

**CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LOS RESIDUOS DE ALIMENTOS CRUDOS
GENERADOS EN CAFETERÍAS DE INSTITUCIONES UNIVERSITARIAS.**

**MARÍA JOSÉ PERALTA CELIS
PAULA ALEJANDRA SERRANO TORRES**

**UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA
ESCUELA DE INGENIERÍAS**

FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL

BUCARAMANGA

**CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LOS RESIDUOS DE ALIMENTOS CRUDOS
GENERADOS EN CAFETERÍAS DE INSTITUCIONES UNIVERSITARIAS.**

**MARÍA JOSÉ PERALTA CELIS
PAULA ALEJANDRA SERRANO TORRES**

Trabajo de grado presentado para optar por el título de INGENIERO AMBIENTAL

Directora PhD. Alexandra Cerón Vivas

**UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA ESCUELA DE INGENIERÍAS
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL BUCARAMANGA 2019**

NOTA DE ACEPTACIÓN

Presidente del jurado

Jurado calificador

Jurado calificador

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo, gracias a Dios por darme la fuerza, la fe, la vida y las bendiciones de cada día.

Gracias a mi familia por creer en mí, por el apoyo incondicional y por enseñarme a que siempre debo luchar por mis sueños y sobre todo por ser mi más grande motivación. A la profesora Alexandra Cerón, gracias por el acompañamiento, el apoyo, las enseñanzas y principalmente por ser una excelente persona y directora de trabajo de grado.

Gracias a Jonathan Duitama, a Alcides, a Naidu Villamizar, a Don Alonso y a todas aquellas personas que me brindaron ayuda, cariño y muchas sonrisas.

María José Peralta Celis

AGRADECIMIENTOS

En primera instancia agradezco a Dios por darme la vida y guiarme a lo largo de mi carrera, por proporcionarme la fortaleza en los momentos de debilidad y Bendecirme en cada paso.

Agradezco a mi familia y ante todo a mis abuelos Marcos Torres y Elvira Cadena por su apoyo incondicional durante este proceso, por ser los promotores de mis sueños y enseñarnos a luchar por ellos, por confiar y creen en mí, por los valores y principios que me han inculcado, por sus oraciones y amor incondicional.

Expreso mi agradecimiento a nuestra directora de trabajo de grado la profesora Alexandra Cerón Vivas quien por su experiencia y conocimientos nos orientó y apoyo durante todo el proceso, por medio de sus consejos y seguimiento hoy podemos culminar este proyecto.

Agradezco a la Universidad Pontificia Bolivariana, a la facultad de ingeniería ambiental a sus Docentes y Directivos por facilitarnos las herramientas necesarias para la realización de este trabajo de grado y formación como futura ingeniera ambiental.

De igual forma un profundo agradecimiento a Jhonatan Fabian Duitama, por brindarnos sus conocimientos, su apoyo y seguimiento. A Alcides Rivera por su apoyo, ánimos y colaboración. A Naidu Villamizar por su paciencia y guía y a Don Alonso, por facilitarnos los residuos para la realización de este proyecto. Y a todas aquellas personas que nos brindaron ayuda y cariño.

Paula Alejandra Serrano Torres

Tabla de contenido

Introducción	14
1. Objetivo	17
1.1. Objetivo general.....	17
1.2. Objetivo Específicos	17
2. Marco de referencia	18
2.1. Antecedentes.....	18
2.2. Marco teórico	20
2.2.1.1. Hidrolisis	24
2.2.1.2. Acidogénesis.....	25
2.2.1.3. Acetogénesis	26
2.2.1.4. Metanogénesis.....	26
2.2.2. Co-digestión Anaerobia.....	30
2.2.3. Actividad Metanogénica	31
2.2.4. Potencial Bioquímico de Metano	32
2.2.5. Método Gompertz	33
3. Metodología.....	34
3.1. Caracterización inóculo	34
3.2. Caracterización sustrato	36
3.3. Caracterización Co-sustrato	38
4. Resultados	44

Conclusiones.....	59
Recomendaciones	61
Bibliografía.....	62
ANEXOS.	73

Lista de Figuras

Figura 1. Sistema OxiTop® AN12.	40
Figura 2. Volumen de Metano.	49
Figura 3. Producción Bioquímica de Metano para las Mezclas 40:60.	53
Figura 4. Producción Bioquímica de Metano para las Mezclas 30:70.	54
Figura 5. Producción de metano de Poda.	56
Figura 6. Producción de Metano de R. Crudos.	56
Figura 7. Producción de Metano de Jacinto.	56

Lista de Tabla

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos del inóculo.	34
Tabla 2. Composición física de los Residuos Crudos.	37
Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos del sustrato.	37
Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos del Co-sustrato.	38
Tabla 5. Concentración sustrato/ Co-sustrato.	43
Tabla 6. Caracterización de sustrato y Co-sustratos.	44
Tabla 7. Caracterización inóculo.	48
Tabla 8. Resultados Modelo de Gompertz	50
Tabla 9. Caracterización mezclas.	51
Tabla 10. PBM para cada una de las mezclas.	53
Tabla 11. Producción de metano del sustrato y Co-sustratos.	57
Tabla 12. Valores AME.	75
Tabla 13. Residuo Crudo generado por la cafetería.	78

Lista de Anexos

Anexo 1. Acumulación del volumen producido de metano.	73
Anexo 2. Promedio y Desviación Estándar de NT, N-NH ₃ Y PT	73
Anexo 3. Promedio y Desviación Estándar de AGV'S, DBO y DQO	73
Anexo 4. Promedio y Desviación Estándar de ST y SV.	74
Anexo 5. Recolección de muestra.....	76
Anexo 6. Separación y Selección de residuos de alimento.	77
Anexo 7. Peso de los Residuos Generados en la Cafetería Kilimanjaro.....	77

Nomenclatura

AGV'S	Ácidos grasos.
AME	Actividad Metanogénica Especifica
CH ₄	Metano
DA	Digestión anaerobia
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno.
DQO	Demanda Química de Oxígeno.
JA	Jacinto de agua.
N-NH ₃	Nitrógeno Amoniacal
NT	Nitrógeno Total Kjeldahl.
PBM	Producción Bioquímica de Metano
PO	Poda
PT	Fosforo Total
RA	Residuos de Alimento
RCR	Residuos crudos
ST	Solidos Totales
SV	Solidos Volátiles

RESUMEN GENERAL DE TRABAJO DE GRADO

TITULO: CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LOS RESIDUOS DE ALIMENTOS CRUDOS GENERADOS EN CAFETERÍAS DE INSTITUCIONES UNIVERSITARIAS.

AUTOR(ES): María José Peralta Celis
Paula Alejandra Serrano Torres

PROGRAMA: Facultad de Ingeniería Ambiental

DIRECTOR(A): Alexandra Cerón Vivas

RESUMEN

La Co-digestión anaerobia es un método de tratamiento de residuos orgánicos en donde se mezclan varios residuos para tener una mejor producción de biogás. Por eso, el objetivo de este estudio fue evaluar la producción de metano (CH_4) mediante la Co-digestión anaerobia de los residuos de alimentos crudos generados en la cafetería del K de la Universidad Pontificia Bolivariana. Inicialmente, se caracterizó el lodo utilizado como inóculo a través de la Actividad Metanogénica Específica (AME), arrojando un valor de 0,071 ml DQO/g SV*d. Se evaluaron diferentes Co-sustratos (Jacinto de agua-JA y residuos de poda-PO) y proporciones de mezclas (40:60 y 30:70) para la Co-digestión de los residuos alimenticios crudos (CR). A partir de pruebas de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), los mayores valores de PBM fueron para las relaciones de CR/PO 40:60 (71,163104 ml CH_4 /g SV) y CR/JA 30:70 (54,0938457 ml CH_4 /g SV), considerando que los residuos crudos son un sustrato rápidamente acidificable y que poseen un porcentaje alto de material biodegradable. Sin embargo, el ensayo que se realizó de mono-digestión demostró con un valor de PBM para poda de 272,360 ml CH_4 /g SV ser más eficiente que la Co-digestión. Como factor limitante, estuvo el pH de la relación CR/PO 30:70 arrojando un valor de 4,02 unidades al finalizar las pruebas de PBM. Además, se consideró que el lodo no se adaptó a los residuos utilizados en la investigación.

PALABRAS CLAVE: Co-Digestión Anaerobia, Residuos Crudos, Poda, Jacinto de agua, PBM, AME.

V° B° DIRECTOR DE TRABAJO DE GRADO

GENERAL SUMMARY OF WORK OF GRADE

TITLE: ANAEROBIC CO-DIGESTION OF RAW FOOD WASTE GENERATED IN THE CAFETERIAS OF UNIVERSITY INSTITUTIONS

AUTHOR(S): María José Peralta Celis
Paula Alejandra Serrano Torres

FACULTY: Facultad de Ingeniería Ambiental

DIRECTOR: Alexandra Cerón Vivas

ABSTRACT

The anaerobic co-digestion it's a method of organic waste treatment where several wastes are mixed to have a better biogas production. Therefore, the objective of this study was to evaluate the production of CH₄ through anaerobic co-digestion of raw food waste generated in the cafeteria K of Universidad Pontificia Bolivariana. Initially, the sludge used as inoculum was characterized through the AME, yielding a value of 0.071 ml COD / g SV * d. Different co-substrates were evaluated (water hyacinth-JA and pruning waste PO) and mix ratios (40:60 and 30:70) for the codigestion of raw food waste (CR). From the biochemical potential tests of methane (PBM), the highest PBM values were for the ratios of CR/PO 40:60 (71,163104 ml CH₄/g SV) y CR/JA 30:70 (54,0938457 ml CH₄/g SV), considering that raw waste is a rapidly acidifiable substrate and that it has a high percentage of biodegradable material. However, the mono-digestion test was demonstrated with a pruning value of PBM of 272,360 ml CH₄/g SV to be more efficient than Codigestion. As a limiting factor, the relationship between the pH and CR/PO 30:70 are throwing a value of 4,02 units in the PBM. In addition, it was considered that the sludge was not adapted to the waste used in the investigation.

KEYWORDS: Anaerobic Co-Digestion, Raw Waste, Pruning, Water Hyacinth, BMP, SMA.

V° B° DIRECTOR OF GRADUATE WORK

Introducción

La generación y disposición final de residuos se ha convertido en una problemática ambiental a nivel mundial, que no es propia únicamente de nuestra sociedad actual (Franco, Lady; Meza, Mònica; Almeira, 2018).

La disposición inapropiada de residuos es un fenómeno que se ha caracterizado por acentuarse en las urbes dada la alta densidad poblacional. En 1900 la población urbana mundial era de aproximadamente 2.200 millones de habitantes, los cuales producían cerca de 300,000 t/día y de acuerdo con las proyecciones estadísticas para 2025, la producción de residuos se duplicará generando un mayor impacto (Franco, Lady; Meza, Mònica; Almeira, 2018).

Hoy en día, en Colombia se generan aproximadamente 11,6 millones de toneladas de residuos sólidos al año. De estos, cerca del 40% podrían aprovecharse, pero según la Misión de Crecimiento Verde del Departamento Nacional de Planeación (DNP), solamente se recicla alrededor del 17%. Además, las autoridades estiman que, si el consumo de los colombianos se mantiene al ritmo vigente, la generación de residuos aumentará un 20% en los próximos 10 años (Monterrosa, 2019). Óscar Suárez, experto en el manejo de residuos peligrosos, asegura que la mayoría de los sitios destinados a la disposición final están cumpliendo su ciclo y la situación es cada vez más crítica, sobre todo en las grandes ciudades como Bogotá, Bucaramanga, Barranquilla, Cali y Medellín, que representan casi la mitad de la población del país (Colombiano, 2017).

La disposición final de residuos ha sido tal vez la preocupación socio ambiental que más fuerza ha tomado en el Área Metropolitana de Bucaramanga.

La mala conducta y el mal manejo que se le ha prestado al relleno sanitario, ha hecho que el Carrasco presente efectos negativos para el medio ambiente por la generación de gases de efecto

invernadero, malos olores, contaminación del suelo, aire, aguas superficiales y subterráneas, entre otros (colombiano, 2017).

Para optimizar y minimizar el impacto de los residuos, la digestión anaerobia es una alternativa para el aprovechamiento de los residuos sólidos, mediante la descomposición de materia orgánica para la producción de gas combustible (Castells, Ripoll, & Pozuelo, 2012).

La digestión anaerobia es un proceso que permite un aprovechamiento energético de las biomásas residuales, dado que maximiza el reciclaje de nutrientes y estabiliza el residuo como enriquecedor de suelos, disminuyendo su impacto ambiental, la presencia de olores y emisiones de efecto invernadero; además, presenta un bajo costo operacional, dando lugar a un balance de energía positivo. Los sistemas de conversión biológica como la DA, son tratamientos que descomponen la materia orgánica, generando una mezcla de gases denominada biogás, compuesta principalmente por metano y dióxido de carbono (Álvarez & Calderón, 2014).

El biogás que es un gas combustible, se genera cuando el carbono se convierte en dióxido de carbono durante la degradación del residuo y se libera como una mezcla de metano y dióxido de carbono. Este biogás es un producto deseable de la digestión ya que contiene un potencial energético significativo (Sullivan, Rounsefell, Grinham, Clarke, & Udy, 2010).

La digestión anaeróbica es una de las principales tecnologías biológicas para convertir los desechos orgánicos en energía, pero existen alternativas como el proceso de Co-digestión que con un porcentaje adecuado de sustratos ricos en carbono (C) y nitrógeno (N) puede aumentar significativamente el potencial y la producción de metano (Phun, Bong, Yee, & Tin, 2018).

La Co-digestión anaerobia tiene múltiples características complementarias entre las que se destaca el mejoramiento del equilibrio de nutrientes, incremento de la carga de materia orgánica biodegradable y el aumento de la producción de metano (Guerrero, Pelaez, & Molina, 2016). Sin

embargo, para lograr una producción exitosa en el proceso de digestión, se necesita un suministro adecuado de materia prima y un soporte de optimización (Song, Li, & Cao, 2019). Es importante resaltar que el uso de los desechos en la Co-digestión permitiría la prevención de la contaminación y la recuperación sostenible de energía, convirtiendo la materia orgánica en metano y dióxido de carbono (Angulo & Loaiza, 2016).

Ahora bien, esta investigación busca evaluar la producción de biogás mediante la Co-digestión anaerobia de los residuos de alimentos crudos generados en una cafetería Universitaria. Para esto, se llevó a cabo un análisis de los parámetros fisicoquímicos del inculo, Co-sustrato y del sustrato respectivamente, una prueba de potencial bioquímico de metano (PBM), el modelo de ajuste de Gompertz y finalmente la Actividad Metanogénica específica.

1. Objetivo

1.1. Objetivo general

Evaluar la producción de biogás mediante la Co-digestión anaerobia de los residuos de alimentos crudos generados en una cafetería Universitaria.

1.2. Objetivo Específicos

1.2.1. Analizar los parámetros fisicoquímicos del sustrato, Co-sustrato e inóculos utilizados para la Co-digestión anaerobia de los residuos de alimentos crudos.

1.2.2. Determinar la influencia del Co-sustrato utilizado para lo Co-digestión anaerobia de residuos de alimentos crudos, sobre la producción de metano.

1.2.3. Evaluar la influencia de la mezcla de sustrato Co-sustrato sobre la producción de metano.

2. Marco de referencia

2.1. Antecedentes

La digestión anaeróbica es la tecnología más sostenible y rentable para el tratamiento de residuos y la recuperación de energía en forma de biocombustible, que no solo minimiza la cantidad de residuos sino que también la transforma en bioenergía (Yue Li, Chen, & Wu, 2019).

La Digestión Anaerobia (DA) se caracteriza por ser un proceso biológico en ausencia de oxígeno, en el cual varios grupos de microorganismos convierten la materia orgánica en biogás, el cual es una mezcla de metano, dióxido de carbono, sulfuro de hidrógeno, agua y amonio, además de un nuevo material celular (Lemos Chernicharo, 2007).

Sin embargo, para lograr una producción exitosa en el proceso de digestión, se necesita un suministro óptimo de sustratos y un soporte de optimización. Por ejemplo, Song (2019) menciona que los residuos de alimentos son un buen suministro pues se transforman en recursos útiles a través de la digestión anaerobia. (Solarte, Mariscal, & Aristizábal, 2017) señala que los RA tienen características físicas y químicas que los hace ser una adecuada materia prima por su biodegradabilidad, que está relacionado con la cantidad de metano generado y con la cantidad de sólidos totales o volátiles destruidos en el proceso.

Aunque la DA es una alternativa óptima para la producción de energía, el proceso de Co-digestión es más oportuno ya que consiste en la digestión anaeróbica simultánea de múltiples residuos orgánicos, con características complementarias. Algunos de los beneficios del proceso de Codigestión son los siguientes: aumento de la producción de biogás, dilución de compuestos potencialmente tóxicos, mejoramiento del equilibrio de nutrientes, efecto sinérgico de los

microorganismos, incremento de la carga de materia orgánica biodegradable y niveles más favorables de humedad y de alcalinidad (Guerrero et al., 2016).

Emplear un sustrato específico en el proceso de digestión anaerobia se logra mediante la identificación de su biodegradabilidad, para lo cual se realizan pruebas a escala de laboratorio entre las que se destaca el ensayo de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), que se caracteriza por su simplicidad, relativa rapidez y bajo costo. En el ensayo de PBM influyen diferentes factores que pueden agruparse en cuatro grupos: los relacionados con el sustrato, con el inóculo, con las condiciones operacionales y con las experimentales (C. Cárdenas, Orobio, Torres, Vásquez, & Carlos, 2016).

Dentro de la fracción orgánica de residuos sólidos, los residuos de alimentos constituyen un sustrato atractivo para Co-digerir. Es importante resaltar que el uso de los residuos de alimentos en la Co-digestión permitiría evitar su disposición en los rellenos sanitarios, impidiendo la contaminación de las aguas subterráneas, el tratamiento de lixiviados y reduciendo la emisión de gases de efecto invernadero (Guerrero et al., 2016).

En lo que respecta a estudios realizados en el ámbito local, Solarte (2017) destaca que la Codigestión de residuos de poda con residuos de comida incrementa el índice de biogás, pasando de

0,34 m³ biogás/ Kg SV para la mono-digestión de poda y a 0,6 m³/Kg SV para la Co-digestión (Solarte et al., 2017).

Siddiqui (2011), demuestra que los residuos alimenticios adicionados a lodos de agua residual aumentan la producción de metano con una relación de 30:70, logrando un valor de producción igual a 0,25 LCH₄ /g SV. No obstante, Valentina Cabbai (2013) menciona que, a partir de las muestras de 0,23 g SV RA/g SV y 2,09 g SV RA/ g SV de las mezclas de lodos se obtienen

producciones de metano de 0,29 LCH₄ /g SV y 0,37 LCH₄ /g SV, respectivamente mayor que en el anterior estudio.

2.2. Marco teórico

El Decreto 2981 del 2013 expedido por la secretaria general de la alcaldía mayor de Bogotá D.C, establece a los residuos sólidos como cualquier sustancia o elemento en estado sólido procedente del sobrante generado por actividades domésticas, industriales, comerciales, institucionales y de servicio público (Parra, 2014). Entre los residuos sólidos se destacan los peligrosos, los ordinarios, los biodegradables, los inertes, los orgánicos, entre otros.

A nivel global, entre un cuarto y un tercio de los alimentos producidos anualmente para consumo humano se pierde o desperdicia. Esto equivale casi a 1.300 millones de toneladas de alimentos, lo que incluye el 30% de los cereales, entre el 40 y el 50% de las raíces, frutas, hortalizas y semillas oleaginosas, el 20% de la carne y productos lácteos y el 35% de los pescados (Benítez, 2014).

La FAO estima que el 6% de las pérdidas mundiales de alimentos se dan en América Latina y el Caribe y cada año la región pierde y/o desperdicia alrededor del 15% de sus alimentos disponibles, a pesar de que 47 millones de sus habitantes padecen hambre (Benítez, 2014).

Según datos del Departamento Nacional de Planeación (DNP), en Colombia se pierden y desperdician anualmente 9.76 millones de toneladas de alimentos, lo que equivale al 34% de la producción total (FAO, 2019).

Ahora bien, en cuanto a las regiones de Colombia que más desperdicios genera en las etapas de consumo y retail, se encuentra la región Centro Oriente que está conformada por los departamentos

de Santander, Norte de Santander, Cundinamarca y Boyacá, con un desperdicio de 1.708.919 (48,3%) toneladas de comida (Martínez & Quintero, 2017).

Cabe resaltar que entre los residuos de alimentos que mayor huella ambiental dejan, están los residuos crudos tales como frutas, verduras, cascaras, restos de hortalizas y semillas que, por su alto contenido de agua generan lixiviados y gases de efecto invernadero. Estos residuos presentan un proceso de descomposición lenta y excelentes propiedades para la producción de abonos orgánicos (B. Cardenas (2014), además, cuentan con un potencial de producción de metano de 0,10,93 m³/Kg de materia seca de acuerdo a su composición (Solarte et al., 2017).

Los RA crudos pueden variar dependiendo de su procedencia, son ricos en carbohidratos, lípidos y proteínas, y cuentan con nutrientes como N, P, K, Na, Ca, Mg, Al, Fe, Zn y Mn (Álvarez & Calderón, 2014).

Otra característica de los RA es que presentan 16 porcentajes de componentes lignocelulósicos, inferiores al 15%, propiedad que hace que sea un residuo fácil para biodegradar (Álvarez & Calderón, 2014).

Los residuos de alimentos contribuyen a la contaminación, ya que los alimentos al no ser aprovechados inician una serie de procesos metabólicos, en los cuales intervienen sustancias químicas, microorganismos y fermentos o enzimas que se encargan de acelerar la descomposición hasta llevarlos a ser sustancias sin ningún valor biológico. Respecto a la descomposición, allí se liberan elementos químicos y moléculas como carbono, nitrógeno, sustancias volátiles con olores fétidos que contaminan el aire, el aumento de la temperatura y la generación de enfermedades, epidemias y demás situaciones que afectan el bienestar humano y medioambiental (Nación, 2018).

Otro residuo que se considera como buen sustrato y que normalmente se genera con gran frecuencia, son los desechos procedentes del recorte de césped, también conocido como residuos de poda. Este es un residuo que posee un elevado contenido de nitrógeno cuando está recién podado, y a medida que pasa el tiempo, tiende a disminuirse el contenido porque se reemplaza por carbono. Al igual que los residuos crudos, la poda es ideal para la producción de abono orgánico, estos residuos son aprovechables en la aplicación de procesos de digestión anaerobia de dos fases junto con los residuos de comida, lo que ayuda a mejorar la estabilidad y desempeño del proceso de Co-digestión (Solarte et al., 2017).

De igual modo, el Jacinto de agua o también conocido como buchón de agua, es considerado como un buen sustrato para la DA por su reservorio de energía y nutrientes (Sullivan et al., 2010).

Actualmente la Universidad Pontificia Bolivariana utiliza el Jacinto de agua en la planta de tratamiento de aguas residuales para la remoción de metales pesados, nutrientes, pesticidas y otros contaminantes orgánicos (Camacho & Ordoñez, 2008).

Respecto a lo dicho anteriormente, se estima que el adecuado manejo de los residuos es de suma importancia ya que, debido a su alto contenido orgánico presenta alternativas viables para la producción de compostaje y lombricultura (B. Cárdenas, 2014).

La tecnología de compostaje generalmente se basa en la descomposición microbiana y la transformación de la materia orgánica en desechos biológicos, como las heces de animales, lodos y basura en humus estable que los suelos pueden absorber fácilmente. El compostaje se considera un enfoque limpio y sostenible para el tratamiento de residuos orgánicos (Yue Li (2019). Además, es reconocido por tener un impacto beneficioso en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. El compostaje se caracteriza por mejorar la estructura del suelo, aumentar la porosidad del suelo, y ayudar con la retención de agua y la conductividad hidráulica (Tomasz et al., 2020).

En cuanto a la lombricultura, es una biotecnología que implementa un agente biológico como la lombriz para realizar la transformación de residuos orgánicos y biodegradables a humus, así como también generar una proteína no convencional.

La lombriz es una especie que consume diariamente una cantidad de residuos y que por su alto consumo de materia orgánica llega a excretar el 60% de esta en forma de humus de lombriz, lombrihumus o vermicompost (Angulo & Loaiza, 2016).

Se destaca que el humus de lombriz es un abono ecológico y de alta calidad gracias a que posee altos niveles de nutrientes para los suelos y para los cultivos por el aporte de ácidos húmicos fúlvicos que estimulan el crecimiento de la raíz de las plantas.

Un ejemplo de lo anterior es el proceso que la Universidad Pontificia Bolivariana como institución de educación superior ha venido implementando hace aproximadamente 1 año técnicamente. Se han ejecutado proyectos entre los cuales se distingue el compostaje y la lombricultura con el fin de aprovechar los residuos orgánicos generados en las cafeterías y los restaurantes de la misma organización. La Universidad Pontificia es una institución que además de brindar un espacio de formación académica, se compromete con el medio ambiente al realizar diversos trabajos investigativos (M. Ruiz, 2017).

Cabe señalar que los tratamientos tradicionales que son empleados para los desechos de comida, no siempre logran la reducción de los impactos ambientales.

Actualmente en países como Estados Unidos, Irlanda y China se promueve la producción de biogás a partir de los residuos de comida Jin (2015). Reflejo del posicionamiento de la digestión anaerobia como una de las principales tecnologías empleadas para la generación de metano en plantas de biogás que trabajan a base de residuos de alimentos (Jin et al., 2015).

En temas nacionales, en los últimos años países como Colombia ha venido empleando el uso de biodigestores domésticos que son visualizados en la Ley 1715 del 2014, artículo 18, que se encarga de promover el biogás como una alternativa no convencional de energía renovable (Pabuena & Pasqualino, 2014).

2.2.1. Digestión anaerobia

Otra alternativa para el tratamiento de los RA es la digestión anaerobia pues estos son desechos orgánicos que encajan perfectamente con los requerimientos de la DA debido a la presencia de un alto contenido de SV y una alta biodegradabilidad (Rico, Montes, & Lobo, 2020).

No obstante, la DA se considera un método atractivo para convertir los desechos de alimentos en energía y para recuperar los nutrientes del digestato y usarlos como biofertilizantes (Pan, Chen, Liang, Cheng, & Ren, 2019).

Por otro lado, es un proceso biológico que se encarga de degradar la materia orgánica por medio de un grupo de microorganismos principalmente anaerobios permitiendo la obtención de un Biogás, compuesto por una mezcla de aproximadamente 65 % de metano (CH_4) y 35 % de dióxido de carbono (CO_2) y a su vez puede contener pequeñas proporciones de otros gases como H_2 , N_2 , O_2 y H_2S (Patiño, Sánchez, & Alcántara, 2015).

En el desarrollo de la DA ocurre un proceso bioquímico que se divide en cuatro etapas: la hidrólisis, la acidogénesis, la acetogénesis y la metanogénesis.

2.2.1.1. Hidrolisis

La hidrólisis es la primera etapa del proceso de DA, en la cual los polímeros complejos como polisacáridos, proteínas y lípidos (grasas y aceites) son hidrolizados por acción de enzimas extra

celulares convirtiéndolos en moléculas más simples y así ser disueltas por el medio acuoso que las rodea (Parra, 2014).

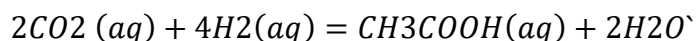
En la DA la hidrólisis es importante debido a que las bacterias hidrolíticas consumen el oxígeno disuelto y gaseoso que puede estar en el medio y aportan el sustrato para las etapas posteriores (materia orgánica soluble) (Cáceres & Rincón, 2018).

La etapa hidrolítica puede ser la etapa limitante de la velocidad global del proceso, además, está relacionada con el sustrato, la temperatura, el pH y la carga orgánica (Bote, 2013).

Cabe señalar que la velocidad de descomposición durante la hidrólisis depende de la naturaleza del sustrato y generalmente esta es la etapa que limita la DA cuando la materia orgánica sólida es utilizada como sustrato (Parra Huertas, 2015).

2.2.1.2. Acidogénesis

La acidogénesis es la segunda etapa de la DA. En esta, se produce el ácido orgánico de mayor relevancia para la producción de metano, que es el ácido acético el cual es el sustrato directo para las arqueas metanogénicas (Parra, 2014).



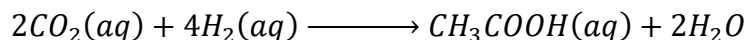
Es un proceso fermentativo donde las bacterias acidogénicas utilizan las sustancias solubles en agua que surgen de la etapa de hidrólisis para producir principalmente ácidos grasos volátiles de cadena corta, como fórmico, acético, propiónico, butírico y valérico, pero también la producción de láctico, succínico y otros (Kandylis et al., 2016).

2.2.1.3. Acetogénesis

Esta es una fase en la cual se aceleran los procesos metabólicos bacterianos, con transformación enzimática o hidrólisis, de lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos, en otros compuestos que serán utilizados como fuentes de energía y como transforman a carbono celular (Corrales, 2015).

En la acetogénesis, los ácidos grasos volátiles se convierten en ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno. El ácido acético es producido por dos diferentes mecanismos: acetogénesis por hidrogenación, en la cual se produce acetato (CH_3COO^-) como producto final de la reducción de dióxido de carbono (CO_2) más hidrogeno (H) y la acetogénesis por deshidrogenación en donde las bacterias son inhibidas por pocas cantidades de oxígeno (O_2) (Corrales, 2015).

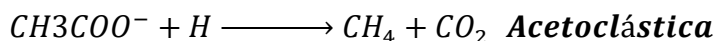
- Reacciones químicas:

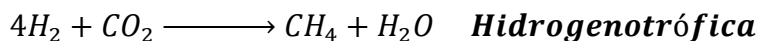


2.2.1.4. Metanogénesis

La metanogénesis es el último paso del proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica. En esta etapa los microorganismos metanogénicos son los responsables de la formación de metano que se da a partir de dos rutas principales, la primera, es la acetoclástica en la cual los microorganismos crecen principalmente en su sustrato (acetato) y la segunda, es la hidrogenotrófica en donde los microorganismos crecen en sustratos como hidrógeno (H) y dióxido de carbono (CO_2) (Corrales, 2015).

- Reacciones químicas:





2.2.1.5. Factores que influyen en la DA

La DA es un proceso de conversi\u00f3n biol\u00f3gica que, dadas a sus complejas interacciones bioqu\u00edmicas, depende de factores fisicoqu\u00edmicos tales como el pH, temperatura, agitaci\u00f3n, relaci\u00f3n S/I y de la relaci\u00f3n C/N.

2.2.1.5.1. Temperatura

Es uno de los factores ambientales fundamentales que incide en el crecimiento de los microorganismos; afecta principalmente las tasas de crecimiento de bacterias y tambi\u00e9n par\u00e1metros f\u00edsicos tales como tensi\u00f3n superficial, viscosidad y propiedades de transferencia de masa. Para el desarrollo \u00f3ptimo se consideran temperaturas entre 35 y 55\u00b0C (Parra, 2014). La temperatura afecta principalmente el crecimiento de los microorganismos y por ende la velocidad del proceso, ya que, al aumentar la temperatura, aumenta la tasa de crecimiento microbiano y a temperaturas bajas implicar\u00eda tiempos de retenci\u00f3n m\u00e1s largos (Angulo & Loaiza, 2016).

2.2.1.5.2. pH

El pH es un factor de suma importancia debido a que est\u00e1 asociado a factores como la acidificaci\u00f3n, adem\u00e1s, es un determinante para los microorganismos pues estos requieren de rangos espec\u00edficos para su correcto desarrollo (Parra Huertas, 2015).

Por ejemplo, los microorganismos anaerobios deben tener un pH en torno a la neutralidad para su adecuado desarrollo, sin embargo, el pH afecta la actividad enzim\u00e1tica de estos por medio de cambios de estado de los grupos ionizables de las enzimas (Angulo & Loaiza, 2016).

Con respecto a los grupos microbianos, cada uno presenta un pH para su adecuado funcionamiento y crecimiento, es así como microorganismos metanogénicos y acetogénicos hallan un pH óptimo alrededor de 7,0 unidades (Angulo & Loaiza, 2016).

En relación con el pH óptimo en la digestión anaerobia, puede ser de 6.9-7.3, 6.4-7.6 o 6.5-8.2. Si el valor del pH es inferior o superior al rango óptimo, la tasa de producción de biogás será baja (Syaichurrozi, Suhirman, & Hidayat, 2018).

2.2.1.5.3. Agitación

La adecuada agitación del contenido del digester es esencial para favorecer el proceso anaerobio. Los objetivos buscados con la agitación son: eliminación de los metabolitos producidos por las bacterias metanógenas, mezclado del sustrato fresco con la población bacteriana, evitar la formación de costra que se forma dentro del digester, uniformar la densidad bacteriana y evitar la formación de espacios muertos sin actividad biológica (Parra, 2014).

En el proceso de DA la agitación es un factor muy importante porque garantiza homogeneidad en el medio y favorece el contacto entre bacterias y el sustrato.

Para un proceso biológico como PBM, lograr una adecuada agitación en el sistema es esencial para evitar la formación de capas superficiales y zonas muertas, la sedimentación de sólidos y la eliminación de metabolitos (Cáceres, 2018). Por otra parte, existen diversas formas de agitación, pero varios estudios recomiendan la agitación manual ya que, previene la ruptura de flocs microbianos y ayuda a la actividad enzimática (Parra, 2014).

2.2.1.5.4. Relación S/I

La relación sustrato/inóculo es un parámetro significativo que se basa en los sólidos volátiles y se encarga de dar origen a una población óptima de microorganismos en el proceso de digestión anaerobia (Yangyang Li et al., 2018).

Se manifiesta en términos de los SV ($\text{g SV sustrato} \cdot \text{g SV inóculo}^{-1}$) y en algunos casos en $\text{g DQO sustrato} \cdot \text{g SV inóculo}^{-1}$ (Parra, 2014).

Respecto a la DA del desperdicio de alimentos, los rendimientos de metano varían con gran relevancia en función de la relación S/I y la cantidad adecuada de inóculo es a menudo mayor para el desperdicio de alimentos que otros sustratos (Kawai et al., 2014).

Sin embargo, algunos estudios recomiendan emplear una relación S/I por debajo de $1.0 \text{ VS}_{\text{sustrato}} / \text{g} - \text{VS}_{\text{inóculo}}$ para evitar la acidificación durante el proceso anaeróbico (Kawai et al., 2014). Cabe señalar que muchos factores regulan el efecto de la relación S/I, donde se incluye las características del sustrato, el origen del inóculo, la actividad metanogénica específica del inóculo y las concentraciones de sustancias inhibitoras (Lü, (2012). Cada materia prima tiene su propia relación S/I adecuada conforme a la cantidad de ácidos grasos volátiles y a la capacidad de amortiguar la acumulación de AGV'S en el desarrollo de la digestión anaerobia (Yangyang Li et al., 2018).

2.2.1.5.5. Relación C/N

La relación C/N es una medida de la cantidad relativa de carbono orgánico y nitrógeno que se encuentra en el sustrato, por consiguiente, es una indicación de la disponibilidad relativa de nutrientes (Carotenuto, Guarino, Amelia, Morrone, & Minale, 2020).

En cuanto a los elementos C y N, estos se caracterizan por suministrar la energía que requieren los procesos de degradación. El carbono se compone de la fuente de energía necesaria para los

microorganismos, mientras que el nitrógeno ayuda a fomentar el crecimiento microbiano (Parra, 2014).

Sin embargo, si la cantidad de nitrógeno es limitante, entonces la cantidad de microorganismos será baja y se requerirá un periodo más extenso para descomponer todo el carbono disponible (Parra, 2014).

Con respecto al valor óptimo para la producción de metano se considera entre 20 y 30, pero la relación óptima depende también de las características del sustrato y de los parámetros del proceso. Los sustratos con una baja relación C/N pueden aportar una proporción alta de nitrógeno amoniacal total y de ácidos grasos volátiles. Una relación C/N de 25 es óptima para maximizar la actividad microbiana de la fracción orgánica de los desechos municipales (Carotenuto et al., 2020).

2.2.2. Co-digestión Anaerobia

La Co-digestión anaerobia es un método de tratamiento de residuos orgánicos en donde se mezclan varios residuos con el fin de aprovechar la complementariedad de sus composiciones para permitir procesos más eficaces (Campos & Flotats, 2012), es decir es el proceso de digestión anaerobia simultaneo de dos o más sustratos.

También se le denomina Co-fermentación y se caracteriza por mejorar la estabilización del proceso, la dilución de compuestos tóxicos, equilibrio de nutrientes, reducción de la emisión de gases de efecto invernadero a la atmosfera, efectos sinérgicos de microorganismos, aumento de la carga de materia orgánica biodegradable y además mejora la producción de biogás del 25% al 400% sobre la mono digestión de los mismos sustratos (Khalid, Arshad, Anjum, Mahmood, & Dawson, 2011).

La Co-digestión de los residuos de alimentos proporcionan nutrientes en exceso, lo que ayuda a estimular la biodegradación de los desechos orgánicos sólidos a través de la bioestimulación (Khalid et al., 2011). Conforme a varios estudios, se cree que la Co-digestión de mezclas mejora la relación C/N y disminuye la concentración de nitrógeno.

2.2.3. Actividad Metanogénica

La actividad metanogénica (AME) puede definirse como la máxima capacidad de que tiene el grupo de microorganismos anaerobios presentes en el inóculo, realizada en condiciones controladas de laboratorio que permita la máxima actividad bioquímica de conversión del sustrato orgánico a metano (Lozada & Pérez, 2010).

El conocimiento de la actividad metanogénica de un lodo permite establecer la capacidad máxima de remoción de DQO de la fase líquida, logrando estimar la carga orgánica máxima que puede ser aplicada a un reactor impidiendo su desestabilización; asimismo, la AME también permite determinar la concentración mínima de biomasa requerida en el reactor para garantizar la reducción de la carga orgánica aplicada (Lozada & Pérez, 2010).

La AME puede ser usada como análisis de rutina para cuantificar la actividad de la población metanogénica, además de ofrecer otras aplicaciones como son: evaluar el comportamiento de la biomasa bajo el efecto de compuestos potencialmente inhibidores, determinar la toxicidad relativa de compuestos químicos presentes en efluentes, establecer el grado de degradabilidad de diversos sustratos, monitorizar los cambios de actividad del lodo debido a una posible acumulación de materiales inertes, determinar la carga orgánica máxima que puede ser aplicada para un determinado tipo de lodo y evaluar parámetros cinéticos (Ortiz, 2011).

En la actualidad todavía existen diferentes protocolos a nivel mundial para la medición de la AME, los cuales presentan diferencias en términos de la concentración de inóculo, tipo y concentración del sustrato, relación sustrato/inóculo, concentración de nutrientes y temperatura de incubación (Ortiz, 2011).

2.2.4. Potencial Bioquímico de Metano

El primer paso para definir la posibilidad de emplear un sustrato específico en el proceso de digestión anaerobia es mediante la identificación de su biodegradabilidad, por lo cual se realizan pruebas a escala de laboratorio entre las que se destaca el ensayo de potencial bioquímico de Metano (PBM), que se emplea a nivel mundial y se caracteriza por simplicidad, relativa rapidez y bajo costo. El ensayo de PBM consiste en emplear uno o varios sustratos y adicionar un inóculo activo bajo condiciones operacionales definidas, para medir la producción de CH_4 , mediante diferentes métodos (método manométrico, volumétrico o de cromatografía de gases) (C. Cárdenas et al., 2016).

La duración del PBM depende principalmente de la biodegradabilidad del sustrato y por lo tanto no es posible establecer un periodo fijo; sin embargo, se reporta que aproximadamente a los 30 días inicia la fase de estabilización de la producción CH_4 y aproximadamente el 90% de la producción teórica se genera entre 30 y 60 días (C. Cárdenas et al., 2016).

Generalmente los ensayos de PBM se realizan en los rangos mesofílico y termofílico con temperaturas óptimas de 35°C y 55°C , respectivamente; sin embargo, la operación en el rango mesofílico representa ventajas debido a la reducción del requerimiento energético y una menor sensibilidad a las cargas choque o sustancias tóxicas como el amonio y ácidos grasos de cadena larga (C. Cárdenas et al., 2016).

Para el ensayo de PBM el pH debe estar cercano a la neutralidad, con valores entre 7,0 y 7,8 unidades, con el fin de garantizar la actividad metabólica de los microorganismos más sensibles que son las arqueas metanogénicas (C. Cárdenas et al., 2016).

2.2.5. Método Gompertz

El modelo de ajuste de Gompertz, se caracteriza porque permite deducir, con gran aproximación, el comportamiento de los microorganismos bajo las condiciones ambientales determinadas incluyendo la fase de letargo, con la cual se estudia el tiempo de adaptabilidad y desarrollo de los microorganismos (Parra, 2014).

Gompertz es un modelo de regresión no lineal (Ecuación 1) que permite identificar parámetros importantes relacionados con la hidrólisis en la DA, como la tasa máxima de producción de CH₄, la producción máxima de CH₄ y la fase de letargo, la cual hace énfasis en el tiempo que ocurre la transformación del sustrato y su relación con la fase de producción del biogás (Parra, 2014).

$$V_t = P_{m\acute{a}x} * \exp\left(-\exp\left(\frac{R_{m\acute{a}x} * e}{P_{m\acute{a}x}}\right) * \lambda - t + 1\right) \quad (1)$$

V_t : Producción de metano obtenido en un tiempo (t).

$P_{m\acute{a}x}$: Producción de metano acumulado al final de la prueba (mLg⁻¹SV).

$R_{m\acute{a}x}$: Máxima tasa de producción de metano (mLg⁻¹SVd⁻¹).

λ : duración de la fase de letargo (d). e : constante

matemática (2.71828).

3. Metodología

Las pruebas de este proyecto se llevaron a cabo en el Laboratorio de Aguas Residuales y en el Laboratorio de Estudios Ambientales de la Universidad Pontificia Bolivariana. Para iniciar con el proyecto, se realizó la recolección de lodo anaerobio, residuos crudos, residuos de poda y Jacinto de agua.

El procedimiento del proyecto se basó en la caracterización del inóculo, sustrato y Co-sustrato; y a su vez se realizó la actividad metanogénica específica (AME) cuyo proceso duró 30 días. Finalmente se llevó a cabo el potencial bioquímico de metano (PBM) donde se tuvo en cuenta las variables de temperatura, pH, nitrógeno total, DQO y sólidos volátiles.

3.1. Caracterización inóculo

El inóculo que se usó para el proyecto fue un lodo granular procedente del reactor anaerobio UASB, de la fábrica Bavaria ubicada en el km 4 vía café Madrid en la ciudad de Bucaramanga, actualmente el reactor maneja un caudal de recirculación de 90 m³/h, con una temperatura entre 35 a 38 °C y una carga orgánica de 4800 Kg/día.

Para la caracterización del inóculo, se refrigeró el lodo en el Laboratorio de Aguas Residuales de la UPB y se realizaron las pruebas que se observan en la Tabla 1, en el Laboratorio de Estudios Ambientales de la misma institución.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos del inóculo.

Parámetro	Unidades	Método
Sólidos Totales	mg/L	Método 2540B
Sólidos Volátiles	mg/L	Método 2540E
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	Método 2540D

Sólidos suspendidos Volátiles	mg/L	Método 2540DE
pH	Unidades	Método 4500 -H+B
DBO Total	mg/L	Método SM 5210
Ácidos Grasos Volátiles	mg/L	Método Titrimétrico
Humedad	-	ASTM D2974-00
Actividad metanogénica	-	Método de Field

Fuente: Autoras

3.1.1. Actividad metanogénica Específica (AME)

Para la actividad metanogénica se realizó un montaje con dos botellas del sistema OxiTop® de un volumen de 250 ml, cada una con su respectivo cabezal OxiTop. Inicialmente se adicionó 100 ml de agua destilada proporcional al volumen útil de cada botella que era 200 ml, luego se añadió 6 g/L de sustrato, el cual estaba compuesto por una solución de ácidos grasos volátiles (AGV'S). Asimismo, se agregó 0,4 ml de las soluciones de macro y micro nutrientes, seguido de 0,04 g de extracto de levadura granulado. Para esta prueba, se usó una concentración de 1,5 g SV correspondiente a 5 ml de lodo anaerobio.

Finalmente, se añadió agua destilada hasta completar los 200 ml de volumen efectivo y se ajustó el pH a un valor cercano a 7, asegurando las condiciones apropiadas de la DA, posteriormente se llevó a burbujear con nitrógeno gaseoso durante un tiempo específico de tres minutos, se adicionó 4 perlas de NaOH en la cápsula de cada botella y se encubó a 37 °C durante un mes.

El volumen del metano se calculó por medio del cambio de presión y temperatura tomada durante el periodo de estudios gracias a la aplicación de la Ecuación 2, como indica (Cáceres & Rincón, 2018).

$$V_{CH_4 CE} = \frac{V_i * P * T_{CE}}{P_{CE} * T_e} \quad (2)$$

V_{CH_4} : Volumen de metano a condiciones estándar (L).

P : Presión registrada en el equipo OxiTop (atm).

V_i : volumen libre del reactor (L).

T_e : temperatura del experimento (K).

T_{CE} : temperatura a condiciones estándar (K).

P_{CE} : presión a condiciones estándar (atm).

Luego se aplicó el modelo Gompertz para establecer los valores de pendiente máxima que llegó a generar durante la investigación y determinar la actividad metanogénica específica por medio de la Ecuación 3.

$$AME = \frac{P}{FC * V * SSV} \quad (3)$$

AME : actividad metanogénica específica (g DQO/ GSSV*día).

P : pendiente máxima de producción de metano (ml/día).

FC : factor de conversión a DQO (ml CH₄/g DQO).

V : volumen de inóculo agregado (L).

SSV : concentración de sólidos suspendidos volátiles del inóculo (g/L).

3.2. Caracterización sustrato

Se empleó como sustrato los residuos crudos que genera la cafetería (Kilimanjaro) que presta servicios de restaurante en el edificio K de la Universidad Pontificia Bolivariana. Para la caracterización del sustrato se llevó a cabo un cuarteo en donde se determinó la composición y la categoría de los residuos generados en la cafetería, como se observa en la Tabla 2.

Tabla 2. Composición física de los Residuos Crudos.

Categoría	Composición
Carbohidratos	Cascaras de papa, cascaras de plátano
Frutas Cítricas	Limón, Naranja, Piña, Uva, Mora, Maracuyá, Mandarina
Frutas no Cítricas	Patilla, Papaya, Melón, Banano
Fibra y Minerales	Cebolla, cascaras de zanahoria, cascara de pepino, tomate, lechuga, pimentón.
Hiervas	Cilantro, Apio, Perejil.

Fuente: Autoras

En cuanto a la preparación del sustrato para las pruebas fisicoquímicas, se acondicionó los residuos mediante un proceso de picado y licuado con agua destilada para la disminución de partículas y la obtención de una muestra líquida.

Para el desarrollo del proyecto, se tomaron cinco muestras las cuales fueron caracterizadas en los términos de los parámetros que se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos del sustrato.

Parámetro	Unidades	Método	Aplicar
Sólidos Totales	mg/L	Método 2540B	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
Sólidos Volátiles	mg/L	Método 2540E	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	Método 2540D	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
Sólidos suspendidos Volátiles	mg/L	Método 2540DE	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
pH	Unidades	Método 4500 H+B	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.

DQO Total	mg/L	Método 5220D	Sustrato y Cosustrato.
DBO Total	mg/L	Método SM 5210	Sustrato y Cosustrato.
Ácidos Grasos Volátiles	mg/L	Método Titrimétrico	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
Nitrógeno Amoniacal Total	mg/L	Método 4500 Norg B	Sustrato y Cosustrato.
Fósforo	mg/Kg	Método 4500 BP, E	Sustrato y Cosustrato.
Humedad	-	ASTM D2974-00	Sustrato y Cosustrato.

Fuente: Autoras.

3.3. Caracterización Co-sustrato

Se usó como Co-sustrato los residuos de poda que se generan en las instalaciones de la UPB y el buchón de agua que usan como fitorremediación en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad.

Al igual que con el sustrato, se tomaron cinco muestras que fueron sometidas al proceso de licuado con agua destilada, el propósito fue lograr una mezcla homogénea la cual se sometió a los parámetros fisicoquímicos que se observan en la Tabla 4.

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos del Co-sustrato.

Parámetro	Unidades	Método	Aplicar
Sólidos Totales	mg/L	Método 2540B	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
Sólidos Volátiles	mg/L	Método 2540E	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	Método 2540D	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
Sólidos suspendidos Volátiles	mg/L	Método 2540DE	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
pH	Unidades	Método 4500 H+B	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.

DQO Total	mg/L	Método 5220D	Sustrato y Cosustrato.
DBO Total	mg/L	Método SM 5210	Sustrato y Cosustrato.
Ácidos Grasos Volátiles	mg/L	Método Titrimétrico	Inoculo, Sustrato y Co-sustrato.
Nitrógeno Amoniacal Total	mg/L	Método 4500 Norg B	Sustrato y Cosustrato.
Fósforo	mg/Kg	Método 4500 BP, E	Sustrato y Cosustrato.
Humedad	-	ASTM D2974-00	Sustrato y Cosustrato.

Fuente: Autoras

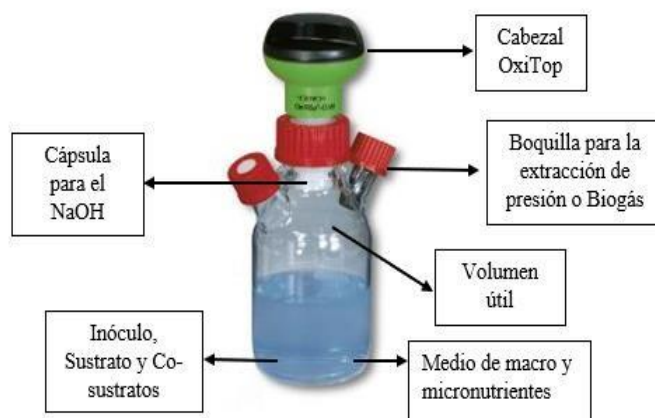
3.4. Caracterización de mezclas

Para las mezclas 30:70 y 40:60 de CR/JA y CR/PO, se determinó la concentración de sólidos volátiles, DQO, Nitrógeno Total y pH. De igual forma como se realizó para los sustratos y Cosustratos.

3.5. Descripción unidad experimental

Para las pruebas de AME Y PBM se usó el método manométrico característico por el sistema OxiTop AN12 que se observa en la Figura 1.

Figura 1. Sistema OxiTop® AN12.



Fuente. VWR International, LLC. (2020).

3.6. Potencial Bioquímico de Metano

Para las pruebas de PBM, se utilizó como inóculo un lodo granular del digestor anaerobio del reactor UASB de la fábrica de Bavaria, como sustrato se usó los residuos crudos generados en la cafetería y como Co-sustrato los desechos de poda y Jacinto de agua.

En el ensayo de PBM se empleó el sistema de OxiTop® que tiene unos cabezales que sirven de sensores de presión para cada botella. El sistema cuenta con un control que mediante una interface infrarroja ayuda a medir y transferir los datos de la presión de la prueba (Parra, 2014).

Para dar inicio, se usaron dos tipos de botellas, 5 botellas con un volumen de 250 ml, de las cuales 200 ml corresponden al volumen útil y 3 botellas con una capacidad de 300 ml de los cuales se utilizaron 250 ml. En lo que respecta las condiciones de la prueba, se agregó una solución de 0,4 ml de macro y micronutrientes y se acondicionó el pH cercano a 7.0 con NaOH con una concentración de 0,1. Para cumplir con la técnica de PBM, se agregaron 4 perlas de NaOH a los cartuchos de goma de cada botella con el fin de capturar el dióxido de carbono (Vásquez et al., 2015).

Para la temperatura, se usó la incubadora presente en el laboratorio de Aguas residuales, que mantuvo este parámetro a $37^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Se realizó agitación manual 3 veces al día durante las primeras semanas y luego una vez al día por un tiempo de 2 semanas.

Es necesario aclarar que para este proyecto se utilizaron diferentes mezclas como se muestra en la Tabla 5 respecto a la relación S/I con el fin de analizar cuál relación producía más biogás. Con respecto al inóculo, todas las mezclas mantuvieron fija la concentración de lodo, la cual correspondió a $1.5 \text{ g SV} \cdot \text{l}^{-1}$ según (Field, 1987).

Por último, se calcularon las moles de metano que se obtuvieron a partir de los valores de presión que proporcionó el equipo de OxiTop cada 6 horas. Para el cálculo se empleó la Ecuación 4.

$$n_{CH_4} = \frac{P * V_i}{R * T} \quad (4)$$

n_{CH_4} : Moles de metano (mol).

P : Presión experimental (atm).

V_i : Volumen libre (L).

R : Constante de los gases ideales. ($\text{atm} \cdot \text{L} / \text{K} \cdot \text{mol}$).

T : Temperatura experimental (K).

De igual modo se usó la Ecuación 5, para conseguir el volumen experimental de metano por medio de las moles de metano, continuamente se halló el volumen neto gracias a la diferencia generada por la producción del V_{CH_4} de los sustratos y Co-sustratos en relación al blanco.

$$V_{CH_4} = \frac{n_{CH_4} * R * T_{est}}{p_{CE}} \quad (5)$$

V_{CH_4} : Volumen de metano experimental (L).

N_{CH_4} : Moles de metano (mol).

R : Constante de los gases ideales ($\text{atm} \cdot \text{L} / \text{K} \cdot \text{mol}$).

T_{est} : Temperatura a condiciones estándar (K). p

CE : Presión a condiciones estándar (atm).

Al tener calculado el volumen neto de metano producido en las botellas del OxiTop, se prosiguió con el modelo Gompertz aplicando la Ecuación 1 para alcanzar la producción máxima teórica de metano. Finalmente se empleó la Ecuación 6, para calcular la producción de metano generada por cada sustrato, Co- sustrato y mezclas. Mediante el volumen de metano producido y los sólidos volátiles del sustrato, se halló la producción bioquímica de metano como lo indica (Parra, 2014).

$$PBM = \frac{v_{CH_4}}{SV} \quad (6)$$

PBM : Producción de metano ($\text{ml CH}_4 / \text{g SV} \cdot \text{día}$). v

CH_4 : Volumen de metano producido (ml/día).

SV : solidos volátiles.

La Tabla 5 presenta las concentraciones adicionadas en cada botella de sustrato y Co-sustrato utilizados para la Co-Digestión Anaerobia.

Tabla 5. Concentración sustrato/ Co-sustrato.

Mezcla	Relación Sustrato/Co-Sustrato	gSV
CR/JA	40:60	0,04/0,069
CR/PO	40:60	0,04/0,0608
CR/JA	30:70	0,03/0,0805
CR/PO	30.70	0,03/0,0709

Fuente. Autoras.

4. Resultados

4.1. Caracterización fisicoquímica

4.1.1. Caracterización Sustrato y Co-Sustrato

La Tabla 6 muestra la composición física y química del sustrato y Co-sustratos utilizados durante el proyecto. Los resultados representan las características de los residuos crudos de alimentos que se usaron como sustrato y las características de los desechos de poda y Jacinto de agua que se emplearon como Co-sustratos.

Tabla 6. Caracterización de sustrato y Co-sustratos.

Parámetro	Unidad	Poda	Residuos Crudos	Jacinto
Ac. Grasos	mg/L	150,04	1521,8	321,4
DQO	mg/L	1628,4	22384,8	6207,2
DBO	mg/L	963,6	13744	1134,2
DQO/DBO	mg/L	1,69	1,63	5,47
Fósforo total	mg/Kg	8,99	5,47	32,18
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	66,95	515,76	310,8
Nitrógeno Amoniacal	mg/L	2,1	47,74	74,56
Sólidos totales	mg/L	33,65	14,68	6,98
Sólidos Volátiles	mg/L	30,1	13,21	5,43

SV/ST	-	0,89	0,89	0,78
C/N	-	14,39	43,40	19,97
Humedad	-	74,36	85,992	93,19
pH	Unidades	5,83	4,66	5,11

Fuente: Autoras.

En primer lugar, en la Tabla 6, se percibe que el pH promedio para el sustrato y Co-sustratos es un valor característico de residuos rápidamente acidificables. El pH ácido del sustrato es debido a la alta presencia de carbohidratos, ya que los residuos están compuestos de desechos de frutas, verduras y cáscaras que son ricas en residuos de lignocelulosa (Phun et al., 2018).

Respecto a la humedad, el resultado se considera un valor elevado por la alta presencia de alimentos frescos como frutas y verduras que se caracterizan por tener un gran contenido de agua. De igual forma, la humedad también se debe al pH ácido y a los resultados de ST que indican que los residuos crudos son los que presentan mayor humedad a comparación de la poda y el Jacinto de agua.

En general, un nivel considerable de humedad ayuda a acelerar la fase de hidrólisis de la fracción orgánica contenida en los residuos (Parra, (2014). Autores como González (2008), argumentan que para una buena metanogénesis se requiere una concentración superior al 60% dado que la degradación biológica de la materia orgánica mejora (González et al., 2008).

Los valores de sólidos totales indican que la poda es el residuo con mayor proporción de sólidos, lo que señala que es un sustrato con buen contenido de materia orgánica. Según Ainia (2011), los desechos que tienen un porcentaje mejor a un 60% no se consideran sustratos convenientes para el proceso de DA.

Los resultados de la relación DQO/DBO del sustrato y Co-sustrato, muestran que son residuos con un alto porcentaje de material biodegradable y que pueden ser degradados fácilmente en el proceso de DA pues el valor de la relación es inferior a 2,5. Asimismo, la relación DQO/DBO que presentan los Co-sustratos está por encima de los valores que presenta (Angulo & Loaiza, 2016).

El resultado del fósforo hace relación a los residuos crudos debido a la presencia de cáscaras de papa, plátano y alimentos crudos como frutas y vegetales. El alto contenido de fósforo es significativo porque permite el crecimiento microbiano, la síntesis celular y el aporte de energía para los microorganismos (Parra (2014). En la Tabla 6, se observa que el Jacinto posee una cantidad relevante de P y esto es debido a que la planta crece en canales de la planta de tratamiento de agua potable de la Universidad con el fin de absorber nutrientes como el fósforo y metales pesados (Lagos, 2005).

La presencia de ácidos grasos volátiles se vio reflejada especialmente en los residuos crudos porque son residuos rápidamente acidificables y que además presentan un alto porcentaje de humedad. Por otra parte, estudios demuestran que, mientras más complejo sea el residuo, más AGV'S produce y mayor será la producción de CH₄ (Acosta & Obaya (2005). Además, se destaca que es un parámetro relevante porque es el precursor principal para la metanogénesis.

En lo que corresponde al nitrógeno amoniacal, una concentración adecuada de amoníaco en la DA asegura una capacidad tampón suficiente en la fase metanogénica. Por otra parte, un valor alto de amoníaco puede causar fallas en el proceso debido a la inhibición directa de la actividad microbiana (Rajagopal, Massé, & Singh, 2013).

Sin embargo, algunos estudios manifiestan que un valor por debajo de los 200 mg/L son favorables para la técnica de DA puesto que el nitrógeno es considerando como un nutriente fundamental para el crecimiento y el desarrollo óptimo de los microorganismos (Chen, Cheng, & Creamer, 2008).

Generalmente las concentraciones de amoníaco por debajo de los 200 mg/L son favorables para la técnica de DA puesto que el nitrógeno es considerado como un nutriente fundamental para el crecimiento y el desarrollo óptimo de los microorganismos (Chen et al., 2008).

Es importante enfatizar que la DA es un proceso el cual se ve afectado por varios parámetros, como lo es la relación C/N, que es un factor totalmente importante porque los microorganismos que ayudan a acelerar el proceso necesitan de un buen equilibrio nutricional para su crecimiento y para mantener un ambiente estable.

En la Tabla 6, se observa que la relación mayor de C/N fue la de los residuos crudos con un resultado igual a 43,401, siendo este mayor al rango de 20-30 que se considera óptimo para el rendimiento de la DA (Fisgativa, Tremier, & Dabert, (2016). Sin embargo, algunos estudios aseguran que no importa cuál sea la relación C/N, si se tiene un equilibrio entre el C y el N respectivamente.

En cuanto a la poda y el Jacinto, en la Tabla 6 se presentan valores de la relación C/N (14,392 y 19,971) menores al rango propuesto por la literatura. Aunque algunos estudios mencionan que la digestión avanza bien en bajas relaciones C / N (15-20), Zhang (2014), encontró que la relación C/N óptima es de 15,8 utilizando RA con estiércol de ganado. Otros autores señalan que la DA de sustratos orgánicos son digeridos a una relación C/N igual a 13,9- 19,6 Kumar (2010). Obuli (2012), expresa que la digestión anaerobia tiene un buen desempeño con una relación C/N de 27 a 32, pero en estudios de Co-digestión anaerobia usando sustratos orgánicos, la mejor relación es de 27,2, Zhang (2014) . De igual manera, algunas investigaciones mencionan que la relación C/N adecuada para la DA depende del sustrato y del inóculo (Zhang et al., 2014).

4.1.2. Caracterización inóculo

Es fundamental mencionar que, al inicio del proyecto se realizaron pruebas con muestras de lodo de la PTAR de la Universidad Pontificia Bolivariana y del EMPAS. Debido a la obtención de resultados bajos en los parámetros fisicoquímicos y en la AME, se optó por utilizar el lodo granular proveniente del reactor UASB de la fábrica de Bavaria en Bucaramanga, dado que arrojó mejores valores en las pruebas, como se observa en la Tabla 7.

Tabla 7. Caracterización inóculo.

	Unidad	Lodo anaerobio
Sólidos Totales	mg/L	61,854
Sólidos Volátiles	mg/L	17,582
SV/ST	-	0,284
pH	Unidades	6,8
Ácidos grasos	mg/L	118,8

Fuente: Autoras

El valor del pH que se muestra en la Tabla 7, es un resultado que está entre los rangos establecidos por investigaciones previas, en donde indican que un valor entre 6.8-7.0 de pH es oportuno para lograr una buena digestión anaerobia (Díaz, 2002).

En comparación con otros estudios, el valor de pH de 6.8 está por encima del valor que presenta el lodo anaerobio usado por Rajagopal (2013) con un valor de 4.9 Unidades.

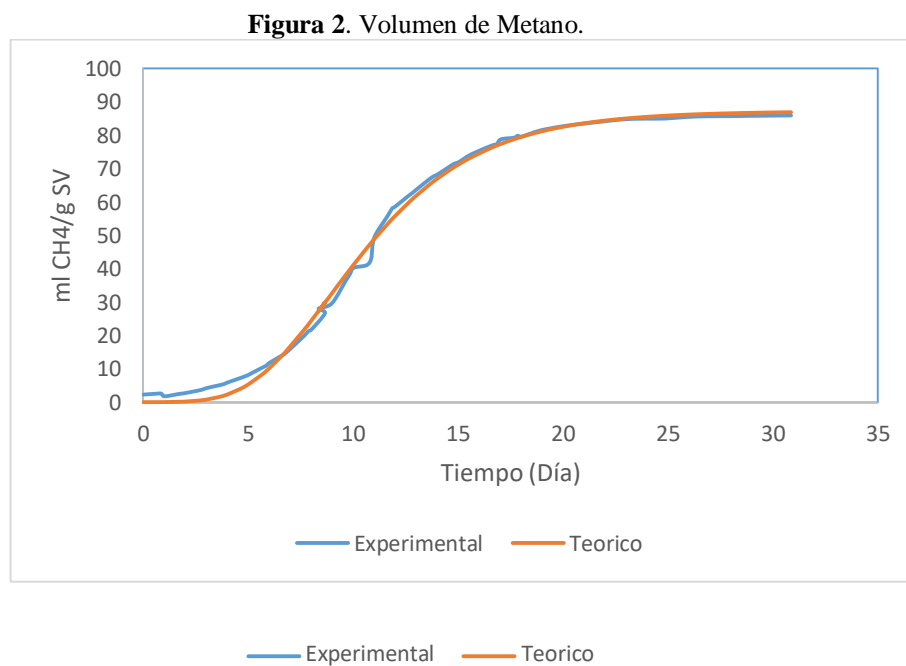
El valor obtenido en la relación SV/ST de 0,284, se considera bajo para tener un incremento del consorcio microbiano porque autores como Angulo (2016) señalan que una relación SV/ST es

óptima cuando es mayor a 0,45 puesto que garantiza una proporción adecuada de cada uno de los grupos sintróficos involucrados en el proceso de DA.

4.1.2.1. Actividad Metanogénica

Para este proyecto la AME se halló mediante el método de Gompertz utilizando la Ecuación 1, donde se tuvo en cuenta el volumen de CH₄ experimental y el tiempo en horas para obtener un valor teórico.

En la Figura 2, se puede observar el volumen experimental producido de metano en relación al volumen teórico para la actividad metanogénica específica en un periodo de 30 días.



Fuente: Autoras

El lodo granular que se usó como inóculo tuvo una actividad metanogénica de 0,071 g DQO/ g SV*d, encontrándose por debajo del rango establecido por Díaz (2002) de 0,5- 1,5 g DQO/ g SV.

Asimismo, autores como Johanna (2009), mencionan un valor de 2,39 g DQO/ g SV siendo este mucho mayor al señalado en la Tabla 9, Alzate (2015) establece un AME de 0,6 g DQO/ g SV, siendo un valor más alto que el valor que presenta Mabel Quintero (2011) de 0,250 g DQO/ g SV.

Tabla 8. Resultados Modelo de Gompertz

Parámetro	Unidades	Valor
Producción máx.	87,243	ml/día
Pendiente máx.	8,417	ml/día
Fase de Letargo	5,109	día
AME	0,071	gDQO/gSV*d

Fuente: Autoras

En la Figura 2 se observa que, a pocos días del inicio del ensayo empiezan los microorganismos a habituarse al proceso y a alimentarse del sustrato de AGV'S. Además, se percibe que al día 17 aproximadamente se logra una estabilidad en la prueba.

Gracias a varios estudios, se destaca que la AME es un ensayo importante que a su vez depende de varios criterios, entre ellos las características del inóculo y el sustrato. Un inóculo que desarrolle una buena actividad anaeróbica, se verá reflejado en el tiempo de arranque en el proceso. Por lo anterior, se refiere que, si el inóculo es óptimo, este logrará un equilibrio entre las actividades microbianas y desarrollará una alta actividad de los microorganismos en los procesos de la DA (Escudí, Cresson, Delgenès, & Bernet, 2011).

Regueiro (2012) indica un rango de actividad metanogénica de 0.01 y 0.33 g DQO/g SSV*día y Quintero & Rondón (2012) un AME con valores entre 0.017 y 0.146 g DQO/g SSV*día. Mientras tanto, Fuentes y Ossa (2015), revelan en su investigación un valor de 0,003 g DQO/ g / g SV*d y J. Ruiz & Valencia (2016) un resultado de 0,008 g DQO/g SV*d, Angulo (2016), el cual es mayor pero cercano al de este proyecto.

Varios estudios, se destaca que la AME es un ensayo importante que a su vez depende de varios criterios, entre ellos las características del inóculo y el sustrato. Un inóculo que desarrolle una buena actividad anaeróbica, se verá reflejado en el tiempo de arranque en el proceso. Por lo anterior, se refiere que, si el inóculo es óptimo, este logrará un equilibrio entre las actividades microbianas y desarrollará una alta actividad de los microorganismos en los procesos de la DA (Escudí et al., 2011).

1.1.1. Caracterización mezclas

Tabla 9.Caracterización mezclas.

Parámetro	Unidades	Mezclas sustrato, Co-sustrato			
		CR/JA	CR/PO	CR/JA	CR/PO
		40:60	40:60	30:70	30:70
pH i	Unidades	6,71	6,56	6,39	6,45
pH f	Unidades	6,65	5,75	6,12	4,02
DQO	mg/L	12000	7600	7360	8640
C/N	-	48,15	34,36	38,08	199,07
Nitrógeno total	Mg/L	249,2	221,2	193,3	43,4

Fuente: Autoras

Rajagopal (2013), indica que las concentraciones óptimas de Nitrógeno total en mezclas son 127.9 y 119.4 mg/L para tener un buen resultado de producción de metano.

Cabe destacar que autores como Koch (2015), indican que el pH es un parámetro muy importante para el proceso de la DA y los valores deben estar entre 7-7.5 para tener una buena producción de biogás durante el proceso. Aunque Parra (2014) indica que a un pH neutro de 6.8-8.0 los resultados de PBM van a ser superiores.

La relación C/N de las mezclas, arrojan valores altos que se encuentran fuera del rango (20-30) para tener un buen rendimiento en el proceso de la DA Fisgativa (2016). No se logra encontrar estudios semejantes en donde utilicen relaciones de mezcla similares a las de este proyecto, pero

autores como Fernández (2014) evaluaron los residuos agrícolas de capacho de uchuva, teniendo como resultado una relación C/N 25,73; eficiencia biológica 76,10; cáscara de arveja (C/N 2,77; eficiencia biológica 68,60) y tuza de maíz (C/N 1,72; eficiencia biológica 56,70 %). Solarte (2017) reporta un valor de C/N de 143 para residuos de jardinería, Brown (2013) un valor de C/N DE 55,3 y en lo que respecta a los residuos de comida, un valor de C/N de 27.

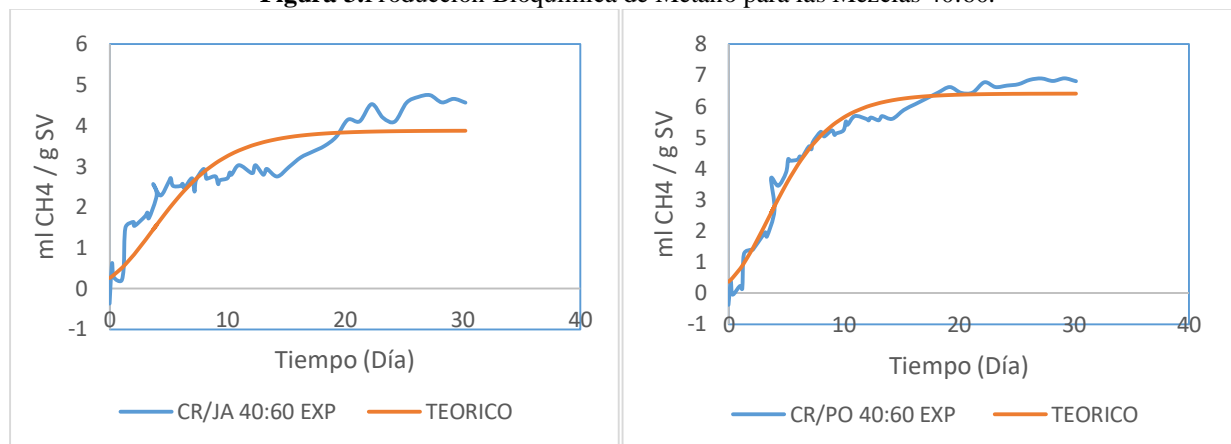
Según los resultados obtenidos y en comparación con otros estudios, las relaciones de las mezclas no son óptimas para ser utilizadas en la Co-digestión porque, una relación C/N elevada puede generar deficiencia de nutrientes para el crecimiento y reproducción de los microorganismos. Por otra parte, se observa en la Tabla 9 que los valores son mayores al realizar mezclas de sustratos para la Co-digestión, para la mono-digestión se presentan valores menores como se muestra en la Tabla 6. Aunque cabe mencionar que una relación C/N muy baja puede producir inhibición de la metanogénesis debido a altas concentraciones de nitrógeno amoniacal.

1.2. Potencial Bioquímico de Metano

En el ensayo de PBM se evaluó el rendimiento y el comportamiento de varias mezclas de acuerdo a la relación SV/ST para la producción de CH₄ bajo condiciones operacionales.

El análisis de potencial bioquímico de metano para cada mezcla fue realizado con ayuda del modelo de Gompertz para la obtención de la pendiente máxima, por medio de la cual se evaluó la eficiencia y la productividad que tuvieron los sustratos y Co-sustratos con el inóculo.

La Figura 3, muestra el volumen experimental de metano para las mezclas 40:60 de CR/JA y CR/PO, en comparación a él volumen teórico, en un periodo de 30 días.

Figura 3. Producción Bioquímica de Metano para las Mezclas 40:60.

Fuente. Autoras.

De acuerdo a cada mezcla, se determinó el potencial bioquímico de metano y se obtuvo resultados de las 4 mezclas que tuvieron una duración de 30 días (720 horas) como se observa en la Tabla 10.

Tabla 10. PBM para cada una de las mezclas.

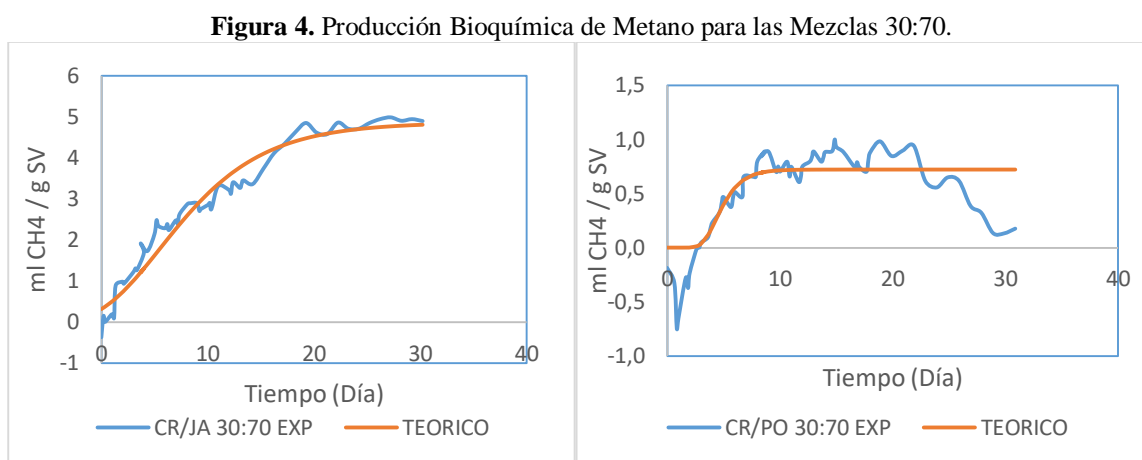
Parámetro	CR/JA 40:60	CR/PO 40:60	CR/JA 30:70	CR/PO 30:70
P máx.	3,87412211	6,40467936	4,86844693	0,72096169
R máx.	0,390238269	0,73446396	0,32563099	0,21442646
λ	0	0,20859037	0	3,13016304
PBM	43,05	71,16	54,09	8,01

Fuente: Autoras

La Co-digestión de residuos crudos en la mezcla 40:60 presentó una fase de letargo de 6 horas. Autores como Parra (2014), aseguran que la relación S/I tiene impacto sobre la fase de letargo, pues en relaciones de 0,25, 0,5, 1 y 2 está presente una duración entre 3 y 11 días que corresponden a 72 y 264 horas. Como se puede observar en la Figura 3, la relación CR/PO 40:60 generó un mejor comportamiento a comparación de la mezcla CR/JA 40:60, esto debido a que CR/PO presentó mayores concentraciones de DQO, NT, ST Y SV como se presenta en la Tabla 9.

Sullivan (2010) menciona que el Jacinto de agua es un Co-sustrato prometedor y es la materia prima de mejor rendimiento para la DA a comparación de otra biomasa vegetal, produciendo 267 g CH₄/g SV con una calidad promedio de aproximadamente 50% de metano.

En la Figura 4, se muestra el volumen producido de metano experimental en relación al teórico para las mezclas 30:70 de CR/JA y CR/PO, durante 30 días.



Fuente. Autoras.

En cuanto al seguimiento de las 4 mezclas, se observó un mejor resultado en la mezcla CR/PO 40:60 pues se obtuvo un mayor potencial bioquímico de metano (71,16 ml DQO/g SV). Respecto a la mezcla que presentó menor PBM, está la de CR/PO 30:70 que tuvo una producción mínima de 8,011 ml DQO/g SV.

Según Kawa (2014) se debe tener una relación S/I <0,33 para obtener un buen rendimiento de metano a partir del desperdicio de alimentos.

Lo ocurrido con la relación 30:70 de CR/PO donde se presenta una baja producción de metano, puede deberse a que la muestra presentó condiciones de acidez asociadas al pH_f que se presenta en la Tabla 8 y seguramente a la transformación de la materia orgánica en AGV'S (Angulo & Loaiza, 2016).

Elbeshbishy, Nakhla, & Hafez (2012) notifican que a partir de RA es posible obtener valores de PBM entre 400 y 500 ml CH₄/ g SV. Álvarez & Calderón (2014), obtienen en su investigación valores de PBM de 138 y 73 ml CH₄/ g SV con relaciones S/I 1 y 2 g SV/g SV inóculo respectivamente, utilizando como inóculo estiércol bovino.

Estudios realizados de DA manifiestan que cuando hay un incremento en las relaciones de S/I la prueba se puede desestabilizar porque empieza a haber una menor cantidad de microorganismos disponibles que sean capaces de transformar los productos de la fermentación, lo que lleva a una acumulación de AGV 'S (Angulo & Loaiza, 2016).

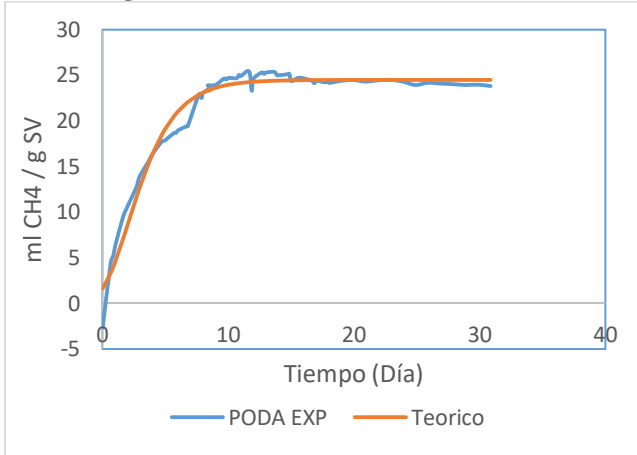
En varias investigaciones indican que el resultado del PBM está relacionado a circunstancias como el tipo de sustrato, la actividad metanogénica del lodo y el tamaño de la partícula. González-Sánchez (2015) y Parra (2014) hacen énfasis en que el tamaño de la partícula es primordial porque tiene efecto sobre el proceso de digestión de los residuos, por lo tanto, partículas menores a 2,0 mm logran una buena capacidad buffer y se tiene una mayor producción de metano.

Yoon (2014), informa que la relación S / I se considera como el parámetro principal que afecta a los ensayos de PBM. Mientras, Kong (2016) demuestra que las mayores producciones de metano se obtienen a partir de relaciones S/I iguales o menores a 1, lo anterior se debe a que cuando hay un aumento de la relación S/I el proceso de DA se puede desestabilizar (Angulo & Loaiza, 2016).

Con relación a la mono-digestión, en el Anexo 1 se ilustra la producción de metano en un periodo de 30 días (720 horas), lo que demostró que durante ese tiempo los resultados de la producción de metano fueron mayores en comparación de la Co-digestión de las mezclas usadas durante la investigación. Probablemente las mezclas no presentaron una adaptación a las características del inóculo o a que las relaciones no eran las adecuadas (Guerrero et al., 2016).

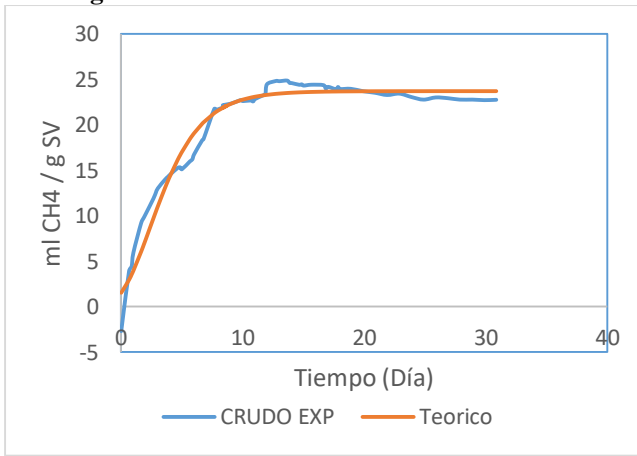
En las figuras 5, 6 y 7 se observa para las muestras de poda, crudo y Jacinto respectivamente, el volumen de metano generado en relación al volumen teórico en un periodo de 30 días.

Figura 5. Producción de metano de Poda



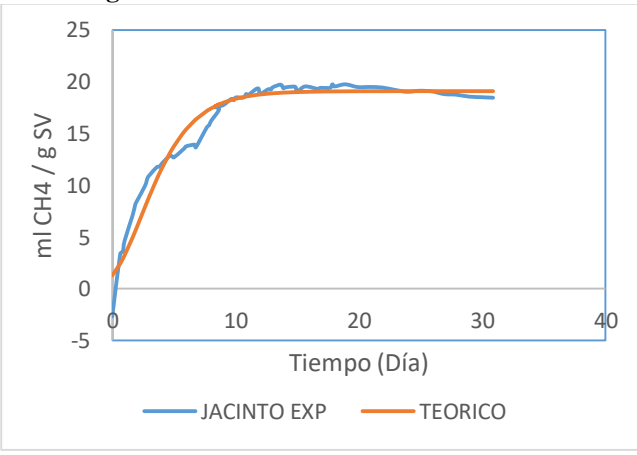
Fuente. Autoras

Figura 6. Producción de Metano de R. Crudos.



Fuente. Autoras.

Figura 7. Producción de Metano de Jacinto.



Fuente. Autoras.

Yu Qiang (2019) señala que en su estudio alcanzó una producción de metano de 261,7 ml/ de biogás, concluyendo que es una producción beneficiosa para el proceso de DA, y además ofreció un rendimiento de metano del 309%. En cuanto a los residuos de poda del presente se observa un PBM de 271,361 ml CH₄/g SV, lo cual es un valor mayor al reportado por el anterior estudio.

Los residuos de alimentos generaron un PBM de 263,491 ml CH₄/ g SV, presentando un alta producción en comparación al estudio de González-Sánchez (2015) donde menciona una producción de metano en residuos crudos de 63,89 ml CH₄ / g DQO, no obstante estudios como Phun (2018) reportan valores de 600 ml CH₄/ g SV, siendo este mayor al obtenido en este proyecto. Sullivan (2010) indica que el Jacinto de agua es una planta conveniente para la digestión anaerobia, logrando una producción de 267 ml CH₄/ g VS y 140 ml CH₄/ g VS respectivamente, un valor que es semejante al que se alcanzó durante el desarrollo del proyecto de 263,491 ml CH₄/ g SV. En la tabla 11, se presenta la Producción Bioquímica de Metano del sustrato y los Co-sustratos analizados individualmente.

Tabla 11. Producción de metano del sustrato y Co-sustratos.

Parámetro	Poda	Jacinto	Crudo
P Max	24,5124638	19,0951235	23,7141991
R Max	4,3338776	2,97371346	3,67823815
λ	0	0	0
PBM	272,36	212,17	263,49

Fuente. Autoras.

La mono digestión de residuos de alimentos generó una mayor producción de metano como ya se mencionó anteriormente. En la Tabla 11, se observa que los residuos de poda generaron más metano en comparación con los demás sustratos, con una producción de 271,361 ml CH₄/g SV.

Phun (2018), afirma que residuos con un alto contenido de nitrógeno son sustratos óptimos para la producción de metano.

Por otra parte, en la Figura 6 se aprecia que el volumen de metano generado en un periodo de 30 días es por una adecuada adaptación de los microorganismos al medio y una buena relación S/I.

Conclusiones

El lodo granular que se usó como inóculo, inició una producción de metano a las 15 horas de haber iniciado la prueba de AME y los microorganismos mostraron una adaptación rápida al sistema, lo que lo hace ser un buen inóculo para la producción máxima de metano.

Los parámetros de pH, humedad, ST, DQO, P, NT y ácidos grasos del sustrato y Co-sustratos, mostraron que son residuos con un alto porcentaje de material biodegradable y que pueden ser degradados fácilmente. Además, fueron sustratos fundamentales para el crecimiento y el desarrollo óptimo de los microorganismos durante el proceso.

Los mayores valores obtenidos de PBM fueron para las relaciones de CR/PO 40:60 (71,163104 g CH₄/g SV) y CR/JA 30:70 (54,0938457 g CH₄/g SV) utilizando como sustrato los residuos crudos provenientes de la cafetería del K y usando como Co-sustratos los desechos de poda y el Jacinto de agua, generados en la Universidad Pontificia Bolivariana. Mientras tanto, la relación de CR/PO 30:70 mostró una baja productividad debido a que, cuando hay un aumento de la relación el proceso tiende a desestabilizarse.

El pH es un factor primordial que tiene efecto sobre la Co-digestión anaerobia, encontrándose que a valores de pH entre 7-7.5 hay mejores producciones de metano y mejor actividad microbiana. En cuanto a la relación CR/PO 30:70, tuvo un pH bajó al final de la prueba de 4.02 que hizo que no hubiera una producción significativa de PBM.

El residuo crudo de alimentos generados en la institución Universitaria, presentó alto contenido de AGV'S, DQO, DBO, NT y humedad, lo que corrobora que es un sustrato rápidamente acidificable y que tiene un porcentaje alto de material biodegradable.

A pesar de que la mono-digestión no era el objetivo del proyecto, este proceso generó resultados eficientes para la producción de metano, lo que se puede deber a una mayor adaptabilidad del sustrato con el inóculo.

A pesar de que el Inóculo arrojó valores óptimos en la AME, se considera que este no se adaptó a los residuos crudos porque son residuos muy complejos y el lodo por ser de una planta cervecera, trata otro tipo de sustratos.

Recomendaciones

El pH es uno de los factores más significantes en la DA. Por lo tanto, se recomienda evaluar el pH y la relación que tiene sobre el PBM a lo largo de la prueba.

Se aconseja estudiar parámetros como la alcalinidad que tienen un efecto importante sobre los valores de pH.

Realizar pruebas con otro tipo de sustratos y Co-sustratos, y a su vez investigar otras proporciones de mezclas. Asimismo, adaptar el inóculo al sustrato para obtener mejores resultados.

También se sugiere estudiar los grupos microbianos

Bibliografía

- Acosta, Y., & Obaya, M. C. (2005). *La Digestión Anaerobia, Aspectos teóricos. Parte I*.
- Ainia. (2011). Valorización energética: producción de biogás mediante co-digestión anaerobia de residuos/subproductos orgánicos agroindustriales, 1–11.
- Álvarez, É., & Calderón, D. (2014). Modelamiento del rendimiento de metano de los residuos sobrantes de restaurante UIS.
- Alzate, M. (2015). *Identificación de grupos tróficos presentes en el estiércol bovino usado para la digestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante*.
- Angulo, L., & Loaiza, J. (2016). Evaluación de la mezcla de inóculo como estrategia de mejoramiento de la digestión anaerobia de residuos de alimentos.
- Benítez, R. (2014). Pérdidas y desperdicios de alimentos en América Latina y el Caribe. Retrieved from <http://www.fao.org/americas/noticias/ver/es/c/239393/>
- Bote, P. (2013). *Estudio de los efectos de pH extremo por adición de NaOH sobre la producción y calidad del biogás y otros parámetros de la digestión anaerobia urbana*.
- Brown, D., & Li, Y. (2013). Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production, 127, 275–280. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412014319>
- Cabbai, V., Ballico, M., Aneggi, E., & Goi, D. (2013). BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. *Waste Management*, 33(7), 1626–1632. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.03.020>

- Cáceres, K., & Rincón, A. (2018). *Evaluación del potencial bioquímico de metano del agua residual de la upb seccional bucaramanga, variando las condiciones iniciales de ph y materia organica*. Universidad Pontificia Bolivriana.
- Camacho, J., & Ordoñez, L. (2008). *Evaluación de la eficiencia de un sistema de recuperación de aguas residuales con*.
- Campos, E., & Flotats, X. (2012). *Procesos biológicos: La digestión anaerobia y el compostaje* (Díaz de Sa). Retrieved from https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=sAOTHkOK9CUC&oi=fnd&pg=PA639&ots=OW0WDbkXv&sig=Wqq3SQU9Xh7p_pgxic1YkKgVl4&redir_esc=y#v=onepage&q&f=true
- Cárdenas, B. (2014). *Guía técnica para el aprovechamiento de residuos orgánicos a través de metodologías de compostaje y lombricultura*.
- Cárdenas, C., Orobio, L., Torres, A., Vásquez, P., & Carlos, H. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos. *Revista Investigación, Optimización y Nuevos Procesos En Ingeniería*, 29(1), 95–108. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016008>
- Carotenuto, C., Guarino, G., Amelia, L., Morrone, B., & Minale, M. (2020). The peculiar role of C / N and initial pH in anaerobic digestion of lactating and non-lactating water buffalo manure. *Waste Management*, 103, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.008>
- Castells, X. E., Ripoll, X. F., & Pozuelo, E. C. (2012). *Procesos biológicos. La digestión anaerobia y el compostaje: Tratamiento y valorización energética de residuos*. Ediciones Díaz de Santos.

- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process : A review, *99*, 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Colombiano, E. (2017, November 5). Basuras, una bomba de tiempo en colombia. Retrieved from <https://www.elcolombiano.com/colombia/basuras-y-rellenos-sanitarios-problematica-encolombia-HB7636867>
- Corrales, L. (2015). Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. *Scielo*. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/nova/v13n24/v13n24a06.pdf>
- Díaz, B. (2002). *Digestión anaerobia: una aproximación a la tecnología*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. Retrieved from http://bdigital.unal.edu.co/43178/11/Digestion_anaerobia_Parte_2.pdf
- Elbeshbishy, E., Nakhla, G., & Hafez, H. (2012). Potencial bioquímico de metano (BMP) del desperdicio de alimentos y el lodo primario: influencia de la preincubación del inóculo y la fuente del inóculo. *ELSEVIER*, *110*, 18–25. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412000314>
- Escudí, R., Cresson, R., Delgenès, J. P., & Bernet, N. (2011). Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15 years of research. *Water Research*, *45*(1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.081>
- FAO. (2019). Alimentación: pasando de pérdidas a soluciones.
- Fernández, F., Cueva, M., & Hernández, A. (2014). Programa para el diseño de mezclas de residuos agrícolas para el cultivo del hongo *Pleurotus ostreatus*. *Tecnología Química*, *XXXIV*(2), 128–136. <https://doi.org/10.1590/2224-6185.2014.2.%x>

- Field, J. (1987). *Parametros operativos del manto de lodos anaeróbicos de flujo ascendente* annotated. Holanda.
- Fisgativa, H., Tremier, A., & Dabert, P. (2016). Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Management*, 50, 264–274. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.041>
- Franco, Lady ; Meza, Mònica; Almeira, J. (2018). Residuos, Situación de la disposición final de Bucaramanga:, sólidos en el Área Metropolitana de (revisión), caso relleno sanitario El Carrasco, 180–193.
- Fuentes, L., & Ossa, M. (2015). *Influencia de la Procedencia del Inóculo de PTAR's Municipales sobre la Digestión Anaerobia de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Municipales*. Universidad del Valle.
- González-sánchez, M. E., Pérez-fabiel, S., Wong-villarreal, A., & Bello-mendoza, R. (2015). Residuos agroindustriales con potencial para la producción de metano mediante la digestión anaerobia, 47(3). <https://doi.org/10.1016/j.ram.2015.05.003>
- González, G. I., Rustrián, E., & Houbron, E. (2008). Impacto de la tasa de humedad en la biodegradación de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Veracruz, México, 4(3), 336–341.
- Guerrero, J., Pelaez, C., & Molina, F. (2016). Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos. *Revista Investigación, Optimización y Nuevos Procesos En Ingeniería*, 29(1), 63–70. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016005>

- Jin, Y., Chen, T., Chen, X., & Yu, Z. (2015). Life-cycle assessment of energy consumption and environmental impact of an integrated food waste-based biogas plant. *Applied Energy*, *151*(July 2010), 227–236. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.04.058>
- Johanna, C., Lozano, S., Mendoza, M. V., Arango, M. C. De, Fernando, E., & Monroy, C. (2009). Microbiological characterization and specific methanogenic activity of anaerobe sludges used in urban solid waste treatment. *Waste Management*, *29*(2), 704–711. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.021>
- Kandyli, P., Bekatorou, A., Pissaridi, K., Lappa, K., Dima, A., Kanellaki, M., & Koutinas, A. A. (2016). Biomass and Bioenergy Acidogenesis of cellulosic hydrolysates for new generation biofuels Lignocellulosic biomass delignification Acidification Ethanol formation Esterification Continuous. *Biomass and Bioenergy*, *91*, 210–216. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.05.006>
- Kawai, M., Nagao, N., Tajima, N., Niwa, C., Matsuyama, T., & Toda, T. (2014). The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/ inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, *157*, 174–180. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.018>
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., & Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, *31*(8), 1737–1744. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>
- Koch, K., Bajón Fernández, Y., & Drewes, J. E. (2015). Influence of headspace flushing on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. *Bioresource Technology*, *186*(February), 173–178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.071>

- Kong, X., Wei, Y., Xu, S., Liu, J., Li, H., Liu, Y., & Yu, S. (2016). Inhibiting excessive acidification using zero-valent iron in anaerobic digestion of food waste at high organic load rates. *Bioresource Technology*, *211*, 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.078>
- Kumar, M., Ou, Y. L., & Lin, J. G. (2010). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, *30*(4), 602–609. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.023>
- Lagos, C. (2005). *Utilización del jacinto acuático Eichhornia crassipes ((Mart) Solms 1883) como sistema de tratamiento para la eliminación de materia orgánica y color en efluente de celulosa kraft.*
- Lemos Chernicharo, C. (2007). *Anaerobic Reactors*. IWA Publishing.
- Li, W., Liu, Y., Hou, Q., Huang, W., Zheng, H., Gao, X., ... Sun, Z. (2019). Bioresource Technology Lactobacillus plantarum improves the efficiency of sheep manure composting and the quality of the final product, (November). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122456>
- Li, Yangyang, Wang, Y., Yu, Z., Lu, J., Li, D., Wang, G., ... Gong, X. (2018). Effect of inoculum and substrate / inoculum ratio on the performance and methanogenic archaeal community structure in solid state anaerobic co-digestion of tomato residues with dairy manure and corn stover, *81*, 117–127. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.042>
- Li, Yue, Chen, Y., & Wu, J. (2019). Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. *Applied Energy*, *240*, 120–137. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.243>

- Lozada, P., & Pérez, A. (2010). Actividad metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Redaly*. Retrieved from <https://www.redalyc.org/pdf/2311/231116434001.pdf>
- Lü, F., Hao, L., Zhu, M., Shao, L., & He, P. (2012). Initiating methanogenesis of vegetable waste at low inoculum-to-substrate ratio: Importance of spatial separation. *Bioresource Technology*, *105*, 169–173. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.104>
- Martínez, M., & Quintero, J. (2017). Estado actual de los desperdicios de frutas y verduras en Colombia Current status of fruit and vegetable residues in Colombia ., 194–201.
- Monterrosa, H. (2019, January 10). Colombia podría aprovechar 40% de las toneladas de residuos que genera anualmente. *La Republica S.A.S.* Retrieved from <https://www.larepublica.co/responsabilidad-social/colombia-podria-aprovechar-cerca-de-40-de-los-116-millones-de-toneladas-de-residuos-que-genera-al-ano-2813141>
- Nabarlatz, D., Arenas, L., Herrera, D., & Niño, D. (2013). Biogas production by anaerobic digestion of wastewater from palm oil mill industry, *5*, 73–84.
- Nación. (2018). Los alimentos que usted bota y son una amenaza para el medioambiente. Retrieved from <https://www.eltiempo.com/colombia/otras-ciudades/comida-desperdiciada-que-es-unaamenaza-para-el-medioambiente-276854>
- Obuli, Z., Karthikeyan, P., & Visvanathan, C. (2012). Effect of C/N ratio and ammonia-N accumulation in a pilot-scale thermophilic dry anaerobic digester.
- Ortiz, V. (2011). *Determinación de la actividad metanogénica específica (AME) de un fango anaerobio mediante el sistema oxitop . influencia de las principales variables experimentales.*
- Pabuena, M. A., & Pasqualino, J. (2014). Potencial de Uso de Biogás en Colombia Potential Uses of Biogas in Colombia, *14*, 27–33. Retrieved from

file:///C:/Users/Windows/Downloads/Dialnet-PotencialDeUsoDeBiogasEnColombia-6382641.pdf

Pan, W., Chen, X., Liang, X., Cheng, M., & Ren, L. (2019). Effects of nanoscale zero-valent iron on the performance and the fate of antibiotic resistance genes during thermophilic and mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology*, 293(July), 122092. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122092>

Parra, B. (2014). Producción De Metano a Partir De La Digestión Anaerobia De Biorresiduos De Origen Municipal, 79. Retrieved from <http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/10893/7645/1/7720-0446398.pdf>

Parra Huertas, R. (2015). Digestión anaeróbica : mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria *, 10(2), 142–159.

Patiño, E., Sánchez, C., & Alcántara, J. (2015). Determinación del potencial bioquímico de metano (pmb) de residuos de frutas y verduras en hogares, 32(2), 191–198. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.05>

Phun, C., Bong, C., Yee, L., & Tin, C. (2018). The characterisation and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion e A review, 172. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.199>

Quintero, M., & Rondón, Y. (2012). *Estudio preliminar de la producción de biogás a partir de la digestión anaerobia del mucílago de café utilizando lodo estiércol de cerdo como inóculo*. Universidad Industrial de Santander.

Quintero Silva, M. J. (2011). Estudio de consorcios microbianos para la producción de biogás a partir de residuos del fique.

Rajagopal, R., Massé, D. I., & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, 143, 632–641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>

- Regueiro, L., Veiga, P., Figueroa, M., Alonso-gutierrez, J., Stams, A. J. M., Lema, J. M., & Carballa, M. (2012). Relationship between microbial activity and microbial community structure in six full-scale anaerobic digesters. *Microbiological Research*, 167(10), 581–589. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2012.06.002>
- Rico, C., Montes, J. A., & Lobo, A. (2020). Dry batch anaerobic digestion of food waste in a boxtype reactor system : Inoculum preparation and reactor performance. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119751. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119751>
- Ruiz, J., & Valencia, K. (2016). Influencia de Inóculos Procedentes de Aguas Residuales Municipales y Agroindustriales sobre la Digestión Anaerobia de Biorresiduos de Origen Municipal.
- Ruiz, M. (2017). Caracterización de residuos sólidos en la cafetería de la universidad de san buenaventura cartagena: propuesta de alternativas de uso con énfasis biotecnológico. Retrieved from file:///C:/Users/Windows/Downloads/Caracterización de residuos sólidos_María Ruiz H_2017.pdf
- Siddiqui, Z., Horan, N. J., & Anaman, K. (2011). Optimisation of C:N Ratio for Co-Digested Processed Industrial Food Waste and Sewage Sludge Using the BMP Test. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, 9(1). <https://doi.org/10.2202/1542-6580.2327>
- Solarte, J., Mariscal, J., & Aristizábal, B. (2017). Evaluación de la digestión y co-digestión anaerobia de residuos de comida y de poda en bioreactores a escala laboratorio, 105–116. Retrieved from <https://www.redalyc.org/html/3420/342052520008/>
- Song, L., Li, D., & Cao, X. (2019). Optimizing biomethane production of mesophilic chicken manure and sheep manure digestion: Mono-digestion and co-digestion kinetic investigation,

- autofluorescence analysis and microbial community assessment. *Journal of Environmental Management*, 237, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.050>
- Sullivan, C. O., Rounsefell, B., Grinham, A., Clarke, W., & Udy, J. (2010). Anaerobic digestion of harvested aquatic weeds : water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) , cabomba (*Cabomba Caroliniana*) and salvinia (*Salvinia molesta*). *Ecological Engineering*, 36(10), 1459–1468. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.027>
- Syaichurrozi, I., Suhirman, S., & Hidayat, T. (2018). Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of *Salvinia molesta* and rice straw for biogas production and kinetics. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 16(October), 594–603. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2018.10.007>
- Tomasz, G., Zabinski, A., Sadowska, U., Gondek, K., Mierzwa-hersztek, M., Tabor, S., & Stanektarkowska, J. (2020). Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties, 197(April 2019). <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104493>
- Vásquez, C., Parra, B., Torres, P., Torres, A., Torres, W., Marmolejo, F., & Cárdenas, L. (2015). Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 16(4), 515–526. <https://doi.org/10.1016/j.riit.2015.09.004>
- Yoon, Y. M., Kim, S. H., Shin, K. S., & Kim, C. H. (2014). Effects of substrate to inoculum ratio on the biochemical methane potential of piggery slaughterhouse wastes. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 27(4), 600–607. <https://doi.org/10.5713/ajas.2013.13537>
- Yu, Q., Qin, L., Liu, Y., Sun, Y., Xu, H., & Wang, Z. (2019). In situ deep eutectic solvent pretreatment to improve lignin removal from garden wastes and enhance production of

biomethane and microbial lipids. *Bioresource Technology*, 271(September 2018), 210–217.

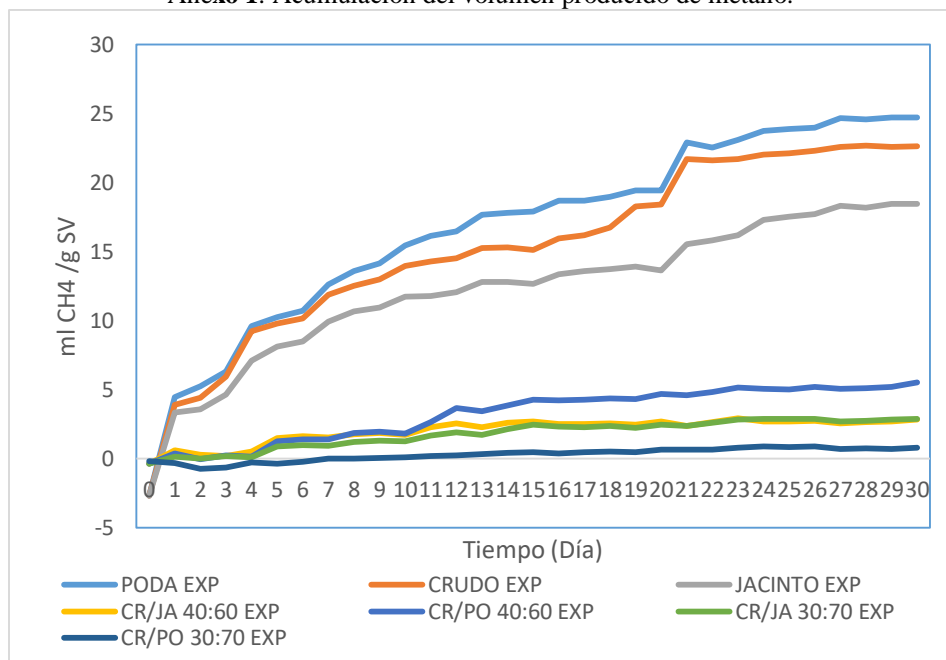
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.056>

Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 383–392.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>

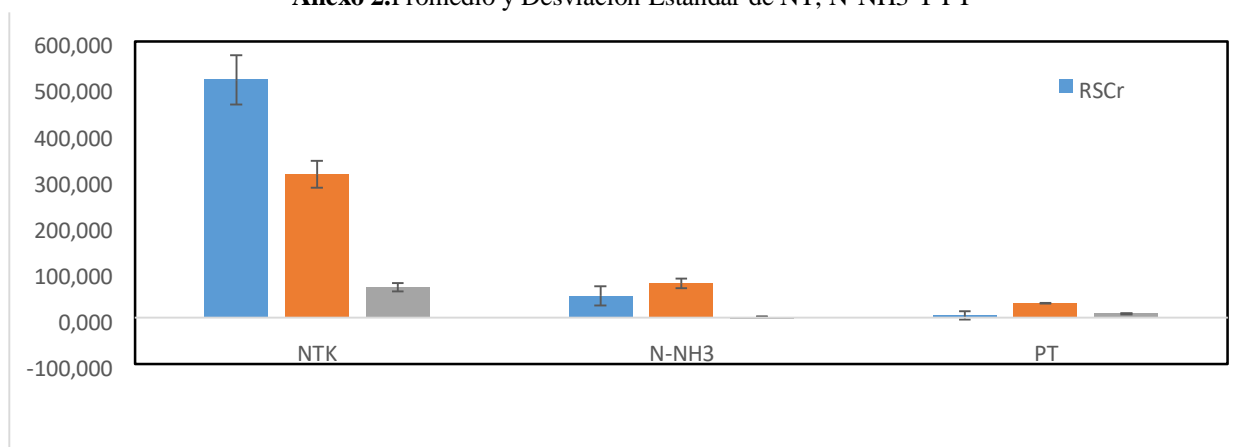
ANEXOS.

Anexo 1. Acumulación del volumen producido de metano.



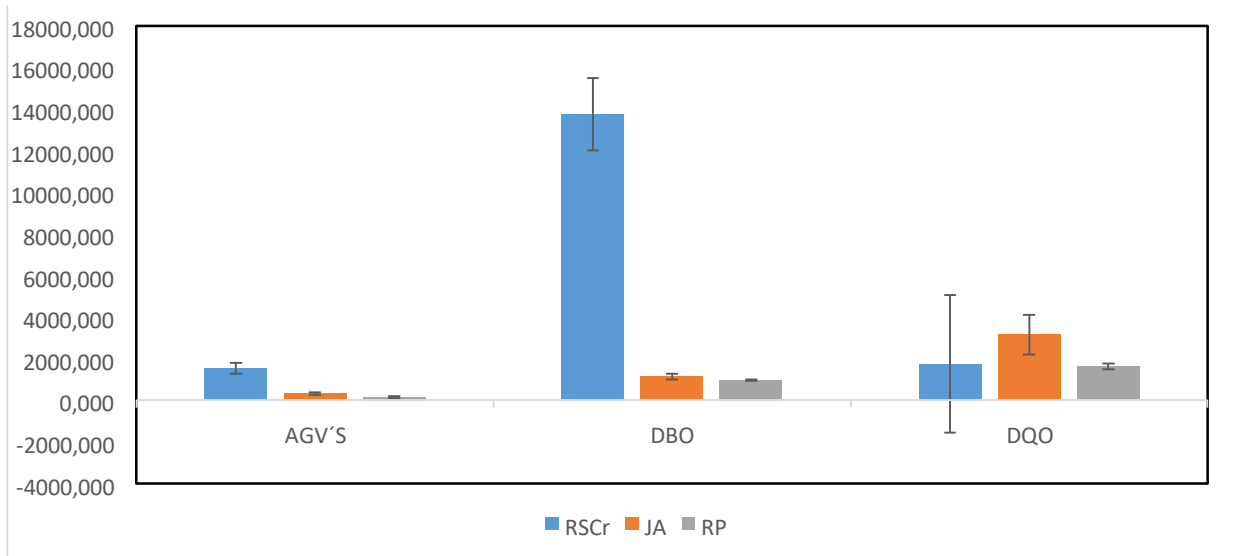
Fuente: Autoras

Anexo 2. Promedio y Desviación Estándar de NT, N-NH3 Y PT



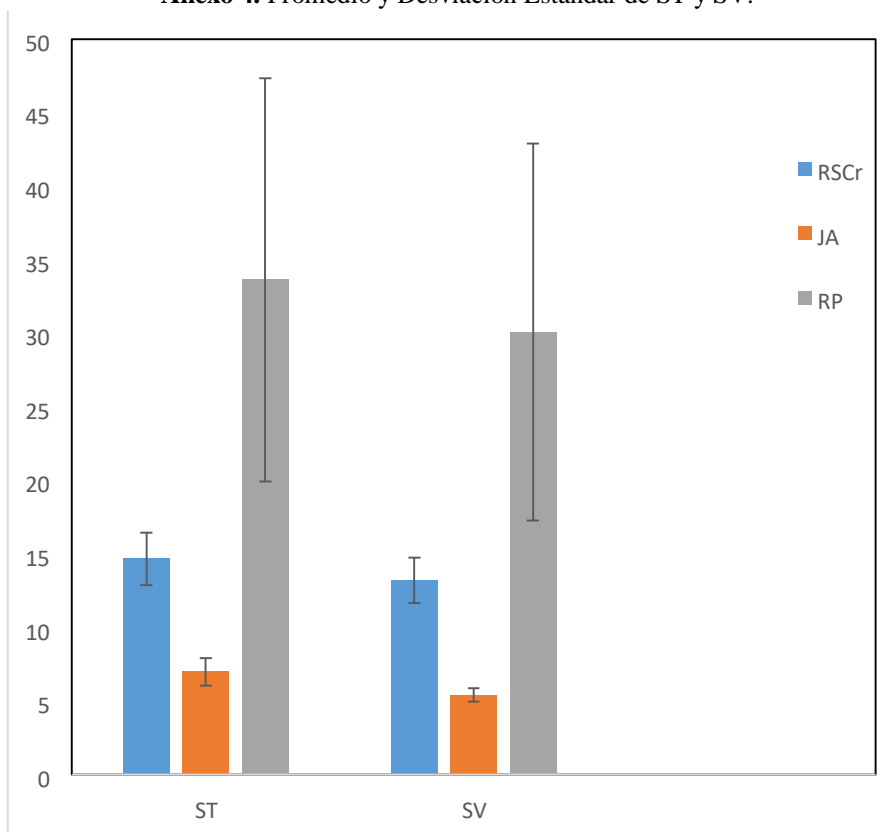
Fuente: Autoras

Anexo 3. Promedio y Desviación Estándar de AGV'S, DBO y DQO



Fuente: Autoras

Anexo 4. Promedio y Desviación Estándar de ST y SV.



Fuente: Autoras

Tabla 12. Valores AME.

AME		
TIEMPO	AME EXP	TEORICO
0,000	2,240	0,0027037
0,642	2,520	0,0135218
0,858	2,519	0,02188657
1,003	1,725	0,02983058
1,647	2,379	0,1031973
1,858	2,565	0,14836529
2,004	2,707	0,18847659
2,653	3,501	0,49275605
2,854	3,827	0,64254735
3,014	4,199	0,7859704
3,611	5,036	1,55578028
3,863	5,454	2,01293689
4,021	5,884	2,34491726
4,655	7,281	4,08077696
4,854	7,752	4,76957249
5,000	8,118	5,31920893
5,651	10,274	8,25353919
5,854	10,874	9,32571498
6,000	11,711	10,1419626
6,672	14,197	14,3612461
6,778	14,645	15,0864349
7,660	19,816	21,6813475
7,867	21,275	23,3305657
8,000	21,658	24,412383
8,654	26,599	29,841153
8,357	28,030	27,3553512
8,986	29,580	32,6334633
9,656	36,474	38,2383295
9,847	38,335	39,810712
10,025	40,228	41,259363
10,645	41,031	46,1678389
10,861	43,002	47,8145947
11,008	49,300	48,9110618
11,656	55,902	53,5406829
11,865	58,078	54,9535982
11,994	58,536	55,8107672
12,649	61,866	59,8875086
12,857	62,826	61,0937324
13,008	63,639	61,9431238
13,652	66,877	65,3316514
13,870	67,770	66,3904744
14,016	68,190	67,0744965
14,653	70,800	69,8452865
14,863	71,569	70,681685
15,011	71,828	71,2501622
15,635	74,253	73,4630941
16,647	76,958	76,4647831
16,843	77,238	76,9730546
17,044	78,731	77,4706602
17,681	79,248	78,8979332
17,849	79,823	79,2407478
18,028	79,570	79,5928254
18,889	81,348	81,0823212

19,896	82,568	82,4724087
20,891	83,389	83,544822
21,883	84,063	84,3783277
22,896	84,744	85,0380312
23,901	84,934	85,5440029
24,885	84,981	85,9276782
25,892	85,445	86,2315064
26,909	85,659	86,4673342
27,870	85,680	86,6396955
28,903	85,774	86,7826798
29,886	85,839	86,8871806
30,875	85,905	86,9684767

Fuente: Autoras

Anexo 5. Recolección de muestra



Fuente. Autoras

Anexo 6. Separación y Selección de residuos de alimento.



Fuente. Autoras

Anexo 7. Peso de los Residuos Generados en la Cafetería Kilimanjaro.



Fuente. Autoras.

Tabla 13.Residuo Crudo generado por la cafetería.

Muestra de Crudo (Día)	Peso (Kg)
Martes 10 de septiembre del 2019	21
Miércoles 11 de septiembre del 2019	20
Jueves 12 de septiembre del 2019	22
Viernes 13 de septiembre del 2019	19
Lunes 16 de septiembre del 2019	21

Fuente. Autoras.