



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA

AGROINDUSTRIAL

MAESTRÍA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AGROALIMENTARIA

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

TESIS

Que como requisito parcial
para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AGROALIMENTARIA

Presenta:

METZLI BUSTAMANTE CORONA

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



APROBADA



Chapingo, Estado de México, noviembre de 2024

CODIGESTIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES AVÍCOLAS EN PRESENCIA DE SARGAZO

Tesis realizada por **ING. METZLI BUSTAMANTE CORONA**, bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AGROALIMENTARIA

DIRECTOR:


DR. TEODORO ESPINOSA SOLARES

CODIRECTORA:


DRA. GUADALUPE HERNÁNDEZ EUGENIO

ASESOR:


M.C. THALIA GUADALUPE OCHOA BERNAL

CONTENIDO

LISTA DE CUADROS	v
LISTA DE FIGURAS	vi
DEDICATORIAS	vii
AGRADECIMIENTOS	viii
DATOS BIOGRÁFICOS	ix
RESUMEN GENERAL	x
ABSTRACT	xi
1. INTRODUCCIÓN	12
2. REVISIÓN DE LITERATURA	14
2.1 Panorama general de sargazo	14
2.2 Contexto general de pollinaza	18
2.3 Sustrato	19
2.4 Digestión anaeróbica	21
2.5 Co-digestión	24
2.6 Condiciones naturales y operacionales	26
2.7 Microcosmos	28
2.8 Literatura citada	29
3. CO-DIGESTIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES AVÍCOLAS EN PRESENCIA DE SARGAZO	37
3.1 Introducción	37
3.2 Materiales y métodos	41
3.2.1 Materiales	41

3.3	Procedimiento experimental	41
3.4	Métodos analíticos.....	42
3.5	Técnicas de análisis de rendimiento.....	42
3.6	Análisis estadístico	43
3.7	Resultados.....	44
3.7.1	Relación C:N.....	44
3.7.2	Parámetro fisicoquímicos.....	45
3.7.3	Producción de biogás y metano.....	47
3.7.4	Potencial bioquímico del metano	51
3.7.5	Efecto sinérgico	52
3.8	Conclusiones	53
3.9	Literatura citada.....	54

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1 Productos obtenidos a partir del sargazo.	17
Cuadro 2. Análisis elemental orgánico de biomasa	44
Cuadro 3. Relación C:N de los tratamientos	44
Cuadro 4. Parámetros fisicoquímicos iniciales.....	47
Cuadro 5. Parámetros fisicoquímicos finales	47
Cuadro 6. Parámetros del modelo de Gompertz modificado.....	51
Cuadro 7. Efecto sinérgico de codigestión para sargazo y estiércol	52

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1 Zonas con presencia del sargazo, (1) Mar de los sargazos y (2) Región de Recirculación Ecuatorial del Norte	15
Fig. 2 Sustratos utilizados como recurso de biomasa en DA.....	20
Fig. 3 Etapas del proceso de DA.....	23
Fig. 4 Producción de biogás normalizado por tratamiento.....	48
Fig. 5 Rendimiento de metano acumulado vs días	49
Fig. 6. Rendimiento diario de metano (CH_4).	50
Fig. 7 Dióxido de carbono (CO_2) y otros gases.	50

DEDICATORIAS

A los profesores con los que tuve la oportunidad de convivir a lo largo de mi estancia en Chapingo, les agradezco profundamente su dedicación, paciencia y enseñanzas, sin sus palabras y correcciones precisas no hubiese adquirido los conocimientos necesarios que me permitieron alcanzar y concluir una meta más en mi vida.

A mis padres, Alejandra Corona González y Francisco Bustamante Espinosa quienes, con su amor, paciencia y esfuerzo, me han permitido llegar a cumplir hoy un sueño más; gracias por inculcar en mí el ejemplo de esfuerzo y valentía.

A mis hermanas, Adela, Cintia y Karina, por su apoyo, realmente han estado conmigo al pendiente de cada paso que doy, esperando lo mejor para mí.

A mis amigos, Williams, Benjamín y Mariana quiero agradecer por todo el apoyo que me han brindado durante este proceso de investigación y redacción de tesis, sin su ayuda, no habría podido llevar a cabo este proyecto. Es un gran honor para mí, poder contar con su amistad.

Un sincero agradecimiento a mis compañeros, con los que compartí momentos de estrés y alegría durante estos dos años. Cada uno de ustedes ha contribuido a mi fortaleza y ánimo de una manera u otra.

A los administrativos del posgrado MCYTA, gracias por brindarme apoyo y disposición fueron esenciales para la culminación de esta etapa. Aprecié profundamente el ambiente de confianza que me ofrecieron.

AGRADECIMIENTOS

A través de estas líneas quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todos los que con su soporte científico y humano han colaborado en la realización de este trabajo de investigación.

Quiero agradecer en primer lugar a la institución que ha hecho posible la realización del trabajo presentado en esta memoria de tesis por la ayuda económica brindada, el Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT, México).

A la Universidad Autónoma Chapingo, agradezco a mi alma mater por haberme permitido formarme en sus aulas, que me ha exigido tanto, pero al mismo tiempo me ha permitido obtener este grado. Agradezco a cada directivo por su trabajo y por su gestión, sin lo cual no estarían las bases ni las condiciones para aprender conocimientos.

Al Dr. Teodoro Espinos Solares, por la buena dirección en la presente investigación, apoyos brindados en cada etapa de elaboración del trabajo hasta su culminación. Por brindarme un espacio en el Laboratorio de Bioprocesos.

A la Dra. Guadalupe Hernández Eugenio, por aportar a mi formación académica, darme el apoyo y medios necesarios, como el acceso al cromatógrafo para cumplir con esta meta.

A la M.C. Thalía Guadalupe Ochoa Bernal, por el apoyo y asesoría brindados en la fase experimental.

A todo el equipo del Laboratorio de Bioprocesos, que gran parte de los avances de este trabajo, es gracias a sus aportaciones.

DATOS BIOGRÁFICOS



Datos personales

Nombre	Metzli Bustamante Corona
Fecha de nacimiento	30 de mayo de 1996
Lugar de nacimiento	Tepetlaoxtoc, México.
CURP	BUCM960530MMCSRT05
Profesión	Ingeniero Agroindustrial
Cédula Profesional	13657558

Desarrollo académico

Maestría en Ciencias (2022-2024)	DEIS en Ingeniería Agroindustrial Posgrado en Ciencia y Tecnología Agroalimentaria Universidad Autónoma Chapingo
Licenciatura (2016-2020)	DEIS en Ingeniería Agroindustrial Universidad Autónoma Chapingo
Preparatoria (2013-2016)	Preparatoria Agrícola Universidad Autónoma Chapingo

RESUMEN GENERAL

CODIGESTIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES AVÍCOLAS EN PRESENCIA DE SARGAZO

Los intentos de eliminación y control de sargazo en la región del Caribe mexicano no han tenido éxito, han sido costosos y han llevado tiempo, por lo que esta biomasa ha sido motivo de diversos estudios para ser utilizada en codigestión anaeróbica como uno de los métodos para explotar las algas y obtener bioenergía. Por lo que se evaluó el efecto de la co-digestión sargazo:pollinaza sobre la producción de biogás mediante el análisis de su potencial bioquímico de metano (PBM). Se realizaron 6 tratamientos en el orden sargazo (S): pollinaza (P) con las siguientes proporciones 0:100, 35:65, 50:50, 65:35, 85:15 y 100:0 en microcosmos de 240 mL durante 90 d, siendo la mono-digestión 0S:100P la que tuvo mayor rendimiento de PBM con $126.63 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{sva}^{-1}$, seguido de la co-digestión 35S:65P con rendimiento de $117.26 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{sva}^{-1}$, que mejoró en un 63% la producción de metano con respecto a la mono-digestión de sargazo de $71.71 \text{ CH}_4 \text{ g}_{sva}^{-1}$. No obstante, en los tratamientos de co-digestión se reportó sinergia en un rango de 0.67 a 13.14%, demostrando así que el sargazo en co-digestión con pollinaza tiene interacciones positivas.

Palabras clave: Sargazo, co-digestión, efecto sinérgico

ABSTRACT

CO-DIGESTION OF POULTRY AGROINDUSTRIAL WASTE IN THE PRESENCE OF SARGASSUM

The influx of sargassum in the Mexican Caribbean region has increased considerably, causing problems for the environmental, economic and health. The attempts at elimination and control have not been unsuccessful, costly and time consuming, so this biomass has been the subject of diverse studies to be used in anaerobic co-digestion with chicken litter as one of the methods to exploit the algae and obtain bioenergy. Therefore, the effect of sargassum-chicken litter co-digestion on biogas production was evaluated by analyzing its biochemical methane potential (MBP). Six treatments were performed in the order sargassum (S): chicken litter (CL) with the following ratios 0:100, 35:65, 50:50, 65:35, 85:15 and 100:0 in 240 mL microcosms, for 90 d, being the 0S:100P mono-digestion the one with the highest PBM yield with $126.63 \text{ CH}_4 \text{ g}_{sva}^{-1}$, followed by the 35S:65P co-digestion with yield of $117.26 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{sva}^{-1}$, which improved methane production by 63% over the sargassum mono-digestion of $71.71 \text{ CH}_4 \text{ g}_{sva}^{-1}$. However, in the co-digestion treatments, synergy was reported in a range from 0.67 to 13.14%, demonstrating that sargassum in co-digestion with chicken litter has positive interactions.

Key words: Sargassum, co-digestion, synergistic effect.

1. INTRODUCCIÓN

El sargazo es una macroalga marina, de color marrón pálido-amarillento, cuya población inicialmente se agrupaba en la región conocida como Mar de los Sargazos (Arellano-Verdejo & Lazcano-Hernandez, 2020). Desde 2011, como consecuencia del desplazamiento de sargazo, se albergaron cerca de 20 millones de toneladas de esta biomasa, desde las costas de Brasil hasta las de Estados Unidos, región conocida como el Gran Cinturón de Sargazo del Atlántico (Méndez-González & Buenrostro Figueroa, 2023). A partir de ese año, los arribazones regulares provocaron el varamiento de cantidades masivas de sargazo que al descomponerse generan en el ecosistema costero del Caribe, lixiviados y materia orgánica particulada, agotando el oxígeno al mismo tiempo que reduce la visibilidad en las aguas costeras al colorearse de un marrón turbio, lo que provocó la mortalidad de las praderas marinas y la fauna costera (Rodríguez-Martínez et al., 2019).

Una parte de estas masas fueron arrastradas a la orilla a través del océano por el viento y las corrientes marinas, acumulándose en la arena, causando la desvalorización del paisaje y, por ende, la reducción de turismo en la región, además, las instituciones gubernamentales han autorizado fondo financiero para la limpieza de las playas y en los condominios de lujo ubicados en sitios turísticos tuvieron una baja considerable provocando pérdidas económicas (González et al., 2023). De acuerdo con León (2019), la descomposición del sargazo produjo gases tóxicos como metano y ácido sulfhídrico, que afecta la biodiversidad y da lugar a problemas de salud en las poblaciones humanas que viven en las costas. En la actualidad, las especies de sargazo se utilizan para diferentes productos finales comerciales, como fertilizantes, textiles, papel y medicamentos, así como en la producción de biogás (Rodríguez-Martínez et al., 2020).

Por otra parte, la pollinaza (biomasa), es la excreta de aves de engorde combinada con cama para las aves, que normalmente se acumulan en vertederos hasta tener un uso como fertilizante o alimento para ganado (Rico-Contreras et al., 2014). Debido al manejo que se le da a la pollinaza tiene el potencial de ser un importante contribuyente a las emisiones de amoníaco y material particulado al medio ambiente (Wood & Heyst, 2016); en especial el amoníaco, según Cohuo Colli et al. (2017) altera pH y reciclaje de nutrientes del suelo; provoca eutrofización y contaminación de cuerpos de agua, y en situaciones graves, afecta la salud humana. En el 2011, se realizó el último registro de producción de pollinaza, reportándose 18 millones de toneladas a nivel nacional (SEMARNAT, 2020). Originando una área de oportunidad en el sector avícola para la generación de bioenergía mediante la digestión anaeróbica (DA) (Alemán-Nava et al., 2014).

Martínez-Rodríguez et al. (2023) indican, que la DA es un proceso a través del cual se obtiene biogás principalmente, a partir de la degradación de las partículas orgánicas biodegradables contenidas en los residuos sólidos orgánicos mediante bacterias en ausencia de oxígeno. Con el propósito de mejorar el proceso de DA, la co-digestión busca una digestión simultánea de dos o más sustratos orgánicos (Xie et al., 2016), permitiendo aprovechar los componentes de cada uno de los sustratos y por lo tanto aumentar la producción de biogás rico en metano (Bernal-Martínez et al., 2020).

En el presente trabajo, se plantea que la co-digestión en diversas proporciones de sargazo-pollinaza mejorará la producción de biogás en comparación a la DA de cada sustrato. Cuyo objetivo fue evaluar el efecto de la codigestión sargazo - pollinaza sobre la producción de biogás mediante el análisis de su potencial bioquímico de metano como una alternativa para producir mejores rendimientos de bioenergía.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Panorama general de sargazo

De acuerdo con Ścieszka and Klewicka (2018), las macroalgas pueden clasificarse por sus características químicas, morfológicas y presencia de pigmentos, dividiéndose: en algas pardas (*Phaeophyceae*) donde la presencia de carotenoide (fucoxantina) da como resultado el color amarillo-pardo; algas rojas (*Rhodophyceae*) con pigmentos de ficoeritrina y ficocianina, y las algas verdes (*Chlorophyceae*) que contienen pigmentos clorofila A y B, llevan a cabo la fotosíntesis. El sargazo pertenece al grupo de algas pardas o cafés, que representan el segundo grupo más grande de algas marinas (Mohd Fauziee et al., 2021). El subgrupo de sargazo pelágico, que es el que flota de manera libre en el océano, está compuesto por dos especies: *Sargassum natans* y *S. fluitans*, siendo el más prolífico en las aguas del Atlántico, siendo las algas que llegan al mar Caribe (Uribe-Martínez et al., 2020).

De manera natural el sargazo se agrupa formando una especie de manto, se considera como hábitat con reservas de alimento, sombra y refugio en el mar, para diversos peces, tortugas y aves (Sissini et al., 2017). Con un diámetro de 20 a 80 cm el sargazo, se identifica por su tallo ramificado de follaje abundante, que presenta vesículas de menos de 1 cm de diámetro que le da la función de flotar por su composición de oxígeno y pequeñas cantidades de nitrógeno; se reproducen por fragmentación vegetativa, este tipo de reproducción permite incrementar su biomasa y su abundancia a medida que se incrementan los nutrientes en el medio en el que se encuentran (Roig Munar et al., 2022).

Para el desarrollo del sargazo debe haber temperaturas de entre 24° y 30° C, condiciones óptimas de luz y temperatura (Oceanic & Administration, 1998), dando lugar a grandes masas en 10 días que se transportan por medio de las corrientes, el viento superficial marino y al sistema de adhesión con el que cuenta en sus hojas (Brooks et al., 2018). Como se muestra en la **Fig.1**, el sargazo se distribuye a lo largo de la zona semi templada y tropical del Atlántico, incluyendo el mar Caribe y el Golfo de México, particularmente en una zona conocida el mar de los sargazos (Gower & King, 2011). De esta zona, tuvieron movilidad pequeños grupos de sargazo dirigidos a costas que conectaban con el Océano Atlántico, pertenecientes a los continentes americano y africano (Van Tussenbroek et al., 2017).



Fig. 1 Zonas con presencia del sargazo, (1) Mar de los sargazos y (2) Región de Recirculación Ecuatorial del Norte

Fuente: Tomada de Regiones de proliferación del sargazo pelágico, (1) Mar de los sargazos y (2) Región de Recirculación Ecuatorial del Norte, González et al. (2023), Tópicos de Investigación en Ciencias de la Tierra y Materiales.

Durante el verano de 2011, grandes cantidades de sargazo pelágico llegaron a las playas arenosas y rocosas (Gower et al., 2013), debido a un aumento en nutrientes causados por la deforestación intensificada y el uso de fertilizantes (Wang et al., 2019). A estos eventos periódicos se les conoce como arribazones que pueden permanecer en flotación en el mar o depositarse en el litoral

(Dreckmann & Sentíes, 2013). Estos cambios en los patrones de desplazamiento del sargazo dan lugar a problemas ambientales, económicos, sociales y ecológicos, debido al crecimiento excesivo que se acumula en lugares donde normalmente no existía (Hu et al., 2016).

Desde el punto de vista socioeconómico, la acumulación del sargazo se visualiza como un desecho marino afectando el tráfico de barcos, la pesca local y de manera directa el turismo, al no ser atractivo y limitar el acceso al océano (Putman et al., 2018). Las preocupaciones ambientales parten de la descomposición del sargazo, emitiendo ácido sulfúrico dando como resultado un olor desagradable, lixiviados que se van al manto freático y potenciales daños como dermatitis por contacto directo (Rodríguez-Martínez et al., 2016). En grandes cantidades, el sargazo puede perjudicar a los pastos marinos que necesitan energía luminosa para realizar la fotosíntesis. La relevancia de los pastos marinos reside en su sistema de raíces y rizomas subterráneos, que les facilitan la creación de extensas praderas submarinas útiles para estabilizar los sedimentos, preservar la claridad del agua, colaborar en el reciclaje de nutrientes y mantener a una gran cantidad de especies (Van Tussenbroek et al., 2017).

El gobierno tomó acciones para reducir la alteración del sargazo con la remoción de biomasa de las costas, sin embargo, es costoso limpiar las playas ya que se hace de forma manual. De acuerdo con Gobierno de Quintana Roo (2019), el gobierno de México realizó inversiones cercanas a 17 millones de dólares y en 2018 contrataron a más de 5000 empleados temporalmente para el desecho de 522 mil toneladas de sargazo.

En el **Cuadro.1** se presentan las diferentes formas de explotación comercial de esta biomasa para su valorización como alimentos, productos farmacéuticos y biocombustibles que podría compensar el impacto económico de los arribazones (Milledge et al., 2020).

Cuadro 1 Productos obtenidos a partir del sargazo.

Industria	País	Empresa/Institución	Productos		
Agrícola	México	Salgax,Dianco, C-Combonator,Palau Bioquim	Fertilizantes Composta Estimulantes		
	Puerto Rico	Carbonwabe			
	Estados Unidos	Algas Organics, Carbonwabe			
	Jamaica	Awganic Feeds			
Biotecnológica	México	Energryn, Abaplas, CICY	Biocombustibles Pellets Biochar Bioplásticos		
	Holanda	Damen, Maris Group			
	Francia	Mecameto, SARA, Algopack			
	Barbados	Biogen Idee			
	Israel República Dominicana	Energy Algae, Algae Nova			
Constructora	México	Sargablock	Tableros de resina Bloques Asfalto		
	Barbados	Biogen Idee			
	Francia	The Marine Box			
Farmacéutica	México	Energyn, Abaplas, CICY	Compuestos bioactivos Aditivos alimenticios Neuroprotectores Analgésicos Antioxidantes Antibacterianos		
	Corea del Sur	Damen, Maris Group			
	India Holanda Irlanda Marruecos	The Seaweeds Company			
	Estados Unidos	Universidad de Florida del Sur			
	Trinidad y Tobago	Universidad de West Indies			
	Cosmética	México		ITESM, Salgax	Cremas corporales Emulsionantes Maquillaje Tratamientos capilares
		Francia		Algaia	
Estados Unidos Puerto Rico		ScaBalance 2000 by Carbonwabe			
Barbados		Oasis Laboratory			
Textil y papelera	México	Salgax, Sargánico, Renovare, Sargazbox	Papel artesanal Calzado Cuadernos Carpetas		
	Curazao	Golden Tide Project			
	Francia	Sargasse Project			

Fuente: Tomada de Empresas e instituciones que utilizan sargazo para la obtención de bioproductos, González et al. (2023), Tópicos de Investigación en Ciencias de la Tierra y Materiales.

De acuerdo con Chávez et al. (2020) el sargazo se puede utilizar para obtener bioenergía mediante co-digestión anaeróbica ya que posee dos características que lo hacen ideal para la producción de biogás: alto contenido de polisacáridos y un poco contenido de lignina.

2.2 Contexto general de pollinaza

El crecimiento de la población dio lugar al incremento en la demanda de carne de pollo siendo de las más consumidas en conjunto con la carne de res y cerdo; en 2023 el consumo per cápita en nuestro país fue de 22.4 kg siendo superior al consumo de 10.2 kg que se registró a nivel mundial (FIRA, 2024). Como resultado de este consumo, la agroindustria avícola creció como actividad pecuaria, dando lugar al aumento y tecnificación de los procesos en el sistema de producción, siendo el proceso de engorde un ciclo de vida corto (5 a 7 semanas) que genera en promedio 1.56 kg de pollinaza por ave, que al acumularse en vertederos se convierte en un problema ambiental y salud pública (Rico-Contreras et al., 2014).

La pollinaza (biomasa) se define así a las excretas del ave de engorde, extraída del sistema de producción de carne de pollo mezclada con la cama o material compuesto de aserrín de madera que se usó durante el ciclo de producción, restos de alimento y plumas (Arce Cordero et al., 2015).

La pollinaza generalmente se vende a granel para ser utilizada como fuente proteica en la alimentación de ganado y como aditivo en el proceso de ensilaje, al contener materia seca y medio de proteína cruda en grandes cantidades (Mata, 2011). Sin embargo, es posible la presencia de microorganismos que pueden ser patógenos como la *Salmonella* spp. y sustancias como antibióticos que representan un riesgo para salud (Williams, 2013). El manejo inadecuado de la pollinaza, como su acumulación para posterior aplicación directa sobre el suelo, se asocia a riesgos como formación de lixiviados en las zonas a cielo abierto asignadas de disposición final, contaminación de cuerpos de agua y suelo por sustancias tóxicas, eutrofización, y que al empezar a degradarse liberan gases con efecto invernadero (Qian et al., 2017). Además, de riesgos a la salud como focos de infección y vectores de enfermedades que pueden tener alcance en zonas próximas a las granjas avícolas. (Kanani et al., 2020). Incluyendo las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), que surgen directamente de las acciones de alimentar, alojar y manejo de estiércol durante la producción avícola, como el amoníaco, metano, óxido nitroso, bióxido de carbono (Seidavi et al.,

2018), entre otros, que dan pie al calentamiento de la atmósfera contribuyendo así al cambio climático.

Rosas-Martínez and Aguilar-Rivera (2022) mencionan que al maximizarse la generación de residuos avícolas (pollinaza), nos obligan a desarrollar alternativas de manejo eficiente para la conversión de estos residuos en subproductos. Se planteó como alternativa la digestión anaeróbica (DA) para el uso de la pollinaza, este subproducto de la cadena de producción de carne de pollo tiene el potencial de producir energía útil para la misma industria, con el fin de mejorar la gestión y obtener un producto con valor agregado, además de crear prácticas de producción más limpias (Carhuancho Leon et al., 2015).

En este proceso al estabilizar parte de la materia orgánica de los residuos orgánicos gracias a la intervención de microorganismos, que en ausencia de oxígeno transforma la biomasa en una mezcla de gases (biogás), compuesto por metano y dióxido de carbono, y otros en pequeñas cantidades como amoníaco, hidrógeno y sulfuro de hidrógeno. De este proceso, se recupera el digestato, el cual puede utilizarse como abono agrícola (Bayrakdar et al., 2017).

En las últimas décadas la DA se ha presentado como una alternativa económica importante en el sector rural, especialmente como fuente de energía renovable. De esta forma, los estiércoles se han convertido en importantes materias primas para el proceso de DA. Sin embargo, la DA de los estiércoles se asocia a menudo con rendimientos pobres de biometanización, debido a las características de este residuo (dilución y alto contenido amoniacal) (Mata Alvarez & Dosta Parras, 2018).

2.3 Sustrato

De acuerdo con Parra et al. (2015) durante el manejo de biorresiduos indicados en la **Fig.2**, los cuales contienen una parte orgánica se generan problemas como la presencia de polvo en el aire, emisión de gases tóxicos o de efecto invernadero-GEI, así como la producción de lixiviados que contribuyen

negativamente al ambiente y a la salud. Sin embargo, cuando se gestiona de forma sostenible, la bioenergía ofrece múltiples beneficios desde el punto de vista socioeconómico y ambiental: es adaptable; escalable; ofrece alternativas de energía (calor, electricidad, combustibles para el transporte); facilita la generación de sinergias significativas entre los sectores agrícola-forestal, energético, industrial, ambiental y social; puede fomentar el progreso rural sostenible mediante la generación de empleos e inversiones. Además, la producción ecológica de biomasa ofrece múltiples beneficios ambientales a nivel local y mundial, que abarcan la conversión de desechos en recursos económicos, la regulación de la erosión del suelo, la regulación del ciclo hidrológico y la conservación del hábitat para la fauna salvaje (Perrotta, 2021).

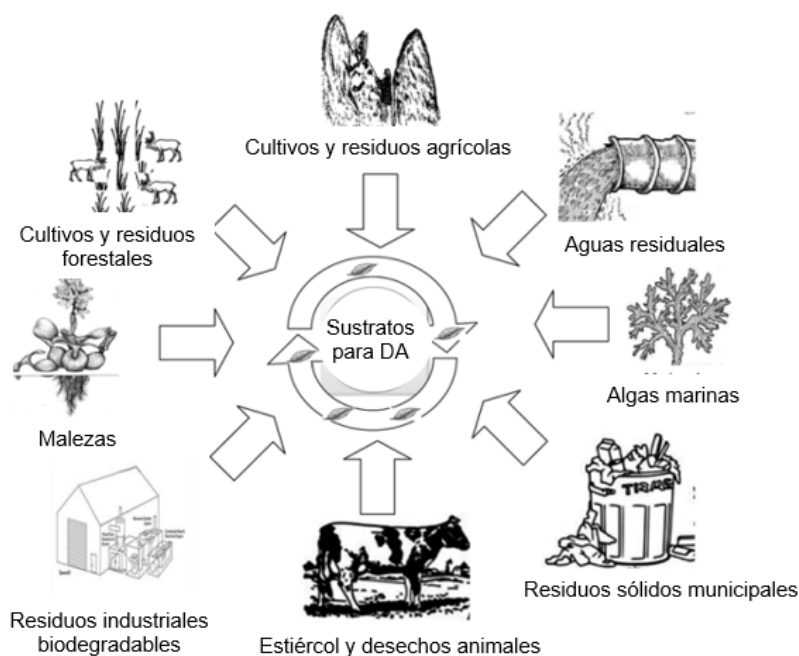


Fig. 2 Sustratos utilizados como recurso de biomasa en DA.

De acuerdo con Martínez-Rodríguez et al. (2023) la biomasa es toda la materia orgánica capaz de utilizarse como fuente energética a través de diferentes procesos, se considera como un recurso renovable porque es parte de un suceso repetitivo de la naturaleza, puede provenir de materia animal o vegetal residual de la actividad agrícola, forestal, acuática y de residuos urbanos.

El sustrato orgánico principalmente debe contener nitrógeno, micronutrientes y agua, en cantidades adecuadas para que los microorganismos, como las bacterias metanogénicas pueda llevar a cabo la fermentación por la ruta deseada, al ritmo y condiciones óptimas para obtener biogás rico en metano a través de la digestión anaeróbica (Abbasi et al., 2012). La relación de carbono-nitrógeno C:N, pH y el tamaño de partícula nos indican la calidad y composición del sustrato, material que determina en gran medida la eficiencia del proceso DA (Parra Ortiz et al., 2019). Las características bioquímicas de los residuos deben permitir la actividad microbiana de la DA, en el caso de los sustratos que contienen lignina, para poder aprovechar las sustancias que pueden ser transformadas deben recibir un tratamiento previo (cortado, macerado, compostaje) a fin de ser aprovechadas y el rendimiento de biogás en el caso de los estiércoles puede presentar diferencias al comparar los resultados, debido a que la degradación de la biomasa dependerá del tipo de animal y el cuidado a través del proceso de producción que haya recibido, además de factores que pueden interponerse en el DA (FAO, 2011).

2.4 Digestión anaeróbica

Debido al acelerado crecimiento de la población la demanda de servicios y transición a la urbanización se han producido una gran cantidad de residuos orgánicos que se acumulan en vertederos, aguas superficiales o agua de mar que dan origen a problemas que amenazan el medio ambiente y salud humana, además de ser riesgos ecológicos (Madondo et al., 2022). Por lo que, se han desarrollado alternativas para frenar el impacto ambiental, la gradual demanda energética y escasez de combustibles fósiles, dentro de las cuales se encuentra la digestión anaeróbica de residuos orgánicos siendo de las más importantes para la producción de biogás capaz de generar calor, vapor, electricidad y combustible (Wandera et al., 2018).

El proceso digestión anaeróbica (DA) se considera una biotecnología de gestión de residuos que aprovecha las partículas orgánicas contenidas de un sustrato, mediante un proceso de degradación llevado a cabo por un consorcio diverso de

microorganismos en ausencia de oxígeno, para obtener principalmente biogás rico en metano (Amha et al., 2018). Del proceso resulta otro subproducto, el digestato que se considera como efluente, biol o materia orgánica procesada (Parra Ortiz et al., 2019).

La DA se aplica en numerosas áreas, para poder recuperar energía de los sustratos y esta acción depende de las comunidades microbianas complejas principalmente para la conversión de sustratos orgánicos en hidrógeno y metano, el biogás generado comprende entre 50-70 % de metano. Este proceso se lleva a cabo en una serie de reacciones bioquímicas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Li et al., 2021).

Como se muestra en la **Fig.3**, la primer etapa de la DA, es la hidrólisis donde las moléculas biológicas complejas (proteínas, lípidos, carbohidratos) se hidrolizan en sustancias orgánicas solubles (aminoácidos, azúcares, alcoholes y en mayor proporción, cadenas largas de ácidos grasos) mientras otro tipo de microorganismos se adaptan para utilizar sus productos (Granzotto et al., 2023). De acuerdo con Gahlot et al. (2022) si la velocidad de la hidrólisis es lenta pasa a ser una limitante de la biodegradabilidad del sustrato. Durante la acidogénesis, se pueden producir productos intermedios denominados ácidos grasos volátiles, como etanol y ácido láctico, que potencialmente inhiben el proceso si no se manejan adecuadamente (Win, 2019). La composición y la concentración del sustrato influyen en la población de bacterias acidogénicas, que incluyen microorganismos facultativos y obligados, las principales fermentaciones productoras de hidrógeno en condiciones mesófilas, son la fermentación del ácido butírico (*Clostridium*) y la fermentación de ácidos mixtos (*Enterobacteriaceae*) (Sikora et al., 2017).

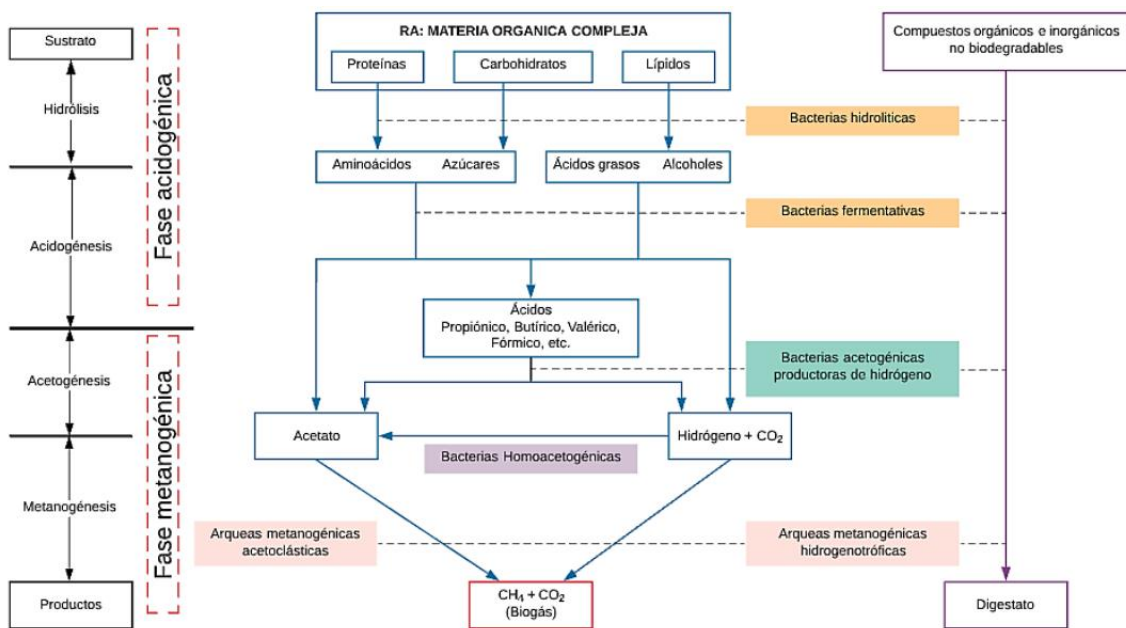


Fig. 3 Etapas del proceso de DA

Fuente: Tomado de Schematic representation of the methane fermentation with the microorganisms responsible for each step, Li et al. (2015), Springer Japan

La acetogénesis ocurre de manera simultánea a la etapa anterior, cuando se produce la descomposición de alcoholes de cadena corta, ácidos grasos aromáticos y ácidos grasos volátiles superiores en H_2 y acetato, con ayuda de varios acetógenos que pertenecen al género *Syntrophomonas* (p. ej., *Syntrophobacter wolinii* y *Syntrophomonas wolfei*) y que la acetogénesis se lleve correctamente indica la eficiencia de producción de biogás, ya que el 70 % del metano se produce por la reducción de acetato (Nguyen et al., 2019). Finalmente, la metanogénesis se lleva a cabo en condiciones anaeróbicas, el carbono contenido en la biomasa se convierte en dióxido de carbono y metano mediante la acción de arqueas metanogénicas y reacciones exotérmicas. Las arqueas metanogénicas se dividen según sus rutas metabólicas en acetoclásticas (*Methanosarcina*) que convierte el acetato en metano y las hidrogenotróficas (*Methanobacterium* y *Methanospirillum*) convierten el hidrógeno y el dióxido de carbono en metano, cabe aclarar que las arqueas metanogénicas acetoclásticas son sensibles a los cambios de pH y a las altas concentraciones de amoníaco,

característico de los sustratos agrícolas (Cestonaro do Amaral & Radis Steinmetz, 2019).

La presión parcial de hidrógeno juega un papel clave en la metanogénesis, por lo que es necesaria una estrecha simbiosis entre los microorganismos productores y consumidores de H_2 , para permitir la degradación y metanogénesis de los ácidos grasos volátiles (AGV), ya que tiene efecto en el rendimiento de forma general en la DA (Braga Nan et al., 2020)

De acuerdo con (Ampese et al., 2022) las recientes tendencias de investigación se centran en estudios ambientales para la producción de biogás, parámetros microbiológicos y de ingeniería, pretratamiento de materias primas para mejorar la calidad del biogás, que se ha vuelto un desafío la correcta gestión de los residuos orgánicos. La DA tiene oportunidad de desarrollo, hay aspectos que se pueden optimizar para obtener mejores rendimientos, de esta manera, las monodigestiones presentan inconvenientes relacionados a las características del sustrato como, altas concentraciones de N que pueden inhibir la etapa metanogénica, la fracción orgánica que pueda contener materiales no deseados; que los cosustratos pueden carecer de N para los procesos biológicos, la disponibilidad y concentraciones de amoníaco, y lípidos que pueden dañar el proceso de DA. La creciente relevancia de la DA dio pauta para optimizar el proceso, una forma es hacer mezclas de sustratos mejor conocida como co-digestión anaerobia que ha generado el desafío de cómo manejar una variedad de múltiples sustratos sin incrementar el número de procesos y parámetros de modelos a niveles incontrolables (García-Gen et al., 2014).

2.5 Co-digestión

Li (2022) define la co-digestión anaeróbica como un proceso que combina múltiples sustratos de residuos orgánicos para mejorar la producción de biogás y la degradación de residuos. De acuerdo con Chow et al. (2020), es una adición de cosustrato orgánico a una gran cantidad de un sustrato principal que, con la

presencia de microorganismos en ausencia de oxígeno, que mejoran la producción de metano.

La co-digestión puede disminuir considerablemente el efecto de sustancias nocivas e inhibidores, niveles de amoníaco, metales pesados, sulfuros, sales inorgánicas, entre otros en el proceso (Hou et al., 2018). Se encontró que la mezcla de diversas clases de biorresiduos podría elevar el valor fertilizante del digestato favoreciendo de este modo el reciclaje de nutrientes en el ecosistema (Saghouri et al., 2020). Así mismo, el digestato obtenido del proceso está compuesto por nutrientes esenciales para las plantas (NPK) y carbono orgánico. Siendo la acumulación de carbono orgánico en el suelo una táctica crucial para mitigar el incremento de la concentración de CO₂ en la atmósfera (Vasmara et al., 2023).

Además, ofrece un manejo adecuado a diversos residuos orgánicos, desde grandes cantidades de estiércol puestas en vertederos o lodos de depuradora, dentro de los sustratos más comunes para someterlos a este proceso y los cosustratos más utilizados son agroindustriales, como residuos alimentarios y vegetales o glicerol, contribuyendo con la disminución del impacto ambiental por parte de los residuos acumulados, además de obtener bioenergía ya que se realiza con el objetivo de aumentar los rendimientos del proceso al aumentar la eficiencia de degradación de la biomasa (Wan et al., 2011).

Long et al. (2012) indican que el equilibrio en nutrientes se da con el uso de cosustratos, esperando establecer sinergias positivas en el medio de digestión, complementando las carencias entre sustratos, de acuerdo con la revisión de artículos de diversos proyectos a nivel laboratorio, se ha reportado que en la mayoría de las veces los rendimientos de metano mejoran con respecto a la mono-digestión. La relación C:N es sustancial para el funcionamiento de la co-digestión. Los residuos agrícolas tienen bajos niveles de nitrógeno, lo que puede dificultar el proceso. En contraste, los estiércoles tienen altas concentraciones de amoníaco, lo que puede inhibir el crecimiento microbiano, así la co-digestión de estiércoles y otros residuos orgánicos ayuda a equilibrar esta relación,

estabilizando el pH y mejorando la degradación (Mata Alvarez & Dosta Parras, 2018).

De acuerdo con Ferreira et al. (2021) dentro de las dificultades que se presentan al llevar a cabo la co-digestión, se encuentra la proporción de los sustratos y condiciones operacionales inadecuadas que influyen en el rendimiento, demostrado por Wan et al. (2011), quienes agregaron 75 % de alimentación, causando la acidificación del sistema provocando una falla de digestión. En cuanto Astals et al. (2012), quienes tuvieron un efecto de inhibición de microorganismos que repercutió en un bajo rendimiento de metano al incorporar más del 4 % de glicerol crudo en el digestor. Estos hallazgos sugieren que las proporciones adecuadas de sustrato son cruciales para una co-digestión exitosa.

La co-digestión anaeróbica de residuos orgánicos resulta beneficiosa desde el punto de vista medioambiental y económico, ya que permite la valorización de los residuos mediante la producción de energía, un estudio a escala real demostró una producción de biogás en estado estacionario de 1629 m³/día con una producción de gas específica de 0,51 mL CH₄ g_{sva}⁻¹, lo que resulta en una cobertura de energía eléctrica del 49 % (Moretto et al., 2020).

2.6 Condiciones naturales y operacionales

Numerosos estudiosos analizan el rendimiento de un sistema anaeróbico según la cantidad de metano producido, ya que la metanogénesis es vista como una etapa limitante del proceso. Por esta razón, la biotecnología anaeróbica necesita una minuciosa revisión a las condiciones del ambiente que influyen en la calidad del biogás. En la práctica, está asociada a varios factores, tales como: composición del sustrato, tamaño de partícula, carga orgánica, pH, alcalinidad, humedad, equilibrio de macro y micronutrientes, y temperatura (Gueri et al., 2017).

Los principales factores que influyen en el rendimiento de la co-digestión son:

Composición del sustrato: el contenido de sustancias rápidamente biodegradables como carbohidratos, proteínas y lípidos está relacionado con el desarrollo celular. Por tanto, los microorganismos afectan tanto cualitativa como cuantitativamente. La relación C:N es un indicador importante de la digestibilidad y el rendimiento potencial de biomasa, lo que determinará si es viable para someter a digestión anaeróbica. Las proporciones adecuadas que favorecen el desarrollo microbiano se encuentran en un rango óptimo de 20 a 30. En condiciones excesivas de nitrógeno (baja relación C:N) inhibe el crecimiento de metanógenos, por otro lado en condiciones de disponibilidad limitada de nitrógeno (alta relación C:N), los microorganismos no pueden metabolizar el carbono presente, esto conduce a la ineficiencia en el proceso; en general, la falta de nutrientes en la mezcla reduce el crecimiento de microorganismos metanogénicos, lo que provoca una gran acumulación de ácidos orgánicos en el reactor y, por tanto, reduce la calidad del biogás (Alibardi & Cossu, 2016).

Sólidos totales: toda la materia orgánica está formada por agua y una parte sólida conocida como sólidos totales. El porcentaje de sólidos totales presentes en la mezcla que se introduce al digestor es un elemento significativo a tener en cuenta para garantizar que el proceso se lleve a cabo de manera exitosa, la movilidad de las bacterias metanogénicas en el sustrato se vuelve progresivamente restringida a medida que se incrementa el contenido de sólidos, lo que puede influir en la eficiencia y generación de gas (FAO, 2011).

Sólidos volátiles: se refieren a la cantidad de sólidos orgánicos que son susceptibles de ser digeridos, mientras que los sólidos restantes no son digeribles y, a menudo, depende de los tipos de sustratos que se añaden al digestor, dado que los sustratos influyen en el grado de actividad de biodegradación que ocurrirá en el digestor (Babaei & Shayegan, 2011)

pH: Los microorganismos productores de metano son considerablemente más susceptibles a los cambios de pH que los demás organismos de la comunidad microbiana anaeróbica. El pH óptimo de funcionamiento del sistema se sitúa en el intervalo de 6.8 a 7.4, preferentemente neutro. Para que el proceso de

biodigestión se lleve a cabo de manera eficaz, el pH no debería descender de 6.0 ni elevarse por encima de 8.0. Esto se debe a que el valor del pH determina la producción de biogás y también su composición (Criollo et al., 2014).

Alcalinidad: Pérez and Torres (2008) afirman que una alcalinidad baja en relación con el contenido en materia orgánica produce el descenso del pH debido a que los ácidos grasos volátiles generados por los microorganismos en el proceso de digestión anaerobia no son neutralizados convenientemente. Por lo que se considera como un factor crucial que estabiliza la respuesta ante las variaciones de pH, es la capacidad de amortiguamiento (también conocida como alcalinidad). Principalmente se producen en biorreactores anaeróbicos y poseen elevadas concentraciones de elementos complejos diferentes al bicarbonato y los AGV. Tales como amonio (pKa 9,3), hidrógeno sulfurado (pKa 7,1) y fosfato (Gueri et al., 2017).

Sulfuros y sulfatos: Si hay sulfato presente en el sistema, se produce la reducción del sulfato para formar sulfuro de hidrógeno. Sin embargo, la reducción de sulfatos se considera actualmente una buena alternativa para reducir la contaminación por azufre y metales pesados (Vasmara et al., 2023).

2.7 Microcosmos

De acuerdo con Soares et al. (2018) la eficiencia se logra gracias a una serie de factores que van desde las condiciones ambientales, funcionamiento del sistema, la naturaleza del sustrato y las características del biodigestor, al ser un proceso que ocurre de forma natural, para poder medir la producción de forma controlada los tratamientos contenidos biodigestores pasan a ser una imitación de este proceso. En el presente trabajo se utilizaron microcosmos que, según Sánchez Gimeno et al. (1987), son unidades de laboratorio controlados y reproducibles que intentan simular un proceso existente en un ecosistema real. Es el recipiente o tanque, cerrado herméticamente, donde se lleva a cabo el proceso de la biodigestión. El equipo, donde se acumula el biogás generado por los microorganismos cuando degradan la materia orgánica. Existen de diversos

modelos y tamaños; y los materiales para su construcción pueden ser diversos (Vidican & Sandor, 2015). Los microcosmos son un tipo de biodigestores a nivel laboratorio que se mantienen cerrados para poder llevarse a cabo una descomposición anaeróbica, convirtiendo la materia orgánica en biogás, estos sistemas pueden procesar residuos orgánicos y generar energía limpia (Britto López et al., 2023).

2.8 Literatura citada

- Abbasi, T., Tauseef, S. M., & Abbasi, S. A. (2012). Biogas Energy. In (pp. 1-10). https://doi.org/10.1007/978-1-4614-1040-9_1
- Alemán-Nava, G. S., Luisaldo, S., ate, F., Alex, Meneses-Jácome, E., Diaz-Chavez, R. A., Dallem, J.-F., & Parra, R. (2014). Bioenergy Sources and Representative Case Studies in Mexico. *Journal of Petroleum & Environmental Biotechnology*, 5, 1-6. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:128593944>
- Alibardi, L., & Cossu, R. (2016). Effects of carbohydrate, protein and lipid content of organic waste on hydrogen production and fermentation products. *Waste Management*, 47, 69-77. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.049>
- Amha, Y. M., Anwar, M. Z., Brower, A., Jacobsen, C. S., Stadler, L. B., Webster, T. M., & Smith, A. L. (2018). Inhibition of anaerobic digestion processes: Applications of molecular tools. *Bioresource Technology*, 247, 999-1014. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.210>
- Ampese, L. C., Sganzerla, W. G., Di Domenico Ziero, H., Mudhoo, A., Martins, G., & Forster-Carneiro, T. (2022). Research progress, trends, and updates on anaerobic digestion technology: A bibliometric analysis. *Journal of Cleaner Production*, 331, 130004. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130004>
- Arce Cordero, J., Rojas, A., & Poore, M. (2015). Efecto de la adición de pollinaza sobre las características nutricionales y fermentativas del ensilado de subproductos agroindustriales de yuca (*Manihot esculenta*). *agronomia costarricense*, 39, 131-140. <https://doi.org/10.15517/rac.v39i1.19551>
- Arellano-Verdejo, J., & Lazcano-Hernandez, H. E. (2020, 2020//). Crowdsourcing for Sargassum Monitoring Along the Beaches in Quintana Roo. *GIS LATAM*, Cham.
- Astals, S., Nolla-Ardèvol, V., & Mata-Alvarez, J. (2012). Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate. *Bioresource Technology*, 110, 63-70. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.080>
- Babaei, A., & Shayegan, J. (2011). Effect of Organic Loading Rates (OLR) on Production of Methane from Anaerobic Digestion of Vegetables Waste. <https://doi.org/10.3384/ecp11057411>

- Bayrakdar, A., Molaey, R., Sürmeli, R. Ö., Sahinkaya, E., & Çalli, B. (2017). Biogas production from chicken manure: Co-digestion with spent poppy straw. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 119, 205-210. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.058>
- Bernal-Martinez, A., González-López, G. I., & Cuevas-Rodriguez, G. (2020). Codigestión anaerobia como alternativa para el tratamiento de aguas residuales lácteas y la generación de biogás y biosólidos. *Handbook T-VIII CIERMMI Mujeres en la Ciencia Ciencias ambientales, uso de recursos*, 115-141. <https://doi.org/https://doi.org/10.35429/H.2020.8.115.141>
- Braga Nan, L., Trably, E., Santa-Catalina, G., Bernet, N., Delgenès, J.-P., & Escudié, R. (2020). Biomethanation processes: new insights on the effect of a high H₂ partial pressure on microbial communities. *Biotechnology for Biofuels*, 13(1), 141. <https://doi.org/10.1186/s13068-020-01776-y>
- Britto López, Y. K., Cotes García, D. A., & Rudas Muñoz, A. (2023). Estimación de las variables microbiológicas de digestión anaeróbica de la mezcla estiércol bovino y caprino. *REVISTA AMBIENTAL AGUA, AIRE Y SUELO*, 14(2), 19-29. <https://doi.org/10.24054/raaas.v14i2.2788>
- Brooks, M., Coles, V. J., & Gower, R. (2018). Factors controlling the seasonal distribution of pelagic Sargassum. *Marine Ecology Progress Series*, 599. <https://doi.org/10.3354/meps12646>
- Carhuancho Leon, F. M., Ramírez- Candia, J., & Guerrero Barrantes, J. (2015). Gestión ambiental de residuos avícolas mediante digestión anaerobia para la producción de fertilizantes orgánicos líquidos. *Anales Científicos*, 76, 125. <https://doi.org/10.21704/ac.v76i1.773>
- Cestonaro do Amaral, A., & Radis Steinmetz, R. L. K., Airton. (2019). O Processo da Biodigestão - Capítulo I. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:190222691>
- 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. *Water*, 12(10).
- Chow, W. L., Chong, S., Lim, J. W., Chan, Y. J., Chong, M. F., Tiong, T. J., Chin, J. K., & Pan, G.-T. (2020). Anaerobic Co-Digestion of Wastewater Sludge: A Review of Potential Co-Substrates and Operating Factors for Improved Methane Yield. *Processes*, 8(1).
- Cohuo Colli, J. M., Salinas Ruiz, J., Hernández Cázares, A. S., Hidalgo Contreras, J. V., & Velasco Velasco, J. (2017). El amoníaco en las explotaciones avícolas: efectos sobre las aves y el ambiente: The ammonia in poultry operations: effects on birds and environment. *TECNOCENCIA Chihuahua*, 11(2), 82-91. <https://doi.org/10.54167/tch.v11i2.160>
- Criollo, B., Alvarado, J. D., & Numpaque, H. (2014). Control PID de temperatura y dosificación de pH para la producción de gas metano a partir de la digestión anaeróbica de residuos sólidos orgánicos. *REVISTA*

- COLOMBIANA DE TECNOLOGIAS DE AVANZADA (RCTA), 2(24), 134-141. <https://doi.org/10.24054/rcta.v2i24.1225>
- Dreckmann, K., & Sentíes, A. (2013). Las arribazones de algas marinas en el Caribe mexicano. Evento biológico natural ó basura en las playas. *Biodiversitas.*, 107, 7-11.
- FAO. (2011). Factores determinantes en el proceso metanogénico In M. d. Energía, P. d. I. N. U. p. e. Desarrollo, O. d. I. N. U. p. I. A. y. I. Agricultura, & G. E. Facility (Eds.), *Manual de biogás* (pp. 28-29).
- Ferreira, T. B., Parise, T. G., Serufo, C. V., & Souza, C. L. d. (2021). INFLUÊNCIA DA RELAÇÃO ALIMENTO/MICRORGANISMO E CODIGESTÃO DE PALHA DE MILHO E RESÍDUO ALIMENTAR NA PRODUÇÃO DE METANO. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, 14(2), 539-549. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.2.71396>
- FIRA. (2024). Panorama Agroalimentario Carne de pollo 2024.
- Gahlot, P., Balasundaram, G., Tyagi, V. K., Atabani, A. E., Suthar, S., Kazmi, A. A., Štěpanec, L., Juchelková, D., & Kumar, A. (2022). Principles and potential of thermal hydrolysis of sewage sludge to enhance anaerobic digestion. *Environmental Research*, 214, 113856. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113856>
- García-Gen, S., Rodríguez, J., & Lema, J. M. (2014). Optimisation of substrate blends in anaerobic co-digestion using adaptive linear programming. *Bioresour Technol*, 173, 159-167. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.089>
- Gobierno de Quintana Roo. (2019). 3er informe de gobierno Carlos Joaquín Quintana Roo. <https://joom.ag/iCqe/p238>
- González, I., Lucho-Constantino, C., & López-Pérez, P. (2023). The Sargassum invasion: from an environmental problem to an opportunity area. *Tópicos de Investigación en Ciencias de la Tierra y Materiales*.
- Gower, J., & King, S. A. (2011). Distribution of floating Sargassum in the Gulf of Mexico and the Atlantic Ocean mapped using MERIS. *International Journal of Remote Sensing*, 32, 1917-1929. <https://doi.org/10.1080/01431161003639660>
- Gower, J., Young, E., & King, S. (2013). Satellite images suggest a new Sargassum source region in 2011. *Remote Sensing Letters*, 4(8), 764-773. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2013.796433>
- 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>
- Gueri, M., Souza, S., & Kuczman, O. (2017). PARÂMETROS OPERACIONAIS DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES: UMA REVISÃO. *BIOFIX Scientific Journal*, 3, 17. <https://doi.org/10.5380/biofix.v3i1.55837>
- Hou, L., Ji, D., & Zang, L. (2018). Inhibition of Anaerobic Biological Treatment: A Review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 112, 012006. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/112/1/012006>

- Hu, C., Murch, B., Barnes, B., Wang, M., Maréchal, J.-P., Franks, J., Lapointe, B., Goodwin, D., Schell, J., & Siuda, A. (2016). Sargassum Watch Warns of Incoming Seaweed. *Eos*, 97. <https://doi.org/10.1029/2016EO058355>
- J. Wood, D., & J. Van Heyst, B. (2016). A Review of Ammonia and Particulate Matter Control Strategies for Poultry Housing. *Transactions of the ASABE*, 59(1), 329-344. <https://doi.org/https://doi.org/10.13031/trans.59.10836>
- Kanani, F., Heidari, M. D., Gilroyed, B. H., & Pelletier, N. (2020). Waste valorization technology options for the egg and broiler industries: A review and recommendations. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121129. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121129>
- León, C. (2019). El sargazo a escena. *Salud Pública de México*, 61(5, sep-oct), 701-703. <https://doi.org/10.21149/10870>
- Li, L., Xu, Y., Dai, X., & Dai, L. (2021). Principles and advancements in improving anaerobic digestion of organic waste via direct interspecies electron transfer. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 148, 111367. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111367>
- Li, W. (2022). Chapter 11 - Anaerobic digestion via codigestion strategies for production of bioenergy. In A. Pandey, Y. W. Tong, L. Zhang, & J. Zhang (Eds.), *Biomass, Biofuels, Biochemicals* (pp. 233-252). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90633-3.00016-X>
- Li, Y.-Y., Gadow, S., & Niu, Q. (2015). Biomass Energy Using Methane and Hydrogen from Waste Materials. In Y. Tanaka, M. Norton, & Y.-Y. Li (Eds.), *Topical Themes in Energy and Resources: A Cross-Disciplinary Education and Training Program for Environmental Leaders* (pp. 131-157). Springer Japan. https://doi.org/10.1007/978-4-431-55309-0_8
- Long, J. H., Aziz, T. N., Reyes, F. L. d. I., & Ducoste, J. J. (2012). Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations. *Process Safety and Environmental Protection*, 90(3), 231-245. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2011.10.001>
- Madondo, N. I., Kweinor Tetteh, E., Rathilal, S., & Bakare, B. F. (2022). Effect of an Electromagnetic Field on Anaerobic Digestion: Comparing an Electromagnetic System (ES), a Microbial Electrolysis System (MEC), and a Control with No External Force. *Molecules*, 27(11).
- Martínez-Rodríguez, M. C., Campos-Villegas, L. E., & Piña-Garrido, B. (2023). Cálculo de la generación de biogás por el método de digestión anaerobia a partir de biomasa extraída de la central de abasto de Ecatepec, Estado de México. *Revista Tecnología en Marcha*, 36(4), Pág. 68-75. <https://doi.org/10.18845/tm.v36i4.6106>
- Mata Alvarez, J., & Dosta Parras, J. (2018). La codigestión: Revisión de una realidad muy ventajosa en los aspectos medioambientales y económicos de la digestión anaerobia. In S. Chiva, J. G. Berlanga Clavijo, R. Martinez Cuenca, & J. Climent (Eds.), *Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia* (pp. 197-200). <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.6035/UJI.FACSA.2018.2>
- Mata, L. (2011). TABLA DE COMPOSICION DE MATERIAS PRIMAS USADAS EN ALIMENTOS PARA ANIMALES.

- 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>
- Milledge, J. J., Maneein, S., Arribas López, E., & Bartlett, D. (2020). Sargassum Inundations in Turks and Caicos: Methane Potential and Proximate, Ultimate, Lipid, Amino Acid, Metal and Metalloid Analyses. *Energies*, 13(6).
- Mohd Fauziee, N. A., Chang, L. S., Wan Mustapha, W. A., Md Nor, A. R., & Lim, S. J. (2021). Functional polysaccharides of fucoidan, laminaran and alginate from Malaysian brown seaweeds (*Sargassum polycystum*, *Turbinaria ornata* and *Padina boryana*). *International Journal of Biological Macromolecules*, 167, 1135-1145. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.11.067>
- Moretto, G., Ardolino, F., Piasentin, A., Girotto, L., & Cecchi, F. (2020). Integrated anaerobic codigestion system for the organic fraction of municipal solid waste and sewage sludge treatment: an Italian case study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 95(2), 418-426. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jctb.5993>
- Nguyen, L., Nguyen, Q. A., & Nghiem, L. (2019). Microbial Community in Anaerobic Digestion System: Progression in Microbial Ecology. In (pp. 331-355). https://doi.org/10.1007/978-981-13-3259-3_15
- Oceanic, U. S. N., & Administration, A. (1998). Fishery Management Plan for Pelagic Sargassum Habitat of the South Atlantic Region: Environmental Impact Statement. <https://books.google.com.mx/books?id=8OQ3AQAAMAAJ>
- Parra, B., Torres Lozada, P., Fernando, M.-R., Cardenas Cleves, L., Carlos, V.-F., Torres, W., & Ordonez, J. (2015). Effect of Substrate-Inoculum Ratio on the Biochemical Methane Potential of Municipal Biowastes. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, XV, 515-526.
- Parra Ortiz, D. L., Botero-Londoño, M. A., & Botero-Londoño, J. M. (2019). Biomasa residual pecuaria: revisión sobre la digestión anaerobia como método de producción de energía y otros subproductos. *Revista UIS Ingenierías*, 18(1), 149-160. <https://doi.org/10.18273/revuin.v18n1-2019013>
- Pérez, A., & Torres, P. (2008). Indices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería y Competitividad*, 10(2), 41-52. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=291323482002> (IN FILE)
- Perrotta, L. (2021). Impacto Regional del Desarrollo de Bioenergía (Biomasa) en Argentina. Un análisis Insumo–Producto para la provincia de Misiones. *Ciencias Económicas*, 2(0), 111-150. <https://doi.org/10.14409/rce.v2i0.10487>
- Putman, N. F., Goni, G. J., Gramer, L. J., Hu, C., Johns, E. M., Trinanes, J., & Wang, M. (2018). Simulating transport pathways of pelagic Sargassum from the Equatorial Atlantic into the Caribbean Sea. *Progress in Oceanography*, 165, 205-214. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.06.009>
- Qian, Y., Song, K., Hu, T., & Ying, T. (2017). Environmental status of livestock and poultry sectors in China under current transformation stage. *The*

- Science of the total environment, 622-623, 702-709.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.045>
- Rico-Contreras, J. O., Aguilar-Lasserre, A. A., Méndez-Contreras, J., Cid-Chama, G., & Alor-Hernández, G. (2014). MOISTURE CONTENT PREDICTION IN POULTRY LITTER TO ESTIMATE BIOENERGY PRODUCTION USING AN ARTIFICIAL NEURAL NETWORK. *Revista mexicana de ingeniería química*, 13, 933-955.
- Rodríguez-Martínez, R., Roy, P. D., Torrescano-Valle, N., Cabanillas-Terán, N., Carrillo, S., Collado-Vides, L., García-Sánchez, M., & Tussenbroek, B. (2020). Element concentrations in pelagic *Sargassum* along the Mexican Caribbean coast in 2018-2019. *PeerJ*, 8, e8667.
<https://doi.org/10.7717/peerj.8667>
- Rodríguez-Martínez, R., Tussenbroek, B., & Jordán-Dahlgren, E. (2016). Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe mexicano (2014-2015). In (pp. 352-365).
- Rodríguez-Martínez, R. E., Medina-Valmaseda, A. E., Blanchon, P., Monroy-Velázquez, L. V., Almazán-Becerril, A., Delgado-Pech, B., Vásquez-Yeomans, L., Francisco, V., & García-Rivas, M. C. (2019). Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic *Sargassum*. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 201-205.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.015>
- Roig Munar, F. X., Olivo, O., Piñero, P., Rodríguez-Perea, A., & Ferrer, B. (2022). Pérdida de sedimento asociada a la retirada de depósitos de *Sargassum* spp. en las playas del Caribe. 12, 48-63.
- Rosas-Martínez, V., & Aguilar-Rivera, N. (2022). Compostaje para la reducción de excretas de aves (*Gallus gallus domesticus*). *Agronomía Mesoamericana*, 33(1), 1-19.
- Saghour, M., Abdi, R., Ebrahimi-Nik, M., Rohani, A., & Maysami, M. (2020). Modeling and optimization of biomethane production from solid-state anaerobic co-digestion of organic fraction municipal solid waste and other co-substrates. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 46, 1-17.
<https://doi.org/10.1080/15567036.2020.1767728>
- Sánchez Gimeno, B., Sánchez Cabrero, B., & Varela González, J. (1987). Microcosmos terrestre: una técnica para la evaluación de los efectos producidos por los contaminantes. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas, CIEMAT.
<https://produccioncientifica.ucm.es/documentos/64093783c654e74950596a3e>
- Ścieszka, S., & Klewicka, E. (2018). Algae in food- a general review. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 59, 1-23.
<https://doi.org/10.1080/10408398.2018.1496319>
- Seidavi, A., Zaker, H., & Scanes, C. (2018). Present and potential impacts of waste from poultry production on the environment. *World's Poultry Science Journal*, 75, 1-14. <https://doi.org/10.1017/S0043933918000922>
- SEMARNAT. (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. Retrieved mayo 15, from

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>

- Sikora, A., Detman, A., Chojnacka, A., & Blaszczyk, M. (2017). Anaerobic Digestion: I. A Common Process Ensuring Energy Flow and the Circulation of Matter in Ecosystems. II. A Tool for the Production of Gaseous Biofuels. In. <https://doi.org/10.5772/64645>
- Sissini, M. N., de Barros Barreto, M. B. B., Széchy, M. T. M., de Lucena, M. B., Oliveira, M. C., Gower, J., Liu, G., de Oliveira Bastos, E., Milstein, D., Gusmão, F., Martinelli-Filho, J. E., Alves-Lima, C., Colepicolo, P., Ameka, G., de Graft-Johnson, K., Gouvea, L., Torrano-Silva, B., Nauer, F., de Castro Nunes, J. M., . . . Horta, P. A. (2017). The floating Sargassum (Phaeophyceae) of the South Atlantic Ocean – likely scenarios. *Phycologia*, 56(3), 321-328. <https://doi.org/10.2216/16-92.1>
- Soares, C., Feiden, A., & Tavares, S. (2018). FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA NA PRODUÇÃO DE BIOGÁS. *Nativa*, 5, 522-528. <https://doi.org/10.31413/nativa.v5i7.5155>
- Uribe-Martínez, A., Guzmán-Ramírez, A., Arreguín-Sánchez, F., & Cuevas, E. (2020). El sargazo en el Caribe mexicano, revisión de una historia impensable. In (pp. 743).
- Van Tussenbroek, B. I., Hernández Arana, H. A., Rodríguez-Martínez, R. E., Espinoza-Avalos, J., Canizales-Flores, H. M., González-Godoy, C. E., Barba-Santos, M. G., Vega-Zepeda, A., & Collado-Vides, L. (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities [Article]. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2), 272-281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.057>
- Vasmara, C., Cianchetta, S., Marchetti, R., Ceotto, E., & Galletti, S. (2023). Co-digestion of pig slurry and KOH pre-treated giant reed (*Arundo donax* L.) enhances methane yield and digestate characteristics. *Environmental Technology & Innovation*, 31, 103204. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103204>
- Vidican, R., & Sandor, A. (2015). MICROCOSM EXPERIMENTS AS A TOOL IN SOIL ECOLOGY STUDIES. *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Agriculture*, 72. <https://doi.org/10.15835/buasvmcn-agr:10618>
- Wan, C., Zhou, Q., Fu, G., & Li, Y. (2011). Semi-continuous anaerobic co-digestion of thickened waste activated sludge and fat, oil and grease. *Waste Management*, 31(8), 1752-1758.
- Wandera, S. M., Qiao, W., Algapani, D. E., Bi, S., Yin, D., Qi, X., Liu, Y., Dach, J., & Dong, R. (2018). Searching for possibilities to improve the performance of full scale agricultural biogas plants. *Renewable Energy*, 116, 720-727. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.09.087>
- Wang, M., Hu, C., Barnes, B. B., Mitchum, G., Lapointe, B., & Montoya, J. P. (2019). The great Atlantic Sargassum belt. *Science*, 365(6448), 83-87. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7912>
- Williams, C. M. (2013). Poultry waste management in developing countries. 46-49.

- Win, D. A. R. (2019). THERMODYNAMICS OF ANAEROBIC DIGESTION: MECHANISM OF SUPPRESSION ON BIOGAS PRODUCTION DURING ACIDOGENESIS.
- Wood, D. J., & Heyst, B. J. (2016). A Review of Ammonia and Particulate Matter Control Strategies for Poultry Housing. Transactions of the ASABE, 59, 329-344. <https://doi.org/10.13031/trans.59.10836>
- Xie, S., Hai, F. I., Zhan, X., Guo, W., Ngo, H. H., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2016). Anaerobic co-digestion: A critical review of mathematical modelling for performance optimization. Bioresour Technol, 222, 498-512. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.015>

3. CO-DIGESTIÓN DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES AVÍCOLAS EN PRESENCIA DE SARGAZO

3.1 Introducción

La acumulación del sargazo en las zonas costeras se genera a partir del arribo de grandes volúmenes del alga (Dreckmann & Senties, 2013). La llegada de la biomasa algal a las costas es más frecuente en algunos meses del año, aunque el arribo es permanente a diversas proporciones (Rodríguez-Martínez et al., 2016). El crecimiento constante de algas es debido al suministro natural e ininterrumpido de nutrientes, que se deriva de la combinación vertical de la columna de agua, las mareas y la liberación de sedimentos y el suministro antropogénico comprende fuentes como aguas residuales, fertilizantes, biofertilizantes y la deposición atmosférica (Hurd et al., 2014).

A partir de junio de 2011, en las costas del Caribe, el Golfo de México, África Occidental y Brasil, se iniciaron los arribos de sargazo en volúmenes nunca vistos (Gavio et al., 2015). En ese mismo año, las playas caribeñas de México empezaron a acoger estas grandes cantidades de sargazo pelágico, el volumen y la repercusión de su degradación impactan directamente al sector turístico. La utilización de maquinaria para remover el sargazo provocó impactos ecológicos significativos como la compactación de arena, la aniquilación de nidos y crías de tortugas marinas, además de la erosión de las playas (Louime et al., 2017).

La acumulación de materia orgánica, producto de la degradación del sargazo, está causando eutrofización, luego de su descomposición, causando cambio del tono del agua próxima a la costa en dónde se acumula el sargazo y el aroma a sulfuro revela procesos de degradación de la materia. De acuerdo con Louime et al. (2017) las consecuencias de los arribazones a mediano y largo plazo

conlleven impactos en la salud de las personas y el ecosistema, con un efecto que podría ser considerablemente más grave.

Por otro lado, el consumo de carne de pollo en México ha experimentado un incremento constante y se posiciona como la carne más ingerida en el país en comparación con la de cerdo y res, con un consumo anual promedio de 35 kg por persona (Estévez-Moreno & Miranda-de la Lama, 2022). Yucatán genera 132 mil 226 toneladas de pollo, lo que equivale al seis por ciento de la producción nacional, situándose en la quinta posición entre los estados productores más importantes (Gobierno de México, 2019). La elevada producción genera desechos indeseables. La pollinaza es la mezcla del estiércol de aves de engorda, plumas, restos de alimento y material de cama, con un alto contenido de nutrientes y compuestos orgánicos. Este residuo genera impacto ambiental negativo (Paterlini et al., 2017). Se reportó que en Yucatán se produjeron 196 mil toneladas de pollinaza en el año 2018 (SEMARNAT, 2020). Es por ello, que la digestión anaeróbica de desechos avícolas se ha planteado como alternativa para la producción de biogás y la generación de biofertilizantes en México y otros países (Orrico Júnior et al., 2010).

El arribo de la biomasa algal ha despertado el interés de diversos grupos por establecer proyectos productivos, sin embargo, el arribo de volúmenes variables, aunado a las características de producto ha impedido establecer un proyecto exitoso que procese todo el material. Dado que las algas son especialmente idóneas para la generación de metano, gracias a su amplia disponibilidad en el medio ambiente, su escaso impacto en los mercados de alimentos y su reducido contenido de lignina (Tedesco et al., 2013), se ha planteado a la digestión anaerobia como una alternativa de solución.

De acuerdo con Nielsen and Heiske (2011) la exploración de opciones que aporten valor puede contribuir a disminuir el efecto de estas floraciones recurrentes de macroalgas. Se descubrió que esta biomasa de algas posee la capacidad de generar biocombustible, en otras palabras, biogás generado a través de la digestión anaeróbica (DA). Por otro lado, Soto et al. (2015) usó tres muestras de *S. muticum* recolectadas de la costa gallega (noroeste de España)

en diferentes estaciones y al procesarla por digestión anaeróbica el rendimiento osciló entre 166 y 208 mL CH₄ g_{sva}⁻¹, se encontró que la molienda fina del alga aumentó el potencial específico de metano, para la digestión por lotes.

Robles and Kuroda (2023) utilizaron tratamientos térmicos y de ultrasonido para incrementar la generación de metano. Donde el pretratamiento térmico y el ultrasonido produjeron un incremento del 10% y del 43% en la eficiencia del metano. Los hallazgos indicaron que las concentraciones de metano producido a partir del maíz, el sargazo y la co-digestión fueron de 268, 177 y 211 mL CH₄ g_{sva}⁻¹, respectivamente.

Thompson et al. (2021) reportó la producción de biogás a partir de sargazo del Caribe, mediante digestión y co-digestión, adicionalmente aplicó tratamiento hidrotérmico al sargazo. Encontró que todas las codigestiones produjeron más metano que la mono-digestión de sargazo sin tratar, con una producción máxima de 292.18 ± 8.70 mL CH₄ g_{sva}⁻¹ obtenida de la co-digestión sargazo con desechos alimenticios con una proporción 25:75 respectivamente.

En cuanto a la gestión de la pollinaza, la DA ha emergido como una opción económica significativa en el ámbito rural especialmente para la gestión de estiércoles y obtención de biometano. Uno de los desafíos más importantes a vencer es superar el efecto inhibitorio producido por las altas concentraciones de amonio. Se ha visto que mediante la codigestión se puede encontrar una relación C:N favorable para la digestión.

Li et al. (2017) trabajo en co-digestión estiércol de pollo:Chlorella a diversas proporciones (0:10, 2:8, 4:6, 6:4, 8:2, 10:0). El modelo de Gompertz modificado mostró que la co-digestión tuvo una producción de metano más efectiva, la tasa de producción de metano y fase de latencia más corta. La co-digestión (8:2) logró la mayor producción de metano de 238.71 mL CH₄ g_{sva}⁻¹ y el efecto sinérgico más significativo.

Bist et al. (2024) usó proporciones de residuos de matadero (RM) y estiércol de pollo a cuatro concentraciones (1:0, 4:1, 1:1 y 1:4). Se midieron: sólidos totales (TS), los sólidos volátiles (VS), la demanda biológica de oxígeno (DBO), el pH, la temperatura y la generación de biogás. El rendimiento de la producción de

metano fue el siguiente: 88.73 mL CH₄ g_{sva}⁻¹, 147.21 mL CH₄ g_{sva}⁻¹, 314.69 mL CH₄ g_{sva}⁻¹, 344.36 mL CH₄ g_{sva}⁻¹.

El sargazo, así como la pollinaza son residuos con gran potencial para ser procesados mediante digestión anaeróbica, sin embargo, no se encontraron reportes en dónde se haya desarrollado codigestión anaeróbica. En este escenario, el aprovechamiento de biomasa del sargazo y la pollinaza en co-digestión podría ser una opción de gestión de estos residuos y así facilitar la generación de energía limpia. Por lo que el objetivo del presente estudio es evaluar la producción de metano de la co-digestión sargazo:pollinaza mediante el potencial bioquímico de metano.

3.2 Materiales y métodos

Se evaluaron seis tratamientos de co-digestión sargazo:pollinaza, con una relación de ambos sustratos de: 00:100, 35: 65, 50: 50, 65: 35, 85: 15, 100:00, respectivamente. Por cada tratamiento se realizaron cinco repeticiones, dando un total de 30 unidades experimentales.

3.2.1 Materiales

El sargazo se recolectó en Cancún, Quintana Roo, México y la pollinaza se obtuvo en la tienda DIVETEX ubicada en Texopa, Camino Papalotla-Santiago, Estado de México, México. El inóculo se tomó sin que entre en contacto con el oxígeno, para evitar dañar las bacterias, de uno de los reactores que trabajan en régimen semicontinuo desde diciembre de 2014, que ha sido alimentado con pollinaza al 3% de sólidos totales y enriquecido con propionato de sodio a 30 g L⁻¹, ubicado en el laboratorio de Bioprocesos del Departamento de Ingeniería Agroindustrial de la Universidad Autónoma Chapingo.

3.3 Procedimiento experimental

El sargazo fue secado, molido y se evaluó el porcentaje de sólidos totales por el método descrito en la norma NMX-AA-034-SCFI-2015 (Secretaría de Economía, 2015), por otro lado, la pollinaza fue humedecida, molida y filtrada para obtener un concentrado, que al igual que el inóculo se evaluó el contenido de sólidos totales por el método ya mencionado. Se preparó agua anóxica, se llevó a ebullición agua destilada purgada con nitrógeno.

Para los microcosmos, se purgó con nitrógeno en el momento que se agregó cada componente (sargazo, pollinaza, inóculo, agua anóxica), en las cantidades que se calcularon de acuerdo con los sólidos totales, en las botellas serológicas. Se consideró un volumen inicial de 290 mL, del cual, 50 mL fueron destinados para pruebas fisicoquímicas, se dejó un volumen de trabajo aproximado de 240 mL. La botella fue sellada por presión con el tapón de bromobutilo y tapa de

aluminio. La incubación se llevó a cabo bajo condiciones mesófilas (37 ± 1 °C) durante 90 días.

3.4 Métodos analíticos

Se determinaron Sólidos totales (ST), Sólidos volátiles (SV), pH, demanda química de oxígeno (DQO), alcalinidad, ion sulfuro, ion sulfato iniciales y finales.

Los sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF), sólidos volátiles (SV) y alcalinidad se determinaron utilizando los métodos de la NMX-AA-034-SCFI-2015 (Secretaría de Economía, 2015), mientras que para la determinación del pH se midió con un potenciómetro (Thermo Scientific Orion 5 Star, Singapur) de acuerdo a la norma NMX-AA-036-SCFI-2001 (Secretaría de Economía, 2001); para DQO, ion sulfato, ion sulfuro se determinaron utilizando los métodos estándar mediante la técnica espectrofotométrica propuesta por HACH Company (HACH COMPANY, 2000).

3.5 Técnicas de análisis de rendimiento

La producción de biogás fue cuantificada por el método de desplazamiento en agua salina al 10 %, a pH 3 con ácido clorhídrico y usando rojo de metilo como indicador.

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 los resultados fueron interpretados con ayuda del software TotalChrom-NAVIGATOR© Versión 6.3.2.0646 desarrollado por Perkin Elmer® EE. UU.

En frascos serológicos de 20 mL que contenían hidróxido de sodio (NaOH) al 10 % se almacenaron 5 mL de biogás. Se inyectó de forma manual 5 μ L en el cromatógrafo bajo las condiciones de operación: se utilizó nitrógeno como gas acarreador a una velocidad de 14 mL min⁻¹ a 14 psi y 100 °C, la temperatura del horno será de 70 °C y del detector de 100 °C. El porcentaje de metano se obtuvo utilizando una curva de calibración con metano puro (HDSP No. P-4618-F, Praxair, México) y se reportó en condiciones estándares de presión y temperatura.

3.6 Análisis estadístico

El experimento se llevó a cabo bajo un diseño completamente al azar y los resultados de la producción de metano se trabajaron bajo el modelo de Gompertz modificado, presentado en la Ecuación 1 (Ware & Power, 2017), dando como resultado el rendimiento de metano expresado como mililitro de metano producido por gramo de sólidos volátiles alimentados ($\text{mL CH}_4 \text{ g}_{\text{vsf}}^{-1}$).

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

Donde:

RMA es el rendimiento de metano acumulado ($\text{mL CH}_4 \text{ g}_{\text{vsf}}^{-1}$) en el tiempo

PBM es el potencial bioquímico de metano ($\text{mL CH}_4 \text{ g}_{\text{sva}}^{-1}$)

μ_m es la tasa de producción de metano normalizado por día ($\text{mL CH}_4 \text{ N g}_{\text{sva}}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

e es una constante matemática (2.718282)

λ es el tiempo de la fase lag (d),

t es el tiempo de digestión (d).

3.7 Resultados

3.7.1 Relación C:N

Marquez et al. (2014) reportaron para el sargazo rangos de 12 a 40% de C y 0.6 a 2.0% de N y Saldarriaga-Hernandez et al. (2021) informó alrededor de 30% C y para N de 1 a 2%. En el caso de la pollinaza Varnero Moreno (1990) nos indica que el C debe estar en un rango de 28 a 35% y el N en 1.4 a 2.0%, mientras que Reyes Aguilera and Pérez Castellón (2019) trabajo con valores de 22.46% C y 1.22% N para obtención de biogás.

En el **Cuadro 2** se puede observar que en comparación con los resultados de los autores mencionados anteriormente, el valor del N en pollinaza y sargazo es alto, considerando que una mayor concentración de N puede generar una inhibición en el proceso debido a que promueve la formación de amoníaco y la toxicidad para los microorganismos presentes en el proceso (Thompson et al., 2020).

Cuadro 2. Análisis elemental orgánico de biomasa

Sustrato	C [%]	H [%]	N [%]	S [%]
Sargazo	29.73	4.32	3.13	1.13
Pollinaza	31.37	5.20	7.27	1.43

Montingelli et al. (2015) consideran óptima para la DA una relación C:N que oscila entre 20 a 30, si la relación de C:N es muy baja, se libera y acumula nitrógeno en forma de amonio y en caso contrario aumenta los niveles de pH en el sistema, lo que provoca la pérdida de una gran parte de la población de metanógenos. En el **Cuadro 3**, se encuentran las relaciones C:N de los tratamientos, de acuerdo con el análisis elemental de los sustratos.

Cuadro 3. Relación C:N de los tratamientos

00S:100P	35S:65P	50S:50P	65S:35P	85S:15P	100S:00P
4.31	6.14	6.92	7.70	8.74	9.53

Estrada Pareja (2005) reportó para la pollinaza un relación de 10 C:N y de acuerdo con la literatura, la relación C:N de la biomasa de algas es alrededor de 10 (Vivekanand et al., 2012) considerándose baja para someterse a digestión anaeróbica, es por eso que se recurre a la codigestión anaeróbica para complementar con las características de otro sustrato.

La relación de C:N mejora el equilibrio del proceso, haciendo posible la producción de metano, de acuerdo con Twigg et al. (2024) para las algas pardas se requiere una relación de 26 C:N para buenos resultados; Li et al. (2017) reportaron valores de 5.97 C:N para microalga *Chlorella* y 9.68 C:N pollinaza en codigestión, que se consideran bajos, sin embargo, lograron rendimientos en metano debido al valor de fósforo presente en la pollinaza. La co-digestión de pollinaza con estiércol de vaca lechera lograron la mayor producción de metano con una relación de 25.2 C:N (Wang et al., 2012). La relación de C:N de los sustratos utilizados en el experimento en comparación con lo que han reportado diversos autores anteriormente, es baja, se debe tomar en cuenta al obtener los resultados ya que tiene efecto en la estabilidad del sistema y la producción de metano.

3.7.2 Parámetro físicoquímicos

Las características químicas iniciales y finales de los tratamientos se encuentran en los **Cuadro 4** y **Cuadro 5** en cuanto a los ST es notable una disminución en los tratamientos 0S:100P, 35S:65P y 100S:0P de 20, 37 y 48% respectivamente, para los SV se tiene una degradación de hasta 58% correspondiente al tratamiento 0S:100P, de 57% para 100S:0P y 53% para la digestión 35S:65P, se interpreta que los microorganismos aprovecharon la materia orgánica presente en el sustrato. Maria et al. (2023) concuerdan que, asegurar la producción de biogás, depende de la población microbiana y su actividad en la remoción de sólidos, por ello es importante controlar condiciones favorables.

El pH para la mono-digestión de sargazo disminuyó ligeramente 2%, a diferencia de los tratamientos 0S:100P, 35S:65P, 50S:50P, 65S:35P, donde se mostró un leve aumento, del 13, 4, 6, y 3% respectivamente, únicamente el tratamiento

85S:15P no tuvo un cambio, podría decirse que se mantuvo constante a lo largo del experimento, Siddique and Wahid (2018) comentan que el rango óptimo es de 6.8 a 7.2., sin embargo, Ramírez et al. (2024) mencionan que el rango ideal de pH puede variar dependiendo de la variedad de bacterias que se tengan en cuenta. En los valores de DQO se presentó en todos los tratamientos una disminución en la concentración de materia orgánica, el tratamiento 65S:35P disminuyó en un 65%, 100S:0P un 59%, 85S:15P un 58%, 50S:50P un 56%, 0S:100P un 52% y 35S:65P, de acuerdo con Morales (2018) la reducción en demanda química de oxígeno puede entenderse como una señal de que los microorganismos metanogénicos se aclimataron. La alcalinidad aumento en mayor proporción en los tratamientos de co-digestión 35S:65P con 229%, 50S:50P con 193%, 65S:35P con 86%, 85S:15P con 73% y la mono-digestión de sargazo con un aumento de 111%, como menciona Zhang et al. (2016) la presencia de nitrógeno en las algas podría justificar el incremento en la alcalinidad a causa del incremento en la concentración de amoníaco.

El contenido de sulfuros tiene una relación estrecha con sulfatos, los resultados muestran que en sulfuros se dio un ligero aumento en todos los tratamientos, siendo el tratamiento 100S:0P el que mostró el mayor aumento con 79% seguido de la co-digestión 85S:15P con un 68%, al mismo tiempo los sulfatos disminuyeron sientos los mismos tratamientos los que mostraron una mayor disminución el tratamiento 100S:0P el que mostró una disminución del 215% y la co-digestión 85S:15P con un 114%. De acuerdo con (Lorenzo & Abreu, 2005) cuando en el medio anaeróbico hay una cantidad significativa de sulfatos, se presenta un crecimiento intenso de las bacterias productoras de sulfuro de hidrógeno (H_2S), a menudo conocidas como sulfobacterias, se intensifica. Estas tienen un rol crucial en el proceso, dado que, si la cantidad de sulfuros solubles en el digestor supera los 160 mg/l, se inhiben las bacterias metanógenas.

Cuadro 4. Parámetros fisicoquímicos iniciales

Parámetro Tratamiento	ST [%]	SV [%]	pH	DQO [mg L ⁻¹]	Alcalinidad [mg L ⁻¹]	Sulfuros [mg L ⁻¹]	Sulfatos [mg L ⁻¹]
0S:100P	3.13	2.03	7.26	24,806	5,367	1,218	4,171
35S:65P	3.31	2.04	7.64	20,556	4,278	553	2,549
50S:50P	3.39	2.05	7.48	18,472	3,656	666	3,161
65S:35P	3.47	2.05	7.59	17,222	5,711	688	3,252
85S:15P	3.57	2.06	7.79	14,417	5,800	460	2,818
100S:0P	3.65	2.07	8.06	9,472	3,722	197	3,973

Cuadro 5. Parámetros fisicoquímicos finales

Parámetro Tratamiento	ST [%]	SV [%]	pH	DQO [mg L ⁻¹]	Alcalinidad [mg L ⁻¹]	Sulfuros [mg L ⁻¹]	Sulfatos [mg L ⁻¹]
0S:100P	2.49	0.9	8.21	12,194	5,467	1,321	2,895
35S:65P	2.08	0.91	7.92	8,444	14,083	619	2,291
50S:50P	3.29	1.57	7.94	8,778	10,717	823	1,952
65S:35P	3.38	1.75	7.81	6,000	10,600	925	1,642
85S:15P	3.31	1.77	7.81	6,056	10,050	773	1,314
100S:0P	1.91	0.77	7.91	4,444	7,867	353	1,261

3.7.3 Producción de biogás y metano

En la **Fig. 4** se presenta la producción de biogás normalizado por tratamiento, destacando el tratamiento 0S:100P al mostrar una tendencia superior a los demás tratamientos durante los 90 días, finalizando con una producción de 276.5 mL g_{SV}^{-1} de biogás. Seguido del tratamiento 35S:65P con 257.3 mL g_{SV}^{-1} de biogás, de manera general el comportamiento en producción de biogás es muy similar para los tratamientos en co-digestión y mono-digestión sargazo, siendo el tratamiento 50S:50P que en el día 50 mostro un pico de producción, sin embargo, finalizo con una producción de 238.1 mL g_{SV}^{-1} , seguido del tratamiento 65S:35P

con una producción de 215 mL g_{SV}^{-1} , finalmente los tratamientos 85S:15P y 100S:0P, fueron los que tuvieron la menor producción de biogás con 195.5 mL g_{SV}^{-1} y 187.7 mL g_{SV}^{-1} .

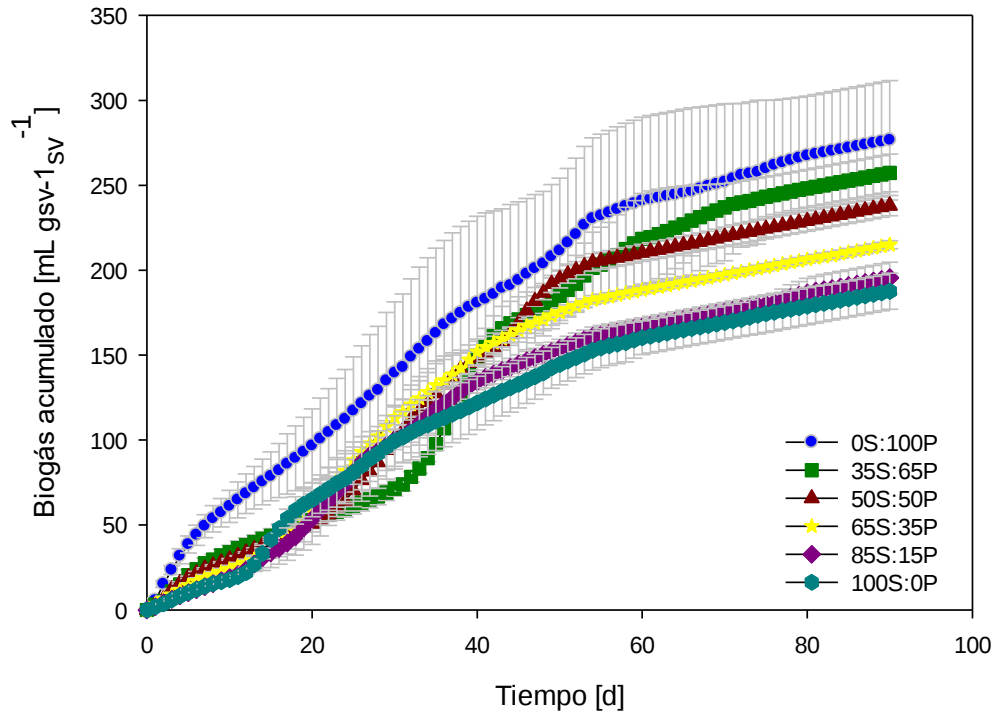


Fig. 4 Producción de biogás normalizado por tratamiento.

El valor experimental para el rendimiento de metano acumulado durante los 90 días que duró el experimento se encuentra en la **Fig. 5** siendo los tratamientos 35S:65P y 0S:100P donde se mostraron mayores rendimientos con valores de 106.64 mL CH₄ g_{sva}^{-1} y 105.98 mL CH₄ g_{sva}^{-1} respectivamente, seguidos de el tratamiento 50S:50P con 97.82 mL CH₄ g_{sva}^{-1} , mientras el tratamiento 65S:35P generó 90.38 mL CH₄ g_{sva}^{-1} , finalmente los tratamientos 85S:15P con 78.01 mL CH₄ g_{sva}^{-1} y 100S:0P con 72.46 mL CH₄ g_{sva}^{-1} presentaron rendimientos muy similares entre sí.

Lo anterior, muestra que de forma experimental la co-digestión 35S:65P y el tratamiento 0S:100P no muestran diferencias significativas en rendimiento, en contraste con la mono-digestión 100S:0P, donde la co-digestión muestra un rendimiento superior de 68%. Las codigestiones 50S:50P y 65S:35P tuvieron un rendimiento de con respecto a la mono-digestión 100S:0P de 18 y 13% respectivamente, en cuanto al tratamiento 85S:15P mostró un 4% superior a la mono-digestión.

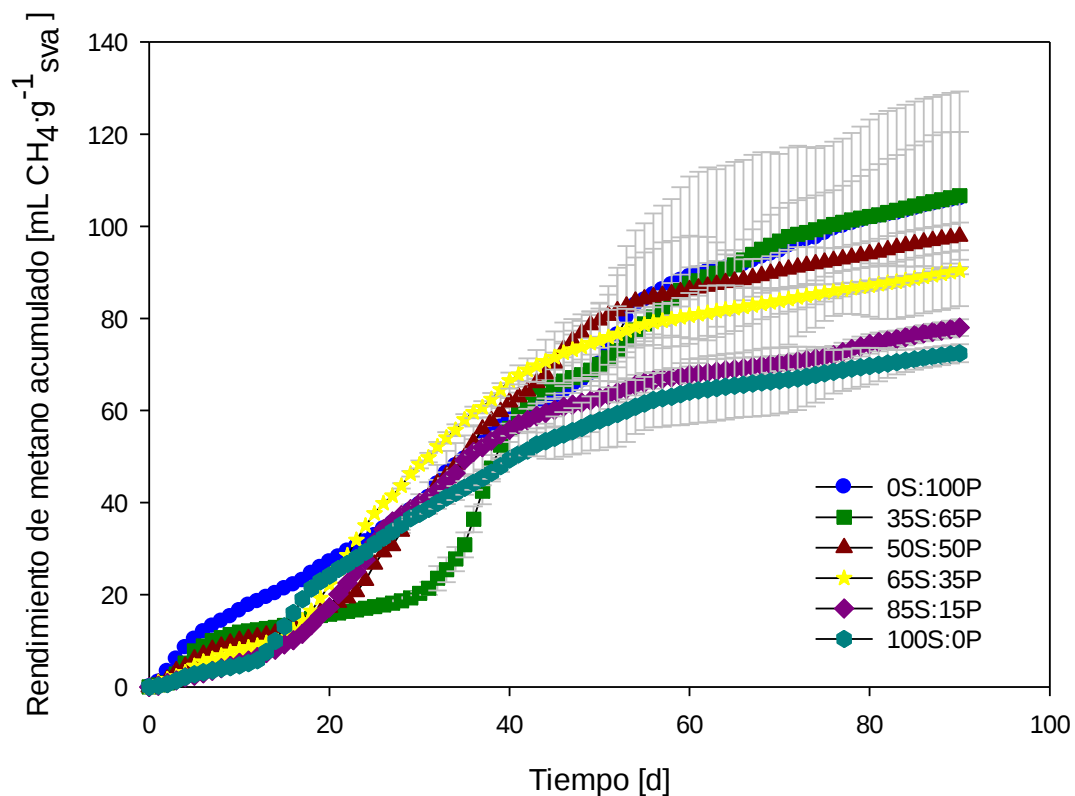


Fig. 5 Rendimiento de metano acumulado vs días

En la **Figura 6** se presenta el contenido de metano en la producción diaria, de manera general se observa que los tratamientos mostraron dos picos de máximo rendimiento en los días 40 y 50, en un rango de rendimiento de 35 y 69% correspondientes a los tratamientos 100S:0P y 0S:100P respectivamente. Después del día 50, para los tratamientos 0S:100P y 35S:65P se mantienen en un producción de 42 y 47% respectivamente, mientras que los demás

tratamientos, bajó su producción después del día 60, finalizando con 32, 37,33 y 29% para los tratamientos 50S:50P, 65S:35P, 85S:15P y 100S:00P respectivamente. En la **Fig.7** se muestra el contenido de CO₂ y otros gases en la producción diaria, la cual nos indica que disminuyó ligeramente del día inicial al día 40, a partir de ahí tuvo un leve aumento en todos los tratamientos.

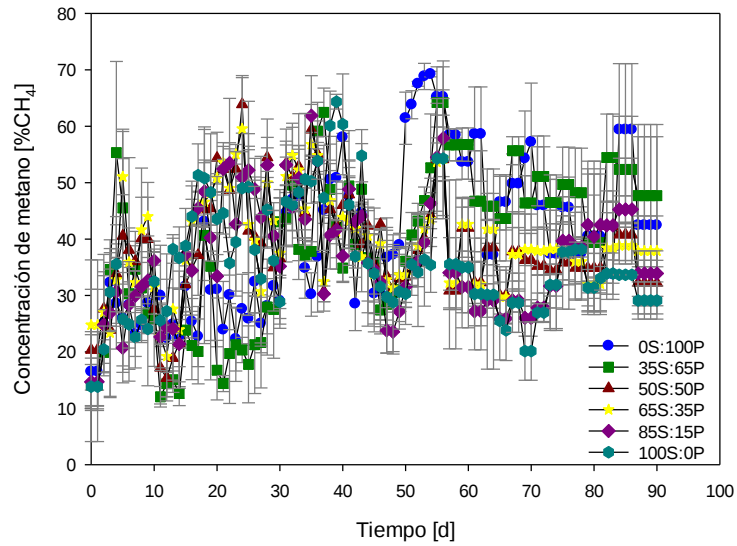


Fig. 6. Rendimiento diario de metano (CH₄).

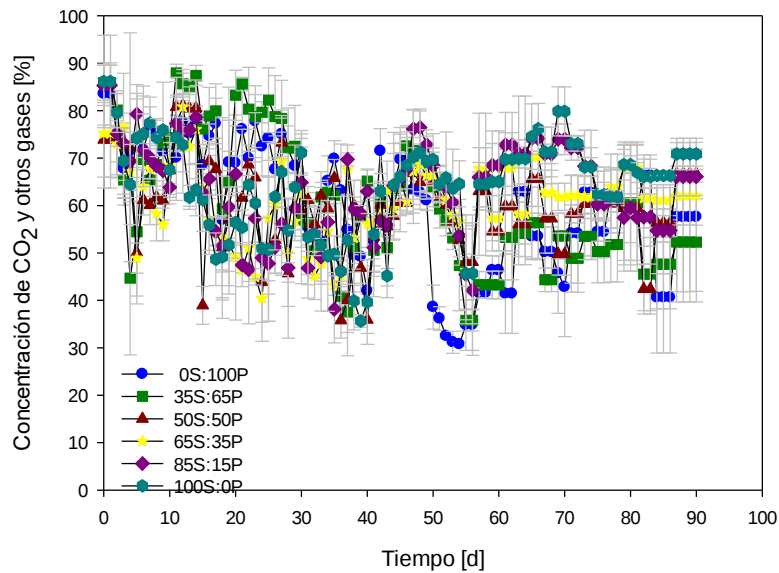


Fig. 7 Dióxido de carbono (CO₂) y otros gases.

3.7.4 Potencial bioquímico del metano

La comparación de PBM presentada en el **Cuadro 5**, indicó que la monodigestión de pollinaza tendría el mayor rendimiento con un valor de 126.63 mL CH₄ g_{sva}⁻¹ superior a lo reportado por Meneses-Reyes et al. (2017), quienes obtuvieron un rendimiento de 113.2 mL CH₄ g_{sva}⁻¹. Sin embargo, las codigestiones 35S:65P, 50S:50P, 65S:35 con un rendimiento de 117.26, 98.85 y 87.92 mL CH₄ g_{sva}⁻¹ respectivamente, no superaron la digestión anaeróbica del sustrato pollinaza. De los tratamientos con menor rendimiento fueron el 85S:15P y 100S:0P con rendimientos de 74.48 y 71.71 mL CH₄ g_{sva}⁻¹ respectivamente, por lo que el potencial para el sargazo de las playas de Cancún es bajo comparado con lo mencionado por Maneein et al. (2021) que reporto para sargazo valores de 128.2 - 139.7 mL CH₄ g_{sva}⁻¹, si bien han reportado rendimientos de sargazo que van de 41 a 145 mL CH₄ g_{sva}⁻¹ (Thompson et al., 2020)

Cuadro 6. Parámetros del modelo de Gompertz modificado

Sustratos	BMP	μm	Λ	R2
0S:100P	126.63 ^a	1.74 ^{ab}	6.73 ^b	0.9930
				0.9928
				0.9946
35S:65P	117.26 ^b	2.11 ^{ab}	15.99 ^a	0.9865
				0.9805
				0.9787
50S:50P	98.85 ^c	2.21 ^{ab}	12.89 ^{ab}	0.9883
				0.9936
				0.9939
65S:35P	87.92 ^d	2.37 ^a	9.89 ^{ab}	0.9963
				0.9968
				0.9976
85S:15P	74.48 ^e	2.02 ^{ab}	10.39 ^{ab}	0.9948
				0.9915
				0.9969
100S:0P	71.71 ^e	1.64 ^b	7.17 ^{ab}	0.9952
				0.9944
				0.9968

Las medias con la misma letra en la misma columna no presentan diferencia estadística significativa, Tukey (p<0,05)

En cuanto al potencial bioquímico de metano (PBM), se observa que los tratamientos estadísticamente se agruparon en cinco tipos de rendimientos significativamente diferentes, el de mayor ($126.63 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{sva}^{-1}$) y menor ($71.71 \text{ mL CH}_4 \text{ g}_{sva}^{-1}$) rendimiento fueron los tratamientos correspondientes a las monodigestiones de pollinaza y sargazo respectivamente. En cuanto a la tasa de producción de metano por día (μm), la actividad microbiana estuvo dentro de un rango de 1.64 a 2.37 d sin diferencia estadística significativa. La fase de retraso (λ , fase lag) fue menor para la monodigestión de pollinaza con un tiempo de 6 d pudiéndose atribuir a que el inóculo utilizado estaba adaptado a este sustrato, a diferencia de las codigestiones y la monodigestión de sargazo, que estuvieron en un rango de 7 a 15 días sin diferencia estadística.

3.7.5 Efecto sinérgico

De acuerdo con el **Cuadro 7** se observa con relación a los PBM teóricos y experimentales de los tratamiento 35S:65P, 50S:50P, 65S:35P, 85S:15P la interacción entre sustratos dio como resultado un efecto sinérgico del 13.14, 9.64, 7.35 y 0.67% respectivamente, similar a lo reportado en el tratamiento 75 sargazo y 25 desperdicio alimenticio sin pretratamiento por Thompson et al. (2021).

Cuadro 7. Efecto sinérgico de codigestión para sargazo y estiércol

Sustratos (Fracción masa [-])				Condiciones experimentales	PBM estimado [mL CH ₄ g _{sva} ⁻¹]	PBM experimental [mL CH ₄ g _{sva} ⁻¹]	Mejora [%]	Referencias
<i>Sargassum spp</i>	[35]	Pollinaza	[65]	Sin pretratamiento	94.25	106.64	13.14	El presente estudio
<i>Sargassum spp</i>	[50]	Pollinaza	[50]		89.22	97.82	9.64	
<i>Sargassum spp</i>	[65]	Pollinaza	[35]		84.19	90.38	7.35	
<i>Sargassum spp</i>	[85]	Pollinaza	[15]		77.49	78.01	0.67	
<i>Sargassum spp</i>	[75]	Desperdicio de alimento	[25]	Ambos sustratos sin pretratamiento	86.4	97.5	12.8	(Thompson et al., 2021)
<i>Sargassum spp</i>	[50]	Desperdicio de alimento	[50]		124.6	182.3	46.4	
<i>Sargassum spp</i>	[25]	Desperdicio de alimento	[75]		162.7	201.7	23.9	
<i>Sargassum spp</i>	[75]	Desperdicio de alimento	[25]	Pretratamiento en <i>Sargassum spp</i> y desperdicio alimenticio sin pretratamiento	176.3	149.2	-15.4	
<i>Sargassum spp</i>	[50]	Desperdicio de alimento	[50]		151.7	204.9	35.0	
<i>Sargassum spp</i>	[25]	Desperdicio de alimento	[75]		127.1	254.8	100.5	
<i>Sargassum spp</i>	[75]	Desperdicio de alimento	[25]		132.2	189.1	43.0	
<i>Sargassum spp</i>	[50]	Desperdicio de alimento	[50]	Ambos sustratos con pretratamiento	161.9	238.4	47.2	
<i>Sargassum spp</i>	[25]	Desperdicio de alimento	[75]		191.6	292.2	52.5	

3.8 Conclusiones

La relación C:N en este caso fue baja, la cual pudo tener efecto en la producción de metano, en cuanto a los parámetros fisicoquímico la alcalinidad mostró al final un aumento notable posiblemente a las propiedades del sargazo, la menor producción de CO₂ se observó en el día 40, coincidiendo con la mayor producción de metano diaria para los tratamientos.

La mono-digestión de pollinaza tuvo el mayor rendimiento en producción de metano con 126.63 mL CH₄ g_{sva}^{-1} , seguido de la codigestión 35S:65P con 117.26 mL CH₄ g_{sva}^{-1} con el modelo de Gompertz, sin embargo, de manera experimental en cuanto a rendimiento de metano acumulado los dos tratamientos tienen valores similares 106.64 mL CH₄ g_{sva}^{-1} y 105.98 mL CH₄ g_{sva}^{-1} respectivamente. La codigestión 35S:65P supero en un 63% la producción de metano con respecto a la mono-digestión de sargazo, lo que se puede interpretar que la co-digestión de sargazo:pollinaza es viable, aunque para notar una mayor producción en metano pueden utilizarse los sustratos en diferentes proporciones o como algunos autores mencionan, dar un pretratamiento a los residuos. Para los tratamientos se reportó sinergia en un rango de 0.67 a 13.14%, demostrando así que el sargazo en co-digestión con pollinaza tiene interacciones positivas entre sustratos, lo que da pauta para continuar con la investigación y llevar a cabo experimentos a nivel laboratorio.

3.9 Literatura citada

- Bist, S., Nepal, R., Regmi, T., & Sharma, R. K. (2024). Poultry slaughterhouse waste management through anaerobic digestion with varying proportions of chicken litter. *Environmental Challenges*, 17, 101035. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envc.2024.101035>
- Dreckmann, K., & Sentías, A. (2013). Las arribazones de algas marinas en el Caribe mexicano. *Evento biológico natural ó basura en las playas. Biodiversitas.*, 107, 7-11.
- Estévez-Moreno, L. X., & Miranda-de la Lama, G. C. (2022). Meat consumption and consumer attitudes in México: Can persistence lead to change? *Meat Sci*, 193, 108943. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2022.108943>
- Estrada Pareja, M. (2005). Manejo y procesamiento de la gallinaza. *Revista Lasallista de Investigación*.
- Gavio, B., Rincón-Díaz, N., & Santos-Martínez, A. (2015). Massive quantities of pelagic Sargassum on the shores of San Andres island, Southwestern Caribbean. *Acta Biologica Colombiana*, 20, 239-241. <https://doi.org/10.15446/abc.v20n1.46109>
- Gobierno de México. (2019). Día Mundial del Huevo. <https://www.gob.mx/agricultura%7Cyucatan/articulos/hoy-dia-mundial-del-huevo#:~:text=Adem%C3%A1s%20de%20huevo%2C%20Yucat%C3%A1n%20produce,entre%20los%20principales%20Estados%20productores>.
- HACH COMPANY. (2000). Manual de análisis de agua Segunda edición en (Vol.10). (2012). Rice, E. W., Bridgewater, L., & American Public Health Association (Eds.).
- Hurd, C., Harrison, P., Bischof, K., & Lobban, C. (2014). Seaweed Ecology and Physiology. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139192637>
- Li, R., Duan, N., Zhang, Y., Liu, Z., Li, B., Zhang, D., Lu, H., & Dong, T. (2017). Co-digestion of chicken manure and microalgae Chlorella 1067 grown in the recycled digestate: Nutrients reuse and biogas enhancement. *Waste Management*, 70, 247-254. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.016>
- Lorenzo, Y., & Abreu, M. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, XXXIX, 35-48.
- Louime, C., Fortune, J., & Gervais, G. (2017). Sargassum Invasion of Coastal Environments: A Growing Concern. *American journal of environmental sciences*, 13, 58-64. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2017.58.64>
- Maneein, S., Milledge, J. J., Harvey, P. J., & Nielsen, B. V. (2021). Methane production from Sargassum muticum: effects of seasonality and of freshwater washes. *Energy and Built Environment*, 2(3), 235-242. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enbenv.2020.06.011>
- Maria, M. P., Torres, N. H., Nascimento, V. R. S., Chagas, T. S. A., Saratale, G. D., Mulla, S. I., Bharagava, R. N., Cavalcanti, E. B., & Romanholo Ferreira, L. F. (2023). Current advances in the brewery wastewater treatment from anaerobic digestion for biogas production: A systematic review.

- Environmental Advances, 13, 100394.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100394>
- Marquez, G. P. B., Santiañez, W. J. E., Trono, G. C., Montañó, M. N. E., Araki, H., Takeuchi, H., & Hasegawa, T. (2014). Seaweed biomass of the Philippines: Sustainable feedstock for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 1056-1068.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.056>
- 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. *Bioresour Technol*, 224, 373-379.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.012>
- Montingelli, M. E., Tedesco, S., & Olabi, A. G. (2015). Biogas production from algal biomass: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 43, 961-972. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.11.052>
- Morales, C. (2018). ANAEROBIC DIGESTION OF WASTEWATER FROM THE INSTANT COFFEE INDUSTRY. 9, 23-32.
- Nielsen, H. B., & Heiske, S. (2011). Anaerobic digestion of macroalgae: methane potentials, pre-treatment, inhibition and co-digestion. *Water Science and Technology*, 64(8), 1723-1729. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.654>
- Orrico Júnior, M. A. P., Orrico, A. C. A., & Lucas Júnior, J. d. (2010). Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças. *Engenharia Agrícola*, 30.
- Paterlini, H., González, M., & Picone, L. (2017). Calidad de la cama de pollo fresca y compostada. *Ciencia del Suelo*, 35, 69-78.
- Ramírez, M., Deago, E., Luque, L., Pitty, N., Arias, J., & Chen, A. (2024). Codigestión Anaeróbica de Lodos y Residuos Orgánicos Municipales en Clima Tropical. *I+D Tecnológico*, 20, 82-93.
<https://doi.org/10.33412/idt.v20.1.3902>
- Reyes Aguilera, E. A., & Pérez Castellón, E. (2019). Caracterización de las propiedades fisicoquímicas de las excretas de ganado, caballo, cerdo y gallinaza para la generación de biogás. *Revista Científica Estelí*, 0(31), 97-108. <https://doi.org/10.5377/farem.v0i31.8474>
- Robles, L., & Kuroda, K. (2023). Biogas production from *Sargassum ilicifolium*: Solution for the golden tides in Quintana Roo, Mexico. *European Journal of Sustainable Development Research*, 7, em0211.
<https://doi.org/10.29333/ejosdr/12800>
- Rodríguez-Martínez, R., Tussenbroek, B., & Jordán-Dahlgren, E. (2016). Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe mexicano (2014-2015). In (pp. 352-365).
- Saldarriaga-Hernandez, S., Melchor-Martínez, E. M., Carrillo-Nieves, D., Parra-Saldívar, R., & Iqbal, H. M. N. (2021). Seasonal characterization and quantification of biomolecules from sargassum collected from Mexican Caribbean coast – A preliminary study as a step forward to blue economy. *Journal of Environmental Management*, 298, 113507.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113507>

- Secretaría de Economía. (2001). Norma Mexicana NMX-AA-036-SCFI-2001 Análisis de agua - Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (cancela a la NMX-AA-036-1980). Diario Oficial de la Federación. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166776/NMX-AA-036-SCFI-2001.pdf>
- Secretaría de Economía. (2015). Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015 Análisis de agua - Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba (cancela a la NMX-AA-034-SCFI-2001). Diario Oficial de la Federación. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf><https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113507>
- SEMARNAT. (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. Retrieved mayo 15, from <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- Siddique, M. N. I., & Wahid, Z. (2018). Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of Cleaner Production*, 194. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.155>
- Soto, M., Vázquez, M. A., de Vega, A., Vilariño, J. M., Fernández, G., & de Vicente, M. E. S. (2015). Methane potential and anaerobic treatment feasibility of *Sargassum muticum*. *Bioresource Technology*, 189, 53-61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.074>
- Tedesco, S., Benyounis, K. Y., & Olabi, A. G. (2013). Mechanical pretreatment effects on macroalgae-derived biogas production in co-digestion with sludge in Ireland. *Energy*, 61, 27-33. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.01.071>
- Thompson, T. M., Young, B. R., & Baroutian, S. (2020). Pelagic *Sargassum* for energy and fertiliser production in the Caribbean: A case study on Barbados. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 118, 109564. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109564>
- 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. *Chemosphere*, 275, 130035. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130035>
- Twigg, G., Fedenko, J., Hurst, G., Stanley, M. S., & Hughes, A. D. (2024). A review of the current potential of European brown seaweed for the production of biofuels. *Energy, Sustainability and Society*, 14(1), 21. <https://doi.org/10.1186/s13705-024-00452-5>
- Varnero Moreno, M. a. T. (1990). Aprovechamiento racional de desechos orgánicos : informe técnico. Universidad de Chile.
- Vivekanand, V., Eijsink, V. G. H., & Horn, S. J. (2012). Biogas production from the brown seaweed *Saccharina latissima*: thermal pretreatment and codigestion with wheat straw. *Journal of Applied Phycology*, 24(5), 1295-1301. <https://doi.org/10.1007/s10811-011-9779-8>

- Wang, X., Yang, G., Feng, Y., Ren, G., & Han, X. (2012). Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. *Bioresource Technology*, 120, 78-83. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.058>
- Ware, A., & Power, N. (2017). Modelling methane production kinetics of complex poultry slaughterhouse wastes using sigmoidal growth functions. *Renewable Energy*, 104, 50-59. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.11.045>
- Zhang, J., Wang, S., Lang, S., Xian, P., & Xie, T. (2016). Kinetics of combined thermal pretreatment and anaerobic digestion of waste activated sludge from sugar and pulp industry. *Chemical Engineering Journal*, 295, 131-138. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.028>