

**EICHHORNIA CRASSIPES CONTAMINADA CON MERCURIO COMO UN
GENERADOR DE BIOGAS**

AMAURY BOSSIO SANCHEZ

SUE CARIBE – SEDE MONTERÍA

UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

MONTERÍA

2021

**EICHHORNIA CRASSIPES CONTAMINADA CON MERCURIO COMO UN
GENERADOR DE BIOGAS**

AMAURY BOSSIO SANCHEZ

**Trabajo de grado presentado como requisito para optar el título de Magíster
en Ciencias Ambientales**

Director

JOSÉ LUIS MARRUGO NEGRETE

PhD. Ciencias Químicas

**Grupo de Investigación en Aguas, Química Aplicada y Ambiental - GAQAA
Universidad de Córdoba**

SUE CARIBE – SEDE MONTERÍA

UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

MONTERÍA

2021

Nota de Aceptación:

Presidente del jurado

Jurado

Jurado

Montería, Marzo 2021

DEDICATORIA

Este proyecto está dedicado a mis hijos, Josh y Derek. Con el pretendo mostrarles que con esfuerzo y dedicación ustedes pueden conseguir cualquier cosa que se propongan, también enseñarles que debemos aprovechar los dones que Dios nos ha brindado para tratar de hacer de nuestro planeta un mejor lugar para vivir, para ellos y las futuras generaciones.

Amaury Bossio Sánchez

AGRADECIMIENTOS

Primero que nada, doy gracias a Dios por darme las fuerzas necesarias para culminar este arduo trabajo haciendo su voluntad.

A mi esposa le agradezco en el alma, sin ella esto no fuera posible, tantas palabras de aliento y animo recibidas, tantos esfuerzos compartidos. Ley, gracias por tu apoyo incondicional.

A mis Padres, Manuel y Marty, gracias por su amor y por secundarme todas mis “locuras”, espero poder compartir un montón de logros más a su lado.

A mis compañeros de clases, muchas gracias por compartir sus ideas, conocimientos en todo momento, son los mejores.

A mis profesores, los llevo en mi corazón por siempre, gracias por sembrar esa semilla y brindarnos todos sus conocimientos.

Y un agradecimiento muy especial a Juan Gabriel sus consejos fueron muy importantes para el desarrollo de este proyecto, se ha ganado un pedazo de cielo.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	10
ABSTRACT	11
INTRODUCCIÓN	12
1. OBJETIVOS	16
2. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES	17
2.1. Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	17
2.1.1. EC como especie acumuladora de metales pesados.....	18
2.1.2. Aprovechamiento energético de la EC.....	18
2.2. Aprovechamiento de Biomasa	20
2.3. Reutilización de biomasa contaminada con metales pesados (HMBC).....	20
2.4. Biogás	22
2.4.1. Descripción del proceso de biodigestión	23
2.4.2. Factores que influyen en la digestión anaerobia	26
2.4.3. Microorganismos presentes en la digestión anaerobia	29
2.4.4. Tipos de biodigestores	32
2.5. Generación de Bioenergía en Colombia	33
2.5.1. Proyectos y empresas implicadas en Colombia.....	34
2.5.2. Antecedentes Investigativos en Colombia.....	35
3. METODOLOGÍA	40
3.1. Descripción del área de estudio.....	40
3.2. Materia prima	40
3.3. Diseño del Experimento	40
3.4. Determinación de las propiedades físico-químicas de los sustratos.....	41
3.4.1. Sólidos totales	41
3.4.2. Sólidos volátiles y fijos	42
3.4.3. Determinación del contenido de humedad	42
3.4.4. Las determinaciones de pH.....	43
3.4.5. El carbono orgánico.....	43
3.5. Análisis de mercurio total en la digestión anaeróbica	43
3.6. Digestión anaeróbica de los sustratos.....	44
3.7. Configuración del digestor para producción de biogás.....	45
3.8. Subproductos de digestión como fertilizante agrícola.....	46

3.8.1. Análisis de los datos.....	46
4. RESULTADOS Y ANÁLISIS	47
4.1. Propiedades físico-químicas de los sustratos utilizados en la co-digestión. 47	
4.1.1. El análisis de los valores de TS y VS de los diferentes tratamientos antes y después de la digestión anaeróbica.	49
4.2. Optimización de composiciones de EC y co-digestor de estiércol de ganado (AC) para la digestión anaeróbica.	53
4.3. Subproductos de la digestión anaeróbica de EC y AC (Co-digestor de estiércol de vaca).....	58
5. CONCLUSIONES	62
REFERENCIAS.....	63
Anexo I.....	83

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Análisis químico de biomasa seca de <i>Eichhornia crassipes</i>	19
Tabla 2. Composición química del biogás	22
Tabla 3. Modelo de superficie respuesta para la optimización en la digestión anaerobia de Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>) y co-digestión con estiércol de vaca (AC).	40
Tabla 4. Proporción de diferentes sustratos (wf, peso Húmedo), <i>Eichhornia crassipes</i> (CE) y estiércol de vaca (AC) utilizado para la co-digestión anaerobia.	45
Tabla 5. Comparación de pH, % H y % Carbono Orgánico antes y después de la digestión anaeróbica en todos los tratamientos.	47
Tabla 6. Resumen de condiciones óptimas para la generación de %Metano en condiciones de temperatura mesófila (38°C).	55
Tabla 7. Análisis de Varianza para % Metano	56
Tabla 8. Caracterización de subproducto de digestión anaeróbica correspondiente al tratamiento T6: 8,8%EC-5,1%AC.	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Dibujo y fotografía del Jacinto de agua- <i>Eichhornia crassipes</i>	17
Figura 2. Las vías de valorización de los HMCB en diversos biocombustibles y productos químicos.	21
Figura 3. Pasos bioquímicos en el proceso de digestión anaeróbica	23
Figura 4. Reactor de experimentación para la producción de biogás a partir de <i>Eichhornia crassipes</i> y co-digestión con estiércoles de ganado	45
Figura 5. Valores de %TS para los sustratos antes y después de la digestión.	50
Figura 6. Valores de VS para sustratos antes y después de la digestión.	51
Figura 7. Valores de Hg-T para sustratos antes y después de la digestión.	52
Figura 8. Superficie respuesta estimada para la producción de Metano en la digestión anaerobia de EC y AC en condiciones de temperatura mesófila (38°C).	55
Figura 9. Contorno de superficie respuesta estimada para la producción de Metano en la digestión anaerobia de EC y AC en condiciones de temperatura mesófila (38°C).	55
Figura 10. Grafica de efectos principales (a) y grafico interacciones entre variables (b) para la respuesta % Metano.	57
Figura 11. Gráfico de probabilidad normal para residuos en modelo de optimización de generación de metano en la digestión anaeróbica de EC y AC.	57
Figura 12. Gráfico de residuos en modelo de optimización de generación de metano en la digestión anaeróbica de EC y AC	58
Figura 13. Valores de metales pesados (As, Cd, Cr, Hg, Ni y Pb mg/Kg) para los subproductos de tratamientos	59

RESUMEN

La *Eichhornia crassipes* (EC) es considerada como una maleza nociva en muchas partes del mundo, ya que su vertiginoso crecimiento agota el oxígeno y los nutrientes rápidamente en los cuerpos de agua, afectando negativamente a la flora y la fauna. El objetivo de este estudio fue determinar el rendimiento en la producción de biogás usando la EC como sustrato único proveniente de una zona contaminada por metales pesados (Mojana-Colombia) y co-digestión con estiércol de vaca como inóculo, teniendo en cuenta que la producción de biogás a través de digestión anaeróbica (AC) de materiales orgánicos de desecho ofrece una alternativa ecológica de energía renovable. En este estudio, se evaluó la producción de biogás a partir de la digestión de EC con estiércol de vaca (co-digestor, AC) en diferentes composiciones porcentuales según el diseño experimental de optimización-superficie respuesta, los %EC y %AC estuvieron en los rangos de composición de 8,8 a 26,4% y 2,6 a 7,7 respectivamente y la respuesta estimada fue el % Metano generado. Todas las digestiones se realizaron en condiciones mesófilas (38°C) usando digestor batch en el laboratorio de toxicología ambiental en la Universidad de Córdoba-Colombia. En todos los tratamientos se determinó los sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), Carbono orgánico, porcentaje de humedad, pH y Hg-Total antes y después de cada digestión. La producción de biogás se midió por el método de desplazamiento de agua para los siguientes 32 días. Los resultados muestran un valor óptimo de eficiencia para la producción de metano de 60,91% en las condiciones de composición %EC 26,4 y %AC 7,7 teniendo una mayor influencia la variable AC (Co-digestor) en la respuesta generada para la digestión. Se destacan el buen comportamiento de los tratamientos T1: 8,8%EC-2,6%AC; T3: 8,8%EC-7,7%AC y T6: 8,8%EC-5,1%AC en cuanto a la favorabilidad de las variables pH, %Humedad, %Carbono, TS y VS en la generación del biogás. Para todos los tratamientos los porcentajes de Hg-T retenidos después de la digestión anaeróbica estuvieron entre 84,74 y 92,59 % para los tratamientos T4 y T5 respectivamente, estos valores indican que el Hg-T se mantiene en la biomasa aun después de la digestión anaeróbica con porcentajes encima de 80%. En cuanto a los subproductos de la digestión anaeróbica los resultados indican que pueden ser utilizados como abonos orgánicos líquidos según la norma NTC 5167.

Palabras clave: Biogás, Co-digestión, Estiércol de vaca, *Eichhornia crassipes* Sólidos totales, Sólidos volátiles.

ABSTRACT

Eichhornia crassipes (EC) is considered a noxious weed in many parts of the world, as its growth depletes oxygen and nutrients in water bodies, affecting negatively both flora and fauna. The objective of this study was to determine the yield in biogas production using EC as the sole substrate from an area contaminated by heavy metals (La Mojana-Colombia) and co-digestion with manure as inoculum, taking into account that the production of Biogas through AC from organic waste materials offers a green alternative as a source of renewable energy. AC optimization was performed according to the response of the experimental surface design, in the EC and AC compositions of 8.8 to 26.4% and 2.6 to 7.7%, respectively, with an estimated response of percent Methane generated. All digestions were carried out under mesophilic conditions (38°C) using a batch digester for 32 days. In all the samples total solids (ST), volatile solids (SV), organic carbon, humidity, pH and Hg-Total before and after each AD were determined. The results show a value of optimum efficiency for methane production of 60,91% under composition conditions % EC 26.4 and % AC 7.7, with the variable AC (Co-digester) having a greater influence on the response generated for digestion. The good performance of the T1 treatments stands out: 8.8% EC-2.6% AC; T3: 8.8% EC-7.7% AC and T6: 8.8% EC-5.1% AC for the favorability of the variables pH, % Humidity, % Carbon, TS and VS in the generation of the biogas. For all treatments, the percentages of Hg-T retained after AD were between 84.74 and 92.59% for treatments T4 and T5 respectively, these values indicate that Hg-T remains in the biomass even after the AD with percentages above 80%. Regarding the AD by-products, the results indicate that they can be used as liquid organic fertilizers according to the Colombian standard NTC 5167.

Keywords: Biogas, Co-digestion, manure, *Eichhornia crassipes* biomass contaminated, generator biogas

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, la producción de bioenergía a partir de HMCB (Biomasa contaminada con metales pesados) ha atraído cada vez más la atención de científicos de diversas disciplinas y países debido a sus roles potenciales para abordar tanto la crisis energética como los desafíos ambientales. Por lo tanto, las biomásas contaminadas han sido ampliamente investigadas como otra alternativa prometedora para la producción de bioenergía con un triple objetivo: (I) producir bioenergía limpia y ayudar a las demandas mundiales de energía; (II) mitigar las contaminaciones ambientales hacia un proceso sostenible; y (III) resolver el dilema en la crisis alimentaria versus la producción de biocombustibles (Dilks et al., 2016; Stals et al., 2010).

Unos de los claros ejemplos es el uso de biomasa leñosa o materia prima lignocelulósica se ha conocido como una fuente de biomasa ampliamente utilizada y ampliamente disponible para la producción de biocombustibles con un suministro anual de ~200 mil millones de toneladas métricas en todo el mundo (Balsamo et al., 2015; Sun y Cheng; 2002). Además, los biocombustibles de la biomasa lignocelulósica aportan diversos beneficios en comparación con la biomasa de primera generación, como la no competencia con la producción primaria de alimentos, mayores rendimientos de biocombustibles y menores requisitos de tierra (Azizi et al., 2017; Guo et al., 2015).

La HMCB es, sin duda, una molestia inevitable en la era actual, y su tratamiento, reutilización y eliminación adecuados tienen la mayor importancia. Por otro lado, la recuperación de bioenergía de HMCB, como una alternativa versátil a los combustibles fósiles, sin poner en peligro la seguridad alimentaria y el medio ambiente, es globalmente muy interesante (Tripathi et al., 2016).

La EC es una planta flotante de crecimiento rápido (El Jacinto de agua tiene una tasa de crecimiento muy rápida al punto que puede llegar a duplicar el número de

retoños de 6 a 15 días (Reales et al. 2013; Sanint, 2010), con una rápida adaptación a los cuerpos de agua dulce, y con ausencia de enemigos y/o herbívoros, convertido en una planta invasiva debido a que ha traído distintas consecuencias negativas para el medio ambiente.

Dentro de sus consecuencias negativas se conoce que provoca una evapotranspiración tres o cuatro veces superior a lo normal consumiendo el cuerpo de agua y causando putrefacción, invade los generadores de las hidroeléctricas obstruyéndolos (Vanegas, 2015), reduce la biodiversidad, oclusión de ríos y alcantarillados, bloquea la luz impidiendo el desarrollo del fitoplancton, absorbe el oxígeno que produce las plantas acuáticas sumergidas y altera la química del agua (Zhou, 2014). A pesar de que la planta se usa para la limpieza de fuentes de agua de metales pesados, tiene una consecuencia negativa al permitir el crecimiento de flora cianobacterial entre ellas *M. aeruginosa*, una bacteria toxica que produce varias neurotoxinas entre ellas la lipopolysaccharides-(LPSs) y la hepatotoxins (microcystins); dificultando la fotosíntesis de muchas plantas, envenenando así el agua y convirtiéndola en no potable (Zhou, 2014). Es considerada dentro de las 100 especies más invasivas del mundo por la Unión Internacional para la Conservación Natural (UINC). Tiene la capacidad de absorber nutrientes (N, Ca, P, K, entre otros) (Vanegas, 2015). Estas características fisiológicas y morfológicas convierten esta especie en un problema si no se hace un control adecuado (Bacca, 2007). Debido a esta problemática ambiental el Jacinto de agua debe de ser retirado, convirtiéndose en biomasa residual.

La región de La Mojana es una de las zonas más ricas en biodiversidad en Colombia, productora de alimentos y abundante en recursos hídricos, que presta muchos servicios ambientales. Históricamente, la región se ha visto afectada por las inundaciones de los ríos que la circundan, el Magdalena, el Cauca y el San Jorge, los cuales sufren el impacto de la minería de oro y el consecuente proceso de contaminación gradual con metales pesados, principalmente el mercurio (Marrugo et al., 2018).

EC es una de las especies de macrófitas predominantes en todos los sistemas acuáticos de la región de la Mojana. Los resultados muestran que puede acumular concentraciones de Hg en sus tejidos, lo que indica que esta especie de planta se adapta a cuerpos de aguas contaminados. Esto se debe a que las raíces particularmente están en contacto directo con el contenido de Hg en el agua, material particulado o sedimento de aguas poco profundas, ocasionando que esta especie sea considerada un efectivo bioacumulador de Hg. Cabe resaltar, que esta especie de macrófita es utilizada en algunos casos como fuente de alimentación para bovino en la zona de estudio, razón por lo cual implica un riesgo potencial para la salud al bioacumular el contenido de Hg y pasar a la cadena trófica (Marrugo et al., 2018).

El Biogás es una fuente de energía alternativa y renovable producido a través de la digestión anaeróbica de materia orgánica por varios grupos especializados de bacterias y hongos (por ejemplo, *Neocallimastix frontalis*) en varias etapas sucesivas. El producto final central de esta digestión anaeróbica es el gas combustible metano (CH_4) y dióxido de carbono. (Rilling, 2005). En múltiples estudios se ha podido obtener biogás a través de la reutilización de Biomasa contaminada haciendo un aporte a la energía sostenibles (Balsamo et al., 2015; Azizi et al., 2017; Guo et al., 2015).

La EC satisface todos los criterios para la producción de bioenergía siendo permanente (alta cantidad de plantas disponibles), no es de cultivo, es biodegradable y tiene un alto contenido de celulosa. Al tener un bajo porcentaje lignina (10 %) y hemicelulosa (33 %), se puede acelerar el proceso de fermentación para la producción de biogás, dado que el bajo contenido de lignina es beneficioso, porque es una fibra que protege de la degradación química a la planta, pero no se convierte en azúcares puede limitar a capacidad de la actividad microbiológica durante el proceso de fermentación (Shahabaldin, 2015).

En este trabajo de investigación se sugiere la digestión de EC y co-digestión con estiércol de ganado (AC), por el simple hecho ser un residuo fácilmente asequible y muy común en países dedicados a la ganaría (Fekadu, 2014) además se propone una alternativa para reutilizar desechos orgánicos aprovechables para la generación de biogás en hogares de zonas con alta incidencia de contaminación por metales pesados, tales como la zona de la Mojana-Colombia.

1. OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar el rendimiento de biogás usando Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y co-digestión con estiércol de vaca.

Objetivos específicos.

- Caracterizar el Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y estiércol de ganado en términos de sólidos totales (TS), sólidos volátiles (VS), sólidos fijos, contenido de humedad, carbono orgánico, pH y Hg total antes y después de proceso de cada digestión anaerobia.
- Evaluar la condición óptima de relación de Jacinto de Agua (*Eichhornia crassipes*, EC) y co-digestor de estiércol de ganado (CD) con la metodología estadística de superficie-respuesta en los rangos de composición mínimos y máximos de 8,8 a 26,4% y 2,6 a 7,7 % para EC y AC respectivamente teniendo como respuesta el % Metano generado, en condiciones de temperatura mesófila (38°C) para las digestiones anaeróbicas.
- Analizar los subproductos de la digestión con el fin de determinar su uso como fertilizante agrícola, basándonos en la Norma Técnica Colombiana (NTC) 5167.

2. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES

2.1. Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*)

El Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) (**figura 1**) es una planta acuática de rápido crecimiento perenne ampliamente distribuido en todo el mundo (Anushree 2007). Esta planta tropical que pertenece a la familia *Pontederiaceae* puede causar infestaciones en grandes áreas de los recursos hídricos y en consecuencia conducir a una serie de problemas. Estos incluyen la reducción de la biodiversidad, la obstrucción de ríos y sistema de drenaje, el agotamiento de oxígeno disuelto, la alteración en la química del agua, y la participación en la contaminación ambiental (Anushree 2007).

Por lo tanto, por un lado, los intentos se han dirigido hacia el uso de métodos biológicos, químicos y mecánicos para la prevención de la propagación, o erradicación del EC. Por otra parte, mucha atención se ha centrado en las posibilidades y limitaciones de la utilización de EC como biomasa para la producción de biogás (Carina et al., 2007).



Figura 1. Dibujo y fotografía del Jacinto de agua-*Eichhornia crassipes* (Montenegro, 2010).

2.1.1. EC como especie acumuladora de metales pesados

La especie acuática EC ha sido estudiada respecto a su remoción en diversos contaminantes entre estos los metales pesados, (Zhou, 2014) en su investigación mencionan tasas de crecimiento relativo negativas para el caso de la especie *Eichhornia crassipes*, después de estar en contacto con plomo durante 6 días; para una concentración de 0.5 mg/L., ya que dichas concentraciones afectaron el crecimiento de la planta, pero sin causar la muerte del vegetal para un tiempo de exposición de 15 días. La eficiencia en porcentaje de remoción de los contaminantes As, Fe, Cu, Cr, Cd y Zn en sistemas con EC alcanzan valores de: 80, 78.6-90.1, 86-95, 60-69, 40-65, 48-65 respectivamente (Martelo y Lara, 2017).

Otros estudios demuestran que la especie EC es de uso particular en la reducción de carga de nutrientes y metales pesados como el Cd, el Pb y el Hg (Jing, 2013; Mishra y Maiti, 2017) y constituye una herramienta complementaria de muy bajo costo y apropiada bajo el enfoque de recuperación de sistemas de humedales artificiales por su alta tolerancia fisiológica en el tratamiento de aguas residuales.

2.1.2. Aprovechamiento energético de la EC

La EC satisface todos los criterios para la producción de bioenergía (alta disponibilidad), no es de cultivo tecnificado, es biodegradable y tiene alto contenido de celulosa (Shahabaldin, 2015).

Los valores del poder calorífico para cada una de las partes de la planta son presentados en la **tabla 1**:

Tabla 1. Análisis químico de biomasa seca de *Eichhornia crassipes* (Jun, 2010).

Composición (seca en % masa)	Hojas	Tallos	Raíces
Celulosa	28,91	28,23	17,07
Hemicelulosa	30,80	26,35	15,25
Lignina	4,59	17,44	14,63
Proteína	20,97	6,80	2,60
Lípidos	1,79	0,91	0,47
Ceniza	12,95	20,26	49,97
Valor Calorífico (kJ/g)	14,93	13,52	8,46

De acuerdo con la **tabla 1**, las partes más útiles para la extracción de glucosa son tallos y las hojas, ya que el contenido de celulosa y hemicelulosa es alto. Sin embargo, las raíces son las más complejas de convertir en glucosa ya que tiene mucha ceniza (metales), la lignina es el elemento de la planta que hay que retirar para que permita la extracción de los otros elementos (Jun, 2010). Para la obtención de briquetas, biogás o bioetanol, se debe realizar los procesos de secado, sabiendo que el Jacinto tiene un alto contenido de agua, se requiere alrededor de 49.85°C para secarla (Rotimi, 2013).

La EC tiene biomasa con el potencial de producir CH₄ y H₂ a través de la fermentación. La celulosa y hemicelulosa se pueden hidrolizar para reducirlo en azúcar, la cual puede ser fermentada por bacterias anaeróbicas para producir el biogás. Se ha estudiado el uso del CH₄, pero no ha habido estudios de H₂. Teóricamente una mol de EC puede producir cuatro moles de H₂ y dos moles de CH₄ producto de la fermentación anaeróbica oscura, la utilización de H₂ es de 33,5 %, mientras que la utilización de CH₄ es de 89 % (Jun, 2010). Los sustratos de las hojas por tener celulosa y hemicelulosa más que lignina y ceniza, son fáciles de convertir en biogás por bacterias anaeróbicas. Pero las raíces son más difíciles de procesar debido a que contiene gran cantidad de metales pesados. Los tallos por su gran cantidad de celulosa e hidrocélulosa se pueden obtener glucosa y xilosa.

2.2. Aprovechamiento de Biomasa

El termino biomasa se le atribuye a toda la fracción de los residuos provenientes de diferentes procesos productivos, y que puede ser potencializado con materia prima para la obtención de diferentes combustibles verdes o biocombustibles, conocidos así por proponer formas de energía renovables no dependientes del carbono. La biomasa fue la principal fuente de energía hasta el siglo XIX, sin embargo, el uso de este combustible con la renovación industrial fue menguando progresivamente comenzando la era de los combustibles fósiles.

La biomasa ha ganado la atención en todo el mundo como una fuente de energía renovable para la conversión termoquímica (Aysu y Kucuk, 2014), su aprovechamiento ofrece beneficios globales mediante la reducción de las emisiones de efecto invernadero (Damartzis y Zananiotou, 2011). Una gran cantidad de investigación se ha centrado en los aspectos técnicos de la producción de bioenergía, como los factores óptimos de oxígeno, temperatura del aire, relación aire-combustible, presión de trabajo, tamaño de las partículas de biomasa, presión, etc. Se ha confirmado que la co-combustión de biomasa en las plantas existentes, especialmente las plantas que funcionan con carbón, es una opción técnicamente viable (Sahu, 2014).

Mientras que los residuos de biomasa pueden reemplazar más del 50% de carbón en centrales térmicas de carbón con grandes inversiones de capital, hasta el 20% de la biomasa puede ser coalimentada con carbón sin modificación significativa de los equipos actuales (Blanco et al, 2014).

2.3. Reutilización de biomasa contaminada con metales pesados (HMBC)

Algunos productos potenciales extraídos de los HMBC comprenden azúcar a través de la enzimólisis, productos químicos comercializables y combustibles, así como la recuperación de HM a través de procesos termoquímicos (Balsamo et al., 2015).

Para valorizar los HMCB, la conversión termoquímica (pirólisis) (Han et al., 2017; Martín-Lara et al., 2016; Gonsalvesh et al., 2016), gasificación (Pudasainee et al., 2014; Cui et al., 2013), licuefacción (Guo et al., 2014; Huang et al., 2013) y combustión (Xiao et al., 2015; Kovacs et al., 2016; Chalot et al., 2012) y procesos bioquímicos como digestión anaerobia (Cao et al., 2015) y fermentación (Xie et al., 2014) han sido investigados. Además, algunos tratamientos previos, incluyendo métodos secos y/o físicos (Zhang et al., 2016; Wiinikka et al., 2015; Bert et al., 2017), húmedos y/o químicos (Oudenhoven et al., 2016; Xuan y Junshe, 2009; Zhang y Xiong, 2016) y métodos fisicoquímicos, han sido examinado antes de la conversión de HMCB en biocombustibles u otros productos valiosos, como biocarbono, carbonos activados, etc. La **figura 2** ilustra las vías detalladas para la valorización de HMCB en diversos biocombustibles y productos químicos.

Todas las rutas de valorización mencionadas anteriormente, aclaradas en la figura 2, no solo podrían convertir la biomasa contaminada en biocombustibles libres de metales, sino que también reducirían considerablemente el volumen de biomasa residual; y el (los) residuo (s) final (es) podría (n) someterse a tratamientos adicionales o procesos de extracción de metales antes de la eliminación segura final (Wafa et al., 2019).

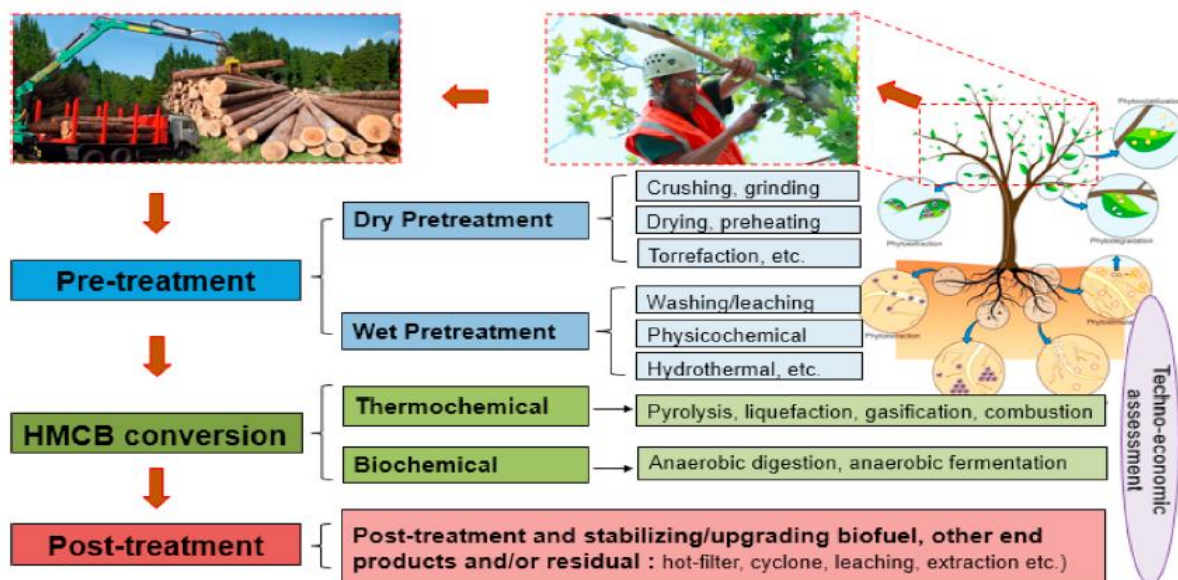


Figura 2. Las vías de valorización de los HMCB en diversos biocombustibles y productos químicos. (Wafa et al., 2019)

2.4. Biogás

El biogás es una fuente de energía alternativa y renovable producida a través de la digestión anaeróbica, que es un proceso biológico natural en el que una comunidad entrelazada de bacterias coopera para obtener una fermentación estable a través de la asimilación, transformación y descomposición de la materia orgánica presente en los residuos en biogás (Atkins et al., 2008). Este es un complejo de múltiples etapas y procesos en términos microbiológicos, donde se degrada la materia orgánica para obtener gas metano gas bajo la ausencia de oxígeno. El biogás se compone principalmente de metano utilizable (CH_4) y dióxido de carbono inerte (CO_2), ambos incoloros e inodoros. Sin embargo, dependiendo de la fuente de la materia orgánica y la gestión del proceso de digestión anaerobia, pequeñas cantidades de otros gases pueden estar presentes (Arogo et al., 2009). El metano es un gas de efecto invernadero 20 veces más potencial que el dióxido de carbono, por lo que la captura y quema del metano reduce significativamente el efecto del gas invernadero (Atkins et al., 2008). Los rangos de sus componentes principales se indican en la **tabla 2** (Hernández et al, 2012).

Tabla 2. Composición química del biogás (Hernández et al., 2012).

Elemento	Porcentaje (%)
Metano	50-70
Dióxido de Carbono	30-50
Nitrógeno	0.5-3
Ácido Sulfhídrico	0.1-1
Vapor de agua	trazas

Numerosos estudios se han realizado por varios investigadores para aumentar la producción de biogás a través diferentes métodos. Por ejemplo, las aplicaciones de diferentes fuentes de inóculo en diferentes concentraciones a biodigestores (Sunarso et al., 2012 y Forster-Carneiro, 2007). Pre-tratamientos biológicos (Zhong et al., 2011), mecánicos (Angelidaki y Ahring, 1999), químicos (Devlin et al., 2011),

térmicos (Mladenovska et al., 2006) y combinación de estos tratamientos se han hecho para facilitar la producción de biogás mediante la superación de la limitación de la hidrólisis, que incluyen la solubilizar y biodegradación de semicelulosa y lignina en los sustratos.

2.4.1. Descripción del proceso de biodigestión

El proceso de Digestión anaerobia está dado por la descomposición microbiológica de la materia orgánica o biomasa, en un entorno húmedo en ausencia de oxígeno. Dentro de este proceso la población microbiana desempeñan un papel importante especialmente si se considera que disponen de un amplio rango de respuestas frente a la molécula de oxígeno, Dentro de este grupo de microorganismos intervienen las bacterias anaerobias facultativas quienes pueden desarrollar un metabolismo tanto respiratorio aprovechando el oxígeno, como fermentativo en ausencia de oxígeno, y las cuales utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados en cada etapa que interviene en el proceso (Minenergías, 2011).

2.4.1.1. Etapas del proceso

El sistema de biodigestión se divide en 4 etapas fundamentales (**Figura 3**), las cuales se describen a continuación:

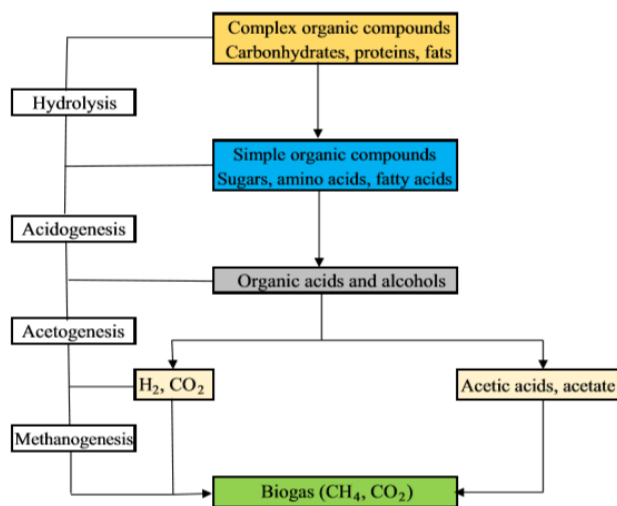


Figura 3. Pasos bioquímicos en el proceso de digestión anaeróbica (Matheri, 2016)

2.4.1.2. Hidrólisis

En esta etapa ocurre la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos a partir de la acción de bacterias hidrolíticas y fermentativas generando productos con moléculas de bajo peso molecular como los azúcares, los aminoácidos, los ácidos grasos y los alcoholes, estas moléculas son transportadas a través de la membrana celular para ser fermentados a ácidos acético, fórmico, propiónico y butírico siendo estos ácidos grasos con bajo número de carbonos, así como también a compuestos reducidos como el etanol, además de hidrogeno y dióxido de carbono (Díaz, 2002). Según diversos autores y experimentaciones la hidrolisis puede ser la etapa limitante de la velocidad del proceso, principalmente por la presencia de residuos con alto contenido de sólidos, y estos materiales están compuestos principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina, siendo esta ultima la más resistente a la degradación por parte de los microorganismos anaeróbicos generando una velocidad bastante lenta para el proceso y afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de otros hidratos de carbono.

Esta etapa del proceso depende principalmente de variables como la temperatura, del nivel de pH, de la concentración de amoníaco y de los productos de la hidrólisis, ya mencionados anteriormente, del tiempo de retención hidráulico, del porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y grasas que contenga la biomasa, así como del tamaño de partículas la cual diversos autores recomiendan de aproximadamente 2mm, con el fin de aumentar la disponibilidad de superficie para la adsorción de las enzimas hidrolíticas, convirtiéndose en un pretratamiento fisicoquímico fundamental para el proceso aumentando la tasa de hidrólisis, y si esta fase es la limitante del proceso anaerobio, genera un beneficio produciendo menores tiempos de retención y menores tamaños de reactor (Minenergías, 2011).

2.4.1.3. Acidogénesis

Es la segunda etapa, y allí ocurre la formación de ácido, en donde los productos de la hidrolisis se convierten en compuestos orgánicos solubles complejos y se dividen en ácidos orgánicos de cadena corta. “Durante esta etapa se lleva a cabo la

fermentación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que puedan ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas y compuestos orgánicos más reducidos (propiónico, butírico, valérico, láctico y etanol principalmente) (Latinwo, 2015). La importancia de la presencia de este grupo de bacterias radica principalmente en la producción del alimento para los grupos de bacterias que actúan en las etapas posteriores, además eliminan las trazas de oxígeno que puedan haber disuelto en el sistema, debido a que se compone de bacterias facultativas denominadas bacterias formadoras de ácidos.

2.4.1.4. Acetogénesis

En esta etapa los productos de la etapa anterior como el propionato, butirato y etanol deben ser oxidados a acetato, anhídrido carbónico e hidrógeno, para que ocurra una metanogénesis eficiente, siendo este último un factor importante en la regulación de la degradación anaerobia de compuestos orgánicos. En la etapa acetogénica la mayoría de las bacterias anaeróbicas ya han consumido todo el alimento presente de la biomasa y los productos generados son los que las bacterias metanogénicas utilizarán como sustrato (Gomez, 2013).

2.4.1.5. Metanogénesis

Los microorganismos metanogénicos pueden ser considerados como los más importantes en el proceso de digestión anaerobia, ya que como su nombre lo indica son los responsables de la formación del gas metano y de la eliminación del medio de los productos de los grupos anteriores. La degradación de residuos pobres en celulosa está más limitada por esta etapa que por la hidrólisis debido a que estos residuos se transforman rápidamente a ácidos grasos volátiles y pueden llegar a presentar una inhibición acidificando el medio, ya que las bacterias fermentativas producen ácido con una velocidad ocho veces más rápida comparada con la que las bacterias metanogénicas consumen estos ácidos productos de la fermentación (Kythreotou, 2014).

2.4.2. Factores que influyen en la digestión anaerobia

En el proceso de tratamiento anaerobio de la materia orgánica, se requiere de las siguientes condiciones:

2.4.2.1. Tipo de sustrato

Dependiendo de la biomasa a utilizar para este proceso se puede predecir la comunidad que se desarrolla en la cámara del digestor, y el tamaño de cada grupo de organismos deberá ser proporcional al flujo del sustrato en el medio así como la prevalencia de algunas rutas metabólicas estará determinada por la relación entre la velocidad de producción y la capacidad de asimilación del mismo, por lo tanto si las diferencias entre el contenido de DQO y DBO son grandes esto indicara que existe una alta proporción de componentes no biodegradables (Díaz, 2002).

2.4.2.2. Velocidad de carga orgánica y Tiempo de retención

El tiempo de retención hidráulico es el tiempo promedio de permanencia del material orgánico o biomasa en el reactor, y la velocidad de carga orgánica es la cantidad del residuo cargado al digestor por unidad de volumen. Este tiempo de retención está directamente relacionado con la temperatura que se da en el proceso, a mayor temperatura se logran menores tiempos de retención, pero cuando esta es baja el tiempo de retención será más largo, y para disminuir estos tiempos diversas investigaciones muestran diversos pretratamientos, uno de ellos es recircular la materia orgánica en la fase hidrolítica y acidogénica durante dos horas (Fulton et al. 2015). Según el Ministerio de Energías y el Programa de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Global Environment Facility el agitar la mezcla permite que los compuestos orgánicos solubles y coloidales se degraden en primer término, con un tiempo de retención hidráulica de 12 a 24 horas y este tiempo puede variar entre 15 a 30 días para la digestión mesofílica y entre 5 a 15 días para la digestión termofílica (Minenergías, 2011).

2.4.2.3. Temperatura

Como se mencionó anteriormente este factor es uno de los más importantes para que se lleve a cabo el proceso en las mejores condiciones para los microorganismos. La digestión anaerobia se puede llevar a cabo en un amplio rango de temperaturas los cuales son: psicrófilos ($<20^{\circ}\text{C}$), mesofílicas ($20-40^{\circ}\text{C}$), y termofílicas ($45-70^{\circ}\text{C}$) e incluso extremos de termófilos ($>60^{\circ}\text{C}$). En este proceso las tasas de crecimiento aumentan exponencialmente con la temperatura, de tal manera si ocurre un aumento arbitrario de la temperatura, este alteraría las macromoléculas e impediría su metabolismo, y la tasa de crecimiento experimenta una disminución exponencial si la temperatura óptima se supera (Guerrero, 2014). De esta manera, para lograr un funcionamiento adecuado del proceso, la temperatura debe mantenerse estable, ya que esos cambios disminuyen la productividad en la obtención del biogás deseado, por tanto es preferible, la digestión mesofílica, con temperatura controlada en un estado de rango medio, ya que a menores temperaturas se requiere un mayor tiempo de retención que será necesario para que las bacterias que tendrán menor actividad degraden la materia orgánica, y a mayores temperaturas el proceso es más costoso y no tan rentable. Los rangos de temperatura de acuerdo al tiempo de retención hidráulica son los siguientes:

- **Digestión Psicrófila:** los rangos de temperaturas se encuentran entre 10°C y 20°C y la carga debe permanecer en el digestor más de 100 días.
- **Digestión Mesofílica:** Se realiza a temperaturas entre 30°C y 38°C , se encuentra en un rango medio y de fácil control, para el proceso es preferible temperaturas más altas, pero se requieren digestores de gran tamaño, por lo que se aconseja este rango mesofílico.
- **Digestión Termofílica:** se realiza el proceso de digestión anaerobia a temperaturas mayores de 55°C y el tiempo de permanencia debe ser de 12 a 14 días, generando de esta manera una producción de metano más alta, así como mejor eliminación de patógenos y virus, sin embargo, requieren tecnología más costosa y consumen más energía (Fulton et al. 2015).

2.4.2.4. pH

Es uno de los parámetros fundamentales que influyen en el proceso de digestión anaerobia, ya que determina la inhibición o toxicidad de las bacterias metanogénicas, el crecimiento óptimo de cada uno de los grupos microbianos presentes en la degradación anaeróbica va determinada y estrechamente relacionada con el pH, puesto que este impacta la actividad enzimática de los microorganismos. El rango de pH óptimo depende de cada etapa del proceso, para la etapa de hidrolisis y acidogénica el pH va de un máximo de 8 a un mínimo de 4 y principalmente en la fase metanogénica este factor es de mucha importancia porque el pH no debe ser menor a 6,6, este debe mantenerse cercano a la neutralidad para no afectar el proceso (Fulton et al. 2015).

Los valores de pH pueden ser corregidos y de esta manera mantenerlos en el rango óptimo para la fermentación, por lo tanto, cuando aumenta el pH se puede sacar frecuentemente una pequeña cantidad de efluente y a su vez agregar materia orgánica fresca en la misma proporción y cuando disminuye el pH se pueden agregar fertilizante, cenizas, o agua amoniacal diluida.

2.4.2.5. Humedad

Este factor se expresa como una relación de masa de agua por masa de materia seca. “Una materia orgánica con porcentajes de humedad superior al 50% puede ser aprovechada energéticamente mediante un proceso bioquímico como la fermentación o la digestión anaerobia” (Al-Karaghoul, 2013).

2.4.2.6. Co-digestión

Fernández et al. (2005) describen la co-digestión como un término utilizado para describir el tratamiento combinado de varios residuos con características complementarias, siendo una de las principales ventajas de la tecnología anaerobia. Trabajos recientes sobre la co-digestión han demostrado que hay un efecto sinérgico o antagónico entre los sustratos del co-digerido. Por ejemplo, Macias-

Corral et al., 2008 mostraron que la relación óptima de carbono/nitrógeno se encontraba cuando los residuos y lodos municipales de una depuradora eran co-digeridos. También se informa como un efecto positivo en el proceso de co-digestión la mejora de la capacidad de amortiguación por (Guo y Zhong, 2018).

Co-digestiones de suspensión con estiércol de ganado con lecho de pollos (7,5% y 15% TS) generó una mayor acumulación de metano. La comparación de las digestiones de residuos individuales con co-digestión de residuos combinados, demostró que con co-digestiones resulta un rendimiento de gas metano superior (Guo et al., 2017)

2.4.2.7. Relación C/N

Debido a que los materiales de fermentación están compuestos en su mayor parte por carbono (C) y nitrógeno (N) y siendo estas las macromoléculas más abundantes en el medio ambiente, se establecen la relación entre ellos (C/N), la cual influye sobre la producción de biogás, siendo el carbono la fuente de energía de los microorganismos y el nitrógeno utilizado para la formación de nuevas células. “Estas bacterias consumen 30 veces más carbono que nitrógeno, por lo que la relación óptima de estos dos elementos en la materia prima se considera en un rango de 30:1 hasta 20:1” (Sahu et al., 2010)

En el proceso microbiológico también deben estar presentes y en equilibrio sales minerales tales como el azufre, fósforo, potasio, calcio, magnesio, hierro, manganeso, molibdeno, zinc, cobalto, selenio, tungsteno, níquel, entre otras en menor proporción (Minenergías, 2011).

2.4.3. Microorganismos presentes en la digestión anaerobia

Diversas poblaciones microbianas constituidas por bacterias que degradan de manera secuencial la materia orgánica en ausencia de oxígeno, los

microorganismos allí presentes dependen de las condiciones nutricionales y fisicoquímicas, estos microorganismos son los elementos clave del proceso.

2.4.3.1. Recuento Bacteriano

En el proceso de fermentación en ausencia de oxígeno interviene distintos tipos de bacterias anaerobias facultativas y anaerobias estrictas dependiendo de cada etapa del proceso.

2.4.3.2. Bacterias Hidrolíticas

Estos tipos de bacterias son las encargadas de romper las moléculas de polisacáridos, proteínas y grasas e hidrolizarlas a compuestos más simples como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos. Las bacterias que llevan a cabo estas reacciones son anaerobias facultativas y los géneros más frecuentes que llevan a cabo esta reacción son los miembros de la familia *Enterobacteriaceae* además de los géneros *Bacillus*, *Peptostreptococcus*, *Propionibacterium*, *Bacterioides*, *Micrococcus* y *Clostridium* (Matheri, 2016).

2.4.3.3. Bacterias Acidogénicas

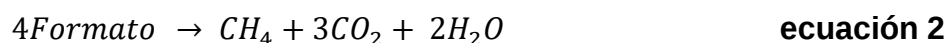
Los productos de la etapa anterior como el propionato y el butirato son oxidados a acetato, dióxido de carbono e hidrógeno mediante un grupo de microorganismos acetógenos productores obligados de hidrógeno, de los cuales solamente un limitado número de especies han sido aisladas y dentro de las cuales se pueden mencionar: ***Syntrophobacter sapovorans***: oxida ácidos grasos de 4 a 8 carbonos y algunos ácidos grasos insaturados produciendo acetato, CO₂ e H₂. ***Syntrophobacter wolinii***: oxida propionato generando acetato, CO₂ e H₂. ***Syntromonas wolfei***: oxida ácidos monocarboxílicos saturados de 4 a 8 carbonos a acetato e hidrógeno. ***Syntrophospora bryantii***: oxida ácidos grasos de 4 a 11 carbonos. ***Syntrophus buswellii***: oxida el benzoato (Díaz, 2002).

2.4.3.4. Bacterias Metanogénicas

Las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas y producen metano como principal producto y a pesar de los requerimientos estrictos y el metabolismo especializado de este grupo, estas bacterias se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza. Con base en el tipo de sustrato utilizado, las bacterias metanogénicas se subdividen en tres grupos (Díaz, 2002).

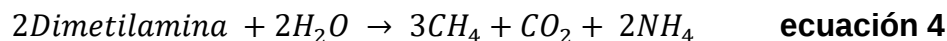
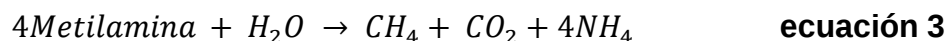
Grupo 1. Utiliza como fuente de energía el hidrógeno, formato y ciertos alcoholes. La reducción de CO_2 es importante para mantener una baja concentración de H_2 y formato, condición indispensable para los procesos de transferencia inter específica de electrones.

Reacciones:



Grupo 2. Algunas de las moléculas son oxidadas a CO_2 , el cual actúa como aceptor final de electrones y se reduce directamente a CH_4 . El metanol es consumido más rápidamente y el metabolismo de las aminas metiladas a CH_4 , conlleva a la producción de amonio, el cual es utilizado como fuente de nitrógeno.

Reacciones:



Grupo 3. Aunque la mayor parte del metano que se genera en la naturaleza proviene del rompimiento del acetato, la habilidad de catabolizar este sustrato está limitada a los géneros: *Methanosarcina* y *Methanosaeta*. El carbono metilado del acetato es reducido directamente a metano y el grupo carboxilo es oxidado a CO_2 .

El acetato es utilizado como fuente de carbono y de energía, sin embargo, la energía que se obtiene a partir del acetato es poca.

2.4.4. Tipos de biodigestores

Los digestores son los equipos en los cuales se lleva a cabo el proceso anaerobico y su diseño debe ser tal que asegure homogeneidad entre los componentes del sistema y condiciones óptimas necesarias para el crecimiento microbiano y la obtención del producto deseado, de acuerdo a esto hay una gran variedad de digestores presentes en el mercado, con diferenciaciones que van desde los parámetros de volumen, hasta modelos conceptualmente diferentes, modificando el número de tanques de proceso, la orientación de los mismos, los sistemas de movilización de biomasa, entre otros (Guerrero, 2014).

2.4.4.1. Ventajas de los biodigestores

El empleo de la digestión anaerobia mediante un sistema de biodigestión adecuado tiene varias ventajas medioambientales como:

- La Reducción en la contaminación ambiental debido a que la carga orgánica presente en el biodigestor anaerobio, destruye a todos los microorganismo aerobios encontrados en las excretas, estas contienen “microorganismos patógenos, larvas, huevos, pupas de invertebrados que de otro modo podrían convertirse en plagas y enfermedades para las plantas cultivadas. Aumentando la protección del suelo, de las fuentes de agua, de la pureza del aire y del bosque” (Li, 2013)
- La degradación parcial de dicha biomasa en biogás (metano y algunos subproductos) proporcionando energía a bajo costo.
- Mediante la utilización del efluente como bioabono se reduce el uso de fertilizantes químicos, cuya producción y aplicación tiene consecuencias negativas para el medio ambiente global y local.

2.4.4.2. Desventajas de los biodigestores

Este tipo de sistemas presenta un factor limitante el cual es el oxígeno (abundante en la biosfera), mientras que las bacterias anoxigénicas (organismos foto autótrofos) deben controlar el pH de su medio (proceso difícil de realizar por las bacterias) y garantizar además poca presencia del oxígeno (Guerrero, 2014).

- En la digestión aerobia se implementan varios tipos de bacterias, todas las que el sistema pueda permitir. En cambio, la digestión anaerobia precisa de bacterias concretas (por cada fase), y muy coordinadas a condiciones de operación estrictas para evitar su inhibición.
- Las metano bacterias presente en la última fase de dicho sistema, pueden llegar a establecer una inhibición por diferentes compuestos, ya sean de tipo orgánicos o inorgánicos. Este es uno de los factores primordiales que se debe establecer un buen control, debido a que es muy frecuente en este tipo de proceso.

2.4.4.3. Eficiencia

El proceso anaerobio supone una menor eficiencia, ya que su rendimiento ecológico es más bajo, al transformar menos materia orgánica en biomasa (remoción de MO aprox.80%). Siendo relevante para la obtención de cantidad de biogás (metano) (Guerrero, 2014).

2.5. Generación de Bioenergía en Colombia

La producción y el empleo del biogás como fuente renovable no ha tenido un gran desarrollo en Colombia. Dentro de los casos prácticos desarrollados destaca la basura como principal fuente de producción de biometano, pero también cuenta con algunos proyectos en el tratamiento de aguas residuales y desechos animales en el sector agropecuario. El principal uso del biogás es la transformación en electricidad para el autoconsumo.

Desde que el gobierno colombiano empezó a favorecer fiscalmente la generación de energías renovables mediante la Unidad de Planeación Minero Energética (UPME), la industria agraria del país ha sufrido un estímulo positivo en el uso de las energías renovables, incluyendo entre ellas la producción de biogás a partir de biomasa de diferentes orígenes.

2.5.1. Proyectos y empresas implicadas en Colombia

Colombia poco a poco ha venido ganando terreno en la producción de biocombustibles líquidos de primera generación, y comienza a apostarle al desarrollo de proyectos que incentiven el aprovechamiento de los residuos orgánicos para la generación de energía, a través de la producción de biogás. Actualmente, en el país operan algunas plantas de biogás como la que se encuentra en el Jardín Botánico de Bogotá, la planta de tratamiento de aguas residuales San Fernando y el relleno sanitario de la pradera en Medellín (Ariza, 2015).

También en el relleno sanitario Guayabal, la empresa de aseo de Cúcuta se construye una planta para generación de energía eléctrica a partir del biogás generado de los residuos sólidos. Ya limpio, el gas tiene capacidad para generar cerca de 2 MW de electricidad que son utilizados para el autoconsumo (El Tiempo, 2017).

La empresa Promoenergía SAS es especialista en el suministro de servicios técnicos para el sector de energía en Colombia y ha desarrollado el Sistema Biobolsa, que es un biodigestor anaerobio tubular pre-fabricado, diseñado para el pequeño y mediano productor agropecuario. Este sistema convierte los desechos del ganado en biogás y en bioabono para ser empleados de manera doméstica (PROMOENERGÍA, 2015).

Además, existen algunas iniciativas como Energreencol, que posee 20 plantas en funcionamiento, que ponen a disposición de ganaderos, industrias, municipios y asociaciones con animales que quieran aprovechar sus desechos la tecnología para generar energía renovable (Miranda, 2016).

En Nariño, en el Centro Internacional de Producción Limpia Lope, el Servicio Nacional de Aprendizaje (Sena) ha instalado la primera planta de biogás de la zona. La planta ha sido donada por la empresa alemana Ökobit y se ha instalado aquí puesto que se calcula que en el área existen unas 7.500 cabezas de ganado (Miranda, 2016).

La empresa Huevos Kikes, mayor productor de huevos de Colombia, también invierte en biogás. Desde que el gobierno colombiano empezó a favorecer fiscalmente la generación de energías renovables mediante la Unidad de Planeación Minero Energética – UPME, la industria agraria del país ha descubierto el uso de energías renovables. En su proceso de producción Huevos Kikes genera gran volumen de excrementos de gallina y de agua de servicio, con los que se puede operar la planta de biogás de 800 kW sin necesidad de comprar otros sustratos (AviNews, 2016).

2.5.2. Antecedentes Investigativos en Colombia

Entre la documentación de investigación desarrollada en Colombia en materia de biogás y/o aprovechamiento de residuos orgánicos se han destacado los que siguen dado el interés y la relación que poseen con el presente proyecto.

Acevedo et al, (2016), estudiaron el potencial de biometanización de residuos orgánicos (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Municipales, estiércol porcino, cascarilla y vaina de cacao, residuos de la industria de bebidas de frutas embotelladas y rastrojos de arroz) de diferentes sectores productivos en Colombia. El proceso de digestión por lotes se evaluó hasta la interrupción total de la

producción de gas. Los resultados indican que la mejor mezcla en términos de producción de biogás es la que contiene cacao, frutas y estiércol porcino (C/N = 24).

Escalante et al, (2017) determinaron los potenciales de precipitación de biometano y estruvita de suero de queso (CW) de cuatro lecheras Pymes, evaluando los cambios en las propiedades de CW (materia orgánica y pH) y en segundo lugar, se evaluaron los potenciales de biometano y estruvita utilizando purines de ganado como inóculo. La eliminación de materia orgánica en todos los experimentos fue superior al 83%. Finalmente, el uso de biogás como suplemento energético y estruvita como fertilizante del suelo, representa ahorros económicos de US \$ 6,91/m³ CW y US \$ 5,75/m³ CW en términos de uso de electricidad y fertilizantes, respectivamente. Los autores concluyen que los potenciales energéticos, agrícolas y económicos, evidencian que el proceso de digestión anaeróbica es una alternativa viable para el tratamiento del suero de queso.

Muñoz et al, (2013), investigaron a partir de características de residuos agroindustriales típicos del Departamento del Cauca-Colombia, bagacillo de caña, polvillo de fique, afrecho de yuca y sus mezclas, evaluando el aprovechamiento como biorefinería. Se determinaron las propiedades térmicas, físicas químicas y morfológicas en siete muestras de residuos, además se realizaron ensayos exploratorios de pre-tratamientos y posibles usos. Los investigadores concluyen que la muestra M6 con el 9,93% de humedad, 4,12% de ceniza, 43,97% de carbono, 5,86% de hidrogeno, 0,43% nitrógeno, con poder calorífico inferior de 15MJ/kg y con 22,25% de celulosa, 9,30% de hemicelulosa y 4,56% de lignina, presenta características apropiadas para ser utilizada en hornos y calderas de menor potencia para el sector rural por la cantidad de ceniza, la cual mantiene estable el poder calorífico inferior y reduce la emisión

Cadavid-Rodríguez et al, (2015) estudiaron el potencial bioquímico de metano de residuos de frutas y verduras y de residuos de poda de una ciudad colombiana intermedia (Palmira, Colombia). Después de 60 días se observó una remoción de

sólidos volátiles de 48% y 44% para los residuos de frutas y verduras y de residuos de poda, respectivamente. Además, para los residuos de poda se encontró una remoción importante de celulosa, baja para la hemicelulosa y muy pobre para la lignina. Los resultados muestran que la digestión anaerobia podría ser una alternativa viable y sostenible para el manejo y disposición de los residuos de frutas y verduras y los de poda, en los municipios colombianos, con la posibilidad adicional de producir energía renovable para cocinar, iluminación o como combustible para vehículos.

Por su parte Rodríguez y García et al, (2013), diseñaron un biodigestor para la producción de biogás a partir de heces caninas. Marin-Batista et al, (2015) realizaron su investigación con el propósito de evaluar el efecto de la carga orgánica expresada en función de la relación inóculo/sustrato (RIS) sobre el potencial de biometanización de la gallinaza de jaula usando como inóculo lodo estiércol bovino. Llevando a cabo ensayos de biodegradación anaerobia a temperatura mesofílica de 39 °C. Los resultados obtenidos demuestran que la gallinaza es un sustrato potencial para ser degradado por digestión anaerobia y el rendimiento del proceso es directamente proporcional a la concentración de sustrato. Este estudio también confirma que la RIS permite diluir la concentración de compuestos inhibitorios como el amonio en el caso de la gallinaza de jaula.

Quintero et al, (2012) investigaron las capacidades de siete consorcios microbianos para el potencial de biometano (BMP) de bagazo de fique (FB). En sus resultados el inóculo de líquido ruminal alcanzó una alta actividad hidrolítica (0,068 g COD /g VSS día), mientras que el inóculo de lodos de desechos porcinos mostró una alta actividad metanogénica (0,146 g COD/g VSS día). Las mezclas de estos dos inóculos mostraron los mejores rendimientos para el potencial de biometano (0.3 m₃ CH₄/Kg VS ad).

Castro et al, (2017), evaluaron el comportamiento de la digestión anaeróbica de estiércol de ganado en un digestor rural en condiciones realistas y estimaron la

calidad y propiedades del digestado. Los resultados obtenidos durante el seguimiento indicaron que el funcionamiento del digestor era estable sin riesgo de inhibición. Produjo un promedio de 0,85 Nm³ de biogás/d con un 65,6% de metano, lo que supuso un ahorro de energía del 76%. Además, el digestato contenía altas concentraciones de nutrientes, que es una característica importante de los fertilizantes. Sin embargo, este método requiere un postratamiento debido a la presencia de patógenos.

Montenegro et al, (2016), en su investigación determinaron el potencial de producción de biogás de los residuos agroindustriales en el departamento de Cundinamarca a través de digestión anaerobia. El potencial se estableció a partir de tres acercamientos metodológicos que incluían la evaluación de la generación de residuos en cada uno de los municipios, cálculo del potencial por tipo de biomasa residual en el departamento e identificación de tres regiones con el mayor potencial de producción de biogás. Los residuos de mayor aporte en el potencial encontrado corresponden a aquellos generados por actividades relacionadas con los cultivos de café, caña panelera, arveja, papa; excretas bovinas y avícolas. Las regiones que podrían cobijar sistemas centralizados se identificaron en torno a los municipios de Fomeque, Guacheta y Anapoima. El potencial estimado para estas regiones fue de 89.651, 127.513, 58.541 TJ/año para la región 1, región 2 y región 3, los cuales son similares a los reportados para plantas de biogás en varias regiones del mundo.

Escalante et al, (2016) construyeron un sistema de soporte de decisiones espaciales (SDSS) para ayudar a los tomadores de decisiones a seleccionar la materia prima adecuada de acuerdo con el potencial de biometanización, identificar la ubicación más adecuada para las instalaciones de biogás, determinar la capacidad óptima de la planta y la cadena de suministro, y evaluar los riesgos y costos asociados. La herramienta fue validada en siete residuos de cultivos ubicados en Santander, Colombia. Entre los resultados encontrados, el bagazo de fique genera alrededor de 0,21 millones de m³ de CH₄ al año (0,329 m³ de CH₄ kg⁻¹ de sólidos volátiles) con una planta rentable mínima de alrededor de 2000 toneladas al año y una tasa

interna de retorno del 10,5%. El SDSS se puede aplicar para evaluar otros recursos de biomasa, períodos de disponibilidad y potencial de codigestión.

Mantilla et al, (2007). Realizaron las consideraciones tenidas en cuenta y los resultados del diseño de una planta productora de biogas a gran escala, a partir de residuos orgánicos de ganado vacuno, con el objetivo de observar la factibilidad técnica y económica para la implementación de este tipo de sistemas de manejo de residuos orgánicos en el país. La capacidad de la planta diseñada permite procesar el estiércol de 1.300 reses, generando 500 kW de energía eléctrica mediante la operación de un motor generador que funciona con una mezcla de combustible diésel y biogás. El diseño incluyó el dimensionamiento de los establos para el ganado, los sistemas de recolección, transporte y mezcla del estiércol, el digestor, el tanque de efluente y el sistema para el tratamiento del biogás, entre otros elementos, utilizando equipos disponibles actualmente en la planta. Además, se llevó a cabo un estudio económico el cual permite concluir sobre la viabilidad del proyecto y la importancia de la evolución del costo del combustible diésel para la determinación de los tiempos de retorno de la inversión.

3. METODOLOGÍA

3.1. Descripción del área de estudio

Los experimentos se realizaron en el Laboratorio de Toxicología de la Universidad de Córdoba 8°47'16"N 75°51'28"O (Google Earth, 2020).

3.2. Materia prima

Se utilizó dos tipos de sustratos, *Eichhornia crassipes* (EC) y el estiércol de vaca fresco (AC) para la digestión anaerobia. La EC y AC fueron colectados en la zona de la Mojana-Colombia vereda La Mejia municipio de San Marcos Sucre (entre los 8° 46' N y los 75° 11' E norte y entre los 75° 15' y los 73° 45' de longitud oeste). La Mojana Colombiana tiene una extensión aproximada de 5545 km², con una población de 316.320 habitantes e incluye los Municipios de Achi, Ayapel, Caimito, Guaranda, Majagual, San Benito, San Marcos, Magangué, San Jacinto y Sucre (Marrugo et al., 2015). Después de la recolección, estos sustratos fueron refrigerados a 4° C hasta su uso (Sunarso et al., 2012; Lo Níee-Liew, 2011).

3.3. Diseño del Experimento

Este estudio consistió en la digestión anaerobia de los dos sustratos (EC y AC). Los dos sustratos se mezclaron según el diseño estadístico de superficie-respuesta. Con las variables %EC y %AC en los rangos de composición de 8,8 a 26,4% y 2,6 a 7,7 % respectivamente, teniendo como respuesta el %Metano generado para cada microsistema.

El diseño fue factorial en 3 niveles: 3² diseños que estudiaron los efectos de 2 factores (%EC y % AC) en 27 ejecuciones. El diseño fue ejecutado en 3 bloques, con un orden de experimentos completamente aleatorizado, esto protegió contra los efectos de variables ocultas. La **tabla 3**, muestra el resumen del diseño experimental utilizado para el modelo de superficie respuesta.

Tabla 3. Modelo de superficie respuesta para la optimización en la digestión anaerobia de Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y co-digestión con estiércol de vaca (AC).

Factores	Bajo	Alto	Unidades	Continuo
EC	8,8	26,4	%	si
AC	2,6	7,7	%	si
Respuesta	Unidades			
Metano	%			

3.4. Determinación de las propiedades físico-químicas de los sustratos

Tanto a EC y AC y sus combinaciones en diferentes proporciones se les analizaron sólidos totales (TS), sólidos volátiles (VS), sólidos fijos, contenido de humedad, carbono orgánico, pH y Hg total antes y después de proceso de digestión. Todos las propiedades físico-químicas serán analizadas según los Métodos Estándar para el análisis de agua y aguas residuales (APHA, 1995) como sigue.

3.4.1. Sólidos totales

En primer lugar, se secó en estufa un plato de evaporación limpio (a 105 °C durante 1 hora), se enfrió en desecadores y se pesaron inmediatamente antes del uso. La Materia prima (10 g) se colocó en el plato de evaporación en un horno a 105 ° C, utilizando un crisol para evaporar durante 24 horas. Después de 24 horas el crisol fue sacado del horno, posteriormente fue enfriado en desecadores, y pesado. El porcentaje de solidos totales (TS) fue calculado utilizando la siguiente fórmula (APHA, 1995).

$$\%TS = \frac{mDS}{mFS} \times 100 \quad \text{ecuación 5}$$

Dónde, % TS = porcentaje de sólidos totales, MDS = masa de la muestra seca (peso final) en gramos, mFS = masa de la muestra fresca en gramo. La eliminación TS en porcentaje se calculó utilizando la ecuación 6.

$$TS \text{ removal } (\%) = \frac{TSi - TSf}{TSi} \times 100 \quad \text{ecuación 6}$$

Dónde, TSi = sólidos totales iniciales (%). Es decir, TS determinada antes de la AD y TSf = sólido final total (%). Es decir, TS determinado después de la AD.

3.4.2. Sólidos volátiles y fijos

Una vez determinado los TS, el sustrato fue secado en un horno encendió a 550 °C en una mufla horno durante 3 horas para determinar el contenido de sólidos volátiles y sólidos fijos del sustrato. Las siguientes fórmulas se emplearon para calcular el porcentaje del contenido de sólidos volátiles (VS) de las muestras (APHA, 1995).

$$\%VS = \frac{mDS - m(ash)}{mDS} \times 100 \quad \text{ecuación 7}$$

Dónde, % VS = porcentaje de sólidos volátiles, mDS = masa de sólidos secos en gramo, m (ash) = masa restante después de la ignición (ceniza). Sólidos fijos (FS) pueden ser hallados con la fórmula TS = VS + FS. El porcentaje VS eliminado se calculó usando la siguiente ecuación.

$$VS \text{ removal } (\%) = \frac{VSi - VSf}{VSi} \times 100 \quad \text{ecuación 8}$$

Dónde, VSi = sólidos volátiles iniciales (%), VSF = sólidos volátiles final (%) después de AD.

3.4.3. Determinación del contenido de humedad

Para determinar el porcentaje de humedad en las muestras, se tomó 10 gramos de sustrato fresco, se secaron en un horno a 105 °C durante 24 horas y se volvieron a pesar. Después se calculó el contenido de humedad de la siguiente manera (APHA, 1995).

$$\%H = \frac{W-D}{W} \times 100 \quad \text{ecuación 9}$$

Dónde, H = contenido de humedad, W = peso inicial de la muestra en gramos, D = peso de la muestra después de secar a 105 °C en gramos.

3.4.4. Las determinaciones de pH

El valor pH se determinará utilizando medidor de pH digital (HANNA HI 8314) antes y después del proceso de digestión (APHA, 1995).

3.4.5. El carbono orgánico

El contenido de carbono de la materia prima se obtuvo a partir de los datos de sólidos volátiles utilizando una ecuación empírica según lo informado por Badger et al., (1979).

$$\%C = \frac{\%VS}{1,8} \quad \text{ecuación 10}$$

Dónde, VS = sólidos volátiles

3.5. Análisis de mercurio total en la digestión anaeróbica

La concentración de Hg total (HgT) en la digestión anaeróbica determinó antes y después del tratamiento mediante descomposición térmica detectada por espectrometría de absorción atómica, mediante analizador directo de mercurio DMA-80, Milestone Instruments, con material de referencia macrófitas (CRM-1753a; 0.034±0.004 µg/g), El porcentaje de recuperación fue 97.8±0.31%. El HgT volátil generado en la digestión se determinó por diferencia de concentración entre el mercurio al final de la digestión y al inicio del proceso. El límite de detección fue de 0.001 µg/ml, calculado como la media más tres veces la desviación estándar (SD).

3.6. Digestión anaeróbica de los sustratos

Los experimentos de co-digestión se llevaron a cabo en modo Batch en digestores de 500 ml con dos sustratos preparados en mezclas en diferentes proporciones de (Jacinto de agua y estiércol de vaca), según el diseño experimental con un tiempo de digestión de 32 días (Fekadu, 2014). Lo sugerido por Tchobanoglous et al. (1993), menciona que las mezclas de los sustratos deben tener una cantidad apropiada de agua destilada y de inóculo para lograr el contenido recomendado de sólidos totales entre 8 y 12% w/w en la suspensión de fermentación. Para fines de optimización de superficie respuesta las mezclas de EC y AC estuvieron en porcentajes de sólidos totales entre 4 y 12%. La cantidad total de líquido necesario añadido a la cuba de digestión para ajustar el contenido del porcentaje de sólidos totales se calculó con la siguiente ecuación.

$$Y = \frac{mTS - \%TSX}{\%TS} \quad \text{ecuación 11}$$

Dónde, mTS = masa de sólidos totales, X = masa de sustrato fresco Y = masa del fluido (agua destilada) que se añade para obtener el porcentaje de sólidos totales en el digestor. A continuación, se determinó la cantidad de agua destilada que tiene que ser añadido usando la siguiente fórmula.

$$Z = Y - 100$$

ecuación 12

Dónde, Z = cantidad de agua destilada Y = cantidad total de líquido (agua destilada) **tabla 4.** Los tratamientos fueron dispuestos al azar en el laboratorio y se realizaron tres repeticiones. La temperatura del biodigestor se mantuvo a 38 °C en incubadora, lo que representa condición mesófila (Knottier, 2003). Los valores de pH iniciales también se mantuvieron dentro del intervalo de pH para la producción de biogás óptima. Diariamente se evaluó el volumen de biogás generado así mismo el porcentaje de metano en cada sistema de digestión (Yadvika et al., 2004).

Tabla 4. Proporción de diferentes sustratos (wf, peso Húmedo), *Eichhornia crassipes* (CE) y estiércol de vaca (AC) utilizado para la co-digestión anaerobia. T1: 8,8%EC-2,6%AC; T2: 26,4%EC-5,1%AC; T3: 8,8%EC-7,7%AC; T4: 26,4%EC-7,7%AC; T5: 17,6%EC-2,6%AC; T6: 8,8%EC-5,1%AC; T7: 17,6%EC-5,1%AC; T8: 26,4%EC-2,6%AC; T9: 17,6%EC-7,7%AC.

Tratamiento	%EC wf	%AC wf	TS de EC (g)	TS de AC (g)	% ST EC	% ST AC	% ST total	Vol. de agua añadido
1	8,8	2,6	35,2	10,2	2,0	2,0	4,0	154,6
2	26,4	5,1	105,6	20,4	6,0	4,0	10,0	274,0
3	8,8	7,7	35,2	30,6	2,0	6,0	8,0	334,2
4	26,4	7,7	105,6	30,6	6,0	6,0	12,0	263,8
5	17,6	2,6	70,4	10,2	4,0	2,0	6,0	319,4
6	8,8	5,1	35,2	20,4	2,0	4,0	6,0	344,4
7	17,6	5,1	70,4	20,4	4,0	4,0	8,0	309,2
8	26,4	2,6	105,6	10,2	6,0	2,0	8,0	284,2
9	17,6	7,7	70,4	30,6	4,0	6,0	10,0	399,0

3.7. Configuración del digestor para producción de biogás

Se construyeron 27 digestores anaerobios (botella de vidrio) para el lote de experimentos escala con que el biogás se produce a partir de la degradación de los sustratos en digestores de 500 ml. Dos botellas de vidrio dispuestas de una manera tal, que en una se realiza la digestión y en otra una trampa de CO₂ (con una solución de NaOH), de este segundo recipiente se desprende el gas purificado a un medidor de volumen de gas tipo probeta invertida el cual tiene un desprendimiento lateral con conexión a un gasodómetro donde se pudo medir el %Metano (**figura 4**). Las tapas de los digestores fueron selladas herméticamente usando pegamento con el fin de controlar la entrada de oxígeno y la pérdida de biogás (Itodo et al., 1992).

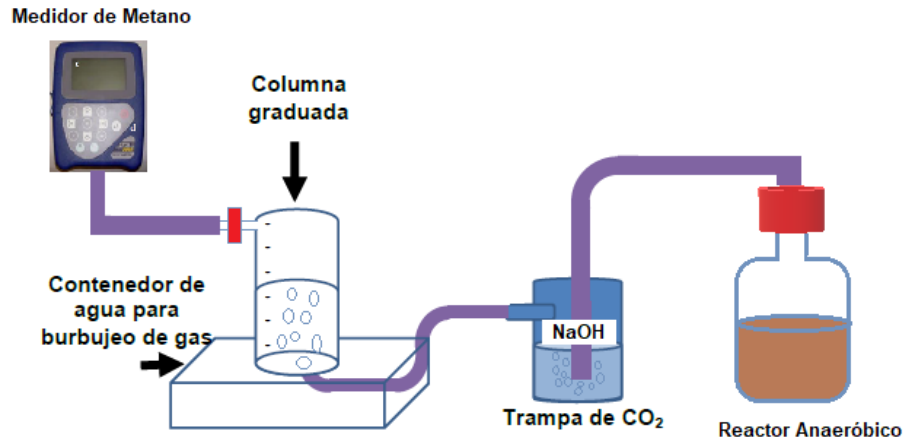


Figura 4. Reactor de experimentación para la producción de biogás a partir de *Eichhornia crassipes* y co-digestión con estiércoles de ganado. Adaptado de Jing, 2013.

3.8. Subproductos de digestión como fertilizante agrícola

Los subproductos de la digestión fueron sometidos a análisis con el fin de determinar su uso como fertilizante agrícola, basados en la Norma Técnica Colombiana (NTC) 5167.

3.8.1. Análisis de los datos

Se comprobó la normalidad estadística de los datos. La comparación de los valores obtenidos de pH, %C, %H, %ST, %VS y Hg-T antes y después de la digestión se estableció por la prueba de Tukey HSD con el 95 % de confianza ($p < 0.05$) (Miller y Miller, 2010). Los resultados de los análisis son presentados por la media ($\bar{X}$) de las determinaciones por triplicado. Para cada sistema de análisis y las diferentes muestras son presentados como la media $\pm$ desviación estándar (DS). El método de optimización por superficie respuesta se realizó mediante el mismo paquete estadístico (STATGRAPHICS Plus 5.1). Todos los resultados obtenidos de % Metano en las digestiones fueron sometidas a, Coeficiente de regresión para %Metano, Resultados Estimados para %Metano, Camino de Máximo Ascenso para %Metano, Gráfica de Efectos Principales, Contornos de la superficie estimada y Gráfica de Interacción para %Metano y análisis de varianza (ANOVA).

4. RESULTADOS Y ANÁLISIS

4.1. Propiedades físico-químicas de los sustratos utilizados en la co-digestión.

Las características físico-químicas de EC y AC en cada tratamiento se analizaron antes y después de la digestión anaeróbica, los resultados se muestran en la tabla 5.

Tabla 5. Comparación de pH, % H y % Carbono Orgánico antes y después de la digestión anaeróbica en todos los tratamientos (los valores son media $\pm$ DS, n = 3).

Tratamiento	Parámetro					
	pH		%H		%C	
T1	6,41 $\pm$ 0,01 ^{Aa}	8,60 $\pm$ 0,15 ^{CDb}	73,11 $\pm$ 0,50 ^{Aa}	75,18 $\pm$ 0,78 ^{Aa}	11,40 $\pm$ 0,10 ^{Da}	9,53 $\pm$ 0,03 ^{Hb}
T2	6,70 $\pm$ 0,06 ^{Ba}	8,53 $\pm$ 0,03 ^{BCb}	77,39 $\pm$ 1,05 ^{BCa}	81,11 $\pm$ 1,51 ^{CDb}	10,15 $\pm$ 0,06 ^{Fa}	8,51 $\pm$ 0,01 ^{Fb}
T3	6,60 $\pm$ 0,02 ^{Ba}	8,61 $\pm$ 0,03 ^{CDb}	75,87 $\pm$ 1,09 ^{Ba}	78,61 $\pm$ 0,73 ^{BCa}	10,16 $\pm$ 0,01 ^{Fa}	7,43 $\pm$ 0,02 ^{DEb}
T4	6,75 $\pm$ 0,03 ^{Ba}	8,72 $\pm$ 0,04 ^{Db}	82,36 $\pm$ 0,89 ^{Da}	84,05 $\pm$ 0,47 ^{Da}	8,91 $\pm$ 0,06 ^{Ba}	7,59 $\pm$ 0,09 ^{Eb}
T5	7,19 $\pm$ 0,04 ^{Ca}	8,42 $\pm$ 0,02 ^{ABb}	75,39 $\pm$ 0,92 ^{Aba}	77,88 $\pm$ 2,08 ^{ABa}	8,26 $\pm$ 0,07 ^{Ca}	6,53 $\pm$ 0,09 ^{Ab}
T6	7,24 $\pm$ 0,16 ^{Ca}	8,33 $\pm$ 0,03 ^{Ab}	75,50 $\pm$ 0,90 ^{Aba}	77,53 $\pm$ 0,54 ^{ABa}	9,85 $\pm$ 0,11 ^{Aa}	7,21 $\pm$ 0,08 ^{CDb}
T7	6,73 $\pm$ 0,02 ^{Ba}	8,54 $\pm$ 0,02 ^{BCb}	74,75 $\pm$ 1,17 ^{Aba}	77,46 $\pm$ 0,96 ^{ABa}	10,45 $\pm$ 0,10 ^{Ea}	8,43 $\pm$ 0,12 ^{Fb}
T8	6,63 $\pm$ 0,02 ^{Ba}	8,34 $\pm$ 0,03 ^{Ab}	75,84 $\pm$ 0,62 ^{Ba}	78,97 $\pm$ 0,45 ^{BCb}	9,55 $\pm$ 0,23 ^{Aa}	7,23 $\pm$ 0,06 ^{Cb}
T9	7,41 $\pm$ 0,02 ^{Da}	8,53 $\pm$ 0,01 ^{BCb}	78,61 $\pm$ 0,99 ^{Ca}	83,05 $\pm$ 0,86 ^{Db}	8,85 $\pm$ 0,16 ^{Ba}	6,87 $\pm$ 0,10 ^{Bb}

Diferentes letras minúsculas indican diferencia estadísticamente significativa ($p < 0,05$) antes y después de digestión anaeróbica y diferentes letras mayúsculas indican diferencia estadísticamente significativa ($p < 0,05$) entre tratamientos. T1: 8,8%EC-2,6%AC; T2: 26,4%EC-5,1%AC; T3: 8,8%EC-7,7%AC; T4: 26,4%EC-7,7%AC; T5: 17,6%EC-2,6%AC; T6: 8,8%EC-5,1%AC; T7: 17,6%EC-5,1%AC; T8: 26,4%EC-2,6%AC; T9: 17,6%EC-7,7%AC.

El pH es un parámetro crucial en la detección dinámica y la regulación del proceso de digestión anaerobia debido al hecho de que la estabilidad operativa y las actividades de las bacterias acidogénicas y metanogénicas son significativas. En los distintos tratamientos los valores de pH iniciales estuvieron entre 6,42 y 7,43 para los tratamientos T3 y T9 respectivamente. Según Le Zhang et al, 2019, cada sistema estuvo entre los valores óptimos de pH para la producción de metano (6-8).

De acuerdo a Zhang et al., 2015, las condiciones óptimas de pH inicial para la actividad de los metanógenos y la producción de metano fueron de 6.8 y 7.5 para la codigestión anaeróbica termofílica de estiércol porcino con tallo de maíz y codigestión de residuos de cocina con estiércol de vaca.

Hills y Roberts, 1981 sugiere que mezclar sustratos es una buena manera de ajustar el valor de pH al óptimo. Existe diferencia significativa en los valores de pH de la digestión anaerobia antes y después del proceso ($p < 0,05$).

Después de la digestión anaerobia, los valores de pH de los sustratos se incrementaron en comparación con los valores antes de la digestión. Esto se puede atribuir a la producción de compuestos alcalinos (por ejemplo, iones amonio) durante la degradación de compuestos orgánicos en el digestor (Gerardi, 2003).

El alto valor de pH registrado después de la digestión anaerobia para todos los tratamientos en este estudio podría atribuirse a una mayor producción de amoníaco resultante de la materia orgánica disponible de la EC y el estiércol de vaca (Gray et al., 1971). El valor del pH aumenta a través de la acumulación de amoníaco durante la degradación de las proteínas, mientras que la acumulación de ácidos grasos volátiles resultantes de la degradación de la materia orgánica disminuye el valor pH.

El agua es un parámetro vital en el proceso de digestión, ya que promueve la difusión de nutrientes solubles y sustratos hacia sitios bacterianos. Según el contenido de agua, la digestión anaeróbica puede ser de dos tipos, seca y húmeda. La literatura recomienda que el %H para condiciones óptimas en las digestiones anaeróbicas seca sea entre 60 y 75% y en las digestiones húmedas de 85 a 90% (Luning et al, 2003).

El contenido medio de humedad (% H) varía entre los tratamientos T2 (26,4%EC-5,1%AC), T8 (26,4%EC-2,6%AC) y T9 (17,6%EC-7,7%AC) antes y después de la digestión anaeróbica ($p < 0,05$). Se encontró que el contenido de humedad en todos

los sustratos fue alto, esto facilita la degradación eficiente de los sustratos ya que las bacterias pueden acceder fácilmente al sustrato líquido y se realiza las reacciones pertinentes de digestión con más facilidad (Buysman, 2015). A nivel general una materia orgánica con porcentajes de humedad superior al 50% puede ser aprovechada energéticamente mediante el proceso bioquímico de fermentación o de digestión anaerobia (Al-Karaghoul, 2013).

Hubo diferencia significativa ($p < 0,05$) entre los tratamientos antes y después de la digestión anaeróbica en con respecto al %C, de igual manera existieron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la mayoría de los tratamientos antes y después de las digestiones anaeróbicas. Los mayores porcentajes de degradación de carbono orgánico se obtuvieron en los tratamientos T1: 8,8%EC-2,6%AC; T3: 8,8%EC-7,7%AC y T6: 8,8%EC-5,1%AC (Tabla 5). El carbono orgánico se puede eliminar en digestores anaerobios ya sea por ser convertidos a materiales para el crecimiento celular y la reproducción de bacterias o la producción de biogás (Gerardi, 2003). Por lo tanto, la disminución de carbono refleja el proceso de degradación durante digestión anaerobia (Devlin et al, 2011). En nuestro caso, la degradación por ciento de carbono orgánico para T1, T3 Y T6 fue mayor que el resto de los tratamientos, lo que sugiere que las mezclas en dichas proporciones mejora la degradación y la producción de biogás. Resultados similares también ha sido reportado por Teame (2014) en su experimento de co-digestión de estiércol de vaca y la cáscara de cactus.

4.1.1. El análisis de los valores de TS y VS de los diferentes tratamientos antes y después de la digestión anaeróbica.

El contenido de sólidos totales (TS) de todas las proporciones de mezclas antes de la digestión anaeróbica estuvieron entre 21,08 y 22,5% en los tratamientos T3 y T1 respectivamente. Los TS iniciales máximos (TS antes de digestión anaeróbica) se midieron para los sustratos de Jacinto de agua y estiércol de vaca respectivamente (EC 2,27 g peso seco/10 g peso húmedo; AC 1,96 g peso seco/10 g peso húmedo). Al determinar TS y VS, es importante entender que un alto contenido de ácidos

grasos volátiles (AGV) en los sustratos puede producir resultados engañosos, ya que pueden volatilizarse del sustrato cuando se calientan por primera vez y, por lo tanto, dar valores de sólidos totales y sólidos volátiles demasiado bajos. Esto, a su vez, puede producir estimaciones incorrectas de la producción de biogás, que dependen de los sólidos volátiles (Annaschnure, 2010).

El contenido de TS del 21,7% de la EC utilizado para este experimento está en el rango de 21 a 23% de los TS informado por Sadaka et al, (2003). El contenido de TS obtenido (19,6%) en este experimento para estiércol de vaca está en el rango de 19 a 22% informado por Devlin et al. (2011) para estiércol de vaca.

Después de la digestión anaerobia los valores de TS disminuyeron significativamente en los tratamientos T1, T3 y T6 ($p < 0,05$) (Figura 5), esto podría deberse a una acidogénesis y metalogénesis equilibradas en algunos sustratos mixtos (Fekadu, 2014).

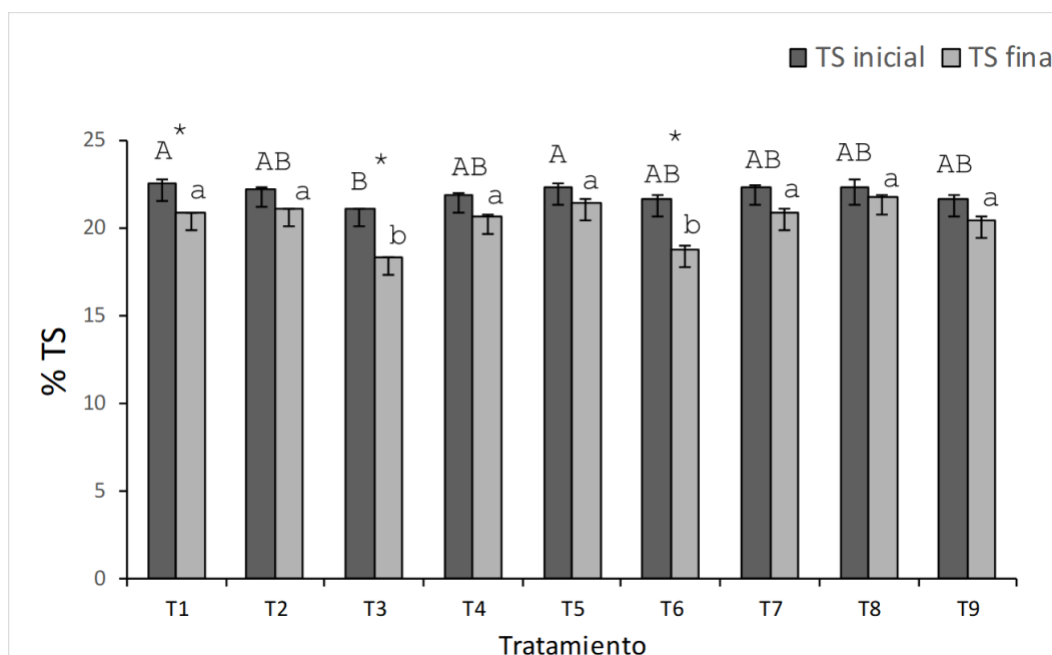


Figura 5. Valores de %TS para los sustratos antes y después de la digestión. Las letras mayúsculas representan diferencias entre % TS en los diversos tratamientos antes de la digestión, letras minúsculas representan diferencias entre %TS en los diversos tratamientos después de la digestión. El asterisco (*) muestra que hubo una diferencia significativa en % TS antes y después de la digestión ($p < 0,05$).

Se observaron diferencias significativas de VS entre los sustratos antes y después de la digestión anaeróbica. Sin embargo, se midió una alta reducción de VS en sustratos de mezcla de T3: 8,8%EC-7,7%AC y T6: 8,8%EC-5,1%AC en comparación con el resto de sustratos después de la digestión anaeróbica (Figura 6). Después de la digestión anaeróbica, los valores de VS disminuyeron significativamente en todas las mezclas de sustrato. La eliminación de VS después de la digestión anaeróbica sugiere su conversión a biogás. La eliminación de sólidos totales y sólidos volátiles es un buen parámetro para evaluar la eficiencia de la digestión anaeróbica (Abubaker e Ismail, 2012) y es un buen indicador de la producción de biogás (Anonymous, 1981). Joung et al. (2008) informaron resultados similares.

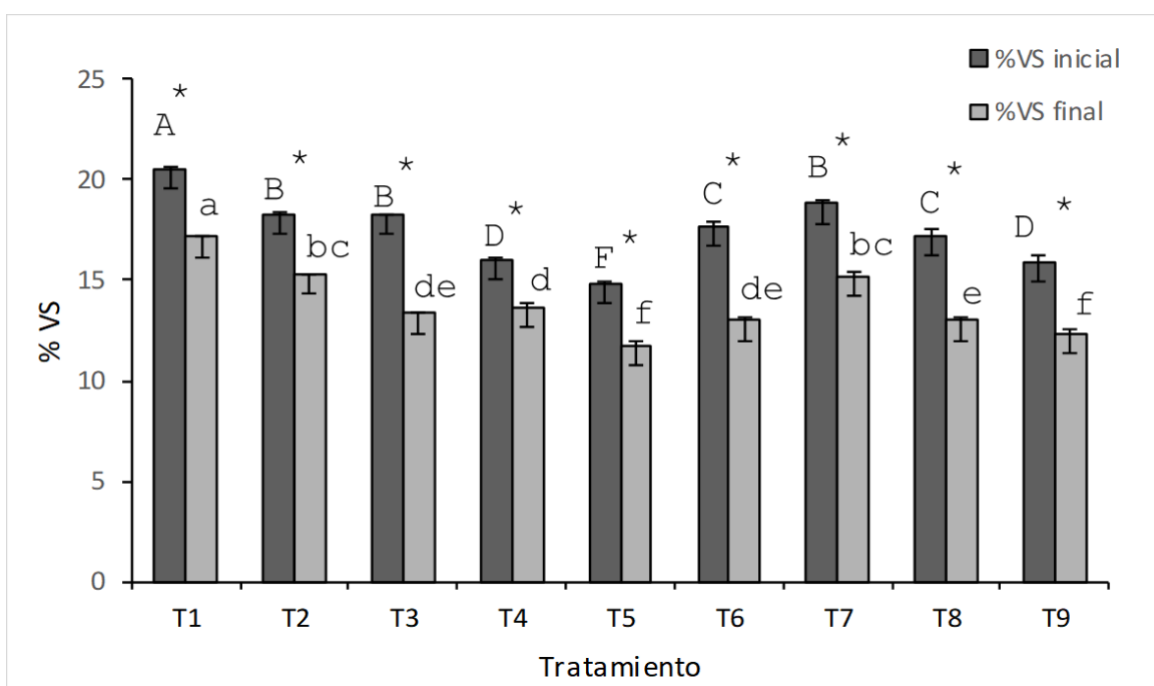


Figura 6. Valores de VS para sustratos antes y después de la digestión. Las letras mayúsculas representan diferencias entre % VS en los diversos tratamientos antes de la digestión, letras minúsculas representan diferencias entre % VS en los diversos tratamientos después de la digestión. El asterisco (*) muestra que hubo una diferencia significativa en % VS antes y después de la digestión ($p < 0,05$).

Los VS obtenidos para el estiércol de vaca en términos de %TS para nuestro estudio fue de 79,51% y 85,32% para el Jacinto de agua. Esto está de acuerdo con Fulford

(1988) quien informó que la composición de desechos animales y humanos consiste típicamente en 15-48% de TS y VS es 77-90% de TS.

Las concentraciones de Hg-T en los distintos tratamientos estuvieron entre 0,132 y 0,426 ug/g para T1: 8,8%EC-2,6%AC y T4: 26,4%EC-7,7%AC respectivamente antes de la digestión anaeróbica y de 0,121 a 0,364 ug/g para los mismos tratamientos T1 y T4 respectivamente después de la digestión anaeróbica. Existió diferencia estadísticamente significativa ($p < 0,05$) para los contenidos de Hg-T antes y después de la digestión anaeróbica en los tratamientos T2: 26,4%EC-5,1%AC; T3: 8,8%EC-7,7%AC; T4: 26,4%EC-7,7%AC; T8: 26,4%EC-2,6%AC y T9: 17,6%EC-7,7%AC. Los tratamientos con más altos contenidos de Hg-T fueron T2: 26,4%EC-5,1%AC; T4: 26,4%EC-7,7%AC; T8: 26,4%EC-2,6%AC y T9: 17,6%EC-7,7%AC presumiblemente por su alto contenido de Biomasa. Para todos los tratamientos los porcentajes de Hg-T retenidos después de la digestión anaeróbica estuvieron entre 84,74 y 92,59 % en T4 y T5 respectivamente, estos valores indican que el Hg-T se mantiene en la biomasa aun después de la digestión anaeróbica con porcentajes encima de 80%.

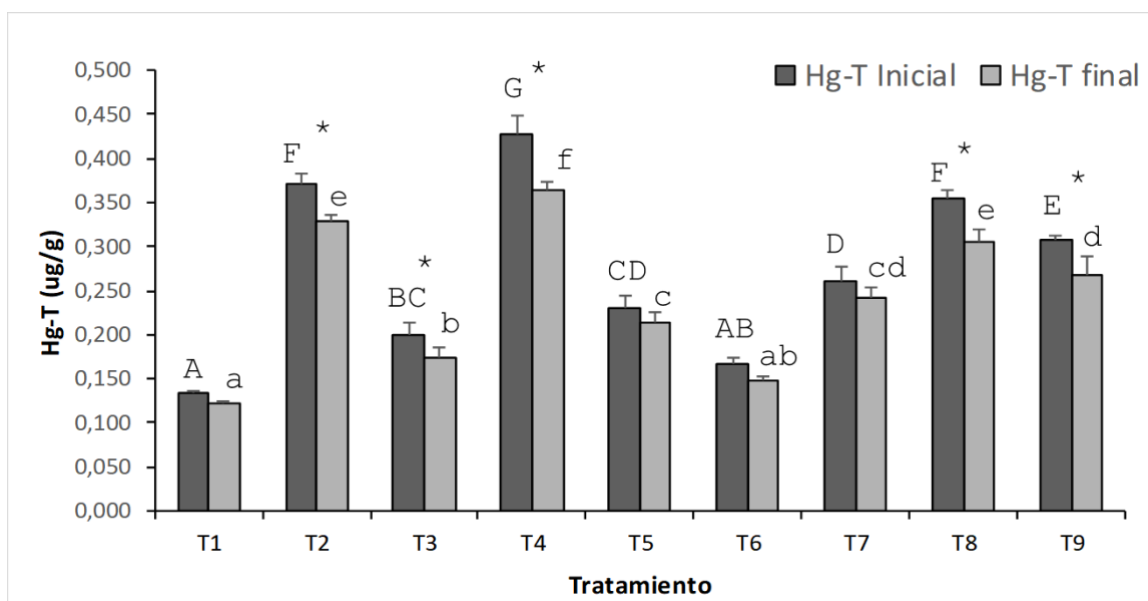


Figura 7. Valores de Hg-T para sustratos antes y después de la digestión. Las letras mayúsculas representan diferencias entre Hg-T en los diversos tratamientos antes de la digestión, letras minúsculas representan diferencias entre Hg-T en los diversos tratamientos después de la digestión. El asterisco (*) muestra que hubo una diferencia significativa en Hg-T antes y después de la digestión ($p < 0,05$).

Marrugo-Negrete et al, (2010) encontraron concentraciones similares en de T-Hg en la macrófita EC en la zona de la Mojana-Colombia recolectadas en las partes noreste y sur del pantano. Las concentraciones de Hg-T en esta planta siempre fueron mayores en raíces que en tallos, y en la mayoría de los casos, los valores más altos se encontraron en la zona noreste. De la misma manera Romero et al, 2011 reportan concentraciones de Hg-T en EC con valores de hasta 0,425 ug/g catalogándola la EC como una macrofita potencial acumuladora de Hg.

4.2. Optimización de composiciones de EC y co-digestor de estiércol de ganado (AC) para la digestión anaeróbica.

Se realizó la optimización de las condiciones experimentales de composición %EC y %AC peso fresco respectivamente según el diseño experimental mostrado en la tabla 3 de la parte metodológica. Las variables %EC y %AC estuvieron en los rangos de composición mínimos y máximos de 8,8 a 26,4% y 2,6 a 7,7 % respectivamente, la respuesta a estudiar fue el %Metano generado para cada tratamiento.

Todos los resultados obtenidos para la %Metano generado fueron sometidos a análisis de varianza (ANOVA), Coeficiente de regresión para %Metano, Gráfica de Efectos Principales, Gráfica de Interacción de efectos para %Metano, superficie respuesta estimada y Contornos de la superficie estimada. El **Anexo I** muestra los resultados obtenidos para la generación de %Metano según el diseño experimental mostrado. La **tabla 6** muestra los resultados de optimización para producción de %Metano, alcanzando un valor óptimo de eficiencia de 60,91% en condiciones de %EC 26,4 y %AC 7,7 en condiciones de temperatura mesófila (38°C).

Borowski (2015), encontró contenidos de metano en el biogás entre 55% y 60% para la mono-digestión de residuos sólidos municipales y entre 58% y 66% para la codigestión de residuos sólidos municipales y lodos de depuradora. Por otro lado, Gopalajah et al., (2021), informó del 64% de contenido de metano en biogás para

residuos de frutas, mientras que Scano et al., (2014), informó un contenido promedio de metano del 75% en lapsos de tiempo cortos, aunque Lin et al., (2011), reportaron menores contenidos promedio de metano (entre 53.7% y 63.8%) para residuos de frutas.

Pavi et al., (2017), lograron obtener porcentajes de metano en digestiones anaeróbicas de desechos orgánicos entre 76.5% y 80.8%, Los autores concluyen que la co-digestión dio como resultado un mayor contenido de metano, en comparación con la mono-digestión de estos sustratos. Esto surge del suministro equilibrado de nutrientes y el entorno de vida óptimo para los microorganismos anaerobios (Huang et al., 2016).

Tabla 6. Resumen de condiciones óptimas para la generación de %Metano en condiciones de temperatura mesófila (38°C).

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
%EC	8,8	26,4	26,4
%AC	2,6	7,7	7,7

La ecuación de regresión ajustada de los datos es de tipo binomial, como se muestra a continuación. Donde, EC y AC son las cantidades porcentuales de *Eichhornia crassipes* y Co-digestor de estiércol de ganado respectivamente.

$$\%Metano = 43,0739 - 0,804479*EC + 0,896236*AC + 0,0108328*EC^2 + 0,142602*EC*AC - 0,073476*AC^2$$

ecuación 13

Las **Figuras 8 y 9** muestran la superficie de respuesta estimada y gráfico de contorno de superficie respuesta estimada respectivamente para la producción de metano en la digestión anaeróbica. Delimitadas por diferentes colores, en donde los mayores porcentajes de remoción se encontraron en las condiciones porcentuales de EC y AC de 26,4 y 7,7 % respectivamente.

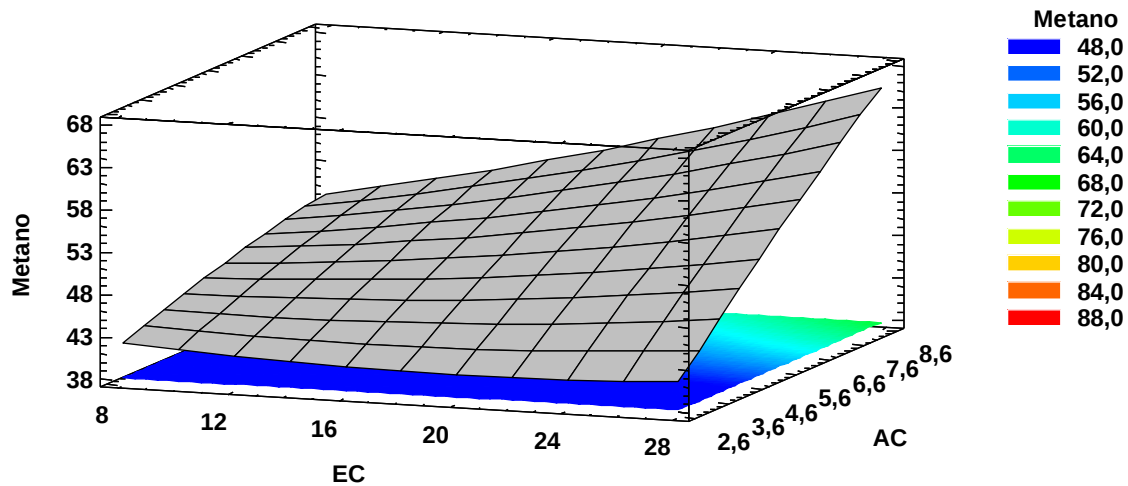


Figura 8. Superficie respuesta estimada para la producción de Metano en la digestión anaerobia de EC y AC en condiciones de temperatura mesófila (38°C).

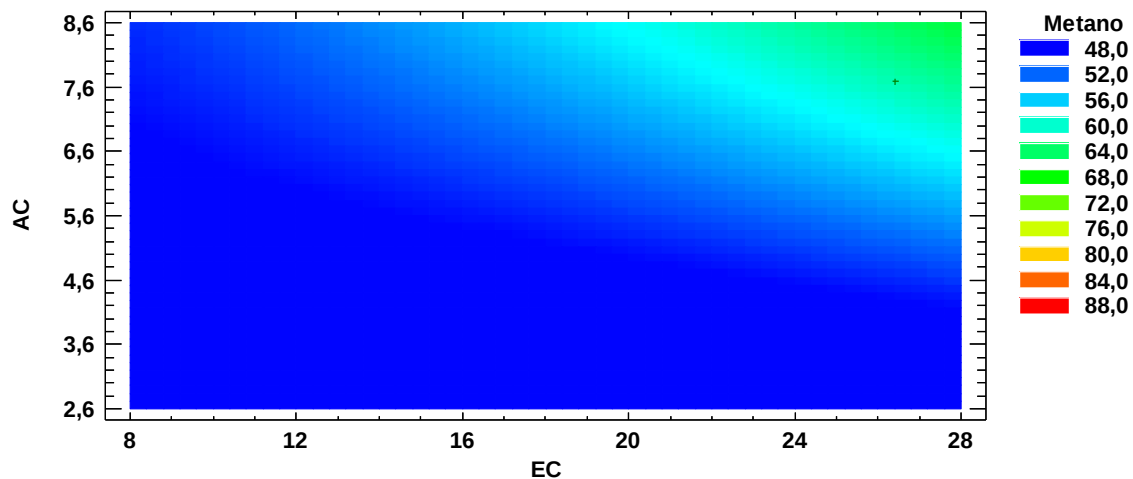


Figura 9. Contorno de superficie respuesta estimada para la producción de Metano en la digestión anaerobia de EC y AC en condiciones de temperatura mesófila (38°C).

La **Tabla 7**, muestra la ANOVA que particiona la variabilidad de % Metano en piezas separadas para cada uno de los efectos (EC y AC). Entonces prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. Para nuestro estudio tres efectos tienen un valor-P menor que 0.05, indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95 %. Las variables A: EC, B:AC y su interacción AB tienen un grande efecto en la formación de metano de la digestión anaeróbica.

Tabla 7. Análisis de Varianza para % Metano, ($p < 0,05$) existe diferencia significativa entre variables.

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
A:EC	135,027	1	135,027	23,19	0,0001
B:AC	821,476	1	821,476	141,09	0,0000
AA	4,22241	1	4,22241	0,73	0,4050
AB	122,88	1	122,88	21,11	0,0002
BB	1,36963	1	1,36963	0,24	0,6332
bloques	2,43185	2	1,21593	0,21	0,8134
Error total	110,623	19	5,82226		
Total (corr.)	1198,03	26			

La **Figura 10** muestra el grafico de efectos principales para el porcentaje de metano generado en la digestión anaeróbica, donde se muestra la tendencia de la formación de Metano en función del aumento de la cantidad de EC y AC. Los resultados revelan una mayor influencia en la variable AC (Co-digestor) en la respuesta generada para la digestión. Por su parte el grafico de interacciones entre variables, muestra que para porcentajes de EC bajos (8,8%) el porcentaje de metano es mucho menor que los encontrados en condiciones porcentuales de EC mayores (26,4%). En general la mayor respuesta de metano generado se obtiene a mayores cantidades porcentuales de EC y AC, sin embargo, la mayor respuesta obtenida para el % Metano se ve influenciada con la cantidad de AC a 7,7%. La alta influencia de la variable AC (Co-digestor) en la generación de metano se debe presumiblemente al efecto positivo que tiene la Co-digestión en los procesos de digestión anaeróbica, ya que el objetivo principal de la co-digestión consiste en equilibrar el nutriente manteniendo una relación C/N óptima en el sustrato. De igual forma Pavi et al, 2017 desarrolló su investigación en este sentido; sus cuantificaciones confirmaron que la codigestión aumentó el rendimiento de metano en aproximadamente un 141% con respecto a la mono digestión.

a

b

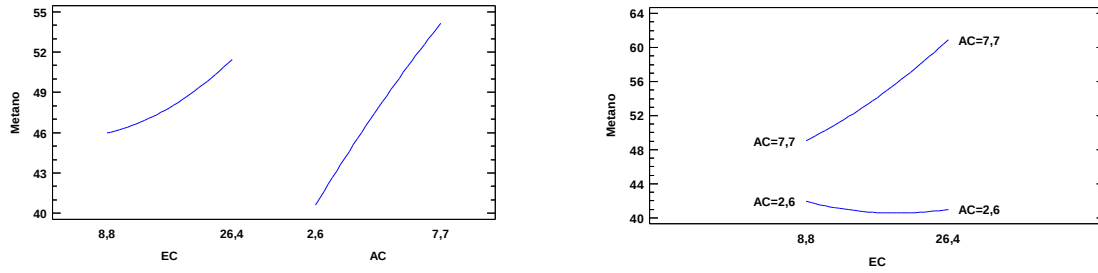


Figura 10. Grafica de efectos principales (a) y grafico interacciones entre variables (b) para la respuesta % Metano.

Además de los criterios mencionados para evaluar la suficiencia del modelo desarrollado, la diferencia entre la respuesta Experimental y la Predicha (residuos) pueden ser utilizados para analizar la eficacia del modelo gráficamente. Se les considera a los residuos las variaciones inexplicadas por el modelo y ellos tendrán una distribución normal si el modelo pronostica bien (Sarabia y Ortiz 2009). El grafico de probabilidad normal para residuos para una distribución normal debe dar de forma lineal y el grafico residuales contra valores predichos debería representar un patrón aleatorio de residuos alrededor de cero (Sarabia y Ortiz 2009). La **Figura 11** muestra el grafico de probabilidad normal de residuos para el modelo de optimización en la generación de Metano en las digestiones anaeróbica de EC y AC.

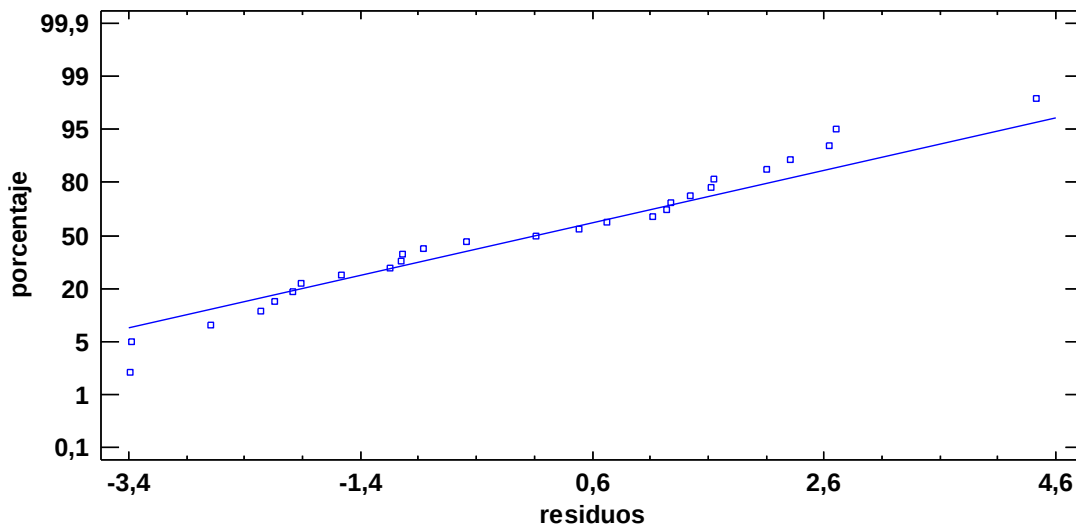


Figura 11. Gráfico de probabilidad normal para residuos en modelo de optimización de generación de metano en la digestión anaeróbica de EC y AC.

La **Figura 12** muestra el gráfico de residuo contra los predichos para la formación de Metano en la digestión anaeróbica de EC y AC, en donde se muestra un patrón aleatorio de residuos alrededor de cero representando una distribución normal.

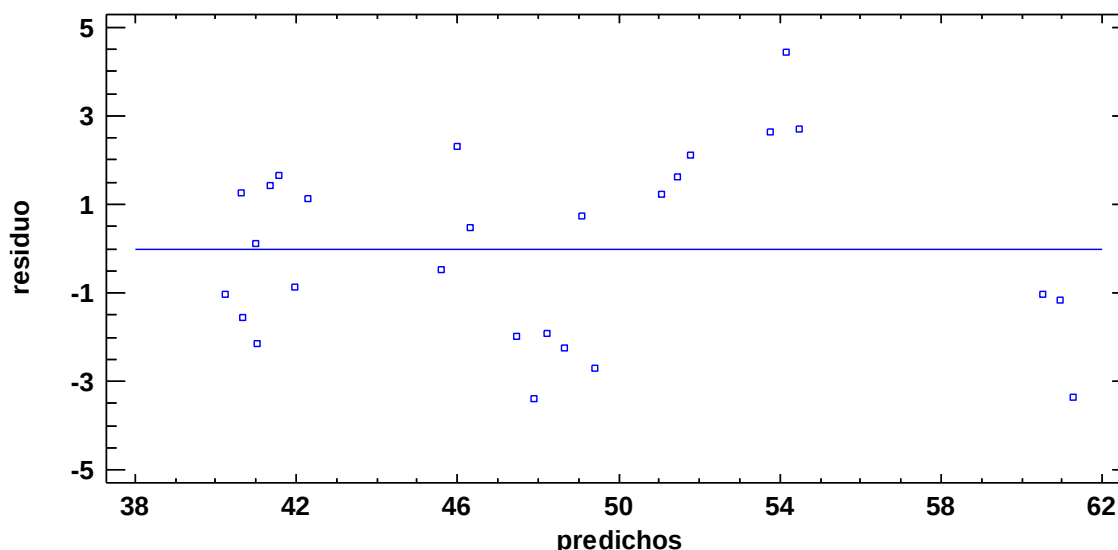


Figura 12. Gráfico de residuos en modelo de optimización de generación de metano en la digestión anaeróbica de EC y AC.

4.3. Subproductos de la digestión anaeróbica de EC y AC (Co-digestor de estiércol de vaca).

Terminado el tiempo de digestión (32 días) los subproductos de los tratamientos T1, T5 y T6 fueron analizados para determinar su composición química y su posible uso como fertilizante agrícola, basándonos en la Norma Técnica Colombiana (NTC) 5167. La **figura 13** muestra los resultados de metales pesados (As, Cd, Cr, Hg, Ni y Pb) encontrados en los subproductos de la digestión anaeróbica. Todos los valores hallados para metales están por debajo de la NTC 5167 existiendo diferencia estadísticamente significativa ($p < 0,05$).

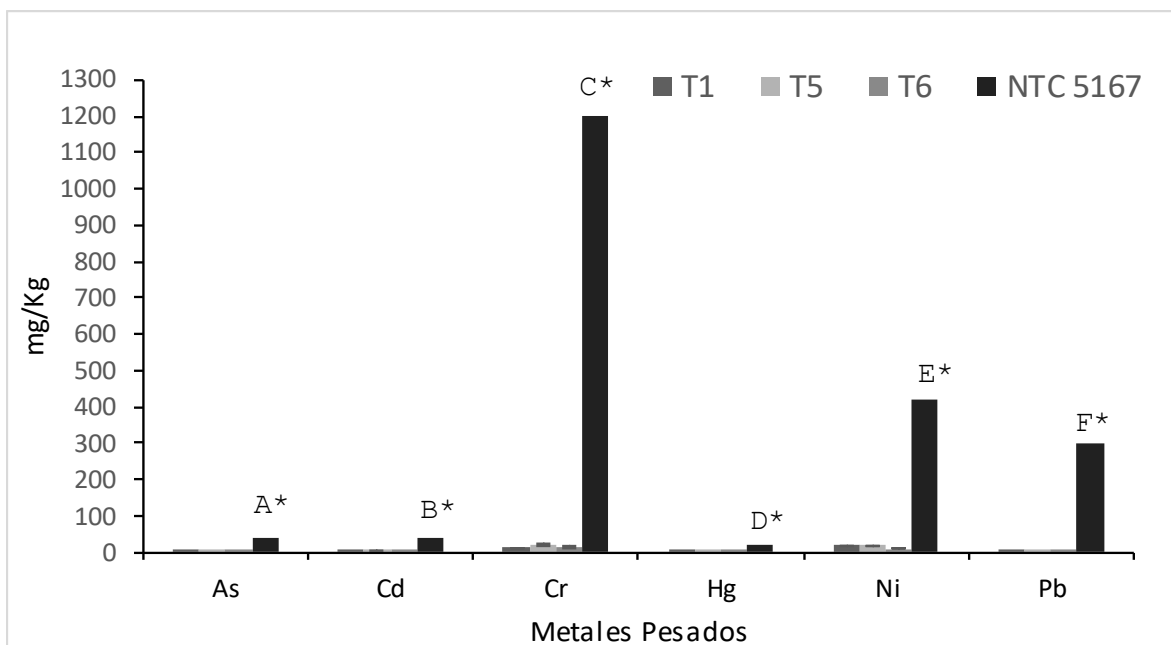


Figura 13. Valores de metales pesados (As, Cd, Cr, Hg, Ni y Pb mg/Kg) para los subproductos de tratamientos (T1: 8,8%EC-2,6%AC; T5: 17,6%EC-2,6%AC y T6: 8,8%EC-5,1%AC). Las letras mayúsculas representan diferencias entre la concentración de metales exigidas por la norma NTC 5167. El asterisco (*) muestra que hubo una diferencia significativa en la concentración de metales según la norma y la hallada en los tratamientos ($p < 0,05$).

La **tabla 8** muestra la caracterización del subproducto de digestión correspondiente al tratamiento T6: 8,8%EC-5,1%AC, los resultados indican que todos los parámetros encontrados se encuentran por debajo de los límites establecidos por la Norma NTC 5167 existiendo diferencia estadísticamente significativa ($p < 0,05$), para el uso de abonos orgánicos líquidos. Según los resultados obtenidos, se comprueba que este compost, puede ser utilizado como abono líquido.

Tabla 8. Caracterización de subproducto de digestión anaeróbica correspondiente al tratamiento T6: 8,8%EC-5,1%AC (los valores son media $\pm$ DS, n = 3).

Parámetro	Resultado	Unidades	Método analítico	Norma NTC 5167
carbono orgánico oxidable total	2,27 $\pm$ 0,05	g/L	Wakley-black (NTC 5167)	<20*
pH	6,93 $\pm$ 0,02	unidades de pH	Potenciómetro	N/A
Densidad (20°C)	1 $\pm$ 0,09	g/cm ³	Gravimétrico (NTC 5167)	N/A
Conductividad eléctrica 1:200	0,05 $\pm$ 0,01	ds/m	Potenciómetro	N/A
Sólidos insolubles	9,6 $\pm$ 0,21	g/L	Gravimétrico (NTC 5167)	<40*
N Total (N _{Org})	0,39 $\pm$ 0,05	g/L	sumatoria	<40*
Nitrógeno orgánico (N _{Org})	0,39 $\pm$ 0,07	g/L	Micro-Kjeldhal (NTC 5167)	N/A
Fosforo (P ₂ O ₅)	0,12 $\pm$ 0,08	g/L	Colorimétrico (NTC 5167)	N/A
Potasio (K ₂ O)	14,3 $\pm$ 0,23	g/L	Abs. Atómica (NTC 5167)	<50*
Calcio (CaO)	0,47 $\pm$ 0,09	g/L	Abs. Atómica (NTC 5167)	N/A
Magnesio (MgO)	0,19 $\pm$ 0,05	g/L	Abs. Atómica (NTC 5167)	N/A
Azufre (S-SO ₄)	0,17 $\pm$ 0,09	g/L	Turbidimétrico (NTC 5167)	N/A
Hierro	0,43 $\pm$ 0,08	g/L	Abs. Atómica (NTC 5167)	N/A
Manganeso	1,68 $\pm$ 0,09	mg/L	Abs. Atómica (NTC 5167)	N/A
Cobre	0,07 $\pm$ 0,02	mg/L	Abs. Atómica (NTC 5167)	N/A
Zinc	2,52 $\pm$ 0,21	mg/L	Abs. Atómica (NTC 5167)	<1800*
Boro	3,52 $\pm$ 0,32	mg/L	Colorimétrico (NTC 5167)	N/A
Sodio	0,17 $\pm$ 0,09	g/L	Emisión de llama (NTC 5167)	N/A

El asterisco (*) muestra que hubo una diferencia significativa entre los límites de la norma NTC 5167 y los valores obtenidos para T6.

Con respecto a la reutilización de biomasa contaminada por metales pesados, las investigaciones sugieren una problemática en la producción de grandes cantidades de biomasa contaminada. Este último es un desafío clave en la práctica de tales enfoques, para los cuales hasta ahora se han investigado algunos tipos de procesos de tratamiento/reutilización (Kovacs y Szemmelveisz, 2017; Tripathi et al, 2016; Ghosh y Singh, 2005). Estudios llevados a cabo por Hetland et al, 2001 demostraron que el compostaje puede reducir significativamente el volumen de biomasa cosechada, aunque esté contaminado con metales.

Sin embargo, el vertedero directo y el compostaje de biomasa contaminada con metales pesados tienen algunos inconvenientes inherentes, incluida la lixiviación y/o transferencia de metales en el suelos y cuerpos de agua, que limitan sus aplicaciones (Suer y Skold, 2011; Singh y Kalamdhad, 2013; Shukla et al, 2009)

En esta investigación se sugiere una alternativa para la reutilización de dichos subproductos de la digestión anaeróbica dejando una puerta abierta para mejorar la efectividad de del abono orgánico derivado del compost, usando aditivos que eleven su eficiencia.

5. CONCLUSIONES

En nuestro estudio se destacan los buenos resultados para la generación del Biogás metano en las mezclas, sobre todo en los tratamientos T1: 8,8%EC-2,6%AC; T3: 8,8%EC-7,7%AC y T6: 8,8%EC-5,1%AC, esto se ve reflejado en alta favorabilidad de algunas variables de control como pH, %Humedad, %Carbono, ST y VS.

Uno de los objetivos en esta investigación era determinar que sucedía con el contaminante Hg en esta clase de biomasa, sin embargo, los resultados indican que más del 80% del Hg-T queda retenido en la biomasa aun después de la digestión anaeróbica.

El análisis estadístico de optimización y superficie respuesta muestra un valor óptimo de eficiencia para la producción de metano de 60,91% en condiciones de composición %EC 26,4 y %AC 7,7. En general la mayor respuesta de metano generado se obtiene a mayores cantidades porcentuales de EC y AC, sin embargo, la mayor respuesta obtenida para el % Metano se ve influenciada con la cantidad de AC a 7,7%.

La alta atribución de la variable AC (Co-digestor) en la formación de CH₄ se debe probablemente al efecto positivo que tiene la Co-digestión en los procesos de digestión anaeróbica, ya que el objetivo principal de la co-digestión consiste en equilibrar el nutriente conservando una relación C/N óptima en el sustrato. Para nuestro estudio las variables EC, AC y su interacción tienen un grande efecto en la formación de metano de la digestión anaeróbica según el análisis estadístico de significancia.

En nuestra investigación se propone una alternativa para la reutilización de los subproductos de la digestión anaeróbica, según la norma colombiana NTC 5167 para abonos orgánicos, dejando una puerta abierta para mejorar la efectividad del derivado del compost, usando aditivos que eleven su eficiencia.

REFERENCIAS

A.P.H.A. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. http://www.mwa.co.th/download/file_upload/SMWW_1000-3000.pdf.Part1000,[accessed 2016].

Abhilash, P., Dubey, R., Tripathi, V., Srivastava, P., Verma, J., Singh, H. (2013). Remediation and management of POPs-contaminated soils in a warming climate: challenges and perspectives, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20 : pp. 5879-5885.

Abuabaker, B., and Ismail, N. (2012). Anaerobic Digestion of Cow Dung for Biogas Production. *ARPJ. Eng. Appl. Sci.* 7 (2): pp. 169-172.

Acevedo, P., Hernandez, M., Cabeza, I. (2016). Anaerobic Co-digestion of Organic Residues from Different Productive Sectors in Colombia: Biomethanation Potential Assessment. *Chemical Engineering Transactions.* 49. 10.3303/CET1649065.

Al-Karaghoul A., Kazmerski LL. (2013). Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. *Renew Sustain Energy Rev.* 24: pp. 343–56.

Alker, S., Joy, V., Roberts, P., Smith, N. (2000). The definition of brownfield, *J. Environ. Plann. Manage.* 43: pp. 49–69.

Angelidaki, I., and Ahring, B.K. (1999). Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. pp. 23-32. In: J.Mata-Alvarez, A. Tilche and F. Cecchi (eds.). *Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes.*

Annaschnurer, J. (2010). *Microbiological Handbook for biogas plants.* Swedish waste management. Swedish.

Anonymous, J. (1981). Biogas technology and utilization. A status Report. Department of Science and Technology. Government of India, New Delhi.20-46.098UUJKL.

Anushree, N. (2007). Environmental challenge a vis opportunity: The case of water hyacinth. *Environment International* 33: pp. 122–138.

Ariza, A. (2018). Biometano: Alternativa sostenible del gas natural. Recuperado el 04 de 06 de 2018, de http://www.cdtdegas.com/images/Descargas/Nuestra_revista/MetFlu11/6.

Arogo, J., Wen, Z., Ignosh, J., Bendfeldt E. and Collins, E.R. (2009). Biomethane Technology College of Agriculture and Life Sciences, Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia. pp. 442-881.

Atkins, M., Fuchs, M., Hoffman A. and Wilhelm, N. (2008). Plastic Tubular Biogas Digesters: A Pilot Project in Uru, Kilimanjaro, Tanzania.

AviNews. Colombia. (2018). El mayor productor de huevos invierte en biogás. Recuperado el 04 de 06 de 2018, de <https://avicultura.info/colombia-mayor-productor-huevos-invierte-biogas/>. (17 de 08 de 2016).

Aysu, T. and Küçük, M. (2014). Biomass pyrolysis in a fixed-bed reactor: Effects of pyrolysis parameters on product yields and characterization of products, *Energy*, 64, issue C, pp. 1002-1025.

Azizi, K., Moraveji, M., Najafabadi, H. (2017). Characteristics and kinetics study of simultaneous pyrolysis of microalgae *Chlorella vulgaris*, wood and polypropylene through TGA, *Bioresour. Technol.* 243: pp. 481–491.

Bacca, A. (2007). Estudio de los efectos hidráulicos causados por la planta acuática *Eichhornia crassipes* localizada en la superficie del agua en canales abiertos, Bogotá: Universidad de La Salle.

Badger, C., Bogue, M. and Stewart, D. (1979). Biogas production from crops and organic wastes. *J. Sci.* 22: pp. 11-20.

Balsamo, R., Kelly, W., Satrio, J., Ruiz-Felix, M., Fetterman, M., Wynn, R., Hagel, K. (2015). Utilization of grasses for potential biofuel production and phytoremediation of heavy metal contaminated soils, *Int. J. Phytorem.* 17: pp. 448–455.

Bert, V., Allemon, J., Sajet, P., Dieu, S., Papin, A., Collet, S., Gaucher, R., Chalot, M., Michiels, B., Raventos, C. (2017). Torrefaction and pyrolysis of metal-enriched poplars from phytotechnologies: effect of temperature and biomass chlorine content on metal distribution in end-products and valorization options, *Biomass Bioenergy* 96: pp. 1–11.

Blanco, O., Napoleon, V., Zúniga, C., Sierra, P., Dios-Palomares, R. (2014). Impacto del uso de biomasa en la bioeconomía de los ingenios azucareros Centroamericanos, *Universitas (León): Revista Científica de la UNAN León*, 05, issue 1, number 207700.

Borowski, S. (2015). Codigestión de la materia orgánica separada hidromecánicamente fracción de residuos sólidos municipales con lodos de depuradora. *J. Environ. Administrar*, 147: pp. 87-94.

Buysman, E. (2015). Anaerobic Digestion for Developing Countries with Cold Climates - Utilizing solar heat to address technical challenges and facilitating dissemination through the use of carbon finance. 10.13140/RG.2.1.4848.8807.

Cadavid-Rodríguez, L., Bolaños-Valencia, I. (2015). Aprovechamiento de residuos orgánicos para la producción de energía renovable en una ciudad colombiana" de. *Energética* 46, diciembre, pp.23-28.

Cao, Z., Wang, S., Wang, T., Chang, Z., Shen, Z., Chen, Y. (2015). Using contaminated plants involved in phytoremediation for anaerobic digestion, *Int. J. Phytorem.* 17: pp. 201-207.

Carina, C. and Mattson, C. (2007). Water hyacinth as a resource in agriculture and energyproduction: A literature review. *Waste Management* 27: pp. 117–129.

Castro, L., Escalante, J. Jaimes-Estévez, L., Díaz, J., Vecino, K., Rojas, L. (2017). Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. *Bioresource Technology* Volume 239: pp. 311-317. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.035>.

Chalot, M., Blaudez, D., Rogaume, Y., Provent, A., Pascual, C. (2012). Fate of trace elements during the combustion of phytoremediation wood, *Environ. Sci. Technol.* 46: pp. 13361–13369.

Chiang, S., Gu, Q. (2015). Brownfield sites remediation technology overview, trends, and opportunities in China, *Rem. J.* 25: pp. 85–99.

Cui, H., Turn, S., Keffer, V., Evans, D., Tran, T., Foley, M. (2013). Study on the fate of metal elements from biomass in a bench-scale fluidized bed gasifier, *Fuel* 108: pp. 1–12.

Damartzis, T. and Zabaniotou, A. (2011). Thermochemical conversion of biomass to second generation biofuels through integrated process design--A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15, issue 1, pp. 366-378.

Devlin, D., Esteves, S., Dinsdale, R., Guwy, A. (2011). El efecto de la pre ácido el tratamiento de la digestión anaerobia y deshidratación de lodos activados de residuos. *Bioresour. Technol.* 102: pp. 4076 - 4082.

Díaz, M., Espitia, V. Molina, P. (2002) *Digestión Anaerobia*. p.37-62.

Dilks, R., Monette, F., Glaus, M. (2016). The major parameters on biomass pyrolysis for hyperaccumulative plants—A review, *Chemosphere* 146: 385-395.

El Tiempo. (2017). En Cúcuta construyen planta para generar energías con las basuras. Obtenido de <http://www.eltiempo.com/colombia/otras-ciudades/construyen-planta-detratamiento-para-generar-energias-con-las-basuras-118322>. (10 de 08 de 2017)

Escalante, H., Castro, L. Gauthier-Marade, P., Rodríguez, R. (2016). Spatial Decision Support System to Evaluate Crop Residue Energy Potential by Anaerobic Digestion *Bioresource Technology* Volume 219, pp. 80-90. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.136>Get rights and content.

Escalante, H., Castro, L., Amaya, M., Jaimes, L., Jaimes-Estévez, J. (2017). Anaerobic digestion of cheese whey: Energetic and nutritional potential for the dairy sector in developing countries. *Waste management*, (New York, N.Y.). 71. 10.1016/j.wasman.2017.09.026.

Fekadu, E. (2014). Biogas production from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) co-digestion with cow dung. M.Sc. Thesis. Haramaya University.

Ferber, U., Grimski, D., Millar, K., Nathanail, P. (2006). Sustainable Brownfield Regeneration: CABERNET Network Report, University of Nottingham: L & Quality Management Group.

Fernández, A., Sanchez, A. and Font, X. (2005). Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. *Biochem. Eng.* 26: pp. 22-29.

Forster-Carneiro, T., M. Perez, L., Romero. and Sales, D. (2007). Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculums sources. *Bioresour. Technol.* 98:3195-3203.

Frandsen, F., Van, S., Lith, R., Korbee, P., Yrjas, R., Backman, I., Obernberger, T., Brunner, M. (2007). Quantification of the release of inorganic elements from biofuels, *Fuel Process. Technol.* 88: pp. 1118–1128.

Fulford, D. (1988). *Running a biogas programme, a handbook.* Intermediate technology Publications, London. 123pp.

Fulton, L., Lynd, L., Körner, A., Greene, N., Tonachel, L. (2015). The need for biofuels as part of a low carbon energy future, *Biofuels Bioprod. Biorefin.* 9: pp. 476-483.

Gerardi, M. (2003). *La microbiología de digestores anaeróbicos.* A John Wiley and Sons. pp. 99- 103.

Ghosh, M. Singh, S. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization
Ghosh, M., S. Singh. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products, *Asian J. Energy Environ.* 6: 18.

Gomez CDC. Biogas as an energy option: an overview. *The Biogas Handbook: Science, Production and Applications*; Wellinger A, Murphy J, Baxter D, Eds: p. 1; 2013.

Gonsalvesh, L., Yperman, J., Carleer, R., Mench, M., Herzig, R., Vangronsveld, J. (2015). Valorisation of heavy metals enriched tobacco biomass through slow pyrolysis and Latinwo GK, Agarry SE. Modelling the kinetics of biogas production from mesophilic anaerobic co-digestion of cow dung with plantain peels. *Int J Renew Energy Dev*; 4(1):55.

Gopalaiah, N., & Nageswara, T., Venkatesh, S, Sameer, S. (2021). Effects of Process Variables on Biomethane Productivity in Anaerobic Digestion of Market waste co-fermented with Food Waste. *International Journal of Engineering Trends and Technology*. 69. 109-118. 10.14445/22315381/IJETT-V69I5P216.

Gray, K. and Biddlestone, A. A review of composting-part 1. *Process Biochem.* (1971), pp. 32-36.

Guerrero, C. (2014). Biogas. *Alternativa Ambiental En El Manejo De Residuos Para Su Uso Como Energético Sustentable*. España: Academia Española, ISBN. 145978-3-659-07190-4.

Guo, F., Zhong, Z. (2018). Pollution emission and heavy metal speciation from co-combustion of sedum plumbizincicola and sludge in fluidized bed, *J. Cleaner Prod.* 179: pp. 317-324.

Guo, F., Zhong, Z., Xue, H., Zhong, D. (2017). Migration and distribution of heavy metals during co-combustion of sedum plumbizincicola and coal, *Waste Biomass Valorization*, pp. 1-8.

Guo, M., Song, W., Buhain, J. (2015). Bioenergy and biofuels: history, status, and perspective, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 42: pp. 712-725.

Guo, Z., Liu, Y., Wang, F., Xiao, X. (2014). Liquefaction of metal-contaminated giant reed biomass in acidified ethylene glycol system: batch experiments, J. Central South Univ. 21: pp. 1756-1762.

Han, Z., Guo, Z., Zhang, Y., Xiao, X., Xu, Z., Sun, Y. (2014). Pyrolysis characteristics of biomass impregnated with cadmium, copper and lead: influence and distribution, Int. J. Phytorem. 34: pp.34-38.

Hernández, E., Samayoas, V., Álvarez, E., Talavera, C. (2012). Estudio sobre potencial de desarrollo de iniciativas de biogás a nivel productivo en honduras. pp. 21-188.

Hetland, M., Gallagher, J., Daly, D., Hassett, D., Heebink, L. (2001). Processing of plants used to phytoremediate lead-contaminated sites. In: Leeson, A., Foote, E.A., Banks, M.K., Magar, V.S. (Eds.), Phytoremediation, Wetlands, and Sediments, – The Sixth International in situ and on-site Bioremediation Symposium, San Diego, California, 4–7 June. Battelle Press, Columbus, Richland: pp. 129–136.

Hills, D. and Roberts, D. (1981). Anaerobic digestion of dairy manure and field crop residues. Agric. Wastes 3: pp. 179–189.

Huang, H., Yuan, X., Zhu, H., Li, H., Liu, Y., Wang, X., Zeng, G. (2013). Comparative studies of thermochemical liquefaction characteristics of microalgae, lignocellulosic biomass and sewage sludge, Energy 56: pp. 52-60.

Huang, X., Yun, S., Zhu, J., Du, T., Zhang, C., Li, X. (2016). Mesophilic anaerobic codigestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester: focusing on mixing ratios and digestate stability. Bioresour. Technol. 218 : pp. 62–68.

Itodo, I., Lucas, E. and Kucha, E. (1992). The Effect of Media Materials and its Quality on Biogas Yield. Niger. J. Renew energ. 3(1): pp. 45-49.

Jagustyn, B., Kmiec, M., Smędowski, Ł., Sajdak, M. (2017). The content and emission factors of heavy metals in biomass used for energy purposes in the context of the requirements of international standards, *J. Energy Inst.* 99: pp. 704–714.

Jing, G. (2013). Effect of Ionic Liquid Pretreatment on the Composition, Structure and Biogas Production of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*),» *Bioresource Technology*, vol. 132: pp. 361-364.

Jones, K. (1991). Contaminant trends in soils and crops, *Environ. Pollut.* 69, pp. 311–325.

Joung, D., Sung, E., Ki-Cheol, S. Shihwu, P. SangWon, K. Hyunook, M. (2008). Predicting Methane Production Potential of Anaerobic Co-digestion of Swine Manure and Food Waste. *Environ. Eng. Res*, 13(2): pp. 93-97.

Jun, C. et al. (2010). Cogeneration of H₂ and CH₄ from Water Hyacinth by Two-Step Anaerobic. *International Journal of Hydrogen Energy*, vol. 35, pp. 3029-3035.
Keller, C., Ludwig, C., Davoli, F., Wochele, J. (2005). Thermal treatment of metal-enriched biomass produced from heavy metal phytoextraction, *Environ. Sci. Technol.* 39: pp. 3359-3367.

Knottier, M., (2003). Integration of biogas technology, organic farming and energy crops. The future of biogas in Europe II, European biogas workshop. University of Southern Denmark.

Kovacs, H., Szemmelveisz, K. (2014). Disposal options for polluted plants grown on heavy, 23: pp. 12-16.

Kovacs, H., Szemmelveisz, K. (2017). Disposal options for polluted plants grown on heavy metal contaminated brownfield lands—A review, *Chemosphere* 166: pp. 8-20.

Kovacs, H., Szemmelveisz, K., Palotas, A. (2013). Solubility analysis and disposal options of combustion residues from plants grown on contaminated mining area, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: pp. 7917–7925.

Kovacs, H., Szemmelveisz, K., Koós, T. (2016). Theoretical and experimental metals flow calculations during biomass combustion, *Fuel* 185: pp. 524-531.

Kythreotou, N., Florides, G., Tassou, S. (2014). A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. *Renew Energy* 71: pp 701-714.

Laval-Gilly, P., Henry, S., Mazziotti, M., Bonnefoy, A., Comel, A., Falla, J. (2017). *Miscanthus x Giganteus* composition in metals and potassium after culture on polluted soil and its use as biofuel, *Bioenergy Res.* 10: 846-852.

Leijenhurst, E., Wolters, W., Van de Beld, L., Prins, W. (2016). Inorganic element transfer from biomass to fast pyrolysis oil: review and experiments, *Fuel Process. Technol.* 149: pp. 96-111.

Li, Y., Zhang, R., Chen, C., Liu, G., He, Y., Liu, X. (2013). Biogas production from co-digestion of corn stover and chicken manure under anaerobic wet, hemi-solid, and solid state conditions. *Bioresour Technol*; 149: pp. 406–12.

Lin, J., Zuo, J., Gan, L., Li, P., Liu, F., Wang, K., Gan, H., 2011. Efectos de la relación de mezcla en codigestión anaeróbica con desperdicios de frutas y verduras y desperdicios de alimentos de China. *J. Environ. Sci.* 23, 1403–1408.

Liu, W., Tian, K., Jiang, H., Zhang, X., Ding, H., Yu, H. (2012). Selectively improving the bio-oil quality by catalytic fast pyrolysis of heavy-metal-polluted biomass: take copper (Cu) as an example, *Environ. Sci. Technol.* 46: pp. 7849-7856.

Luning, L., Van, E., Brinkmann. (2003). A.Comparison of dry and wet digestion for solid waste, *Water Sci. Technol.* 48: pp. 15 - 20.

Macias-Corral, M., Samani, Z., Hanson, A., Smith, G., Funk, P., Yu, H. and Longworth, J. (2008). Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect.

Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M.K., Lahori, A.H., Wang, Q., Li, R., Zhang, Z. (2016). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 126: pp. 111–121.

Mantilla, J., Duque, C., Galeano, C. (2007). Diseño y estudio económico preliminar de una planta productora de biogas utilizando residuos organicos de ganado vacuno. *Ing. Investig*, vol.27 no.3.

Marin-Batista, J., Castro, L., Escalante, H. (2015). Efecto de la carga orgánica de la gallinaza de jaula en el potencial de biometanización Effect of chicken manure organic load on biomethane potential. *Rev. Colomb. Biotecnol.* Vol. XVII No. 1: pp. 18-23. DOI: 10.15446/rev.colomb.biote.v17n1.39971

Marrugo. J., Pinedo-Hernández. J., Paternina–Uribe. R., Quiroz-Aguas, L., Pacheco-Flórez, S. (2018). Distribución espacial y evaluación de la contaminación ambiental por mercurio en la región de la Mojana, Colombia. *Rev. MVZ* 23:7062-7075, ISSN: 0122-0268.

Marrugo-Negrete J, Pinedo-Hernández J, Díez S. (2015). Geochemistry of mercury in tropical swamps impacted by gold mining. *Chemosphere.* 134: pp. 44–51.

Marrugo-Negrete, J., Benítez, L., Olivero-Verbel, J., Lans, E. and Gutierrez, F. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana

region, Colombia, International Journal of Environmental Health Research, 20: 6, pp. 451-459: DOI: 10.1080/09603123.2010.499451.

Martelo, J., Lara, J. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; 8(15):243 221.

Martín-Lara, M., Blázquez, G., Ronda, M., Calero, M. (2016). Kinetic study of the pyrolysis of pine cone shell through non-isothermal thermogravimetry: effect of heavy metals incorporated by biosorption, Renewable Energy 96:613-624.

Matheri, A., Belaid, M., Seodigeng, T., Ngila, J. (2017). The Role of Trace Elements on Anaerobic Co-digestion in Biogas Production. in Proceedings of the World Congress on Engineering, London, U.K; 2016.metal contaminated brownfield lands— A review, Chemosphere 166, pp. 8-20.

Miller, J., Miller, J. (2010). Exactitud. In Estadística y Quimiometría para Química Analítica. London: Prentice Hall.

Ministerio de Energías. (2011). Programa de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Global Environment Facility. MANUAL DE BIOGÁS. Santiago de Chile: p.19. ISBN, 119978-95-306892.

Miranda, C. (2016). Generación de Biogás con plantas de digestión anaeróbicas. Recuperado el 04 de 06 de 2018, de <https://twenergy.com/co/a/generacion-biogas-plantas-digestionanaerobicas>.

Mishra, S., Maiti, A. (2017). The efficiency of Eichhornia crassipes in the removal of organic and inorganic pollutants from wastewater: a review. Environ Sci Pollut Res Int. 2017 Mar;24(9): pp. 7921-7937. doi: 10.1007/s11356-016-8357-7. Epub Jan 16. PMID: 28092006.

Mladenovska, Z., Hartmann, T., Kvist, M., Sales-Cruz, R., Gani, B. and Ahring, B. (2006). Thermal pre-treatment of the solid fraction of manure: impact on the biogas reactor performance and microbial community. *Water Sci. Technol.* 53 (8): pp. 59-67.

Montenegro, A. (2010). Diseño, Construcción y Puesta en Marcha de un Biodigestor Con Biomasa Obtenida Del Jacinto De Agua (*Eichornia crassipes*).

Montenegro, K., Rojas, A., Cabeza, I., Hernandez, M. Potencial de biogás de los residuos agroindustriales generados en el departamento de Cundinamarca. *Revista ION DOI*, (2016), 3.Vol. 29 Núm. 2: <https://doi.org/10.18273/revion.v29n2-2016002>.

Mullen, C., Boateng, A. (2013). Accumulation of inorganic impurities on HZSM-5 zeolites during catalytic fast pyrolysis of switchgrass, *Ind. Eng. Chem. Res.* 52: pp. 17156 -17161.

Muñoz, D., Pantoja, M., Cuatin-Guarin, M. (2013). Aprovechamiento de residuos agroindustriales como biocombustible y biorefinería utilization of agroindustriales residues as biofuels and biorefinery utilisation des residus agro-industriels comme les biocarburants et bioraffinerie, pp. 10-19.

Niee, L., Liew, B. (2011). Solid- State Anaerobic Digestion of Lignocellulosic Biomass for Biogas Production. An MSc Thesis Presented to the School of Graduate Studies of the Ohio State University. 44pp.

Oudenhoven, S., Van der Ham, A., Van den Berg, H., Westerhof, R., Kersten, S. (2016). Using pyrolytic acid leaching as a pretreatment step in a biomass fast pyrolysis plant: process design and economic evaluation, *Biomass Bioenergy* 95: pp. 388–404.

Panagos, P., Van, M., Liedekerke, Y., Yigini, L. (2013). Montanarella, Contaminated sites in Europe: review of the current situation based on data collected through a European network, J. Environ. Public Health.

Pandey, B., Suthar, S., Singh, V. (2016). Accumulation and health risk of heavy metals in sugarcane irrigated with industrial effluent in some rural areas of Uttarakhand, India, Process Saf. Environ. Prot. 102: pp. 655–666.

Pavi, S., Kramer, L., Gomes, L., Schiavo, L. (2017). Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. Bioresource Technology 228: pp. 362–367.

Promoenergía. (2015). Pequeñas plantas de biogas – sistema biodigestor biobolsa Colombia. Recuperado el 04 de 06 de 2018, de <http://www.promoenergia.co/biodigestores/index.html>.

Pudasainee, D., Paur, H., Fleck, S., Seifert, H. (2014). Trace metals emission in syngas from biomass gasification, Fuel Process. Technol. 120: pp. 54–60.

Quintero, M., Castro, L., Ortiza, C., Guzmán, C., Escalante, H. (2012). Enhancement of starting up anaerobic digestion of lignocellulosic substrate: fique's bagasse as an example. Bioresource Technology Volume 108, pp. 8-13 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.052>.

Reales, J. (2013). Acid Hydrolysis of Water Hyacinth to Obtain Fermentable Sugars. CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro, vol. 5, n.º 2, pp. 101-102.

Ren, W., Xue, B., Geng, Y., Sun, L., Ma, Z., Zhang, Y., Mitchell, B., Zhang, L. (2014). Inventorying heavy metal pollution in redeveloped brownfield and its policy contribution: case study from Tiexi District, Shenyang, China, Land Use Policy 38: pp. 138–146.

Rilling, N. (2005). Anaerobic Fermentation of Wet and Semidry Garbage Waste Fractions. pp. 355-373: H. Jördening and J. Winter (eds.). Environmental Biotechnology. Concepts and Applications. WILEY-VCH Verlag GmbH and Co.

Rodríguez, D., García, A. (2013). Diseño y construcción de un biodigestor para la producción de biogás a partir de heces caninas. Universidad distrital francisco José de caldas facultad tecnológica tecnología mecánica bogotá, d.c.

Romero, S., Marrugo, J., Arias, J., Hadad, H., Maine, M. (2011). Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn Accumulation in Macrophytes Growing in Tropical Wetlands. Water Air Soil Pollut, 216:361–373. DOI 10.1007/s11270-010-0538-2.

Rotimi, M. et al. (2013). Combustion Characteristics of Traditional Energy Sources and Water Hyacinth Briquettes. Enviromental Science (ijsres), vol. 1.

Sadaka, S., Dan, C. (2003). Effect of initial total solids on composting of raw manure with biogas recovery. Compost Sci. Utilizat. 11: pp. 361-369.

Sahu, S., Chakraborty, N. y Sarkar, P. (2014). Cocombustión carbón-biomasa: una visión general, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 39, número C, pp. 575-586.

Sahu, S., Sarkar, P., Chakraborty, N., Adak, A. (2010). Thermogravimetric assessment of combustion characteristics of blends of a coal with different biomass chars, Fuel Process. Technol. 91: 369-378.

Sanint, S. (2010). Modelado de especies invasoras, caso de estudio: pérdida del espejo de agua en la laguna de Bogotá D.C, Bogotá D.C: Pontificia Universidad Javeriana.

Sarabia, L., Ortiz, M. (2009). Response surface methodology, in: S.D. Brown, R. Tauler, B. Walczak (Eds.), *Comprehensive Chemometrics*, Elsevier, Oxford, pp. 345–390.

Sas-Nowosielska, A., Kucharski, R., Małkowski, E., Pogrzeba, M., Kuperberg, J.M., Kryński, K. (2004). Phytoextraction crop disposal an unsolved problem, *Environ. Pollut.* 128: pp. 373–379.

Scano, E., Asquer, C., Pistis, A., Ortu, L., Demontis, V., Cocco, D. (2014). Biogás de digestión anaeróbica de desechos de frutas y verduras: resultados experimentales a escala piloto y evaluación preliminar del rendimiento de una planta de energía a gran escala. *Convers de energía, Administrar* 77, 22-30.

Shahabaldin, R., Mohanadoss, P., Mohd, F., Ahmad, R., Fadzlin, M., Shreeshivadasan, C. (2015). The diverse applications of water hyacinth with main focus on sustainable energy and production for new era: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 41: pp. 943-954. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.09.006>.

Shukla, O., Rai, U., Dubey, S. (2009). Involvement and interaction of microbial communities in the transformation and stabilization of chromium during the composting of tannery effluent treated biomass of *Vallisneria spiralis* L, *Bioresour. Technol.* 100: 2198-2203.

Shukla, O., Rai, U., Dubey, S. (2009). Involvement and interaction of microbial communities in the transformation and stabilization of chromium during the composting of tannery effluent treated biomass of *Vallisneria spiralis* L, *Bioresour. Technol.* 100: pp. 2198-2203.

Singh, J., Kalamdhad, A. (2013). Effects of lime on bioavailability and leachability of heavy metals during agitated pile composting of water hyacinth, *Bioresour. Technol.* 138, 148-155.

Singh, J., Kalamdhad, A. (2013). Effects of lime on bioavailability and leachability of heavy metals during agitated pile composting of water hyacinth, *Bioresour. Technol.* 138: pp. 148–155.

Stals, M., Thijssen, E., Vangronsveld, J., Carleer, R., Schreurs, S., Yperman, J. (2010). Flash pyrolysis of heavy metal contaminated biomass from phytoremediation: influence of temperature, entrained flow and wood/leaves blended pyrolysis on the behaviour of heavy metals, *J. Anal. Appl. Pyrol.* 87: pp. 1-7.

Suer, P., Andersson-Sköld, Y. (2011). Biofuel or excavation, Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options, *Biomass Bioenergy* 35: 969-981.

Suer, P., Andersson-Sköld, Y. (2011). Biofuel or excavation?-Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options, *Biomass Bioenergy* 35: pp. 969–981.

Sun, Y., Cheng, J. (2002). Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review, *Bioresour. Technol.* 83: pp. 1–11.

Sunarso, S., Johari, Z., Widiassa, I. and Budiyo, N. (2012). The Effect of Feed to Inoculums Ratio on Biogas Production Rate from Cattle Manure Using Rumen Fluid as Inoculums. *Internat. J. of Waste Resources* 2(1): pp. 1-4.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S. (1993). Integrated Solid Waste Management engineering: Principle and Management Issue, McGraw-Hill U.S. Singapore.

Teame, G. (2014). La producción de biogás a partir de Cactus Peel co-digestión con estiércol de vaca en experimento discontinuo. Un MSC tesis presentada a la Escuela de Estudios de Posgrado de la Universidad Haramaya, pp. 62.

Tripathi, V., Edrisi, S., Abhilash, P. (2016). Towards the coupling of phytoremediation with bioenergy production, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 57: pp. 1386-1389.

V.C. Pandey, O. Bajpai, N. Singh, Energy crops in sustainable phytoremediation, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 54 (2016) 58–73.

Vanegas, M. (2015). Aislamiento de levaduras capaces de producir alcohol a partir de macrofitas acuáticas extraídas mecánicamente de la laguna de Fúquene, Bogotá, Pontificia Universidad Javeriana.

Wafa, D., Abdul, R., Jun, H., Ming, Z. (2019). Biofuel Production Using Thermochemical Conversion of Heavy Metal- Contaminated Biomass (HMCB) Harvested from Phytoextraction Process. *Chemical Engineering Journal* 358: pp. 759–785.

Werle, S., Bisorca, D., Katelbach-Woźniak, A., Pogrzeba, M., Krzyżak, J. (2016). Ratman metals from contaminated area–TG/FT-IR analysis results of the gasification of heavy metal contaminated energy crops, *J. Energy Inst.*

Wiinikka, H., Carlsson, P., Johansson, A., Gullberg, M., Ylipää, C., Lundgren, M., Sandström, L. (2015). Fast pyrolysis of stem wood in a pilot-scale cyclone reactor, *Energy Fuels* 29: pp. 3158-3167.

Xiao, Z., Yuan, X., Jiang, L., Chen, X., Li, H., Zeng, G., Leng, L., Wang, H., Huang, H. (2015). Energy recovery and secondary pollutant emission from the combustion of copelletized fuel from municipal sewage sludge and wood sawdust, *Energy* 91: pp. 441–450.

Xie, J., Weng, Q., Ye, G., Luo, S., Zhu, R., Zhang, A., Chen, X., Lin, C. (2014). Bioethanol production from sugarcane grown in heavy metal-contaminated soils, *BioResources* 9: pp. 2509–2520.

Xuan, J., Junshe, S., Li, L., Liping, K. (2009). Promotive effect of acid pretreatment of corn stalk using metal cations, *Trans. Chin. Soc. Agric. Eng*: pp. 23-28.

Yadvika, T., Sreekrishnan, S., Kohli, R. (2004). Enhancement of biogas production from solid substrates using different technique. *Bioresour. Technol.* 95: pp. 1–10.

Zhang, H., Tian, Y., Wang, L., Zhang, L., Dai, L. (2013). Ecophysiological characteristics and biogas production of cadmium-contaminated crops, *Bioresour. Technol.* 146: pp. 628–636.

Zhang, L. Loh, K., Zhang, J. (2019). Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: Current status and prospects. *Bioresource Technology Reports*, 5 pp. 280-296.

Zhang, S., Dong, Q., Chen, T., Xiong, Y. (2016). Combination of light bio-oil washing and torrefaction pretreatment of rice husk: its effects on physicochemical characteristics and fast pyrolysis behavior, *Energy Fuels* 30: pp. 3030–3037.

Zhang, S., Xiong, Y. (2016). Washing pretreatment with light bio-oil and its effect on pyrolysis products of bio-oil and biochar, *RSC Adv.* 6: pp. 5270–5277.

Zhang, T., Mao, C., Zhai, N., Wang, X., Yang, G. (2015). Influence of initial pH on thermophilic anaerobic co-digestion of swine manure and maize stalk. *Waste Manag.* 35: pp. 119 - 126.

Zhong, W., Zhang, Z., Luo, Y., Sun, S., Qiao, W. and Xiao, M. (2011). Effect of biological pre-treatments in enhancing corn straw biogas production. *Bioresour. Technol.* 102: pp. 11177-11182.

Zhou, Q. (2014). Impacts of *Eichhornia Crassipes* (Mart.) Solms Stress on The Physiological Characteristics, Microcystin Production and Release of *Microcystis Aeruginosa*. *Biochemical Systematics and Ecology*, vol. 55.

Anexo I

Modelo de optimización de superficie respuesta para la generación Metano con composiciones de EC y AC.

Tabla de datos de % metano generados en las digestiones anaeróbicas.

BLOQUE	EC % wf	AC% wf	%Metano
1	8,8	2,6	57,9
1	26,4	5,15	53,9
1	8,8	7,7	43,4
1	26,4	7,7	46,7
1	17,6	2,6	41,1
1	8,8	5,15	46,3
1	17,6	5,15	42,8
1	26,4	2,6	46,8
1	17,6	7,7	57,2
2	8,8	2,6	59,8
2	26,4	5,15	53,1
2	8,8	7,7	41,1
2	26,4	7,7	49,8
2	17,6	2,6	39,1
2	8,8	5,15	44,5
2	17,6	5,15	38,9
2	26,4	2,6	48,3
2	17,6	7,7	58,6
3	8,8	2,6	59,5
3	26,4	5,15	52,3
3	8,8	7,7	43,2
3	26,4	7,7	46,4
3	17,6	2,6	39,2
3	8,8	5,15	45,5
3	17,6	5,15	41,9
3	26,4	2,6	45,1
3	17,6	7,7	56,4

Analizar Experimento - Metano

Nombre del archivo: D:\TESIS AMAURY BOSIO-2\opig.sfx

Efectos estimados para Metano (%)

Efecto	Estimado	Int. Confianza	V.I.F.
promedio	47,863	+/- 2,17332	
A:EC	5,47778	+/- 2,38076	1,0
B:AC	13,5111	+/- 2,38076	1,0
AA	1,67778	+/- 4,12359	1,0
AB	6,4	+/- 2,91582	1,0
BB	-0,955556	+/- 4,12359	1,0
bloque	0,0592593	+/- 2,74906	1,33333
bloque	-0,762963	+/- 2,74906	1,33333

Intervalos de confianza del 95,0 de confianza (intervalos) basados en el error total con 19 g.l. (t = 2,09303)

El StatAdvisor

Esta tabla muestra las estimaciones para cada uno de los efectos estimados y las interacciones. Igualmente se muestran los intervalos de confianza del 95,0% para los estimados. Note también que el factor de inflación de varianza (V.I.F.) más grande, es igual a 1,33333. Para un diseño perfectamente ortogonal, todos los factores serían igual a 1. Factores de 10 o más normalmente se interpretan como indicativos de confusión seria entre los efectos.

Para graficar los estimados en orden decreciente de importancia, seleccione Diagrama de Pareto de la lista de Opciones Gráficas. Para probar la significancia estadística de los efectos, seleccione Tabla ANOVA de la lista de Opciones Tabulares. Puede retirar efectos significativos pulsando el botón secundario del ratón, seleccionando Opciones de Análisis, y pulsando el botón de Excluir.

Análisis de Varianza para Metano

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:EC	135,027	1	135,027	23,19	0,0001
B:AC	821,476	1	821,476	141,09	0,0000
AA	4,22241	1	4,22241	0,73	0,4050
AB	122,88	1	122,88	21,11	0,0002
BB	1,36963	1	1,36963	0,24	0,6332
bloques	2,43185	2	1,21593	0,21	0,8134
Error total	110,623	19	5,82226		
Total (corr.)	1198,03	26			

R-cuadrada = 90,7663 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 87,3644 por ciento

Error estándar del est. = 2,41294

Error absoluto medio = 1,769

Estadístico Durbin-Watson = 1,95887 (P=0,3535)

Autocorrelación residual de Lag 1 = -0,0622957

El StatAdvisor

La tabla ANOVA particiona la variabilidad de Metano en piezas separadas para cada uno de los efectos. entonces prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. En este caso, 3 efectos tienen un valor-P menor que 0,05, indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 90,7663% de la variabilidad en Metano. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 87,3644%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 2,41294. El error medio absoluto (MAE) de 1,769 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si haya alguna correlación significativa basada en el orden en que se presentan los datos en el archivo. Puesto que el valor-P es mayor que 5,0%, no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5,0%.

Coef. de regresión para Metano

Coeficiente	Estimado
constante	43,0739
A:EC	-0,804479
B:AC	0,896236
AA	0,0108328
AB	0,142602
BB	-0,073476

El StatAdvisor

Esta ventana despliega la ecuación de regresión que se ha ajustado a los datos. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{Metano} = 43,0739 - 0,804479 \cdot \text{EC} + 0,896236 \cdot \text{AC} + 0,0108328 \cdot \text{EC}^2 + 0,142602 \cdot \text{EC} \cdot \text{AC} - 0,073476 \cdot \text{AC}^2$$

en donde los valores de las variables están especificados en sus unidades originales. Para hacer que STATGRAPHICS evalúe esta función, seleccione Predicciones de la lista de Opciones Tabulares. Para graficar la función, seleccione Gráficas de Respuesta de la lista de Opciones Gráficas.

Matriz de Correlación para los Efectos Estimados

		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
(1)	promedio	1,0000	0,0000	0,0000	-0,6325	0,0000	-0,6325	0,0000	0,0000
(2)	A:EC	0,0000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
(3)	B:AC	0,0000	0,0000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
(4)	AA	-0,6325	0,0000	0,0000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
(5)	AB	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000
(6)	BB	-0,6325	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	0,0000	0,0000
(7)	bloque	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	-0,5000
(8)	bloque	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,5000	1,0000

El StatAdvisor

La matriz de correlación muestra el grado de confusión entre los efectos. Un diseño perfectamente ortogonal mostrará una matriz diagonal con 1's en la diagonal y 0's fuera de ella. Cualquier término distinto de cero implica que los estimados de los efectos correspondientes a esa fila y columna estarán correlacionados. En este caso, hay 1 par de efectos con correlación distinta de cero. Dado que uno ó más pares son mayores o iguales que 0,5, puede ser que tenga alguna dificultad para separar los efectos unos de otros al analizar los datos. Debería considerar agregar corridas adicionales al diseño para reducir las correlaciones.

Resultados Estimados para Metano

	Observados	Ajustados	Inferior 95,0%	Superior 95,0%
Fila	Valores	Valores	para Media	para Media
1	57,9	61,2704	58,3143	64,2264
2	53,9	51,7926	49,2211	54,3641
3	43,4	42,2815	39,3254	45,2375
4	46,7	49,3926	46,4366	52,3486
5	41,1	40,9815	38,41	43,553
6	46,3	48,2148	45,6433	50,7863
7	42,8	41,3593	38,4032	44,3153
8	46,8	46,3148	43,7433	48,8863
9	57,2	54,4926	51,9211	57,0641
10	59,8	60,9481	57,9921	63,9042
11	53,1	51,4704	48,8989	54,0419
12	41,1	41,9593	39,0032	44,9153
13	49,8	49,0704	46,1143	52,0264
14	39,1	40,6593	38,0877	43,2308
15	44,5	47,8926	45,3211	50,4641
16	38,9	41,037	38,081	43,9931
17	48,3	45,9926	43,4211	48,5641

18	58,6	54,1704	51,5989	56,7419
19	59,5	60,537	57,581	63,4931
20	52,3	51,0593	48,4877	53,6308
21	43,2	41,5481	38,5921	44,5042
22	46,4	48,6593	45,7032	51,6153
23	39,2	40,2481	37,6766	42,8197
24	45,5	47,4815	44,91	50,053
25	41,9	40,6259	37,6699	43,582
26	45,1	45,5815	43,01	48,153
27	56,4	53,7593	51,1877	56,3308

El StatAdvisor

Esta tabla contiene información acerca de los valores de Metano generados usando el modelo ajustado. La tabla incluye:

- (1) los valores observados de Metano (si alguno)
- (2) el valor predicho de Metano usando el modelo ajustado
- (3) intervalos de confianza del 95,0% para la respuesta media

Cada ítem corresponde a los valores de los factores experimentales en una fila específica de su archivo de datos. Para generar pronósticos para las combinaciones adicionales de los factores, agregue filas al final su archivo de datos. En cada nueva fila, introduzca valores para los factores experimentales pero deje vacía la celda para la respuesta. Cuando regrese a esta ventana, se habrán agregado pronósticos a la tabla para las nuevas filas pero el modelo no se verá afectado.

Camino de Máximo Ascenso para Metano

		<i>Predicción para</i>
<i>EC</i>	<i>AC</i>	<i>Metano</i>
<i>(%)</i>	<i>(%)</i>	<i>(%)</i>
17,6	5,15	47,863
18,6	5,76492	49,874
19,6	6,25783	51,6894
20,6	6,68435	53,4424
21,6	7,0683	55,1871
22,6	7,42239	56,9509

El StatAdvisor

Esta ventana despliega el trayecto de máximo ascenso (o descenso). Este es el trayecto, desde el centro de la región experimental actual, a través del cual la respuesta estimada cambia más rápidamente con un cambio menor en los factores experimentales. Indica buenas características para ejecutar experimentos adicionales si el objetivo es incrementar o decrementar Metano. Actualmente, 6 puntos se han generado cambiando EC en incrementos de 1,0 %. Puede especificarse la cantidad de cambio en cualquiera de los factores presionando el botón secundario del ratón y seleccionando Opciones de Ventana. STATGRAPHICS determinará entonces cuánto tendrán que cambiar los otros factores para mantenerse en el trayecto del máximo ascenso. El programa también calcula la Metano estimada en cada uno de los puntos del trayecto, con los cuales pueden compararse los resultados si es que se corren esos ensayos.

Optimizar Respuesta

Meta: maximizar Metano

Valor óptimo = 60,9185

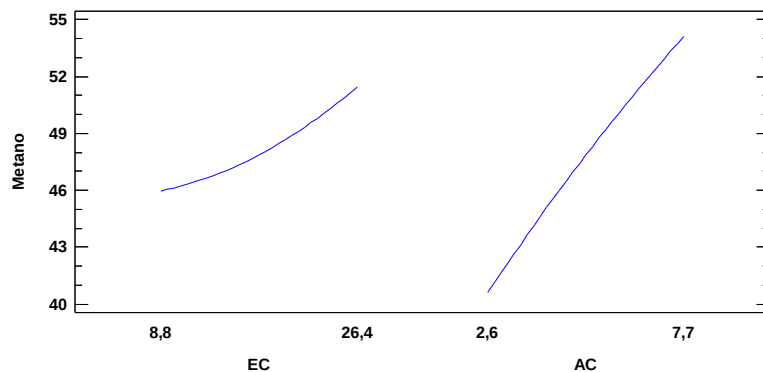
<i>Factor</i>	<i>Bajo</i>	<i>Alto</i>	<i>Óptimo</i>
EC	8,8	26,4	26,4
AC	2,6	7,7	7,7

El StatAdvisor

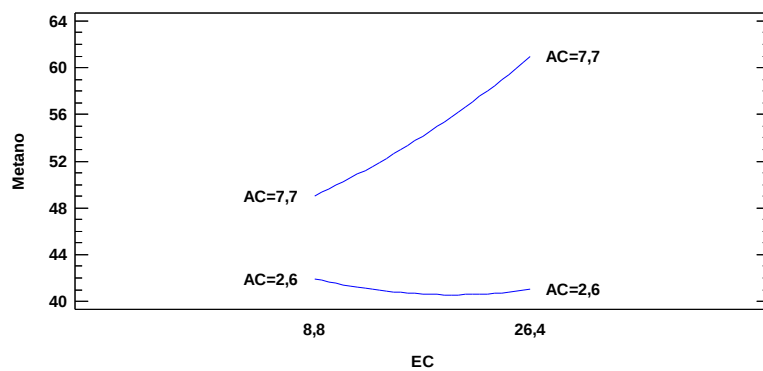
Esta tabla muestra la combinación de los niveles de los factores, la cual maximiza Metano sobre la región indicada. Use el cuadro de diálogo de Opciones de Ventana para indicar la región sobre la cual se llevará a

cabo la optimización. Puede establecer el valor de uno o más factores a una constante, estableciendo los límites alto y bajo en ese valor.

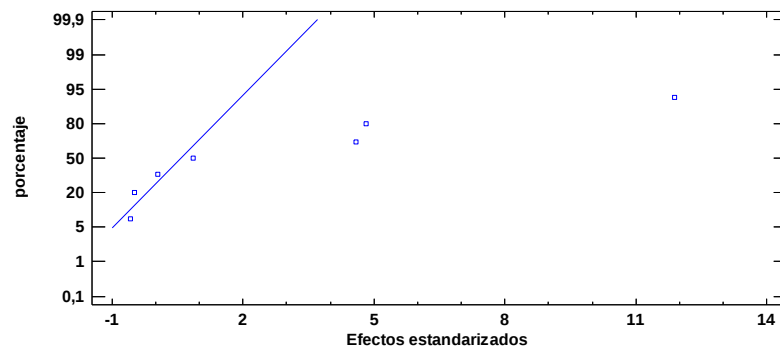
Gráfica de Efectos Principales para Metano



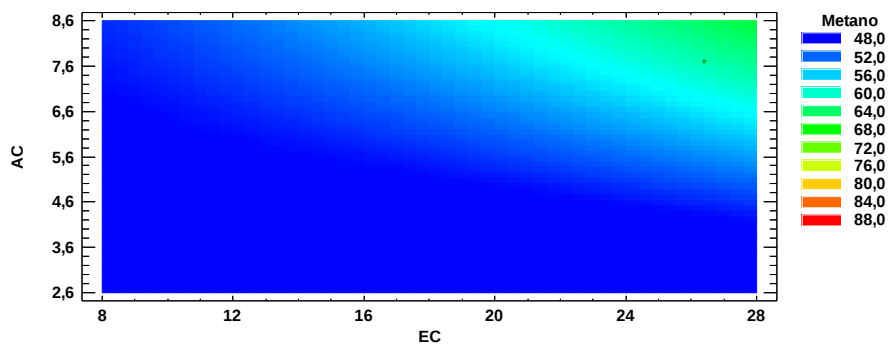
Gráfica de Interacción para Metano



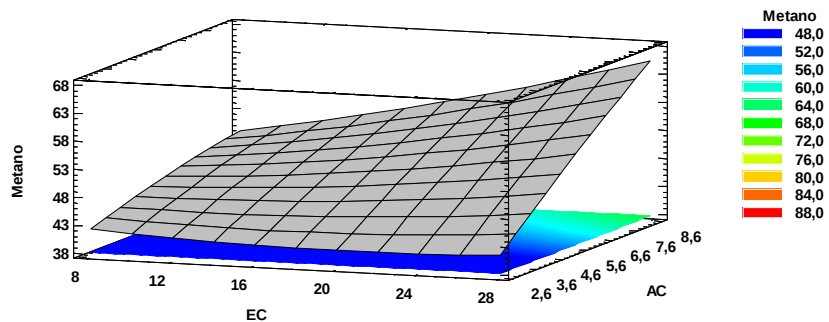
Gráfica de Probabilidad Normal para Metano



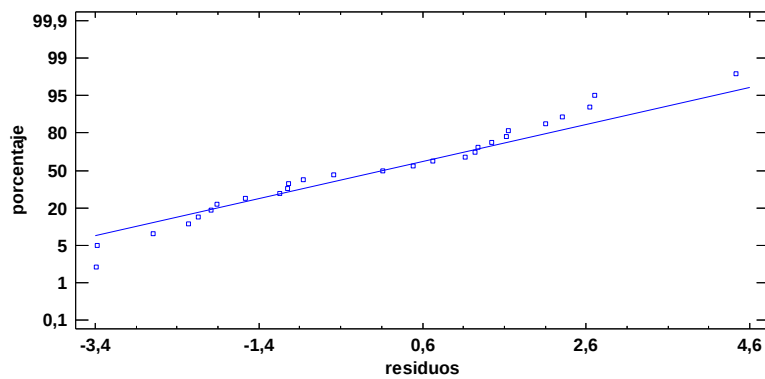
Contornos de la Superficie de Respuesta Estimada



Superficie de Respuesta Estimada



Gráfica de Probabilidad Normal para Residuos



Gráfica de Residuos para Metano

