2 + 6H_2 \rightarrow CH_3(CH_2)_3COO^- + 2HCO_3^- + 2H^+ + 2H_2$	-143.3
Caproato	$CH_3(CH_2)_2COO^- + 2CO_2 + 6H_2 \rightarrow CH_3(CH_2)_4COO^- + 4H_2O$	-143.3

Fuente: Pan et al. (2021).

La acidogénesis de carbohidratos se realiza principalmente por microorganismos (v.g. *Clostridium*) que convierten la glucosa y aminoácidos en ácido acético y butírico, H₂ y CO₂, otros microorganismos (v.g. *Propionibacterium*) fermentan ácido láctico, carbohidratos y polihidroalcoholes para producir ácido acético, propiónico, succínico y CO₂ (Moguel & Canepa, 2014). Los aminoácidos y otras moléculas nitrogenadas son convertidos en ácidos grasos de cadena corta, ácido

succínico, aminovalerato e hidrógeno molecular (Moguel & Canepa, 2014), mientras que los ácidos grasos de cadena larga pasan por la oxidación beta, produciendo ácido acético y propiónico (Weinrich & Nelles, 2021).

Acetogénesis

La tercera fase involucra todas las reacciones que dirigen a la producción de acetato, las bacterias homoacetogénicas convierten el CO₂ y el H₂ en acetato a través de la respiración anaeróbica (Adnane et al., 2024), principalmente por la participación de tres grupos de bacterias (acetógenos productores de hidrógeno, bacterias homoacetogénicas y sulfatoredutores) (Sadki & Taleb, 2020). Las bacterias acetogénicas son anaeróbicas versátiles que utilizan la vía Wood-Ljungdahl para sintetizar acetyl-CoA a partir de CO₂ o CO (Schiel-Bengelsdorf & Dürre, 2012). Los acetógenos comprenden varios géneros, incluidos *Acetobacterium*, *Clostridium* y *Sporomusa* (Kim et al., 2023).

Las bacterias acetogénicas forman el enlace entre la acidogénesis y la metanogénesis, los productos de la fase anterior, como los ácidos grasos volátiles o los ácidos grasos de cadena larga, se oxidan en dióxido de carbono, hidrógeno y acetato (Melville et al., 2014). En la **Tabla 2** se presentan las principales reacciones de esta etapa. Esta fase es importante porque los ácidos grasos más volátiles, como el propionato o el butirato, no pueden ser consumidos directamente por las arqueas metanógenas (Melville et al., 2014), además, el acetato tiene el papel de precursor para la producción de CH₄ por metanogénesis acetoclástica (Talavera-Caro et al., 2020).

Tabla 2. Principales biorreacciones durante la acetogénesis.

Sustrato	Reacción	$\Delta G^{0'} (kJ)$
Propionato	$CH_3CH_2COOH + 2H_2O \rightarrow CH_3COOH + 3H_2 + CO_2$	+76.2
Butirato	$CH_3CH_2CH_2COOH + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 2H_2$	+48.4
Lactato	$CH_3CHOHCOOH + 2H_2O \rightarrow CH_3COOH + HCO_3^- + 2H_2$	-4.2
Etanol	$CH_3CH_2OH + 2H_2O \rightarrow CH_3COOH + 2H_2$	+9.6

Fuente: Pan et al. (2021).

Metanogénesis

En esta fase ocurre una transformación bioquímica que genera metano a partir de ácido acético o acetatos, H_2 y CO_2 (Sadki & Taleb, 2020). El proceso demanda condiciones estrictamente anaeróbicas y con la interacción de tres tipos de arqueas metanogénicas conocidos como acetotróficas o acetoclásticas, hidrogenófilas o hidrogenótrofas y metilótrofas (Adnane et al., 2024). Los géneros *Methanosaeta* y *Methanosarcina* son los principales representantes de los metanógenos acetoclásticos, los metanógenos hidrogenotróficos están integrados por *Methanoculleus*, *Methanobrevibacter*, *Methanogenium* y otros (Esquivel-Elizondo et al., 2016). Entre los metilótroficos se encuentran las ordenes *Methanosarcinales*, *Methanobacteriales* y los *Methanomassiliicoccales*, quienes emplean una vía única de metanogénesis metilótrófica dependiente de hidrógeno (Söllinger & Urich, 2019).

Estos microorganismos utilizan principalmente tres sustratos para obtener energía, la mayoría de los metanógenos son aptos para reducir el CO_2 , como primer sustrato, a metano por electrones a partir de H_2 , el segundo sustrato son los compuestos que contienen grupos metilo (por ejemplo, metanol y aminas) y el último grupo pertenece al acetato (Talavera-Caro et al., 2020). En la **Tabla 3** se observan las principales reacciones de la metanogénesis.

Tabla 3. Principales biorreacciones durante la metanogénesis.

Sustrato	Reacción	$\Delta G^{0'} (kJ)$
Hidrógeno	$4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$	-135.0
Acetato	$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$	-31.0
Formiato	$4HCOOH \rightarrow CH_4 + 3CO_2 + 2H_2O$	-304.2
Metanol	$4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$	-312.8
Etanol	$2CH_3CH_2OH + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2CH_3COOH$	-31.6

Fuente: Pan et al. (2021).

2.1.2 Co-digestión anaeróbica

La co-digestión anaeróbica combina dos o más tipos de residuos orgánicos, la degradación simultáneamente de los sustratos ayuda a superar algunas complicaciones de la mono-digestión, mejorando la producción de biogás y la estabilidad del proceso, además, la producción de biogás se puede mejorar optimizando la proporción de sustratos en el proceso (Thakur et al., 2022). Durante la co-digestión anaeróbica se produce una mayor cinética de bioconversión microbiana y estabilidad funcional, permitiendo mejorar la capacidad de adaptación de las comunidades sintróficas y metanogénicas (Ziels et al., 2017).

2.1.3 Inhibidores de la DA

Entre los inhibidores más comunes se encuentran el amoníaco, los sulfuros, los sulfatos, los metales pesados, los antibióticos, el etileno, el acetileno, los clorofenoles, los compuestos nitroalifáticos y los ácidos grasos de cadena larga, que pueden afectar negativamente a la actividad y composición microbianas (Czatzkowska et al., 2020). Los indicadores de inhibición para diferentes etapas de la digestión anaerobia incluyen la reducción de la relación de demanda química de oxígeno soluble y demanda química de oxígeno total, la baja producción de ácidos grasos volátiles y la disminución de la producción de metano (Serrano Meza et al., 2020).

2.1.4 Retos y consideraciones en la DA

La DA puede pasar por diversos desafíos originados desde el tipo de sustrato y sus características de composición, por ende, se deben estimar los parámetros como materia seca, materia seca orgánica, sólidos totales, sólidos volátiles, nitrógeno total Kjeldahl y potencial bioquímico de metano (Kalyanasundaram et al., 2020). Por otro lado, la comunidad microbiana necesita requerimientos para crecer y metabolizar, influidas por factores como pH, alcalinidad, amoníaco libre, ácidos grasos volátiles, sodio, potasio, hidrógeno y metales pesados, por lo tanto,

el proceso se vuelve sensible a la composición de la comunidad microbiana, presencia de sustancias inhibidoras y microcontaminantes, así como a los cambios de pH y temperatura (Eduok et al., 2018).

Además de la composición de nutrientes y parámetros fisicoquímicos, se deben considerar factores operativos como la calidad y cantidad de sustrato de entrada, procedimientos de pretratamiento, temperatura, tiempo de retención hidráulica, demanda biológica y química de oxígeno (Kalyanasundaram et al., 2020). Por lo tanto, para obtener un sistema eficaz se requiere un control y una optimización cuidadosos.

2.2 Digestión anaeróbica de sargazo

El sargazo pelágico es exuberante en el Mar de los Sargazos, desde 2011 se ha observado recurrentemente en imágenes satelitales un gran cinturón de sargazo del Atlántico (GCSA), desde África Occidental hasta el Golfo de México. En junio de 2018, el GCSA de 8,850 km contenía más de 20 millones de toneladas métricas de biomasa de sargazo (Wang et al., 2019). Para resolver el problema, se han realizado investigaciones afines al uso de esta materia orgánica. En este apartado se recopila información sobre estudios enfocados a la biodegradabilidad de *Sargassum* spp. realizados durante los últimos cuatro años.

Es importante abordar la fisiología y la composición química del sargazo para indagar en la mejora de su digestión, por ende, Alzate-Gaviria et al. (2021) analizaron ejemplares de *Sargassum* (*S. fluitans* y *S. natans*) procedentes de Quintana Roo, México. En el estudio se reportó un alto contenido de polifenoles o materiales similares a la lignina (25.4 y 29.5 % respectivamente), además, mediante espectroscopía FTIR observaron bandas de absorción características de grupos funcionales coligados a la molécula de lignina y mediante análisis elemental encontraron presencia de metales pesados (Al, As, Ba, B, Cu, Ni, Zn y Cd) en el tejido celular.

Ap et al. (2021) evaluaron la digestibilidad de *Sargassum fulvellum* utilizando diferentes pretratamientos mecánicos, químicos y biológicos bajo condiciones de 38 ± 0.5 °C durante 25 d. El pretratamiento mecánico sin adición de químicos obtuvo la mejor producción de metano con $142.91 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{SV}^{-1}$ respecto a los otros métodos utilizados. El tratamiento biológico redujo 9.49 % el rendimiento de metano, mientras que la tasa de hidrólisis y el potencial máximo de producción de biometano mejoraron un 45.60 % con el pretratamiento mecánico.

Wahab et al. (2021) evaluaron la producción de metano utilizando polvo de *S. polycytum* y lodos industriales procedentes de una planta tratadora de residuos de alimentos como inóculo. Estos autores informaron que la evaluación del BMP se determinó mediante el monitoreo del metano producido durante aproximadamente dos meses bajo condiciones mesófilas (37 °C) y el valor reportado fue de $226 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{SV}^{-1}$.

En el trabajo de Ayala-Mercado et al. (2022) compararon la efectividad de pretratamientos de explosión y extrusión de vapor para aumentar la digestibilidad del sargazo, observaron que la producción específica de biogás aumentó 80 % con tratamientos de explosión de vapor en tanques de presión estática a 0.98 MPa y procesos de extrusión a 220 °C. Además, reportaron el PBM de sargazo sin tratar con aproximadamente $58 \pm 10 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{SV}^{-1}$, mientras que, para el extruido $108 \pm 6 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{SV}^{-1}$ y el sargazo explotado con vapor $114 \pm 4 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{SV}^{-1}$.

Chikani-Cabrera et al. (2022) investigaron el potencial de *Sargassum* proveniente del Caribe Mexicano para la producción de biogás considerando diferentes pretratamientos físicos, químicos y enzimáticos, adicionados con carbón activado granular (CAG) e incubados a 40 °C. Estos autores encontraron el mejor rendimiento de metano con un pretratamiento combinado de peróxido de hidrógeno al 2.5 % con pretratamiento enzimático *Trametes hirsuta*, mostrando una biodegradabilidad del 95 % y un rendimiento máximo de $387 \pm 3.09 \text{ L CH}_4 \text{ kg}_{sv}^{-1}$.

La adición de nanopartículas de Fe_2O_3 afecta la DA de *Sargassum* spp., demostrado por Paletta et al. (2023). Con la adición de Fe_2O_3 a concentraciones de $5 \text{ mg } g^{-1}$ se obtuvo un PBM de $99.57 \pm 2.76 \text{ mL } g_{SV}^{-1}$, con $10 \text{ mg } g^{-1}$ se obtuvo un PBM de $101.90 \pm 2.98 \text{ mL } g_{SV}^{-1}$, mientras que a una concentración de $50 \text{ mg } g^{-1}$ tuvo un efecto inhibitor, pues la producción de metano fue de solo $48.97 \pm 2.32 \text{ mL } g_{SV}^{-1}$, asimismo, el testigo arrojó un valor de $80.25 \pm 3.21 \text{ mL } g_{SV}^{-1}$. Los resultados se explican debido a que las nanopartículas de Fe_2O_3 facilitan la transferencia de electrones entre especies, mejorando el proceso de metanogénesis durante la digestión anaeróbica.

Enrique Salgado-Hernández et al. (2023), mediante el uso de *Sargassum* spp. del Caribe Mexicano, estudiaron el efecto de la separación sólido-líquido de la biomasa. Para llevar a cabo la digestión anaeróbica, los biorreactores se incubaron a 35°C ; los resultados mostraron un 39 % de biodegradabilidad con la fracción líquida y un rendimiento de metano de $159.7 \pm 7.1 \text{ L } kg_{SV}^{-1}$, mientras que la producción de metano con biomasa sin tratar fue de $83.45 \pm 4.6 \text{ L CH}_4 \text{ kg}_{SV}^{-1}$ y con la fracción sólida se obtuvo $71.7 \pm 2.6 \text{ L CH}_4 \text{ kg}_{SV}^{-1}$. Los autores atribuyeron el porcentaje de biodegradabilidad al alto contenido de fenoles totales, la baja relación C:N y a la concentración de fibras insolubles.

2.3 Co-digestión anaeróbica de sargazo

En un estudio realizado por Thompson et al. (2021) determinaron la producción de biogás bajo condiciones mesófilas ($35 \pm 1^\circ\text{C}$) a partir de la co-digestión de sargazo con desechos de alimentos en diferentes proporciones, aunado un pretratamiento hidrotermal. El pretratamiento suscitó la hidrólisis de los compuestos orgánicos aumentando la producción de metano de las monodigestiones de sargazo y desechos de alimentos, en un 212.57 % y un 10.16 %, respectivamente, en contraste con las muestras no tratadas. Sin embargo, la mezcla de *Sargassum* y residuos de alimentos pretratados con una proporción de 25:75 obtuvo el mejor rendimiento de metano con $292.18 \pm 8.70 \text{ mL } g_{SV}^{-1}$.

Rivera-Hernández et al. (2022) exploraron la co-digestión anaeróbica de sargazo con estiércol de cerdo para mejorar el potencial de producción de biometano; observaron un efecto sinérgico significativo aumentando la producción de biometano hasta un 160.4 % en comparación con los tratamientos de mono-digestión. En este estudio se encontró que la proporción óptima de sargazo a estiércol de cerdo fue de 50:50, logrando el mayor potencial de metano de 441.47 mL CH₄ g_{SVa}⁻¹.

En la investigación realizada por Hütter et al. (2023) buscaron el rendimiento de metano de *Sargassum muticum* en co-digestión con paja de trigo aplicando métodos de pretratamiento mecánicos (prensado) y termo-mecánicos (calentamiento y prensado) para mejorar la digestibilidad, la temperatura de proceso fue de 44 °C con un tiempo de retención de 40 d aproximadamente. La variante sin tratamiento produjo 87.64 ± 8.72 mL CH₄ g_{SV}⁻¹, el prensado presentó una producción de metano de 100.86 ± 11.37 mL g_{SV}⁻¹ (15.1 % de mejora respecto a la variante no tratada), mientras que el tratamiento con calentamiento y prensado tuvo un rendimiento de 74.75 ± 0.94 mL CH₄ g_{SV}⁻¹.

Mediante una evaluación hecha por López-Aguilar et al. (2023), se describió la producción acumulada de metano 140.7 mL CH₄ g_{SV}⁻¹ a los 99 días, para la mono-digestión de *Sargassum* spp., en tanto que en co-digestión con residuos orgánicos domésticos se obtuvo una producción acumulada de 161.3 mL CH₄ g_{SV}⁻¹ a los 172 días. El experimento se llevó a cabo al aire libre en el verano en un rango de temperaturas de 20 a 38 °C.

Villalobos Robles and Kuroda (2023) encontraron un rendimiento de metano de 211 mL g_{SV}⁻¹ mediante co-digestión de *Sargassum ilicifolium* y raquis de maíz, 268 mL g_{SV}⁻¹ en la mono-digestión de raquis de maíz y 177 mL g_{SV}⁻¹ al digerir solo sargazo. Además, para mejorar el rendimiento de metano de *Sargassum* exploraron tratamientos térmicos y de ultrasonido, como resultado, encontraron un incremento de 10 % y 43 %, respectivamente. Los experimentos se realizaron en condiciones mesófilas (37 °C).

Paletta et al. (2024) demostraron la eficacia de la co-digestión de sargazo con residuos sólidos urbanos (RSU) utilizando diferentes proporciones. Los resultados después de 30 d fueron 79.68 mL CH₄ g_{SV}⁻¹ para el sargazo 100 %, 436.71 mL CH₄ g_{SV}⁻¹ para RSU 100 % y la mejor mezcla fue 33:67 *Sargassum*:RSU con 327.27 ± 15.93 mL g_{SV}⁻¹. Estos autores concluyeron que el bajo rendimiento de biometano de *Sargassum* spp. puede aumentarse significativamente al co-digerirse con residuos sólidos urbanos, con o sin pretratamiento.

2.4 Digestión anaeróbica de estiércol de pavo

La actividad avícola es un sector que genera subproductos como el estiércol, que requiere un adecuado manejo previo a su aplicación a suelos (Sillero et al., 2023), este desecho puede tener un impacto contaminante al medio ambiente, debido al alto contenido de nitrógeno y fósforo, así como la presencia de residuos de algunas sustancias nocivas (Abdeshahian et al., 2016). En la búsqueda de la gestión de los residuos orgánicos, Pramanik et al. (2020) indican que la DA es un método prometedor. Abdeshahian et al. (2016) expresan que la materia orgánica obtenida de los desechos de animales de granja se puede utilizar para la generación de biogás. Las nuevas políticas ambientales fomentan el uso de energías renovables en todo el mundo, por lo que la producción de biogás muestra un crecimiento significativo (Barreda Del Carpio et al., 2022).

Chamy et al. (2011) realizaron un estudio para determinar la eficacia de la monodigestión anaeróbica para el tratamiento de estiércol de pavo mediante un reactor mesófilo de tanque agitado continuo a escala piloto utilizando diferentes tasas de carga orgánica (de 0.5 a 2.5 kg_{SV} m⁻³ d), lograron una alta remoción de sólidos volátiles (67.7 %) y una producción entre 20 y 70 % de metano, concluyeron que es una alternativa para convertir el estiércol de pavo en metano y obtener un residuo estable que puede ser aplicado como mejorador de suelos o fertilizante, además, consideraron que la tasa de carga orgánica se limita hasta 1.5 kg_{SV} m⁻³ d para un buen rendimiento del sistema.

Borowski et al. (2014) trabajaron con co-digestión de lodos de depuradora con estiércol porcino y avícola, con una relación en peso 70:20:10 respectivamente, en condiciones de semi-lote a 35 ± 1 °C, la producción de biogás fue de $336 \text{ dm}^3 \text{ kg}_{SV}^{-1}$ y un contenido de metano entre 67 y 68 %, sin embargo, en este estudio observaron que el rendimiento de biogás puede limitarse por la adición de estiércol de aves de corral y el aumento de la tasa de carga orgánica, debido al efecto inhibidor del amoníaco.

En un estudio realizado por E. E. Ziganshina et al. (2014), se reportó un rendimiento de 189 a 195 mL g_{SV}^{-1} de biogás con un contenido de metano de 61 a 62 % en la operación de un reactor mesófilo (38 °C) de tanque agitado continuo alimentado con desechos de pavo, asimismo, investigaron las estructuras de la comunidad microbiana y refirieron que las especies de *Methanosarcina* con capacidades metabólicas para la metanogénesis acetilástica e hidrogenotrófica fueron las principales responsables en la digestión anaeróbica.

Elbashiti et al. (2017) exploraron la co-digestión de estiércol de pavo con residuos sólidos de almazara (RSA) a diferentes proporciones, 100:0, 80:20, 60:40, 40:60 respectivamente, con 8 % de sólidos totales y bajo condiciones mesófilas (30 °C), en donde la producción total de biogás fue mayor en 100:0 (6247 mL) y disminuyó con el aumento de la proporción de RSA.

De acuerdo con Rodríguez-Verde et al. (2018), los altos niveles de nitrógeno y materia seca limitan la DA del estiércol de aves, por ello, emplearon la co-digestión con estiércol de cerdo junto con un pretratamiento termomecánico con eliminación de amoníaco y encontraron que la mezcla de 24 % de estiércol de aves y 76 % de cerdo, con un pretratamiento a 90 °C y pH 10, mejoró la producción de metano y la eficiencia de eliminación de DQO.

Silva et al. (2021) evaluaron el potencial bioquímico de metano de desechos de *Gallus gallus domesticus* y *Coturnix coturnix* adicionando lodo granular y lodo floculante como inóculos, incubados a 37 ± 2 °C. La combinación de gallinaza y lodo granular obtuvo el mayor potencial de biogás de 215 mL g_{SV}^{-1} y 102 mL CH_4

g_{SV}^{-1} , mientras que el desecho de codorniz con lodo floculante produjo el menor rendimiento con 202 mL g_{SV}^{-1} de biogás y 86 mL $CH_4 g_{SV}^{-1}$, atribuyendo estos valores a la baja relación C:N de los sustratos, estando en un rango de 4.6 a 10.9.

Itchenco et al. (2024) evaluaron la digestión anaeróbica de los residuos de pavo a diferentes concentraciones de SV ($8.5 g_{SV} L^{-1}$, $17 g_{SV} L^{-1}$ y $25.5 g_{SV} L^{-1}$) con inóculos granular y comercial, las unidades experimentales se incubaron a $37^{\circ}C$; el tratamiento de pavaza con $25.5 g_{SV} L^{-1}$ y sin inóculo obtuvo el mínimo rendimiento con 19.98 mL $CH_4 g_{SV}^{-1}$, mientras que el rendimiento máximo de metano lo presentó la pavaza a $25.5 g_{SV} L^{-1}$ e inóculos granular y comercial con 117.61 mL $CH_4 g_{SV}^{-1}$.

2.5 Literatura citada

- Abdeshahian, P., Lim, J. S., Ho, W. S., Hashim, H., & Lee, C. T. (2016). Potential of biogas production from farm animal waste in Malaysia [Review]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 60, 714-723. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.117>
- Adnane, I., Taoumi, H., Elouahabi, K., Lahrech, K., & Oulmekki, A. (2024). Valorization of crop residues and animal wastes: Anaerobic co-digestion technology. *Heliyon*, 10(5), e26440. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e26440>
- Aldana, D., Enríquez, M., & Vidal, E. (2020). Cooperación en el Caribe ante el sargazo. *Ciencia*, 71, Article 4.
- Alonso, M. J. C., Franco, M. R. M., Valenciana, A. P., & Montañez-Hernández, L. E. (2020). Metabolic Engineering: A Tool to Increase the Methane Yield and Efficiency of Anaerobic Digestion Process. In N. Balagurusamy & A. K. Chandel (Eds.), *Biogas Production: From Anaerobic Digestion to a Sustainable Bioenergy Industry* (pp. 213-261). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-58827-4_11
- Alzate-Gaviria, L., Domínguez-Maldonado, J., Chablé-Villacís, R., Olguin-Maciél, E., Leal-Bautista, R. M., Canché-Escamilla, G., Caballero-Vázquez, A., Hernández-Zepeda, C., Barredo-Pool, F. A., & Tapia-Tussell, R. (2021). Presence of Polyphenols Complex Aromatic “Lignin” in *Sargassum* spp. from Mexican Caribbean. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(1).
- Ap, Y., Farghali, M., Mohamed, I. M. A., Iwasaki, M., Tangtaweewipat, S., Ihara, I., Sakai, R., & Umetsu, K. (2021). Potential of biogas production from the anaerobic digestion of *Sargassum fulvellum* macroalgae: Influences of mechanical, chemical, and biological pretreatments [Article]. *Biochemical Engineering Journal*, 175, Article 108140. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2021.108140>
- Ayala-Mercado, I. D., Weber, B., & Durán-García, M. D. (2022). Use of Hydrothermal Pretreatment to Enhance Biogas Production from Pelagic *Sargassum* [Article]. *Bioenergy Research*, 15(3), 1639-1648. <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10371-4>
- Barreda Del Carpio, J. E., Ancco Mamani, M. R., Nuñez Chambi, A. D., Aguirre Gamero, C. E., Tejada Meza, K., & Pacheco Pacheco, G. M. (2022). Co-Digestión de Tres Tipos de Estiércol (Vaca, Cuy y Cerdo) para Obtener Biogás en el Sur del Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, 24(3), 174-181. <https://doi.org/10.18271/ria.2022.457>
- Bläsing, M., Oga, I. O., & Müller, M. (2017). Co-Gasification of Turkey Manure and Meat Bone with Hard Coal and Lignite: Release of Condensable and

- Noncondensable Species. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 56(48), 14396-14400. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.7b03892>
- Borowski, S., Domański, J., & Weatherley, L. (2014). Anaerobic co-digestion of swine and poultry manure with municipal sewage sludge. *Waste management*, 34, 2, 513-521. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.022>
- Chamy, R., Vivanco, E., & Ramos, C. (2011). Anaerobic Mono-Digestion of Turkey Manure: Efficient Revaluation to Obtain Methane and Soil Conditioner. *Journal of Water Resource and Protection*, 03(08), 584-589. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2011.38067>
- Chikani-Cabrera, K. D., Fernandes, P. M., Tapia-Tussell, R., Parra-Ortiz, D. L., Hernández-Zárate, G., Valdez-Ojeda, R., & Alzate-Gaviria, L. (2022). Improvement in Methane Production from Pelagic Sargassum Using Combined Pretreatments. *Life*, 12(8).
- Cohuo Colli, J. M., Salinas Ruiz, J., Hernández Cázares, A. S., Hidalgo Contreras, J. V., & Velasco Velasco, J. (2017). El amoniaco en las explotaciones avícolas: efectos sobre las aves y el ambiente: The ammonia in poultry operations: effects on birds and environment. *TECNOCiENCIA Chihuahua*, 11(2), 82-91. <https://doi.org/10.54167/tch.v11i2.160>
- Czatzkowska, 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ese3.609>
- Dueholm, M. K. D., Andersen, K. S., Korntved, A.-K. C., Rudkjøbing, V., Alves, M., Bajón-Fernández, Y., Batstone, D., Butler, C., Cruz, M. C., Davidsson, Å., Erijman, L., Holliger, C., Koch, K., Kreuzinger, N., Lee, C., Lyberatos, G., Mutnuri, S., O'Flaherty, V., Oleskiewicz-Popiel, P., . . . Nielsen, P. H. (2024). MiDAS 5: Global diversity of bacteria and archaea in anaerobic digesters. *Nature Communications*, 15(1), 5361. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-49641-y>
- Eduok, S., John, O., Ita, B., Inyang, E., & Coulon, F. (2018). Enhanced Biogas Production From Anaerobic Co-digestion of Lignocellulosic Biomass and Poultry Feces Using Source Separated Human Urine as Buffering Agent. *Frontiers in Environmental Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00067>
- Elbashiti, T., Jouda, M., & Alajouz, M. (2017). BIOMETHANIZATION OF OLIVE MILL SOLID WASTE WITH TURKEY MANURE AT MESOPHILIC CONDITIONS. *International Journal of Advanced Research*, 5, 1971-1976.
- Erdaw, M. M., & Beyene, W. T. (2022). Trends, prospects and the socio-economic contribution of poultry production in sub-Saharan Africa: a review. *World's*

- Poultry Science Journal*, 78(3), 835-852.
<https://doi.org/10.1080/00439339.2022.2092437>
- Esquivel-Elizondo, S., Parameswaran, P., Delgado, A. G., Maldonado, J., Rittmann, B. E., & Krajmalnik-Brown, R. (2016). Archaea and Bacteria Acclimate to High Total Ammonia in a Methanogenic Reactor Treating Swine Waste. *Archaea*, 2016(1), 4089684.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1155/2016/4089684>
- Granzotto, F., Brächer, E. H., Mayer, F. D., Hoffmann, R., & Da Silveira, D. D. (2023). Actualización de los procesos de digestión anaeróbica de residuos orgánicos. *AUGM DOMUS*(10), 007.
<https://doi.org/10.24215/18522181e007>
- Guillén-Enríquez, R. R., Reséndiz, M. E. T., Lira, I. O. H.-D., & Chávez, J. M. (2020). Advances and Challenges of Anaerobic Digestion of Wastes and Wastewaters from Different Industrial Sectors. In N. Balagurusamy & A. K. Chandel (Eds.), *Biogas Production: From Anaerobic Digestion to a Sustainable Bioenergy Industry* (pp. 97-124). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-58827-4_6
- Herrera-Monroy, S., Ordaz-Chaparro, V., & Valdés-Velarde, E. (2023). Evaluación del Sargazo (*Sargassum* spp.) como componente de sustratos agrícolas. *Agro Sur*, 50, 15-25.
<https://doi.org/10.4206/agrosur.2022.v50n3-02>
- Hütter, M., Sailer, G., Hülsemann, B., Müller, J., & Poetsch, J. (2023). Impact of Thermo-Mechanical Pretreatment of *Sargassum muticum* on Anaerobic Co-Digestion with Wheat Straw [Article]. *Fermentation*, 9(9), Article 820.
<https://doi.org/10.3390/fermentation9090820>
- Ilitchenco, J., Smiderle, M. D., Gaio, J., Magrini, F. E., & Paesi, S. (2024). Metataxonomic characterization of the microbial present in the anaerobic digestion of turkey litter waste with the addition of two inocula: allochthonous and commercial [Article]. *International Microbiology*.
<https://doi.org/10.1007/s10123-024-00561-3>
- Jacome, X., González-Ramírez, P., Piñón-Gimate, A., & Valdéz, M. (2023). *Sargassum* en las dietas de gallinas Rhode Island mejora la calidad del huevo y funcionalidad por enriquecimiento con yodo. *CICIMAR Océánides*, 37, 14-24. <https://doi.org/10.37543/oceanides.v37i1.273>
- Kalyanasundaram, G. T., Ramasamy, A., Godwin, B., Desikan, R., & Subburamu, K. (2020). Prospects and Challenges in Biogas Technology: Indian Scenario. In N. Balagurusamy & A. K. Chandel (Eds.), *Biogas Production: From Anaerobic Digestion to a Sustainable Bioenergy Industry* (pp. 19-37). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-58827-4_2

- Karki, R., Chuenchart, W., Surendra, K. C., Shrestha, S., Raskin, L., Sung, S., Hashimoto, A., & Kumar Khanal, S. (2021). Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, 330, 125001. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125001>
- Kim, J.-Y., Lee, M., Oh, S., Kang, B., Yasin, M., & Chang, I. S. (2023). Acetogen and acetogenesis for biological syngas valorization. *Bioresource Technology*, 384, 129368. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129368>
- Kumar Khanal, S., Lü, F., Wong, J. W. C., Wu, D., & Oechsner, H. (2021). Anaerobic digestion beyond biogas. *Bioresource Technology*, 337, 125378. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125378>
- Langlois, J., Sassi, J. F., Jard, G., Steyer, J. P., Delgenes, J. P., & Hélias, A. (2012). Life cycle assessment of biomethane from offshore-cultivated seaweed [Article]. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 6(4), 387-404. <https://doi.org/10.1002/bbb.1330>
- Li, Y., Chen, Y., & Wu, J. (2019). Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. *Applied Energy*, 240, 120-137. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.243>
- Liebetrau, J., Sträuber, H., Kretzschmar, J., Denysenko, V., & Nelles, M. (2019). Anaerobic digestion. In *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology* (Vol. 166, pp. 281-299): Springer Science and Business Media Deutschland GmbH.
- Lima, I., & Marshall, W. E. (2005). Utilization of turkey manure as granular activated carbon: Physical, chemical and adsorptive properties. *Waste management*, 25(7), 726-732. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.12.019>
- López-Aguilar, H. A., Morales-Durán, B., Quiroz-Cardoza, D., & Pérez-Hernández, A. (2023). Lag Phase in the Anaerobic Co-Digestion of Sargassum spp. and Organic Domestic Waste. *Energies*, 16(14).
- Martínez-García, R. A., Espinosa-Solares, T., Flores-Velázquez, J., Rojano-Aguilar, A., Reséndiz-Cantera, O., & Arzeta-Ríos, A. J. (2019). Mejoramiento del desempeño hidrodinámico de un digestor anaeróbico de laguna cubierta mediante CFD//Improving the hydrodynamic performance of a covered lagoon anaerobic digester by CFD. *Biotecnia*, 22(1), 56-66. <https://doi.org/10.18633/biotecnia.v22i1.1125>
- Melville, L., Weger, A., Wiesgickl, S., & Franke, M. (2014). Anaerobic Digestion. In *Transformation of Biomass: Theory to Practice* (Vol. 9781119973270, pp. 31-59). Wiley Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781119973270.ch2>
- Méndez-González, F., & Buenrostro Figueroa, J. (2023). Sargazo, el potencial recurso del mar caribe. 2, 14-17. <https://doi.org/10.61767/mjte.002.1.1417>

- Moguel, K., & Canepa, J. R. (2014). LA DIGESTIÓN ANAEROBIA Y LA BIOQUÍMICA. *Kuxulkab'*, 17. <https://doi.org/10.19136/kuxulkab.a17n32.380>
- Náthia-Neves, G., Berni, M., Dragone, G., Mussatto, S. I., & Forster-Carneiro, T. (2018). Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments [Review]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(9), 2033-2046. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1682-2>
- Paletta, R., Candamano, S., Filippelli, P., & Lopresto, C. G. (2023). Influence of Fe₂O₃ Nanoparticles on the Anaerobic Digestion of Macroalgae *Sargassum* spp [Article]. *Processes*, 11(4), Article 1016. <https://doi.org/10.3390/pr11041016>
- Paletta, R., Filippelli, P., Candamano, S., Galluccio, L., Macillett, A., Castro, Y. A., Tursi, A., Amaro, E., & Atilio de Frias, J. (2024). Efficient reuse of *Sargassum* spp. biomass and organic fraction of municipal solid waste by anaerobic co-digestion in the Dominican Republic: Evaluation of biochemical methanogenic potential and reaction rates [Article]. *Applied Chemical Engineering*, 7(2), Article Ace-2081. <https://doi.org/10.59429/ace.v7i2.2081>
- Pan, X., Zhao, L., Li, C., Angelidaki, I., Lv, N., Ning, J., Cai, G., & Zhu, G. (2021). Deep insights into the network of acetate metabolism in anaerobic digestion: focusing on syntrophic acetate oxidation and homoacetogenesis. *Water Research*, 190, 116774. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116774>
- Pramanik, S. K., Suja, F. B., & Pramanik, B. K. (2020). Effects of hydraulic retention time on the process performance and microbial community structure of an anaerobic single-stage semi-pilot scale reactor for the treatment of food waste [Article]. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 152, Article 104999. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2020.104999>
- Ribeiro, D., Carballal, M., Silva, A., Leal, A., Oliveira Caetano, J., Almeida Rodrigues, A., Vital, R., Prado, R., Silva, H., & Filho, M. (2017). Organic Fertilization In Soy Farming In A Tropical Region. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 11, 18-22.
- Rivera-Hernández, Y., Hernández-Eugenio, G., Balagurusamy, N., & Espinosa-Solares, T. (2022). *Sargassum*-pig manure co-digestion: An alternative for bioenergy production and treating a polluting coastal waste [Article]. *Renewable Energy*, 199, 1336-1344. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.09.068>
- Rodríguez-Martínez, R. E., Torres-Conde, E. G., & Jordán-Dahlgren, E. (2023). Pelagic *Sargassum* cleanup cost in Mexico. *Ocean & Coastal*

- Management*, 237, 106542.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106542>
- Rodriguez-Verde, I., Regueiro, L., Lema, J. M., & Carballa, M. (2018). Blending based optimisation and pretreatment strategies to enhance anaerobic digestion of poultry manure. *Waste management*, 71, 521-531.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.002>
- Sadki, N., & Taleb, A. (2020). Characterization of Organic Waste: A Primordial Step for Efficient Valorization by Anaerobic Digestion. *Advances in Intelligent Systems and Computing*,
- Salgado-Hernández, E., Ortiz-Ceballos, Á. I., Martínez-Hernández, S., Rosas-Mendoza, E. S., Dorantes-Acosta, A. E., Alvarado-Vallejo, A., & Alvarado-Lassman, A. (2023). Methane Production of Sargassum spp. Biomass from the Mexican Caribbean: Solid–Liquid Separation and Component Distribution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(1).
- Schiel-Bengelsdorf, B., & Dürre, P. (2012). Pathway engineering and synthetic biology using acetogens. *FEBS Lett*, 586(15), 2191-2198.
<https://doi.org/10.1016/j.febslet.2012.04.043>
- Serrano Meza, A., Garzón-Zúñiga, M., Barragán, B., estrada-arriaga, E., Almaraz-Abarca, N., & García-Olivares, J. G. (2020). Anaerobic digestion inhibition indicators and control strategies in processes treating industrial wastewater and wastes. *Revista mexicana de ingeniería química*, 19, 23-38. <https://doi.org/10.24275/rmiq/IA1221>
- SIAP. (2024). *Anuario Estadístico de la Producción Ganadera* Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera.
https://nube.siap.gob.mx/cierre_pecuario/
- Sillero, L., Sganzerla, W. G., Carneiro, T. F., Solera, R., & Perez, M. (2023). Techno-economic analysis of single-stage and temperature-phase anaerobic co-digestion of sewage sludge, wine vinasse, and poultry manure [Article]. *Journal of Environmental Management*, 325, Article 116419. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116419>
- Silva, T. H. L., Santos, L. A. d., Oliveira, C. R. d. M., Porto, T. S., Jucá, J. F. T., & Santos, A. F. d. M. S. (2021). Determination of methane generation potential and evaluation of kinetic models in poultry wastes. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 32, 101936.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bcab.2021.101936>
- Söllinger, A., & Urich, T. (2019). Methylophilic methanogens everywhere — physiology and ecology of novel players in global methane cycling. *Biochemical Society Transactions*, 47. <https://doi.org/10.1042/BST20180565>

- Talavera-Caro, A. G., Lira, I. O. H.-D., Cruz, E. R., Sánchez-Muñoz, M. A., & Balagurusamy, N. (2020). The Realm of Microorganisms in Biogas Production: Microbial Diversity, Functional Role, Community Interactions, and Monitoring the Status of Biogas Plant. In N. Balagurusamy & A. K. Chandel (Eds.), *Biogas Production: From Anaerobic Digestion to a Sustainable Bioenergy Industry* (pp. 179-212). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-58827-4_10
- Thakur, N., Salama, E. S., Sharma, M., Sharma, P., Sharma, D., & Li, X. (2022). Efficient utilization and management of seaweed biomass for biogas production [Article]. *Materials Today Sustainability*, 18, Article 100120. <https://doi.org/10.1016/j.mtsust.2022.100120>
- Thompson, T. M., Young, B. R., & Baroutian, S. (2021). Enhancing biogas production from caribbean pelagic Sargassum utilising hydrothermal pretreatment and anaerobic co-digestion with food waste [Article]. *Chemosphere*, 275, Article 130035. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130035>
- Villalobos Robles, L. A., & Kuroda, K. (2023). Biogas production from Sargassum ilicifolium : Solution for the golden tides in Quintana Roo, Mexico. *European Journal of Sustainable Development Research*, 7(2), em0211. <https://doi.org/10.29333/ejosdr/12800>
- Wahab, M. A., Kebelmann, K., Schartel, B., & Griffiths, G. (2021). Improving bio-oil chemical profile of seaweeds through anaerobic fermentation pre-treatment. *Energy Conversion and Management*, 245, 114632. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.114632>
- Wang, M., Hu, C., Barnes, B. B., Mitchum, G., Lapointe, B., & Montoya, J. P. (2019). The great Atlantic Sargassum belt [Article]. *Science*, 364(6448), 83-87. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7912>
- Weinrich, S., & Nelles, M. (2021). *Basics of Anaerobic Digestion - Biochemical Conversion and Process Modelling*.
- Williams, C. M. (2013). Características de la gallinaza de las aves de corral. In *Revisión del desarrollo avícola* (pp. 53-54). FAO. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/i3531s>
- Ziels, R. M., Beck, D. A. C., & Stensel, H. D. (2017). Long-chain fatty acid feeding frequency in anaerobic codigestion impacts syntrophic community structure and biokinetics. *Water Research*, 117, 218-229. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.060>
- Ziganshina, E. E., Belostotskiy, D. E., Shushlyaev, R. V., Miluykov, V. A., Vankov, P. Y., & Ziganshin, A. M. (2014). Microbial community diversity in anaerobic reactors digesting turkey, chicken, and swine wastes [Article]. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 24(11), 1464-1472. <https://doi.org/10.4014/jmb.1404.04043>

3. EFECTO DE LA CO-DIGESTIÓN DE SARGAZO-PAVAZA SOBRE EL POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO

3.1 Resumen

La producción de pavo, así como la llegada de sargazo a la Península de Yucatán generan residuos que impactan negativamente al ambiente y por lo tanto a la calidad de vida. Una alternativa de gestión de uno o más residuos es la digestión anaeróbica en la que se obtiene metano. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el potencial de biometano de la co-digestión anaeróbica de sargazo-pavaza para encontrar la concentración de cosustratos que genera el mayor rendimiento. Seis tratamientos fueron evaluados (00S-100P, 15S-85P, 30S-70P, 50S-50P, 65S-35P y 100S-00P). Los resultados mostraron un ligero efecto sinérgico en PBM hasta 18 % la producción de metano en relación con la mono-digestión. El tratamiento 15S-85P obtuvo el mejor potencial bioquímico de metano (PBM) con $187.46 \text{ mL CH}_4 g_{SV}^{-1}$, que corresponde a una relación C:N de 6.77. El presente estudio mostró la viabilidad de la gestión integrada de los residuos de sargazo con pavaza mediante co-digestión anaeróbica y reveló la ventaja de procesar ambos sustratos conjuntamente.

Palabras clave: Biogás, sargazo, pavaza, sinergia

Tesis de Maestría en Ciencia y Tecnología Agroalimentaria, Universidad Autónoma Chapingo
Autor: Williams del Carmen Mendoza Espinosa
Director de Tesis: Dr. Teodoro Espinosa Solares

3.2 Abstract

The production of turkey, as well as the arrival of sargassum in the Yucatan Peninsula, generates waste that negatively impacts the environment and, therefore, the quality of life. An alternative for managing one or more wastes is anaerobic digestion, which produces methane. The aim of this study was to evaluate the biomethane potential of the anaerobic co-digestion of sargassum-turkey litter to find the concentration of co-substrates that generates the highest yield. Six treatments were evaluated (00S-100TL, 15S-85TL, 30S-70TL, 50S-50TL, 65S-35TL, and 100S-00TL). The results showed a slight synergistic effect in BMP, increasing methane production by up to 18 % compared to mono-digestion. The 15S-85TL treatment achieved the best biochemical methane potential (BMP) with 187.46 mL CH₄ g_{VS}⁻¹, corresponding to a C:N ratio of 6.77. This study showed the feasibility of integrated management of sargassum and turkey litter waste through anaerobic co-digestion and revealed the advantage of processing both substrates together.

Key words: Biogas, sargassum, turkey litter, synergy

Thesis, Maestría en Ciencia y Tecnología Agroalimentaria, Universidad Autónoma Chapingo
Author: Williams del Carmen Mendoza Espinosa
Advisor: Dr. Teodoro Espinosa Solares

3.3 Introducción

En los últimos años, se ha observado una sobrepoblación de *Sargassum* spp., especialmente después de 2011, en la región conocida como “el Gran Cinturón de Sargazo del Atlántico” que se extiende desde África Occidental hasta el Mar Caribe (Wang et al., 2019). La llegada periódica, de volúmenes variables, de sargazo a lo largo de la costa caribeña de México desde fines del 2014 ha generado diversos problemas de desequilibrio ecológico. Las masas de sargazo varadas promueven la sustitución de pastos marinos, perturbación de la anidación de las tortugas, alteración a la población de los corales, entre otros problemas (Chávez et al., 2020). Los problemas socioeconómicos generados en las costas del Caribe derivados de la presencia de Sargazo son diversos, principalmente debido a la disminución de turismo en la zona por la apariencia desagradable que las olas de sargazo presentan (Azcorra-May et al., 2024). Adicionalmente el olor a sulfuro de hidrógeno desprendido durante la descomposición del sargazo provoca el rechazo del turismo, acentuando aún más el impacto negativo económico (Domínguez-Maldonado et al., 2024). Durante la degradación de sargazo también se presentan lixiviados con contenido de metales, generación de metano y dióxido de carbono (Domínguez-Maldonado et al., 2024).

El arribo de grandes masas de macroalgas pardas ha impulsado diversas iniciativas para su gestión. La digestión anaeróbica del sargazo se ha estudiado como una posible alternativa de solución, en donde en un espacio controlado y confinado se lleva a cabo la degradación de sargazo para la obtención de biometano. Algunas investigaciones se han concentrado en aumentar la digestibilidad mediante el pretratamiento del sargazo. Los principales mecanismos que se han utilizado son mecánicos, térmicos y químicos o combinación de ellos. Ap et al. (2021) evaluaron la digestibilidad de *Sargassum fulvellum* realizando una reducción de tamaño de partículas obteniendo tamaños entre 75 y 850 μm , como resultado, la producción de metano aumentó de 68.11 $\text{mL CH}_4 \text{ g}_{\text{SV}}^{-1}$ (testigo) a 142.91 $\text{mL CH}_4 \text{ g}_{\text{SV}}^{-1}$. Ayala-Mercado et al. (2022)

reportaron un PBM de 58 mL CH₄ g_{SV}⁻¹ para el sargazo sin tratar, mientras que al someter a explosión de vapor (0.98 MPa), el PBM aumentó a 114 ± 4 mL CH₄ g_{SV}⁻¹. Mientras tanto, Chikani-Cabrera et al. (2022) obtuvieron un rendimiento de 230.82 mL CH₄ g_{SV}⁻¹ al aplicar un pretratamiento químico con peróxido de hidrógeno al 2.5 % v/v.

La co-digestión de sargazo con diferentes materiales orgánicos es una alternativa que se ha estudiado incipientemente en presencia de esquilmos o residuos vegetales y aún menos con purines. Sin embargo, existen experiencias exitosas reportadas, como la co-digestión de *Sargassum ilicifolium* con raquis de maíz 1:1 reportada por Villalobos Robles and Kuroda (2023), donde se obtuvo un PBM de 211 mL g_{SV}⁻¹. Además, López-Aguilar et al. (2023), describieron que la producción acumulada de metano de *Sargassum* spp. en co-digestión con residuos orgánicos domésticos fue de 161.3 mL CH₄ g_{SV}⁻¹. Adicionalmente la co-digestión de sargazo, en algunos casos, ha mostrado tener efecto sinérgico. Paletta et al. (2024) reportaron que la co-digestión de *Sargassum*:residuos sólidos urbanos puede generar sinergia de hasta 3.96 % y una producción máxima de 379.78 mL CH₄ g_{SV}⁻¹ al utilizar una proporción 20:80. Mientras que Thompson et al. (2021) determinaron que la mezcla de *Sargassum* y residuos de alimentos pueden ejercer una sinergia entre 12.85 a 46.36 %, en función de las proporciones utilizadas, siendo la mezcla de 25:75 con un rendimiento de metano de 162.73 CH₄ mL g_{SV}⁻¹, la mejor relación utilizando sustratos sin pretratar.

Por otro lado, el principal productor de pavo a nivel nacional es el estado de Yucatán que tiene una producción anual de más de 794 mil pavos en pie (SIAP, 2024). Se estima de 50 a 90 ton de estiércol de pavo al día (Williams, 2013) que es combinado con pluma y viruta de madera para conformar la pavaza. La cama de aves tiene diversos usos, uno de ellos es la digestión anaeróbica (Popov et al., 2020), sin embargo, es la pollinaza la más estudiada. La digestión de la pollinaza se ha trabajado en diversos sistemas en mono-digestión y en co-digestión.

Collins et al. (2023) adicionaron biocarbón para reducir la producción de sulfuro de hidrógeno, el rendimiento máximo obtenido fue de 192 CH₄ mL g_{SV}^{-1} , es decir, un aumento del 6 al 8% respecto al control. Aguilar-Moreno et al. (2020) utilizaron nanopartículas de magnetita a diferentes concentraciones, indicando que el tratamiento con 20 mg L⁻¹ obtuvo el mejor rendimiento acumulado de metano (137.23 mL CH₄ g_{SV}^{-1}) con un incremento de 73.9 % en comparación con el testigo. Otros autores, como Oliveira et al. (2023), utilizaron un pretratamiento hidrotérmico para solubilizar la hemicelulosa y reportaron una producción de metano de 277.6 mL CH₄ mL g_{SV}^{-1} al someterse a 160 °C durante 48 minutos. Yu et al. (2021) emplearon la co-digestión de pollinaza (PL) con rastrojo de maíz (RM) pretratado, evaluando el rango de C:N de 9.27 (PL) a 42.92 (RM) y determinaron que el mayor rendimiento de metano acumulado fue de 332.7 mL CH₄ g_{SV}^{-1} con la relación de sustratos 3PL:1RM y 17.7 C:N.

Existen escasos reportes de la digestión anaeróbica de la pavaza. La monodigestión del estiércol de pavo ha sido estudiada por Chamy et al. (2011), obteniendo una producción de metano de 0.52 m³ CH₄ m_R^{-3} d, con una tasa de carga orgánica de 1 kg_{sv} m^{-3} d, trabajando con un reactor mesófilo continuo de tanque agitado. Asimismo, E. Ziganshina et al. (2014) reportaron un rendimiento de 117 mL CH₄ g_{SV}^{-1} utilizando reactores de tanque agitado continuo bajo condiciones mesófilas (38 °C), mientras que Itchenco et al. (2024) obtuvieron un rendimiento de 173.79 mL CH₄ g_{SV}^{-1} después de 60 d, con una alimentación de 8.5 g_{sv} L⁻¹ e incubación a 37 °C. Teniendo en cuenta que no se han reportado estudios sobre la co-digestión de sargazo-pavaza y con el propósito de aprovechar estas dos biomásas que representan una importante amenaza ecológica en la Península de Yucatán, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto sinérgico de la co-digestión de la biomasa de sargazo con pavaza para lograr una mejora en el PBM.

3.4 Materiales y métodos

3.4.1 Procedimiento experimental

El sargazo se recolectó en Benito Juárez, Quintana Roo, México (21° 03' 53.6" N 86° 46' 44.6" O) durante el mes de marzo de 2023 y la pavaza se obtuvo de una granja meleagrícola ubicada en Amecameca, Estado de México, México. La digestión y la co-digestión se llevaron a cabo a una concentración de 3% de sólidos totales (ST). Se evaluaron seis tratamientos del sistema sargazo-pavaza (S-P), cuatro en co-digestión y dos en mono-digestión, con las siguientes relaciones: 00S-100P, 15S-85P, 30S-70P, 50S-50P, 65S-35P y 100S-00P, con tres repeticiones por tratamiento. El inóculo se extrajo de un reactor anaeróbico con modo de operación semicontinuo que ha sido alimentado previamente durante ocho años con pollinaza al 3 % de ST y enriquecido con propionato de sodio a 30 g L^{-1} .

El experimento se realizó bajo la metodología descrita por Meneses-Reyes et al. (2017), en botellas serológicas de 290 mL con un volumen de trabajo de 220 mL. Los sustratos se secaron y se realizó una reducción de tamaño de partículas (≤ 0.5 mm) antes de preparar la suspensión. Los sustratos se mezclaron con agua anóxica a temperatura ambiente para obtener una concentración final de 3 % de sólidos totales y se añadió inóculo (10 % v/v). Cada botella se selló herméticamente con un tapón de bromobutilo y tapa de aluminio, y se purgó con gas nitrógeno para desplazar el oxígeno. La incubación se llevó a cabo bajo condiciones mesófilas (37 ± 1 °C) durante 90 d.

3.4.2 Métodos analíticos

Se determinó la composición elemental de los sustratos (**Tabla 4**) con un analizador elemental (Perkin Elmer PE2400). La presencia de metales pesados se evaluó mediante espectrometría de emisión atómica con plasma generado por microondas (MP-AES). Los ST, sólidos volátiles (SV), sólidos fijos (SF), pH, alcalinidad, demanda química de oxígeno (DQO) y sulfatos se determinaron utilizando los métodos de APHA (Baird et al., 2017). La cuantificación de sulfuros

se realizó siguiendo la metodología espectrofotométrica propuesta por Cord-Ruwisch (1985). Para la medición de pH se utilizó un potenciómetro (Conductronic, PH140). Los parámetros fisicoquímicos de las unidades experimentales al inicio del experimento se presentan en la **Tabla 5**.

Tabla 4. Análisis elemental de los sustratos.

Sustrato	ST [%]	SV [%]	C [%]	H [%]	N [%]	S [%]
Pavaza	7.59	5.72	36.60	5.74	5.83	0.45
Sargazo	91.70	57.13	29.73	4.31	3.12	1.13

Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos de los sustratos para la co-digestión anaeróbica de S-P.

Parámetro Tratamiento	ST [%]	SV [%]	SF [%]	pH	Alcalinidad [mg L ⁻¹]	DQO [mg L ⁻¹]	Sulfatos [mg L ⁻¹]	Sulfuros [mg L ⁻¹]
00S-100P	3.63 ^c	2.41 ^a	1.22 ^a	7.24 ^c	4,550 ^a	23,820 ^a	3,259 ^{ab}	726 ^b
15S-85P	3.65 ^a	2.37 ^b	1.28 ^b	7.53 ^{bc}	5,383 ^a	22,509 ^{ab}	3,749 ^{ab}	453 ^c
30S-70P	3.63 ^c	2.30 ^c	1.33 ^c	7.82 ^b	5,917 ^a	22,864 ^{ab}	4,148 ^a	1,112 ^a
50S-50P	3.65 ^a	2.25 ^d	1.41 ^d	7.57 ^{bc}	5,550 ^a	17,598 ^{ab}	3,246 ^{ab}	1,120 ^a
65S-35P	3.64 ^b	2.18 ^e	1.46 ^e	7.88 ^{ab}	6,217 ^a	18,931 ^{ab}	3,014 ^{ab}	737 ^b
100S-00P	3.65 ^a	2.07 ^f	1.58 ^f	8.26 ^a	3,983 ^a	12,853 ^b	2,479 ^b	560 ^{bc}

Las medias con la misma letra en la misma columna no presentan diferencia estadística significativa, Tukey ($p < 0.05$).

3.4.3 Técnicas de análisis de rendimiento

La cuantificación de biogás se realizó por el método de desplazamiento en agua salina al 10 %. El contenido de metano se determinó usando un cromatógrafo de gases (Claurus 500, Perkin Elmer, E.U.A.) equipado con detector de ionización de flama (FID) y una columna capilar Elite-FFAP de 30 m de longitud y 0.32 mm de diámetro (Perkin Elmer, EE. UU.), bajo las siguientes condiciones de operación: nitrógeno como gas acarreador a una velocidad de 14 mL min^{-1} a 14 PSI; temperaturas del puerto de inyección a 100 °C, del horno a 70 °C y del detector a 230 °C. El porcentaje de metano se obtuvo utilizando una curva de

calibración con metano puro (HDSP No. P-4618-F, Praxair, México) y el volumen de metano se reportó en condiciones estándares de presión y temperatura (273.15 K y 101,325 Pa).

3.4.4 Análisis estadístico

El experimento se realizó bajo un diseño completamente al azar y los resultados de producción de metano se trabajaron bajo el modelo de Gompertz modificado (MGM) (Zwietering et al., 1990), presentado en la **Ecuación 1**, en el software SigmaPlot versión 14.5, como resultado se obtuvo el rendimiento de metano en mL CH₄ g_{SVa}⁻¹.

$$RMA = PBM \cdot \exp \left\{ -\exp \left[\frac{\mu_m \cdot e}{PBM} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \dots \dots \dots \text{Ecuación 1}$$

Donde, RMA es el rendimiento de metano acumulado (mL CH₄ g_{SVa}⁻¹) con respecto al tiempo, PBM es el potencial bioquímico de metano (mL CH₄ g_{SVa}⁻¹), μ_m es la tasa de producción de metano normalizado por día (mL CH₄ N g_{SVa}⁻¹ d⁻¹), e es una constante matemática (2.718282), λ es el tiempo de la fase lag (d), t es el tiempo de digestión (d), parámetros utilizados por Meneses-Reyes et al. (2017). Los parámetros PBM, μ_m y λ se sometieron a un ANOVA y a una comparación de medias mediante la prueba de Tukey con el software SAS® Studio (versión 9.04.01M7P08062020).

3.5 Resultados y discusión

3.5.1 Producción de biogás y metano

En la **Figura 2** se muestra la producción acumulada de biogás por tratamiento. Los tratamientos 00S-100P y 15S-85P tuvieron los valores más altos en la producción de biogás normalizado de 352 y 356 mL g_{SV}⁻¹, respectivamente, sin diferencia estadística significativa. Los otros cuatro tratamientos presentaron menor producción de biogás: 30S-70P con 317 mL g_{SV}⁻¹, 50S-60P con 255 mL g_{SV}⁻¹, 65S-35P con 222 mL g_{SV}⁻¹ y 100S-00P con 168 mL g_{SV}⁻¹. De forma general, la mayor producción de biogás estuvo entre los días 20 y 50.

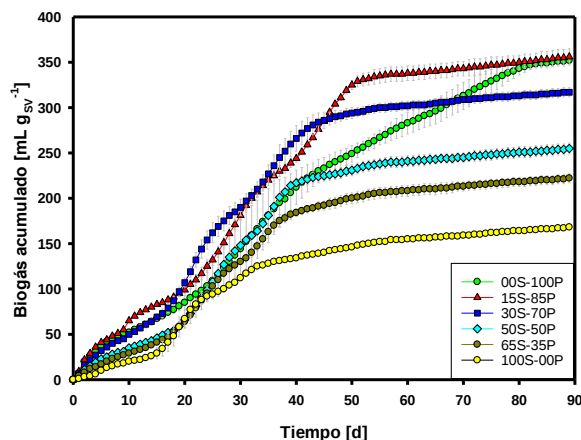


Figura 2. Producción de biogás por tratamiento.

La producción de metano acumulado como función del tiempo se muestra en la **Figura 3**, en donde se observa que el mayor volumen de metano fue obtenido a 15S-85P con $183.77 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{\text{SV}}^{-1}$, mientras que los tratamientos 00S-100P y 30S-70P generaron 166.47 , $163.28 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{\text{SV}}^{-1}$, respectivamente; por otro lado, 50S-50P, 65S-35P y 100S-00P tuvieron producciones de 132.69 , 115.50 y $75.23 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{\text{SV}}^{-1}$. Los resultados muestran que la producción de metano en la co-digestión 15S-85P presentan un incremento de 10 % en la producción de metano con relación a la mono-digestión 00S-100P, y un 144 % de la producción de 100S-00P. Lo que refleja efecto de sinergia en la co-digestión, especialmente en la proporción citada.

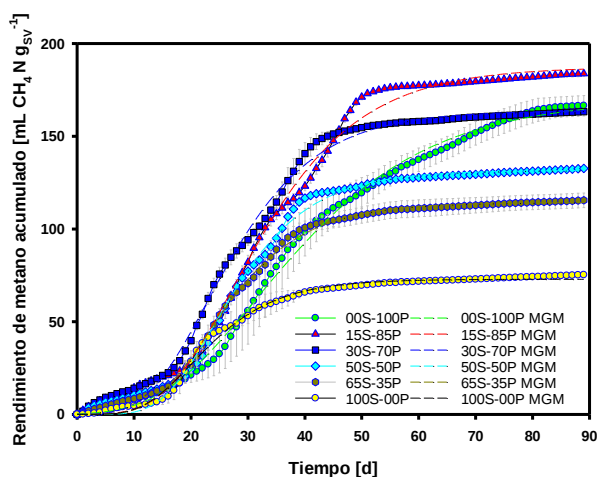


Figura 3. Producción de metano por tratamiento.

En la **Figura 4 a** se observa el contenido de metano en la producción diaria. Entre los días 20 y 40 se mantuvo un rendimiento entre 40 y 76 % de metano, siendo el máximo rendimiento de 69, 72, 73, 73, 76 y 66% para 00S-100P, 15S-85P, 30S-70P, 50S-50P, 65S-35P y 100S-00P, respectivamente. Después del día 40, el porcentaje de metano en 100S-00TL estuvo por debajo del 40 %, mientras que los demás tratamientos decayeron después del día 65. A partir del día 30, el contenido de CO₂ y otros gases en la producción diaria fue en aumento en todos los casos (**Figura 4 b**).

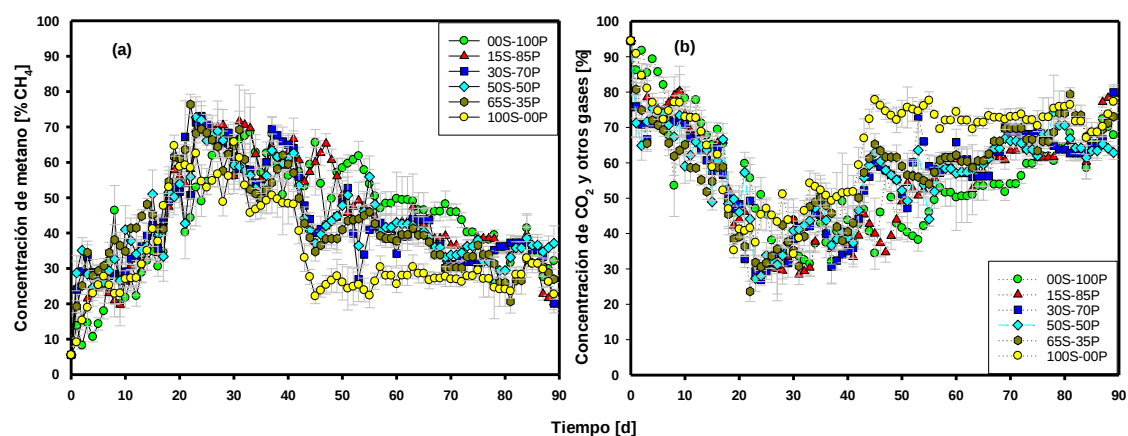


Figura 4. a. Rendimiento diario de metano (CH₄). b. Dióxido de carbono (CO₂) y otros gases.

3.5.2 Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

En la **Tabla 6** se presentan los parámetros ajustados al MGM por unidad experimental. Se obtuvo un rango de PBM entre 73.45 y 187.46 mL CH₄ g_{SV}⁻¹, pertenecientes a los tratamientos 100S-00P y 15S-85P, correspondientemente. El tratamiento 00S-100P presentó un BPM de 169.43 mL CH₄ g_{SV}⁻¹, sin diferencia estadística significativa ($p < 0,05$) con 30S-70P (163.92 mL CH₄ g_{SV}⁻¹), mientras que la comparación de los demás tratamientos fueron diferentes entre sí. Por lo tanto, se observó una mejora en la co-digestión 15S-85P de 10 % con relación a la pava y de 144 % frente al sargazo. La comparación de medias para la tasa de producción de metano por día indica que los tratamientos 15S-85P y 30S-70P están en el mismo grupo estadístico y presentan los valores más altos, mientras

que el menor valor se presentó en 100S-00P. Finalmente, el periodo de latencia estuvo en un rango de 11.54 a 15.20 días, sin embargo, no hubo diferencia estadística entre los tratamientos para este parámetro.

Tabla 6. Parámetros del modelo de Gompertz modificado para la producción de metano.

Sustratos	PBM	μ_m	λ	R ²
00S-100P	169.43 ^b ± 2.19	3.79 ^{cd} ± 0.45	15.02 ^a ± 2.92	0.9959
				0.9959
				0.9947
15S-85P	187.46 ^a ± 1.39	5.65 ^a ± 0.23	15.29 ^a ± 1.17	0.9965
				0.9964
				0.9972
30S-70P	163.92 ^b ± 1.35	5.72 ^a ± 0.23	12.22 ^a ± 0.39	0.9979
				0.9968
				0.9975
50S-50P	131.62 ^c ± 0.39	5.26 ^{ab} ± 0.14	14.90 ^a ± 0.14	0.9969
				0.9975
				0.9973
65S-35P	114.30 ^d ± 4.32	4.52 ^{bc} ± 0.56	13.21 ^a ± 1.63	0.9984
				0.9985
				0.9981
100S-00P	73.45 ^e ± 0.50	3.21 ^d ± 0.42	11.54 ^a ± 1.22	0.9973
				0.9977
				0.9979

Las medias con la misma letra en la misma columna no presentan diferencia estadística significativa, Tukey ($p < 0.05$).

3.5.3 Composición elemental y parámetros fisicoquímicos

El contenido de metales pesados, de acuerdo con Alrawashdeh et al. (2020), pueden disminuir la producción de biogás y la concentración de CH₄, debido a la inhibición de los microorganismos metanogénicos. El análisis de metales pesados reportó solo presencia de Ni, las concentraciones por tratamiento fueron 1.53 (00S-100P), 1.34 (15S-85P), 1.13 (30S-70P), 0.87 (50S-50P), 0.66 (65S-35P) y 0.19 mg L⁻¹ (100S-00P). Este elemento puede ser beneficioso a

concentraciones entre 0.03 a 27 mg L⁻¹ en las etapas de hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis (Kadam et al., 2022). Por lo tanto, los valores encontrados en este estudio están en el rango beneficioso para los microorganismos.

En la **Tabla 7** se plasman los valores de los parámetros fisicoquímicos al término del experimento. Los sólidos totales estuvieron en un rango de 3.63 a 3.65 % al comienzo, al finalizar, se obtuvo una remoción de 39, 28, 29, 31, 36 y 29 % para los tratamientos 00S-100P, 15S-85P, 30S-70P, 50S-50P, 65S-35P y 100S-00P. El mayor porcentaje de degradación para SV se presentó en la mono-digestión de pava con 63 %, seguido por 15S-85P con 55%, 30S-70P y 65S-35P tuvieron el mismo valor (48 %) y la menor remoción se produjo en la mono-digestión de sargazo con solo 36 %. La reducción de SV mantiene una relación estrecha con la producción de biogás, por lo tanto, una mayor reducción de los SV se refleja en un mayor rendimiento de biogás (Appels et al., 2008).

Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos finales de los sustratos para la co-digestión anaeróbica de S-P.

Parámetro Tratamiento	ST [%]	SV [%]	SF [%]	pH	Alcalinidad [mg L ⁻¹]	DQO [mg L ⁻¹]	Sulfatos [mg L ⁻¹]	Sulfuros [mg L ⁻¹]
00S-100P	2.20 ^a	0.88 ^b	1.32 ^a	7.87 ^{bc}	13,267 ^a	11,033 ^a	2,754 ^a	1,748 ^{ab}
15S-85P	2.62 ^a	1.07 ^{ab}	1.55 ^a	7.78 ^c	12,017 ^{ab}	10,789 ^a	2,958 ^a	1,892 ^a
30S-70P	2.57 ^a	1.20 ^{ab}	1.37 ^a	7.58 ^d	11,167 ^b	10,856 ^a	2,601 ^a	1,858 ^a
50S-50P	2.51 ^a	1.25 ^a	1.26 ^a	7.90 ^{bc}	11,283 ^b	10,309 ^a	2,667 ^a	1,782 ^{ab}
65S-35P	2.33 ^a	1.13 ^{ab}	1.21 ^a	8.24 ^a	8,500 ^c	10,944 ^a	2,892 ^a	1,864 ^a
100S-00P	2.59 ^a	1.32 ^a	1.27 ^a	8.02 ^b	7,650 ^c	8,900 ^a	2,115 ^b	1,421 ^b

Las medias con la misma letra en la misma columna no presentan diferencia estadística significativa, Tukey ($p < 0.05$).

El pH se mantuvo en un rango de 7.24 a 8.26, Zhao et al. (2021) reportaron que un pH 8 es adecuado para la hidrólisis, la acidogénesis y la metanogénesis, además, estando dentro del rango de 7 a 9, se puede obtener una alta producción de metano. Respecto a la alcalinidad, las mono-digestiones presentaron valores iniciales menores a los obtenidos para las mezclas, asimismo, se observó una

tendencia de aumento en todos los tratamientos, para 00S-100P el incremento fue de 292 %, siendo el tratamiento con mayor alcalinidad al término del estudio. De acuerdo con Pérez and Torres (2011), las concentraciones altas de alcalinidad ayudan a amortiguar los cambios de pH y evitan la acidificación, que puede inhibir la actividad metanogénica. K. Feng et al. (2020) mencionan que el incremento de la alcalinidad puede ser beneficioso en la metanogénesis, sin embargo, puede acumular sales e inhibir a los metanógenos.

Mediante la adición de 15 % sargazo se propició una reducción de sulfuros iniciales de 38 % y 19 %, respecto a las mono-digestiones de pava y sargazo, mientras que, en las demás mezclas se observó aumento de hasta 200 %, en el caso de 50S-50P comparando con 100S-0P. La disminución de sulfatos es causada por la actividad de bacterias reductoras de sulfato y puede generar un efecto negativo en la DA, ya que estas bacterias compiten por el flujo de electrones con los microorganismos metanógenos (Isa et al., 1986). Siles et al. (2010) reportaron que niveles de sulfato de hasta 5 g L^{-1} no afectan significativamente la metanogénesis, pero niveles más altos pueden causar toxicidad por la generación de sales. Los sulfuros están relacionados con la concentración de sulfatos (Daly & Ni, 2023), es decir, las altas concentraciones pueden alterar la estructura de la comunidad microbiana e inhibir metanógenos acetoclásticos (v.g. *Methanosaeta*), mientras que favorecen el crecimiento de metanógenos hidrogenotróficos y bacterias degradadoras de ácidos grasos de cadena larga (v.g. *Syntrophomonas*) (Shakeri Yekta et al., 2017).

Las concentraciones de demanda química de oxígeno se encontraron en un rango inicial de $12,853 \text{ mg L}^{-1}$ (100S-00P) a $23,820 \text{ mg L}^{-1}$ (00S-100P). El mayor porcentaje de remoción se observó en 00S-100P con 54 %, siguiendo 30S-70P con 53 %, 15S-85P con 52 %, mientras que para 50S-50P fue de 43 %, 65S-35P de 42 y la menor degradación se obtuvo en 100S-00P con 31 %. La disminución significativa de la DQO indica la eficiencia en la degradación de la materia orgánica (L. Feng et al., 2020).

3.5.4 Efecto de la relación C:N en el PBM

Se observó una mayor relación C:N (R C:N) en sargazo (9.53) que en pavaza (6.28), los tratamientos 15S-85P, 30S-70P, 50S-50P y 65S-35P obtuvieron valores de 6.77, 7.25, 7.90 y 8.39. La baja R C:N de la pavaza se debe a que la cama de las aves tiene un alto contenido de N, que puede convertirse en amoníaco durante la DA y a su vez, acumular ácidos (Tingi et al., 2010). Para Syaichurrozi et al. (2022), la mejor relación C:N para la digestión anaeróbica es 21.5, mientras que Wang et al. (2017) propusieron la relación carbono-nitrógeno disponible como parámetro alternativo para evaluar el potencial de biogás, es decir, excluyendo el carbono recalcitrante de la celulosa y la lignina del carbono total, por lo tanto, el valor óptimo encontrado es de 11 a 15.

En la **Figura 5** se observa el efecto de R C:N de sargazo y otros sustratos. Los valores de R C:N para sargazo están entre 8 (Paletta et al., 2024) y 22 (Thompson et al., 2021). Milledge and Harvey (2016) evaluaron la DA de *Sargassum muticum* con R C:N de 8.36 obteniendo un PBM de 100 mL CH₄ g_{SV}⁻¹, mientras que E. Salgado-Hernández et al. (2023) reportaron una R C:N de 13.20 para *Sargassum* spp. y un BPM de 77.64 mL CH₄ g_{SV}⁻¹. Paletta et al. (2024) obtuvieron un PBM de 79.68 mL CH₄ g_{SV}⁻¹ con el sargazo solo, sin embargo, exploraron la co-digestión con residuos sólidos municipales (RSM).

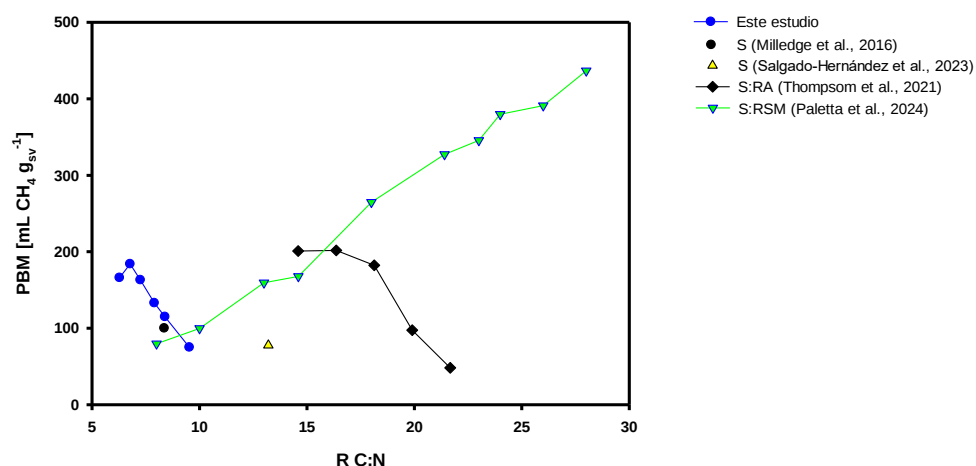


Figura 5. Efecto de la relación C:N en el PBM.

La tendencia generada por el PBM respecto a R C:N observada en este estudio mantiene semejanza con la tendencia encontrada por Thompson et al. (2021), quienes exploraron la co-digestión de sargazo con residuos alimentarios (RA). Cuando el cosustrato posee una R C:N menor a la del sargazo, el PBM disminuye conforme la mezcla se aproxima al sargazo, esto debido a las concentraciones altas de materiales similares a la lignina (25.40 a 29.50 %) y holocelulosa (34.43 a 45.39 %) (Alzate-Gaviria et al., 2021).

3.5.5 Efecto sinérgico de la co-digestión

En la **Tabla 8** se muestran los PBM teóricos y experimentales de cada tratamiento, incluidos los datos reportados por diferentes autores. En el presente estudio se encontró un efecto sinérgico entre 7.90 y 18.54 %, estando en un rango similar a lo encontrado por Thompson et al. (2021). La sinergia mantuvo una relación con el incremento de la pavaza, este comportamiento se puede atribuir a la probable actividad de *Methanobacterium*, *Methanocorpusculum*, y *Methanolinea*, arqueas encontradas en pavaza por Ittchenko et al. (2024). La presencia de estas arqueas favorecen la ruta hidrogenotrófica, junto con la generación de CO₂ a partir del sargazo, la sinergia se vio favorecida.

Tabla 8. Efecto sinérgico de la co-digestión anaeróbica.

Sustratos (Fracción de masa [-])				Condiciones experimentales	PBM teórico [mL CH ₄ gsva ⁻¹]	PBM experimental [mL CH ₄ gsva ⁻¹]	Mejora [%]	Referencia
Sargassum	(65)	Pavaza	(35)	Sin pretratamiento, incubación a 37 ± 1 °C, por lotes.	155.03	183.77	18.54	Este estudio
Sargassum	(50)	Pavaza	(50)		140.63	163.28	16.10	
Sargassum	(30)	Pavaza	(70)		121.44	132.69	9.27	
Sargassum	(15)	Pavaza	(85)		107.04	115.50	7.90	
Sargassum	(90)	Residuos sólidos municipales	(10)	Sin pretratamiento, incubación a 37 °C, por lotes.	115.38	99.73	-13.57	Paletta et al., 2024
Sargassum	(75)	Residuos sólidos municipales	(25)		168.94	159.40	-5.65	
Sargassum	(67)	Residuos sólidos municipales	(33)		197.50	167.66	-15.11	
Sargassum	(50)	Residuos sólidos municipales	(50)		258.20	264.83	2.57	
Sargassum	(33)	Residuos sólidos municipales	(67)		318.89	327.27	2.63	
Sargassum	(25)	Residuos sólidos municipales	(75)		347.45	345.64	-0.52	
Sargassum	(20)	Residuos sólidos municipales	(80)		365.30	379.78	3.96	
Sargassum	(10)	Residuos sólidos municipales	(90)		401.01	391.08	-2.48	
Sargassum	(65)	Estiércol de cerdo	(35)		231.30	415.60	79.50	
Sargassum	(50)	Estiércol de cerdo	(50)	Sin pretratamiento, incubación a 35 °C ± 1 °C, por lotes.	185.20	441.10	138.30	Rivera- Hernández et al., 2022
Sargassum	(30)	Estiércol de cerdo	(70)		123.80	322.40	160.40	
Sargassum	(75)	Residuos de alimentos	(25)		86.40	97.50	12.85	
Sargassum	(50)	Residuos de alimentos	(50)		124.56	182.30	46.36	
Sargassum	(25)	Residuos de alimentos	(75)		162.73	201.70	23.95	Thompson et al., 2021

3.6 Conclusiones

La menor producción de CO_2 se observó a los 25 días, coincidiendo con la producción de metano y con la máxima pendiente, es decir, el mejor punto para el proceso en continuo es con un TRH de 25 d, mientras que el término de producción de metano fue a los 45 días. La R C:N de 6.77 presentó 18 % efecto sinérgico y un PBM de $187.46 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{\text{SV}}^{-1}$. La R C:N no presentó tendencia alguna respecto a las concentraciones de sulfuro y sulfatos. Se logró una buena producción de metano a partir de una baja relación C:N y se observó una marcada actividad sulfato reductora con el consumo de sulfato y la producción de sulfuros en todos los tratamientos.

El uso de *Sargassum* spp. es viable en co-digestión con la pavaza en una mezcla 15:85, promoviendo la mejora del PBM en un 10 % respecto a la pavaza sola, confirmando el efecto de sinergia en la co-digestión anaeróbica, aun teniendo una remoción de sólidos volátiles (55 %) menor a la presentada en 00S-100P (63 %), esto quiere decir que, aplicando un pretratamiento a las biomásas, se puede lograr un PBM mayor a los obtenidos en este estudio. El uso de sargazo aumenta la biomasa disponible para la co-digestión, por lo tanto, utilizando ambas biomásas se puede incrementar el volumen de producción de metano. Además, la co-digestión anaeróbica ha demostrado ser un proceso adecuado para la gestión de biomásas.

3.7 Literatura citada

- Aguilar-Moreno, G. S., Navarro-Cerón, E., Velázquez-Hernández, A., Hernández-Eugenio, G., Aguilar-Méndez, M. Á., & Espinosa-Solares, T. (2020). Enhancing methane yield of chicken litter in anaerobic digestion using magnetite nanoparticles. *Renewable Energy*, 147, 204-213. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.111>
- Alrawashdeh, K. A., Gul, E., Yang, Q., Yang, H., Bartocci, P., & Fantozzi, F. (2020). Effect of Heavy Metals in the Performance of Anaerobic Digestion of Olive Mill Waste. *Processes*, 8(9).
- Alzate-Gaviria, L., Domínguez-Maldonado, J., Chablé-Villacís, R., Olguin-Maciél, E., Leal-Bautista, R. M., Canché-Escamilla, G., Caballero-Vázquez, A., Hernández-Zepeda, C., Barredo-Pool, F. A., & Tapia-Tussell, R. (2021). Presence of Polyphenols Complex Aromatic “Lignin” in *Sargassum* spp. from Mexican Caribbean. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(1).
- Ap, Y., Farghali, M., Mohamed, I. M. A., Iwasaki, M., Tangtaweewipat, S., Ihara, I., Sakai, R., & Umetsu, K. (2021). Potential of biogas production from the anaerobic digestion of *Sargassum fulvellum* macroalgae: Influences of mechanical, chemical, and biological pretreatments [Article]. *Biochemical Engineering Journal*, 175, Article 108140. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2021.108140>
- Appels, L., Baeyens, J., Degreève, 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>
- Ayala-Mercado, I. D., Weber, B., & Durán-García, M. D. (2022). Use of Hydrothermal Pretreatment to Enhance Biogas Production from Pelagic *Sargassum* [Article]. *Bioenergy Research*, 15(3), 1639-1648. <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10371-4>
- Azcorra-May, K. J., Olguin-Maciél, E., Domínguez-Maldonado, J., Toledano-Thompson, T., Leal-Bautista, R. M., Alzate-Gaviria, L., & Tapia-Tussell, R. (2024). *Sargassum* biorefineries: potential opportunities towards shifting from wastes to products [Article]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(2), 1837-1845. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02407-2>
- Baird, R. B., Eaton, A. D., & Rice, E. W. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd edition ed.) [Non-fiction]. American Public Health Association. <http://pbidi.unam.mx:8080/login?url=https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat02025a&AN=lib.MX001001964767&lang=es&site=eds-live>
- Chamy, R., Vivanco, E., & Ramos, C. (2011). Anaerobic Mono-Digestion of Turkey Manure: Efficient Revaluation to Obtain Methane and Soil

Conditioner. *Journal of Water Resource and Protection*, 03(08), 584-589.
<https://doi.org/10.4236/jwarp.2011.38067>

- Chávez, V., Uribe-Martínez, A., Cuevas, E., Rodríguez-Martínez, R. E., van Tussenbroek, B. I., Francisco, V., Estévez, M., Celis, L. B., Monroy-Velázquez, L. V., Leal-Bautista, R., Álvarez-Filip, L., García-Sánchez, M., Masia, L., & Silva, R. (2020). Massive influx of pelagic sargassum spp. On the coasts of the mexican caribbean 2014–2020: Challenges and opportunities [Article]. *Water (Switzerland)*, 12(10), 1-24, Article 2908.
<https://doi.org/10.3390/w12102908>
- Chikani-Cabrera, K. D., Fernandes, P. M., Tapia-Tussell, R., Parra-Ortiz, D. L., Hernández-Zárate, G., Valdez-Ojeda, R., & Alzate-Gaviria, L. (2022). Improvement in Methane Production from Pelagic Sargassum Using Combined Pretreatments. *Life*, 12(8).
- Collins, B. A., Birzer, C. H., Kidd, S. P., Hall, T., & Medwell, P. R. (2023). Coupling a biochar filter to a leach bed reactor for anaerobic digestion of chicken litter. *Bioresource Technology Reports*, 21, 101362.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101362>
- Cord-Ruwisch, R. (1985). A quick method for the determination of dissolved and precipitated sulfides in cultures of sulfate-reducing bacteria. *Journal of Microbiological Methods*, 4(1), 33-36.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0167-7012\(85\)90005-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0167-7012(85)90005-3)
- Daly, S. E., & Ni, J. Q. (2023). Characterizing and modeling hydrogen sulfide production in anaerobic digestion of livestock manure, agro-industrial wastes, and wastewater sludge. *GCB Bioenergy*, 15(10), 1273-1286.
<https://doi.org/10.1111/gcbb.13093>
- Domínguez-Maldonado, J. A., Solís-Pereira, S. E., Valle-Gough, R. E., Álvarez, A. A. M., Olguín-Maciel, E., Alzate-Gaviria, L., & Tapia-Tussell, R. (2024). Microbial communities present in Sargassum spp. leachates from the Mexican Caribbean which are involved in their degradation in the environment, a tool to tackle the problem [Article]. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(13), 19904-19916.
<https://doi.org/10.1007/s11356-024-32363-5>
- Feng, K., Wang, Q., Li, H., Zhang, Y., Deng, Z., Liu, J., & Du, X. (2020). Effect of fermentation type regulation using alkaline addition on two-phase anaerobic digestion of food waste at different organic load rates. *Renewable Energy*, 154, 385-393.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.03.051>
- Feng, L., Du, T., Zhen, X. F., & Li, Y. K. (2020). Change of cod and vfas concentration during the sequential batch high-temperature anaerobic digestion of chicken manure and straw [Article]. *Applied Ecology and Environmental Research*, 18(4), 4873-4882.
https://doi.org/10.15666/aeer/1804_48734882

- Itchenco, J., Smiderle, M. D., Gaio, J., Magrini, F. E., & Paesi, S. (2024). Metataxonomic characterization of the microbial present in the anaerobic digestion of turkey litter waste with the addition of two inocula: allochthonous and commercial [Article]. *International Microbiology*. <https://doi.org/10.1007/s10123-024-00561-3>
- Isa, Z., Grusenmeyer, S., & Verstraete, W. (1986). Sulfate Reduction Relative to Methane Production in High-Rate Anaerobic Digestion: Microbiological Aspects. *Applied and Environmental Microbiology*, 51(3), 580-587. <https://doi.org/10.1128/aem.51.3.580-587.1986>
- Kadam, R., Khanthong, K., Jang, H., Lee, J., & Park, J. (2022). Occurrence, Fate, and Implications of Heavy Metals during Anaerobic Digestion: A Review. *Energies*, 15(22), 8618. <https://www.mdpi.com/1996-1073/15/22/8618>
- López-Aguilar, H. A., Morales-Durán, B., Quiroz-Cardoza, D., & Pérez-Hernández, A. (2023). Lag Phase in the Anaerobic Co-Digestion of Sargassum spp. and Organic Domestic Waste. *Energies*, 16(14).
- Meneses-Reyes, J. C., Hernández-Eugenio, G., Huber, D. H., Balagurusamy, N., & Espinosa-Solares, T. (2017). Biochemical methane potential of oil-extracted microalgae and glycerol in co-digestion with chicken litter. *Bioresource Technology*, 224, 373-379. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.012>
- Milledge, J. J., & Harvey, P. J. (2016). Ensilage and anaerobic digestion of Sargassum muticum [Article]. *Journal of Applied Phycology*, 28(5), 3021-3030. <https://doi.org/10.1007/s10811-016-0804-9>
- Oliveira, M. P. D., Paranhos, A. G. D. O., Adarme, O. F. H., & Aquino, S. F. D. (2023). Hydrothermal pretreatment of poultry litter for biogas production. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 27(11), 873-881. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v27n11p873-881>
- Paletta, R., Filippelli, P., Candamano, S., Galluccio, L., Macillett, A., Castro, Y. A., Tursi, A., Amaro, E., & Atilio de Frias, J. (2024). Efficient reuse of Sargassum spp. biomass and organic fraction of municipal solid waste by anaerobic co-digestion in the Dominican Republic: Evaluation of biochemical methanogenic potential and reaction rates [Article]. *Applied Chemical Engineering*, 7(2), Article Ace-2081. <https://doi.org/10.59429/ace.v7i2.2081>
- Pérez, A., & Torres, P. (2011). Indices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD*, 10(2), 41-52. <https://doi.org/10.25100/iyc.v10i2.2473>
- Popov, V. N., Korneeva, O. S., Iskusnykh, O. Y., & Iskusnykh, A. Y. (2020). Innovative ways to process poultry waste. *Proceedings of the Voronezh*

State University of Engineering Technologies, 82(1), 194-200.
<https://doi.org/10.20914/2310-1202-2020-1-194-200>

- Salgado-Hernández, E., Ortiz-Ceballos, Á. I., Alvarado-Lassman, A., Martínez-Hernández, S., Rosas-Mendoza, E. S., Velázquez-Fernández, J. B., & Dorantes-Acosta, A. E. (2023). Energy-saving pretreatments affect pelagic Sargassum composition and DNA metabarcoding reveals the microbial community involved in methane yield [Article]. *PLoS ONE*, 18(8 August), Article e0289972. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0289972>
- Shakeri Yekta, S., Ziels, R. M., Björn, A., Skjellberg, U., Ejlertsson, J., Karlsson, A., Svedlund, M., Willén, M., & Svensson, B. H. (2017). Importance of sulfide interaction with iron as regulator of the microbial community in biogas reactors and its effect on methanogenesis, volatile fatty acids turnover, and syntrophic long-chain fatty acids degradation [Article]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 123(5), 597-605. <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2016.12.003>
- SIAP. (2024). *Anuario Estadístico de la Producción Ganadera* Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. https://nube.siap.gob.mx/cierre_pecuario/
- Siles, J. A., Brekelmans, J., Martín, M. A., Chica, A. F., & Martín, A. (2010). Impact of ammonia and sulphate concentration on thermophilic anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 101(23), 9040-9048. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.163>
- Syaichurrozi, I., Basyir, M. F., Farraz, R. M., Villta, P. K., Nabilah, N., Rusdi, R., & Sutaryo, S. (2022). The effect of Inoculum to Substrate and Carbon to Nitrogen Ratios on the Biogas Quantity and Quality from Anaerobic Digestion of *Salvinia molesta*: Experimental and Kinetic Studies. *Jurnal Riset Teknologi Pencegahan Pencemaran Industri*, 13(1), 1-11. <https://doi.org/10.21771/jrtppi.2022.v13.no1.p1-11>
- Thompson, T. M., Young, B. R., & Baroutian, S. (2021). Enhancing biogas production from caribbean pelagic Sargassum utilising hydrothermal pretreatment and anaerobic co-digestion with food waste [Article]. *Chemosphere*, 275, Article 130035. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130035>
- Tingi, K., Lee, K., Worley, J., Risse, M., & Das, K. C. (2010). Anaerobic Digestion of Poultry Litter: A Review. *Applied Engineering in Agriculture*, 26, 677-688. <https://doi.org/10.13031/2013.32061>
- Villalobos Robles, L. A., & Kuroda, K. (2023). Biogas production from Sargassum ilicifolium : Solution for the golden tides in Quintana Roo, Mexico. *European Journal of Sustainable Development Research*, 7(2), em0211. <https://doi.org/10.29333/ejosdr/12800>

- Wang, M., Hu, C., Barnes, B. B., Mitchum, G., Lapointe, B., & Montoya, J. P. (2019). The great Atlantic Sargassum belt [Article]. *Science*, 364(6448), 83-87. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7912>
- Wang, M., Li, W., Li, P., Yan, S., & Zhang, Y. (2017). An alternative parameter to characterize biogas materials: Available carbon-nitrogen ratio. *Waste management*, 62, 76-83. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.025>
- Williams, C. M. (2013). Características de la gallinaza de las aves de corral. In *Revisión del desarrollo avícola* (pp. 53-54). FAO. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/i3531s>
- Yu, Q., Cui, S., Sun, C., Liu, R., Sarker, M., Guo, Z., & Lai, R. (2021). Synergistic Effects of Anaerobic Co-Digestion of Pretreated Corn Stover with Chicken Manure and Its Kinetics. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 193(2), 515-532. <https://doi.org/10.1007/s12010-020-03445-0>
- Zhao, Q., Arhin, S. G., Yang, Z., Liu, H., Li, Z., Anwar, N., Papadakis, V. G., Liu, G., & Wang, W. (2021). pH regulation of the first phase could enhance the energy recovery from two-phase anaerobic digestion of food waste. *Water Environment Research*, 93(8), 1370-1380. <https://doi.org/10.1002/wer.1527>
- Ziganshina, E., Belostotskiy, D., Roman, V. S., Miluykov, V., Petr, Y. V., & Ziganshin, A. (2014). Microbial community diversity in anaerobic reactors digesting turkey, chicken, and swine wastes. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 24, 11, 1464-1772. <https://doi.org/10.4014/JMB.1404.04043>
- Zwietering, M. H., Jongenburger, I., Rombouts, F. M., & Van't Riet, K. (1990). Modeling of the bacterial growth curve [Article]. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(6), 1875-1881. <https://doi.org/10.1128/aem.56.6.1875-1881.1990>

4. CONCLUSIONES GENERALES

La co-digestión anaeróbica es buena opción para el tratamiento de residuos o biomasas, sin embargo, es un proceso complejo que puede modificarse muy fácilmente mediante los parámetros que participan, por ello, es importante mantener el control para obtener un sistema estable, así como una adecuada producción de biogás y metano.

La co-digestión de sargazo con pavaza demostró una buena producción de metano utilizando una relación de 15:85, respectivamente, además, la remoción de sólidos volátiles indica que se puede potenciar la recuperación energética, ya que una parte de estos no se logró consumir, para lograr el acometido, es importante considerar la aplicación de pretratamientos.