

**INFLUENCIA DE LA TEMPERATURA SOBRE LA GENERACIÓN DE GAS METANO A  
PARTIR DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTOS**

**JACKELINE DÍAZ VARGAS - 201510267  
ANA YULIETH GARCÍA GARCÍA - 201525711**



**UNIVERSIDAD DEL VALLE  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE  
PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL  
SANTIAGO DE CALI  
2021**

**INFLUENCIA DE LA TEMPERATURA SOBRE LA GENERACIÓN DE GAS METANO A  
PARTIR DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTOS**

**JACKELINE DÍAZ VARGAS - 201510267  
ANA YULIETH GARCÍA GARCÍA - 201525711**

**Trabajo de grado presentado como  
requisito parcial para optar por el título  
de Ingenieras Sanitarias y Ambientales**

**Directores:**

**Prof. PATRICIA TORRES LOZADA, MSc., PhD.  
Ing. MIGUEL CASALLAS OJEDA, MSc.**



**UNIVERSIDAD DEL VALLE  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE  
PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL  
SANTIAGO DE CALI  
2021**

## DEDICATORIA

A mi madre **Maricel Vargas**, por sus bendiciones, quien siempre fue esa voz de aliento cuando sentía que me derrumbaba, cuando quería tirar la toalla y dejar todo atrás.

A mi padre **Carlos Diaz**, por siempre inculcarme el valor de seguir adelante sin importar los obstáculos que se presenten y demostrarme que luchar por los sueños vale la pena y al final todo tiene su recompensa.

A mi hermana **Lorena Diaz**, a quien le digo manita, por motivarme a ser mejor cada día, aconsejarme para continuar construyendo mis metas y demostrarme que siempre hay que pasarla del “carajo”.

Ellos que son mi motor, mi aliento, mi guía, mi bastón, quienes ciegamente han creído en mí y han estado en todo este largo camino.

A toda mi familia, porque en algún momento me dieron sus palabras de aliento y apoyo para continuar.

A **Andrés Álvarez**, por su apoyo incondicional, por su tenacidad en cada palabra, por su ayuda, por su compañía, su amor y paciencia.

A mi compañera de tesis, a quien le digo **Bebis**, más que mi compañera es mi amiga, a quien me ayudo a que este camino a su lado fuese un poco más llevadero y menos tortuoso, su compañía, sus ocurrencias, sus palabras, fueron motivos e impulsos para llegar donde estamos.

**- JACKELINE DÍAZ VARGAS**

A la persona que más admiro y amo en esta vida; a mi madre, **Anita**, por dejarme lo que considero la mejor herencia (la educación y los buenos valores), por ser mi principal motor, dirección y apoyo. Por siempre, absolutamente siempre creer en mí, este logro es más suyo que mío, mujer de virtudes infinitas...

A quien quiero como una madre; a mi tía **Leída**, que, a pesar de no saber leer, su nombre debe quedar aquí, como símbolo de lo que su apoyo significó para mí a lo largo de este proceso...

Al segundo amor de mi vida; mi hermana **Jimena**, a quien admiro mucho y es motivo de superación personal...

A la persona que siempre me extendió sus manos en los momentos difíciles; **Carlitos**, mi padrino, su apoyo incondicional es una de las razones para estar donde estoy...

A quienes me enseñaron con amor y paciencia a leer con la cartilla Nacho; **María y Memo**, mi Ángel de la guarda (QEPD)...

A mi municipio natal; el **Medio Baudó (Chocó)**, nacer ahí y ver nuestra realidad fue una de las mayores motivaciones para estudiar esta carrera, al fin y al cabo, “cuando se nace pobre, estudiar es el mayor acto de revolución contra el sistema, puesto que rompe algunas cadenas de la esclavitud”...

**- ANA YULIETH GARCÍA GARCÍA**

## AGRADECIMIENTOS

**“Gracias a la vida que nos ha dado tanto, nos ha dado la  
risa y nos ha dado el llanto... perfecto distinguimos,  
lo negro del blanco”**

A través de estas líneas queremos reconocer y expresar nuestros más sinceros agradecimientos:

A nuestra alma máter, la Universidad del Valle, especialmente a la Facultad de Ingeniería por la formación académica y personal recibida.

A la Vicerrectoría de Investigaciones por el financiamiento del proyecto.

Al grupo de investigación de Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) por brindarnos los espacios y tiempos necesarios para el desarrollo de nuestro trabajo de grado.

A la profesora Patricia Torres, quien, con su trayectoria profesional, conocimientos y motivación nos orientó en este proceso que consideramos fundamental para culminar nuestra etapa académica.

Al Ingeniero Miguel Casallas, por su apoyo continuo en la fase experimental, por sus consejos y objetividad durante el desarrollo de este proyecto.

A los “Juanes” y al Ingeniero Jonathan Soto, por ser un gran apoyo en el desarrollo experimental del trabajo investigativo y los momentos compartidos en el laboratorio.

A los directivos y docentes por transmitirnos conocimientos interdisciplinarios y ser un pilar fundamental en el crecimiento profesional. Gracias a cada uno de ellos por su paciencia, esfuerzo y dedicación.

A nuestra familia, por su apoyo incondicional, paciencia, confianza, oraciones, consejos y palabras de aliento en cada una de las decisiones que hemos tomado a lo largo de la vida. Por ser una pieza indispensable en nuestra formación integral, ¡GRACIAS!

A nuestros amigos, por acompañarnos en todo el proceso a través de risas, anécdotas, trasnochos, consejos y salidas.

**¡Que nadie se quede por fuera, este logro se lo agradecemos a todos y todas!**

## RESUMEN

La generación de residuos sólidos municipales (RSM) es una problemática a nivel mundial que han ido incrementando a lo largo de los años, estimándose un aumento del 70% de producción para el año 2050. De éstos, el 44% son biorresiduos de origen municipal (BOM), los cuales incluyen principalmente residuos de alimentos (RA). Su disposición en los rellenos sanitarios (RSa) es una fuente importante de contaminación de las fuentes hídricas y el suelo, además de la generación de olores y de gases de efecto invernadero - GEI (i.e  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ) que aportan al calentamiento global. Dado lo anterior, se han implementado estrategias para el aprovechamiento de éstos; en los últimos años la Digestión Anaerobia (DA) se ha convertido en una importante alternativa tecnológica para la gestión de los RSM tanto para el control de la contaminación como para la obtención de energía renovable alternativa a los combustibles fósiles (biogás compuesto principalmente por  $\text{CH}_4$ ) y acondicionador de suelos (biosólidos o digestatos).

Los procesos de la DA se ven influenciados por varios factores ambientales y operacionales, siendo la *temperatura* uno de los parámetros más significativos. Por lo anterior, en este se llevó a través de ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), la incidencia de la temperatura psicrófila ( $20 \pm 5^\circ\text{C}$ ), mesófila ( $35 \pm 5^\circ\text{C}$ ) y termófila ( $55 \pm 5^\circ\text{C}$ ), sobre la producción de  $\text{CH}_4$  y mediante el ajuste de los datos experimentales se aplicaron tres modelos cinéticos (Primer Orden, Gompertz Modificado y de Función Logística) que permitieron determinar el PBM específico acumulado, la constante de hidrólisis, tasa máxima de producción de  $\text{CH}_4$  y el tiempo de letargo (fase de latencia).

De acuerdo con los resultados experimentales, se obtuvo una producción máxima de  $107 (\pm 21,04) \text{ mL CH}_4/\text{g.SV}$  para temperatura termófila, seguida de  $82 (\pm 11,10) \text{ mL CH}_4/\text{g.SV}$  para mesófila y  $48 (\pm 18,91) \text{ mL CH}_4/\text{g.SV}$  para psicrófila, lo cual concuerda con lo reportado por algunos autores donde indican que a mayores temperaturas se favorece la velocidad de crecimiento de microorganismos, la actividad microbiana y el rendimiento. A través del ajuste del modelo de primer orden se estimó que el valor de la constante de hidrólisis ( $k_h$ ) fue de 0,010, 0,017 y  $0,025 \text{ d}^{-1}$  para los digestores operados a 20, 35 y  $55^\circ\text{C}$ , respectivamente, lo que indicó un ligero incremento de la tasa de hidrólisis en los tratamientos conforme se aumentó la temperatura.

El análisis estadístico de los resultados experimentales obtenidos indica que los tres modelos cinéticos evaluados presentan un buen ajuste ( $R^2 > 0,98$ ) con los datos experimentales. El modelo de Primer Orden arrojó los mayores  $R^2$  para los digestores a 35 y  $55^\circ\text{C}$  y logró describir correctamente la tasa de hidrólisis para todas las temperaturas de estudio. Por otro lado, aunque el modelo Gompertz Modificado presentó un mayor  $R^2$  comparado con el de Función Logística, este último describió mejor el comportamiento de producción teórica de  $\text{CH}_4$  con relación a los datos de  $P_{\text{máx}}$  y  $\lambda$ .

**Palabras claves:** Residuos de Alimentos; Digestión Anaerobia; Potencial Bioquímico de Metano; Temperatura; Hidrólisis; Modelos cinéticos.

## TABLA DE CONTENIDO

|                                                                                                     |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| INTRODUCCIÓN.....                                                                                   | 1  |
| 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....                                                                  | 2  |
| 3. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN .....                                                               | 3  |
| 4. REVISIÓN DE LITERATURA .....                                                                     | 9  |
| 4.1. Residuos Sólidos.....                                                                          | 9  |
| 4.2. Residuos Sólidos Municipales (RSM).....                                                        | 9  |
| 4.3. Biorresiduos de Origen Municipal (BOM) y Residuos de Alimentos (RA) .....                      | 10 |
| 4.4. Economía circular.....                                                                         | 10 |
| 4.5. Jerarquía de la gestión los residuos.....                                                      | 11 |
| 4.6. Digestión Anaerobia (DA).....                                                                  | 11 |
| 4.6.1 Factores que influyen en la DA.....                                                           | 13 |
| 4.7. Potencial Bioquímico de Metano (PBM).....                                                      | 16 |
| 4.8. Modelos Cinéticos .....                                                                        | 17 |
| 5. OBJETIVOS .....                                                                                  | 18 |
| 5.1. Objetivo general.....                                                                          | 18 |
| 5.2. Objetivos específicos.....                                                                     | 19 |
| 6. MATERIALES Y MÉTODOS .....                                                                       | 19 |
| 6.1. Ubicación experimental.....                                                                    | 19 |
| 6.2. Incidencia de la temperatura sobre la producción de CH <sub>4</sub> de los RAG .....           | 19 |
| 6.2.1 Fase experimental .....                                                                       | 19 |
| 6.2.2 Unidad experimental .....                                                                     | 21 |
| 6.2.3 Potencial Bioquímico de Metano – PBM experimental.....                                        | 23 |
| 6.2.4 Procesamiento y análisis estadístico de los datos .....                                       | 23 |
| 6.3. Determinación de la producción de CH <sub>4</sub> por medio de modelos cinéticos en la DA..... | 24 |
| 6.3.1 Modelos cinéticos.....                                                                        | 24 |
| 6.3.2. Ajuste de los datos experimentales a los modelos cinéticos .....                             | 24 |
| 6.3.3. Rendimiento de los modelos cinéticos.....                                                    | 25 |
| 7. RESULTADOS Y ANÁLISIS.....                                                                       | 25 |
| 7.1. Fase 1: Incidencia de la temperatura sobre la producción de CH <sub>4</sub> de los RA.....     | 25 |
| 7.1.1 Caracterización del sustrato e inóculo.....                                                   | 25 |

|                                                                                                                                                     |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 7.1.2 Potencial Bioquímico de Metano – PBM.....                                                                                                     | 28 |
| 7.1.3 Calidad del efluente .....                                                                                                                    | 32 |
| 7.2. Fase 2: Estimación mediante modelos cinéticos, la incidencia de la temperatura sobre la etapa de hidrólisis en la DA a partir de los RAC. .... | 33 |
| CONCLUSIONES.....                                                                                                                                   | 37 |
| RECOMENDACIONES.....                                                                                                                                | 38 |
| REFERENCIAS .....                                                                                                                                   | 39 |

## ÍNDICE DE TABLAS

|                                                                                                                                    |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Tabla 1.</b> Estudios sobre la influencia de la temperatura en la producción de CH <sub>4</sub> empleando RA como sustrato..... | 7  |
| <b>Tabla 2.</b> Definiciones de los Residuos Sólido.....                                                                           | 9  |
| <b>Tabla 3.</b> Clasificación de los RSM según la fuente de generación.....                                                        | 10 |
| <b>Tabla 4.</b> Temperaturas cardinales de los microorganismos.....                                                                | 15 |
| <b>Tabla 5.</b> Ecuaciones de los modelos cinéticos .....                                                                          | 18 |
| <b>Tabla 6.</b> Composición física fina del sustrato crudo.....                                                                    | 20 |
| <b>Tabla 7.</b> Pruebas fisicoquímicas del sustrato .....                                                                          | 20 |
| <b>Tabla 8.</b> Actividades microbianas del inóculo.....                                                                           | 20 |
| <b>Tabla 9.</b> Composición de la solución de los nutrientes recomendada para el ensayo .....                                      | 22 |
| <b>Tabla 10.</b> Ecuaciones para calcular el PBM mediante el método manométrico .....                                              | 23 |
| <b>Tabla 11.</b> Caracterizaciones fisicoquímicas del sustrato.....                                                                | 25 |
| <b>Tabla 12.</b> Caracterizaciones fisicoquímicas del inóculo.....                                                                 | 27 |
| <b>Tabla 13.</b> Parámetros de control medidos al final de cada ensayo .....                                                       | 32 |
| <b>Tabla 14.</b> Parámetros de control medidos al final del ensayo .....                                                           | 32 |
| <b>Tabla 15.</b> Parámetros cinéticos modelación cinética para la temperatura .....                                                | 35 |
| <b>Tabla 16.</b> Constante de hidrólisis para la DA de RA a diferentes temperaturas .....                                          | 35 |

## ÍNDICE DE FIGURAS

|                                                                                                                    |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura 1.</b> Escala jerárquica para la gestión integral de los residuos.....                                   | 11 |
| <b>Figura 2.</b> Representación esquemática de la secuencia metabólica y microbiana que intervienen en la DA ..... | 12 |
| <b>Figura 3.</b> Metodología empleada para el desarrollo de la investigación.....                                  | 19 |
| <b>Figura 4.</b> Acondicionamiento del sustrato .....                                                              | 21 |
| <b>Figura 5.</b> Representación gráfica de la unidad experimental .....                                            | 22 |
| <b>Figura 6.</b> PBM para las diferentes temperaturas evaluadas durante la DA.....                                 | 29 |
| <b>Figura 7.</b> PBM y ajuste de los modelos cinéticos para cada temperatura evaluada.....                         | 34 |

## ÍNDICE DE ABREVIATURAS

**AB:** Alcalinidad Bicarbonática

**AGV's:** Ácidos Grasos Volátiles

**AIE:** Agencia Internacional de la Energía

**ALC:** América Latina y el Caribe

**AME:** Actividad Metanogénica Específica

**AR:** Agua Residual

**AT:** Alcalinidad Total

**BID:** Banco Interamericano de Desarrollo

**BOM:** Biorresiduos de Origen Municipal

**CE:** Comisión Europea

**CH<sub>4</sub>:** Gas Metano

**CMNUCC:** Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático

**CO<sub>2</sub>:** Dióxido de Carbono

**CONPES:** Consejo Nacional de Política Económica y Social

**COT:** Carbono Orgánico Total

**COV:** Compuestos Orgánicos Volátiles

**DA:** Digestión Anaerobia

**DBO:** Demanda Bioquímica de Oxígeno

**DNP:** Departamento Nacional de Planeación

**DQO:** Demanda Química de Oxígeno

**EC:** Economía Circular

**ECCA:** Estudio y Control de la Contaminación Ambiental

**EPA:** Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos

**FAO:** Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

**GEI:** Gases de Efecto Invernadero

**IDAE:** Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía

**L:** Litros

**MO:** Materia Orgánica

**N<sub>2</sub>:** Nitrógeno molecular

**OCDE:** Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico

**ONU:** Organización de las Naciones Unidas

**PBM:** Potencial Bioquímico de Metano

**PeD:** Países en vía de desarrollo

**PTAR:** Planta de Tratamiento de Agua Residual

**RA:** Residuos de Alimentos

**RAC:** Residuos de Alimentos Crudos

**RO:** Residuos Orgánicos

**RSa:** Rellenos Sanitarios

**RSM:** Residuos Sólidos Municipales

**S/I:** Sustrato/Inóculo

**SSPD:** Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios

**ST:** Sólidos Totales

**SV:** Sólidos Volátiles

**THR:** Tiempo de Retención Hidráulico

**UE:** Unión Europea

**V:** Volumen

## INTRODUCCIÓN

La producción de Residuos Sólidos Municipales (RSM) tiene origen en el desarrollo cotidiano de la humanidad; sin embargo, la revolución industrial marcó un punto de inflexión donde se pasó a una transición de industrias y sus procesos, facilitando así, la creación masiva de productos y servicios (Flores, 2015). Estos productos se caracterizan por un uso más generalizado de empaques y una obsolescencia prematura (Moreno, 2016). No obstante, la gestión de RSM indiscutiblemente se ha convertido en un desafío enorme para los diferentes países, teniendo en cuenta que a nivel mundial se reconoce la relación entre el manejo de los RSM, la salud y la economía (Hamer, 2003; Giroto et al., 2015; Wong et al., 2018).

En un panorama mundial, Eriksson et al., (2005); Hoornweg et al., (2013) y Kaza et al., (2018), indican que los rellenos sanitarios (RSa) son la estrategia más aplicada para la disposición final de los RSM; de igual manera, exponen que muchos de éstos presentan un déficit en las técnicas de diseño, ubicación u operación, convirtiéndose en sitios de disposición final a cielo abierto. En efecto, el disponer los RA en estas instalaciones representa una fuente importante de contaminación de las fuentes hídricas y el suelo, al mismo tiempo que contribuyen a la generación de olores desagradables, compuestos orgánicos volátiles (COV) y en gran parte a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) con potencial de calentamiento global debido principalmente al gas metano ( $\text{CH}_4$ ), subproducto de la degradación propia de este tipo de residuos (Yang et al., 2015; ONU, 2018).

En diciembre de 2015 Colombia, bajo la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) se comprometió a reducir y mitigar sus emisiones de GEI en un 20% con respecto a las emisiones proyectadas para el año 2030, que se esperan sea del orden de 335 millones de toneladas de Dióxido de Carbono equivalente  $\text{-CO}_{2\text{-eq}}$  según el Departamento Nacional de Planeación (DNP, 2016).

En vista del contexto expuesto, se deben priorizar acciones o estrategias que contribuyan al reúso, reciclaje y aprovechamiento de los RA desde su generación. En Colombia como en otros países en desarrollo (PeD), diferentes estudios han evidenciado que los Biorresiduos de Origen Municipal (BOM) están presentes en grandes cantidades en los RSM, como resultado de los procesos de cosecha, postcosecha, procesamiento, distribución y consumo, donde los residuos de alimentos (RA) representan entre el 50 y 70% de los RSM (Oviedo-Ocaña et al., 2015; Organización de las Naciones Unidas – ONU, 2018).

Dentro de las alternativas de aprovechamiento de estos residuos orgánicos (RO), se encuentran alternativas biológicas como el compostaje y la Digestión Anaerobia (DA), que buscan reducir los impactos ambientales y los efectos que éstos puedan ocasionar en la salud pública, además de prolongar la vida útil de los RSa (Parra-Orobio et al., 2017b; Rusin et al., 2021). La aplicación de la DA ha ido en constante aumento puesto que en ésta se generan como subproductos cantidades significativas de  $\text{CH}_4$  como una fuente de energía sostenible y un digestato o biol con alto contenido de nutrientes aprovechables para la recuperación de suelos (Nkoa, 2014; Rajagopal et al., 2017; Ossa-Arias y González-Martínez, 2021).

Los procesos bioquímicos y fisicoquímicos que ocurren en la DA de RA, están influenciados por varios factores ambientales y operacionales, siendo la temperatura uno de los parámetros más significativos para determinar el Potencial Bioquímico de Metano (PBM), puesto que ésta incide en la velocidad de reacción y crecimiento de los microorganismos específicos que intervienen en cada etapa de degradación, la estabilidad del proceso (Angelidaki et al., 2003; Chen et al., 2008; Gaby et al., 2017), la calidad y las características fitotóxicas del digestato (Fernández-Rodríguez, et al., 2013; Mao et al., 2015).

En este trabajo de grado se evaluó a escala de laboratorio mediante ensayos PBM, la influencia de la temperatura sobre la producción de  $\text{CH}_4$  y por medio de modelos cinéticos, se determinó el efecto sobre la hidrólisis, que es la etapa limitante del proceso. El proyecto se desarrolló con el apoyo del grupo de investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) y el financiamiento de la Vicerrectoría de Investigaciones a través del proyecto de

Investigación “Incidencia de parámetros ambientales y operacionales sobre el potencial bioquímico de metano en la digestión anaerobia de residuos de alimentos CI - 21089”.

## 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

De acuerdo con Kaza et al., (2018), los RSM generados para el año 2016 alcanzaron 2.010 millones de toneladas, y se estima que su producción incremente para el año 2050 en un 70%. De éstos, aunque el 44% corresponde a BOM incluidos los RA, el 90% de los mismos, no son aprovechados. A su vez, se tiene que a nivel mundial un tercio de todos los alimentos que se producen para el consumo humano se convierte en pérdidas o desperdicios, lo que representa grandes pérdidas de energía y materiales a lo largo de las cadenas de suministro de alimentos, conforme lo indican la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura -FAO (2011) y Gustavsson et al., (2013).

Una parte importante de la generación de RSM, se relaciona con la dinámica continua y acelerada del crecimiento de la población y aglomeración hacia los núcleos urbanos (Onwosi et al, 2017; ONU, 2018). Adicionalmente, patrones sociales, culturales, políticos y/o económicos, han llevado a un consumo excesivo de productos nuevos e innecesarios, y, por tanto, extraer, producir, usar y desechar, se ha convertido en una realidad, problemática y desafío al que se están enfrentando los seres vivos y el ambiente, conforme lo indican Graziani, et al., (2018) y Stahel (2019).

Por otra parte, la ONU (2018) estimó para Latinoamérica y el Caribe (ALC) una producción de RSM de 54 1.000 ton/día, donde la fracción orgánica representó el 50%. El panorama para esta región, en relación con la producción de RSM, se espera que aumente en un 25% para el año 2050; esta situación es crítica ya que el 54,4% de los habitantes de la región disponen los RSM en RSa según El Banco Interamericano de Desarrollo- BID et al., (2015).

En Colombia, la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios-SSPD (2020), estimó que la producción de RSM estuvo alrededor de 31.572 ton/día para el año 2019, dentro de éstos, se encontró una alta prevalencia de BOM (60 a 70%). La misma entidad menciona que la ciudad de Santiago de Cali para el año 2019 ocupó el segundo lugar de las principales ciudades generadoras de RSM contribuyendo alrededor de 796.391 ton/año, de los cuales el 60 % de los residuos generados en la ciudad correspondían a la fracción de BOM. Adicionalmente, para el año 2016 se destacaron los RA a nivel nacional con una producción de 9,76 millones de ton/año según lo indica el Departamento Nacional, de Planeación -DNP (2016).

Para el país, los RSa se han convertido en una de las estrategias más utilizadas (89,0%) para la disposición de los RSM (SSPD, 2020), de los cuales el 31,4% presentaron una vida útil vencida o próxima a vencer (entre 0 a 3 años y de 3 a 6 años). No obstante, Mutz et al., (2017) mencionan que la disposición en RSa representa cada vez mayor complejidad para los funcionarios locales y planificadores municipales debido a múltiples factores, donde se resalta la escasez en la disponibilidad de terrenos adecuados para ubicar nuevos sitios de disposición final, conflictos en el uso de suelo y el incremento en los costos de los terrenos.

Adicionalmente, Noguera y Olivero (2010) y la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos -OCDE (2014) mencionan que muchos de los RSa a pesar de contar con autorización ambiental, cumplen parcialmente o no las condiciones de un RSa, debido a un inadecuado diseño y deficientes condiciones de operación y mantenimiento, produciendo lixiviados, malos olores y CH<sub>4</sub> como subproductos de la degradación. Si no es aprovechado, este último es uno de los principales GEI debido a que su potencial de calentamiento global es hasta 28 veces superior al Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>) y cuya persistencia en la atmósfera alcanza los 12 años (ONU, 2018).

Por otro lado, se tiene que la alta demanda de combustibles fósiles para la generación de energía representa una problemática a considerar en la actualidad; al ser estos recursos naturales no renovables, se ha presentado una crisis energética asociada a la disminución en las reservas mundiales de éstos (Aguilar et al., 2009; Saavedra et al., 2011; Dhanya et al., 2020). En el año 2019 la Agencia Internacional de la Energía (IEA) estimó que para el año 2018 el

consumo energético incrementó en un 2,3% a nivel mundial, siendo éste el mayor incremento en la última década, donde más del 70% de la demanda se cubrió con fuentes fósiles, los cuales se consideran los mayores aportantes de las emisiones de CO<sub>2</sub> cuando son sometidos a combustión según lo exponen autores como Castells (2012) y Caruso et al., (2019).

Para el caso particular de Colombia, durante el año 2019 la energía primaria estuvo compuesta principalmente por combustibles fósiles (carbón y petróleo), con una participación alrededor del 77% del total, mientras que la hidroelectricidad, el gas natural y las fuentes de energías renovables no convencionales (bagazo, biocombustibles y leña) representó únicamente el 23%, según lo indicó la Unidad de Planeación Minero-Energética -UPME (2020).

De esta manera, se ha generado la necesidad de implementar estrategias, tecnologías o técnicas de aprovechamiento para encontrar nuevos recursos energéticos (Aguilar et al., 2009; Bhatt y Tao, 2020) y al mismo tiempo, disminuir la contaminación ambiental y riesgos en la salud pública asociados a la inadecuada gestión de los RA. Aunque las alternativas de aprovechamiento biológico de los compuestos orgánicos más destacadas son el compostaje y la DA, esta última ha tenido un gran auge en los últimos años a nivel mundial puesto que no solo logra minimizar la problemática de la disposición de los Residuos Orgánicos (RO) en los RSa, sino que sus subproductos tienen un gran potencial para ser empleados como fuente de energía renovable (biogás compuesto principalmente por CH<sub>4</sub>) y acondicionador de suelos (biosólidos o digestatos) (Rajagopal et al., 2017; Scarlat et al., 2018).

Dentro de los procesos que se llevan a cabo en la DA existen diferentes parámetros que afectan el rendimiento en la producción de CH<sub>4</sub>, siendo la temperatura uno de los más importantes, puesto que de ésta depende en gran medida el metabolismo de los microorganismos (Angelidaki et al., 2003; Kim et al., 2006; Mehariya et al., 2018; Ossa-Arias y González-Martínez, 2021), la estabilidad del proceso y susceptibilidad a sustancias inhibitoras (Baere y Mattheeuws, 2010; Kim et al., 2017) e higienización del digestato (Mao et al., 2015; Morales-Polo et al., 2018; Pramanik et al., 2019).

Si bien es cierto que diferentes investigaciones se han centrado alrededor de la influencia de la temperatura sobre la producción de CH<sub>4</sub> empleando diversos sustratos e inóculos, estos estudios se han desarrollado principalmente en condiciones mesofílicas y termofílicas con valores óptimos de 35° y 55°, respectivamente (Fernández-Rodríguez et al., 2013; Rajagopal et al., 2017; Panigrahi y Dubey 2019), mientras que el régimen psicrófilico, no ha sido ampliamente abordado (Caruso et al., 2019; Muñoz et al., 2020). Tanto en Colombia como a nivel mundial, existe información limitada en relación con la influencia de la temperatura, particularmente bajo condiciones psicrófilicas donde se optimicen los procesos y se evalúen algunos de sus parámetros de influencia sobre el rendimiento en la producción de CH<sub>4</sub> (Castillo et al., 2003; De Vrieze et al., 2015; Casallas-Ojeda et al., 2020; Rusin et al., 2021), lo cual dificulta comparar la sostenibilidad del proceso en términos ambientales, de eficiencia y costos operacionales, particularmente en contextos de clima frío y en países donde el apoyo económico para adquirir equipos de calentamiento es limitado o tienen una dependencia de subsidios para poder llevar a cabo el desarrollo de dicha tecnología.

De esta manera, se requieren mayores investigaciones que permitan crear escenarios respecto a la incidencia de parámetros ambientales y operacionales en el proceso de producción de CH<sub>4</sub> a partir de la DA de RA.

### **3. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN**

En los últimos años se ha evidenciado el creciente interés de los diversos sectores sociales, económicos, políticos y ambientales en relación con la crisis energética asociada a la alta demanda de combustible fósiles y la disponibilidad finita de fuentes en el futuro (Castro-Martínez et al., 2012; AIE, 2019; Bhatt y Tao, 2020). Al mismo tiempo, se enfrenta la problemática del aumento en la producción de RSM y la creciente demanda de áreas requeridas para su disposición final y gestión, pero es sabido que este tipo de disposición produce una contaminación significativa, la cual se ve reflejada en impactos negativos sobre los ecosistemas y la salud humana (Vergara y Tchobanoglous, 2012; ONU, 2018).

Los BOM en PeD, representan más del 50% de los RSM, y éstos a su vez, se componen principalmente por RA (40-60%) (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012; Kaza et al., 2018). Debido a su contenido de MO, nutrientes y humedad, estos sustratos son una importante fuente potencial de energía renovable como el CH<sub>4</sub>, que, bajo condiciones de operación controladas, además de reducir los riesgos sanitarios, se convierte en una estrategia para evitar la disposición de éstos en los RSa, que ocasionan una disminución de su capacidad de almacenamiento y por tanto de su vida útil. Así, con estrategias de manejo diferentes a la disposición final de los RA y BOM como la DA, se logra una reducción de los riesgos a la contaminación del ambiente (suelo, aguas subterráneas y superficiales), así como la reducción de la emisión de GEI a la atmósfera por la ausencia de control y operación de RSa (Parra-Orobio et al., 2017b; Morales-Polo et al., 2018).

Por lo anterior, la DA surge como tecnología de aprovechamiento de los RA que cada vez adquiere mayor relevancia en el mundo debido que se ha demostrado su gran potencial desde el punto de vista ambiental, social y beneficios económicos (Pilarska et al., 2019; Muñoz et al., 2020). Así, por ejemplo, la Unión Europea (UE) es un referente y líder mundial en la producción de electricidad a partir de biogás, puesto que, dentro de sus planes o políticas de energías renovables y climáticas, se promueve el uso de RSM para la producción de energía por parte de los estados miembros como opción para obtener beneficios económicos, ambientales y climáticos (Scarlat et al., 2018). En relación con los esquemas de apoyo establecidos, la producción de biogás ha experimentado un crecimiento significativo en los últimos años en Europa, donde la mayor contribución a este crecimiento es procedente de las plantas de DA empleando RA como sustrato (Scarlat, 2018).

Al mismo tiempo, las políticas del continente asiático han marcado una preferencia o esfuerzo impulsor hacia la DA para la producción de energía renovable como CH<sub>4</sub>, considerando el rápido aumento de la generación RA y las características disponibles en ese continente, así como los beneficios ambientales y económicos que pueden obtener, con el fin de encaminarse a un desarrollo sostenible (Joshi y Visvanathan, 2019).

En cuanto a los avances de la DA para el aprovechamiento de RA en PeD, Cendales (2011), expone que en muchos de éstos no existe un esfuerzo impulsor o políticas públicas encaminadas a un apoyo técnico y financiero para la implementación de instalaciones que permitan la generación a gran escala de energía a partir de biogás, y por tanto, los sistemas de tratamiento desarrollados se limitan a la producción a escala de pequeñas granjas por iniciativa de los propietarios minoristas y fundaciones de cooperación internacional.

En el caso de Colombia y dada la importancia de la energía en el desarrollo socioeconómico, en el Marco Normativo de Aprovechamiento de Residuos Sólidos, el DNP a través de la Política Nacional para la Gestión de Residuos Sólidos CONPES 3874 del año 2016, planteó entre los propósitos específicos, la transición de un modelo de producción lineal; extraer, producir, consumir y desechar, para recuperar valores económicos y energéticos que hayan sido utilizados en los diferentes procesos productivos, así como reducir la cantidad de RSM a disponer, reducir el caudal y la carga contaminante de lixiviados en el RSa y así aumentar la vida útil de estos. Sin embargo, la Procuraduría General de la Nación (2003), señaló que hay poca aplicación de técnicas de transformación biológica e indica que *“si los municipios procesaran la fracción orgánica de los RSM e implementaran la separación en la fuente, el reúso y el reciclaje, se lograrían incorporar éstos a la actividad económica municipal”*. No obstante, Marmolejo et al., (2010), sostienen que en el país se ha venido dando un incremento en el aprovechamiento de los BOM en los últimos años, donde el compostaje es la opción más utilizada para este fin.

La temperatura es considerada como un factor clave para la DA (Chen et al., 2008; Mao et al., 2015; Rahman et al., 2019), puesto que de esta depende en gran medida la solubilidad del sustrato (Mehariya et al., 2018), el equilibrio termodinámico de las reacciones bioquímicas, la cinética de las reacciones (Kim et al., 2006; Fernández-Rodríguez, et al., 2013; Morales-Polo et al., 2018), la estabilidad del proceso y la susceptibilidad a sustancias inhibitoras, la tasa de crecimiento microbiano, la diversidad de los microorganismos (Jain et al., 2015; Pearse et al., 2018), la biodisponibilidad de los metales, la calidad e higienización del digestato y la eficiencia en el rendimiento de CH<sub>4</sub> (Angelidaki et al., 2003; Mao et al., 2015; Zamri et al., 2021).

Autores como Mao et al (2015); Komilis et al., (2017) y Ohemeng-Nthamoan y Datta (2019), encabezaron una investigación sobre la variabilidad en los parámetros de funcionamiento en los rendimientos de CH<sub>4</sub> en el tiempo, donde concluyen que la mayoría de los estudios se han centrado en la DA a temperaturas mesofílicas (30-37°C) y termofílicas (50-55°C), siendo la primera la más empleada debido a su mayor estabilidad y menor gasto energético, a pesar de que a condiciones termofílicas las tasas de degradación sean más rápidas y el digestato se obtenga más higienizado. Mientras que la DA de RA a temperaturas psicofílicas (12-20°C) con baja frecuencia ha sido investigada, este puede ser un procedimiento más económico y viable para el manejo de RSM en sitios donde su contexto se ajuste a condiciones de bajas temperaturas y sean de difícil acceso (Dev et al., 2019; Muñoz et al., 2020).

Algunas investigaciones, con el objetivo de analizar la influencia de un régimen de temperatura en el rendimiento de producción de CH<sub>4</sub> empleando diferentes sustratos, han llevado a cabo ensayos de potencial bioquímico de metano (PBM), que es el método más ampliamente utilizado para tal fin, por considerarse un ensayo útil en términos de practicidad y costos para estimar la degradabilidad y la producción máxima de CH<sub>4</sub> de varios sustratos orgánicos como el RA, AR y estiércol en procesos de DA (Komilis et al, 2017; Ohemeng-Nthamoan y Datta, 2019). Los estudios han sido realizados principalmente en condiciones mesofílicas y termofílicas, manteniendo otras condiciones experimentales sin una variación significativa. Mata-Alvarez et al. (2014), indican que los RA no se encuentran referenciados como el sustrato principal en los estudios de DA.

Estudios revelan que los efectos de la temperatura sobre la producción de CH<sub>4</sub> pueden variar en relación con el tipo de inóculo y sustrato, así como su composición, aclimatación y la relación S/I (Mehariya et al., 2018; Chow et al., 2020; Ossa-Arias y González-Martínez, 2021). Autores como Carballa et al., (2015), De Vrieze et al., (2015) y Ohemeng-Nthamoan y Datta (2019), sostienen que se han realizado pocos estudios enfocados en la DA de RA a diferentes temperaturas y se reportan resultados contradictorios sobre el rendimiento total de la producción de CH<sub>4</sub> de procesos bajo condiciones mesofílicas, termofílicas y psicofílicas. Así, por ejemplo, Kafle et al., (2014) realizó un estudio donde empleó lodo digerido proveniente de un reactor mesofílico y otro en condición termofílico, de este, obtuvo la mayor producción bajo condiciones mesofílicas.

Así mismo, Lu et al., (2007); Obulisamy et al., (2016), encontraron que empleando RA como sustrato y AR como inóculo para la DA bajo condiciones termofílicas se mejoró la etapa de la hidrólisis, sin embargo, la eficiencia de conversión de la MO a CH<sub>4</sub> fue menor que en el rango mesofílico. De igual manera, Guo et al., (2018), reportaron mayor actividad metanogénica, acetoclásticas específicas y actividades oxidativas específicas de propionato y butirato, en condiciones mesofílicas. Por su parte, Eskicioglu et al., (2011) reportaron que el mayor rendimiento de CH<sub>4</sub>, tasa de degradación y la mayor producción de CH<sub>4</sub> se obtuvo al emplearse inóculo de un digestor anaerobio primario bajo condiciones termofílicas. En contraste, Rajagopal et al., (2017) encontraron que bajo condición psicofílica los valores de CH<sub>4</sub> no difirieron significativamente en las condiciones mesofílicas y termofílicas. Al mismo tiempo que Muñoz (2018), indicó que operando los reactores en condiciones psicofílicas con RA, a pesar de obtener un menor rendimiento de CH<sub>4</sub> específico en comparación a la DA bajo condiciones mesofílicas y termofílicas, el proceso resultó más estable.

Por otra parte, la DA es un proceso complejo debido a la diversidad de microorganismos, las etapas del proceso y su no linealidad y coordinación de los microorganismos en las etapas de la DA, lo cual hace que la cinética sea difícil de estimar (Rivera et al., 2009; Nguyen et al., 2019; Maddela et al., 2021). Adicionalmente, los procesos bioquímicos y fisicoquímicos que ocurren durante DA de RA están influenciados por varios factores ambientales y operacionales (Kim et al., 2006; Panigrahi y Dubey, 2019), por tal razón, es de vital importancia estudiar procesos experimentales como las pruebas PBM en conjunto con la aplicación de modelos cinéticos que permitan comprender de manera detallada la dinámica de los procesos, así como predecir de manera más precisa el comportamiento de la cinética de los microorganismos y la producción de CH<sub>4</sub>, en función de la degradación del sustrato conforme lo indican Parra-Orobio et al., (2014); Kafle y Chen, (2016) y Bedoić et al., (2020).

En ese sentido, conocer y entender la cinética de los microorganismos en las diferentes etapas del proceso de DA a través de modelos cinéticos juega un papel fundamental para la optimización, diseño y control de parámetros de los

procesos biológicos, además de posibilitar evaluar el rendimiento de un sistema de DA y predecir el funcionamiento de digestores a gran escala (Deepanraj et al., 2015; Parra-Orobio et al., 2017b; Nguyen et al., 2019). En la Tabla 1a y 1b se presentan algunos estudios relacionados con la influencia de la temperatura en la DA empleando RA como sustrato.

Con relación al comportamiento cinético, existen múltiples modelos que permiten predecir la producción y el rendimiento de los procesos biológicos, siendo los más empleados en la DA, el modelo de primer orden y el modelo primario de ajuste o modificado de Gompertz. No obstante, cada uno de ellos presenta unos alcances o enfoques específicos, por lo cual se recomienda que se utilicen simultáneamente; el modelo de primer orden es empleado frecuentemente para estimar la tasa de degradación del sustrato, particularmente en la etapa de hidrólisis (Pham Van et al., 2018), que se considera crítica en la velocidad global de las reacciones llevadas a cabo durante DA (Ohemeng-Nthamoan y Datta, 2019), mientras que el modelo de Gompertz, es utilizado principalmente para predecir el comportamiento en las fases de la acidogénesis y de la acetanogénesis, además de proveer una mejor comprensión de la dinámica de la biomasa dentro de los digestores (Parra-Orobio et al., 2017b).

Dentro de los estudios enfocados a la predicción del rendimiento y producción de  $\text{CH}_4$  a través de modelos cinéticos, son pocos los que evalúen la influencia de parámetros de la DA a partir de RA (Parra-Orobio, 2014). Además, existen grandes diferencias en condiciones experimentales, operacionales y materias primas, así como los resultados, incluso empleando las mismas condiciones ambientales y operacionales, por lo que la fiabilidad de dichos modelos podría variar significativamente (Rivera et al., 2009; Iqbal Syaichurrozi y Sumardiono, 2014; Zheng et al., 2015), lo cual hace necesario corroborar cual se ajusta mejor a los datos obtenidos para cada caso de estudio.

De acuerdo con lo anterior, a través del presente trabajo de grado se evaluó a escala de laboratorio la influencia de la temperatura sobre la generación de  $\text{CH}_4$  y se estimó su producción mediante el análisis de los modelos cinéticos de primer orden y modificado o de ajuste de Gompertz a partir de la DA empleando RA como sustrato.

**Tabla 1a.** Estudios sobre la influencia de la temperatura en la producción de CH<sub>4</sub> empleando RA como sustrato

| Inóculo                                                | S/I                                                             | V. reactor (L) | T (°C)               | pH (UND)   | Tipo de ensayo                               | Duración (Días) | Resultados                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | Referencia (año)                       |
|--------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|----------------|----------------------|------------|----------------------------------------------|-----------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------|
| Estiércol<br>De cerdo                                  | 1,2 -3,0<br>3,6 -7,4<br>0,6 -1,0 Kg.<br>SV / m <sup>3</sup> . D | 15,00          | 20<br>35<br>55       |            | R. semicontinuo                              | 111             | El digestor a 55 °C alcanzó una producción estable de CH <sub>4</sub> después de 90 días con una tasa de carga orgánica baja. Para los reactores a 20 y 35 °C, la producción de CH <sub>4</sub> disminuyó con el aumento de la carga orgánica. Para la primera, aumentó la concentración de Ácidos Grasos Volátiles (AGV). | Ossa-Arias y González-Martínez, (2021) |
| Mezclas de<br>ensilado de<br>maíz y purín<br>de ganado | 8 % ST                                                          | 1,00           | 21<br>40             | 5,0        | R. semicontinuo de dos<br>etapas<br>R. batch | 250<br>100      | El reactor psicrófilo de dos etapas produjo una mayor cantidad de biogás (0,80 m <sup>3</sup> / Kg SV) que el sistema mesófilo de una sola etapa (0,75 m <sup>3</sup> / Kg SV).                                                                                                                                            | Rusín et al., (2021)                   |
| Rumen de<br>vaca                                       | 10,0                                                            | 13900          | 21                   | 5,4        | Flujo continuo con<br>recirculación          | 390             | La producción de CH <sub>4</sub> se mantuvo estable y en promedio fue de 0,34 m <sup>3</sup> / Kg SV cuando la tasa de carga orgánica se redujo a la mitad.                                                                                                                                                                | Martí-Herrero et al., (2019)           |
| Estiércol<br>porcino                                   | 0,5 a 1,5                                                       | 5,00           | 20                   | 7,50       | R. batch                                     | 84              | La actividad metanogénica se redujo en un 65%, la evolución de DQO permaneció constante en un 90%. La producción de CH <sub>4</sub> estuvo entre 0,0532 y 0,162 m <sup>3</sup> / Kg SV y resultó más estable que a rangos mesófilos y termófilos reportados por diferentes autores.                                        | Muñoz (2018)                           |
| Estiércol                                              | 2,0 a 3,0                                                       | 0,12           | 35<br>55             | 6,8        | R. batch                                     | 110             | Los resultados muestran que el reactor mesófilo tenía actividades metanogénica acetoclásticas específicas significativamente más altas y actividades oxidativas específicas de propionato y butirato.                                                                                                                      | Guo et al., (2018)                     |
| Estiércol<br>porcino                                   | 0,5                                                             | 10,00          | 20<br>32<br>37<br>55 | 7,00       | R. batch                                     | 42              | La DA bajo condiciones de temperatura de 20, 32, 37, 55 °C proporcionó rendimientos de 0,059 m <sup>3</sup> /Kg SV 0,681 m <sup>3</sup> / Kg SV, 0,250 m <sup>3</sup> / Kg SV, 0,381 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> / Kg SV, respectivamente.                                                                              | Ren et al., (2018)                     |
| Lodo de AR                                             | 0,25                                                            | 10,00          | 35<br>55             | 7,2<br>7,6 | RCM en serie (2)                             | 200             | El rendimiento máximo de CH <sub>4</sub> , 0,23 m <sup>3</sup> /Kg SV DQO agregado, se observó bajo rango mesófilo. En condiciones termófilas, la producción de biogás aumentó a un ritmo más lento.                                                                                                                       | Kim et al., (2017)                     |
| Estiércol de<br>vaca                                   | 0,8 a 4,2                                                       | 24,00          | 20                   | 8,2<br>8,5 | R. batch                                     | 228             | Se obtiene valores de CH <sub>4</sub> cercanos a las condiciones mesófilas /termófilas reportados en la literatura.                                                                                                                                                                                                        | Rajagopal et al., (2017)               |

**Tabla 1b.** Estudios sobre la influencia de la temperatura en la producción de CH<sub>4</sub> empleando RA como sustrato

| Inóculo                                          | S/I              | V. reactor (L) | T (°C)               | pH (UND)     | Tipo de ensayo   | Duración (Días) | Resultados                                                                                                                                                                                                                                  | Referencia (año)                   |
|--------------------------------------------------|------------------|----------------|----------------------|--------------|------------------|-----------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------|
| Residuos de un digestor de RA                    | 0,9              | 2,50           | 55<br>65             | 7,0          | RCM en serie (2) | 10<br>17        | La reducción de MO y la producción de CH <sub>4</sub> no difirieron significativamente en bajo la condición de 55 y 60 °C., a pesar de las mayores concentraciones de acetato y butirato observadas en el reactor acidogénico de 65 ° C.    | Gaby et al., (2017)                |
| Lodo de PTAR                                     | 0,5 - 0,3        | 1,00           | 35                   | 7,74<br>7,22 | R. batch         | 15              | Los resultados que se obtuvieron concuerdan favorablemente con la producción de biogás.                                                                                                                                                     | Sánchez et al., (2016)             |
| Lodo de semillas                                 | 0,25 a 1,0       | 0,40           | 15<br>30<br>50<br>30 | 5,60<br>7,20 | R. batch         | 40<br>30<br>60  | La producción máxima de CH <sub>4</sub> se obtuvo en condiciones mesofílicas.                                                                                                                                                               | Kumar et al., (2016)               |
| Estiércol de vaca                                | 0,1              | 2,00           | 40<br>50<br>60       | 7,00         | R. batch         | 30              | La producción total acumulada de CH <sub>4</sub> aumentó con el aumento de la temperatura hasta 50 ° C y luego tiende a disminuir                                                                                                           | Deepanraj et al., (2015)           |
| Lodo de agua residual doméstica                  | 0,2              | 2,00           | 35<br>55             | 6,68<br>6,87 | R. batch         | 40              | La tasa máxima de crecimiento específico de microorganismos y la mayor producción de CH <sub>4</sub> se obtuvieron bajo condición termofílica                                                                                               | Fernández-Rodríguez et al., (2013) |
| Lodo de un digestor de ARD                       | 0,5 1,0          | 0,50 y 1,13    | 35<br>50             | 7,0          | R. batch         | 28              | El efecto de la temperatura en la producción de CH <sub>4</sub> tuvo variación conforme a la relación S/I y tipo de alimento. Para ambas S/I la tasa de producción de CH <sub>4</sub> fue menor bajo el régimen de temperatura termofílica. | Xiguang Chen et al., (2009)        |
| Residuos del fermentador metanogénico            | 1,0              | 11,00          | 30<br>55             | 4,5<br>8,2   | R. batch         | 8 a 12          | Las tasas de producción de CH <sub>4</sub> fueron más altas en la condición termofílica.                                                                                                                                                    | Kim et al., (2006)                 |
| Lodo de un digestor activo con frutas y verduras | 4, 6, 8 y 10% ST | 18,00          | 20<br>35<br>55       | 4,2          | R. flujo pistón  | 10, 15 y 25     | La producción de biogás del digestor termofílico experimental fue mayor en promedio que la de los digestores psicrófilicos y mesofílicos en un 144 y 41%, respectivamente. La composición de CH <sub>4</sub> varió entre 58 y 62%           | Bouallagui et al., (2004)          |

## 4. REVISIÓN DE LITERATURA

### 4.1. Residuos Sólidos

La definición de residuos sólidos no es unánime, varía en el mundo; en los niveles académico, científico, sociales, económicos, legislativos, avance tecnológico y en el tiempo (Avanzini de Rojas, J., 2008; Parra-Orobio et al., 2014). No obstante, estas definiciones se realizan con una gran subjetividad ya que lo que unos entienden por un residuo, otros lo pueden valorar como una materia prima (Avanzini de Rojas, J., 2008). La Tabla 2 muestra definiciones que se plantean en diferentes contextos.

**Tabla 2.** Definiciones de los Residuos Sólido

| Definición                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | Fuente /Año   |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|
| Todo material que no tiene un valor de uso directo y que es descartado por su propietario.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ONU/1991      |
| Aquellas materias generadas en las actividades de producción y consumo que no han alcanzado ningún valor económico en el contexto en que son producidas, es decir, aquello que su propietario desecha por no serle útil, comprendiendo, en el ámbito de la utilidad, una posible cesión rentable del producto.                                                                                                                                    | OCDE/1998     |
| Fracción no utilizable (o subutilizada) y rechazada de los residuos materiales movilizados por el sofisticado ecosistema urbano y/o industrial... su acumulación en el tiempo y en el espacio es consecuencia de la negativa social a asumir los gastos de retorno de tales recursos a sus sistemas naturales de procedencia (bosque, campo, mina, etc.) donde se incorporan espontáneamente a los procesos de circulación cíclica de la materia. | Folch/1998    |
| Aquellos materiales o productos cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentran en estado sólido o semisólido, líquido o gaseoso y que se contienen en recipientes o depósitos; pueden ser susceptibles de ser valorizados o requieren sujetarse a tratamiento o disposición final conforme a lo dispuesto en la Ley.                                                                                                                     | México/2003   |
| Cualquier objeto, material, sustancia o elemento sólido resultante del consumo o uso de un bien en actividades domésticas, industriales, comerciales, institucionales, de servicios, que el generador abandona, rechaza o entrega y que es susceptible de aprovechamiento o transformación en un nuevo bien, con valor económico o de disposición final.                                                                                          | Colombia/2003 |
| Cualquier objeto que ha tenido un procesamiento previo, mezcla u otras operaciones, cambiando su naturaleza o composición y que el titular o productor desecha o tiene la intención de desechar.                                                                                                                                                                                                                                                  | Williams/2005 |

Existen diversas clasificaciones en las que se busca agrupar los residuos sólidos conforme a características específicas, teniendo en cuenta su variación en aspectos como su fuente de origen, grado de peligrosidad, la composición, su potencial de aprovechamiento, entre otros. Sin embargo, esta clasificación no es uniforme en todos los organismos y países (Toro et al., 2016).

### 4.2. Residuos Sólidos Municipales (RSM)

Los RSM están constituidos principalmente por BOM, reciclables y rechazos (Marmolejo, 2011) provenientes de los sectores residenciales, comerciales, institucionales y también pueden incluir residuos inertes producto del barrido de calles, construcción y catástrofes naturales. En la Tabla 3 se presenta la clasificación de los RSM de acuerdo con su fuente de generación.

Los RSM constituyen la mayor proporción de los residuos que se generan en el mundo, y se caracterizan por una gran diversidad y heterogeneidad debido a la variación en los hábitos de vida de la población en cada país y región, factores ambientales, económicos y su ubicación geográfica (Vergara y Tchobanoglous, 2012; Kaza et al., 2018).

**Tabla 3.** Clasificación de los RSM según la fuente de generación

| Sector                       | Fuente de origen                                                                                                          | Tipo de residuo sólido                                                                                                                                   |
|------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Residencial</b>           | Viviendas unifamiliares y multifamiliares de baja y media altura, y edificios de gran altura.                             | Residuos de jardín, alimentos crudos y procesados, papel, cartón, madera, vidrio, plástico, textiles, metales, cuero, goma, cerámicos, higiénicos, otros |
| <b>Comercial</b>             | Establecimientos comerciales de bienes y servicios (almacenes, oficinas, plazas de mercado, restaurantes, hoteles, etc.). | Alimentos crudos y procesados, papel, cartón, madera, plástico, metales, cenizas, residuos especiales, residuos peligrosos.                              |
| <b>Institucional</b>         | Entidades gubernamentales (escuelas, oficinas públicas, hospitales, cárceles, etc.).                                      | Alimentos crudos y procesados, papel, cartón, madera, plástico, metales, cenizas, residuos especiales, residuos peligrosos.                              |
| <b>Servicios Municipales</b> | Limpieza de zonas públicas (vías, cuencas, parques, áreas de recreación).                                                 | Inertes, cortes y poda de materiales vegetales, residuos generales de zonas públicas de recreación.                                                      |

**Adaptado de:** Marmolejo et al., (2006) y Tchobanoglous (2009)

#### 4.3. Biorresiduos de Origen Municipal (BOM) y Residuos de Alimentos (RA)

El Comité de Medio Ambiente de la Asociación Española para la Calidad -AEC (2011), define los BOM como el residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de venta al por menor, así como residuos comparables procedentes de plantas de procesamiento de alimentos. Dentro de la definición, no se incluyen los residuos de actividades agrícolas o forestales, estiércol, lodos de depuración ni otros residuos biodegradables como textiles naturales, papel o madera tratada, así como los subproductos de la industria alimentaria que nunca se convierten en residuos (AEC, 2011; Oviedo et al., 2012).

Los RA constituyen la mayor fracción de los BOM debido a que son el resultado de las pérdidas en la cantidad y calidad de los alimentos destinados al consumo humano en la etapa de producción, postcosecha, almacenamiento y procesamiento industrial y los desperdicios de las etapas de distribución, comercio y en los consumidores finales (UE, 2017; ONU, 2018). Los RA de acuerdo con Parra-Orobio et al., (2014), Morales-Polo et al., (2018) y Bedoić et al., (2020), se caracterizan por tener un alto contenido de MO, nutrientes, humedad (70 - 90%) y ser residuos susceptibles a acidificación; de esta manera, su disposición final genera riesgos sanitarios y ambientales si no son gestionados de manera adecuada.

#### 4.4. Economía circular

El concepto de Economía Circular (EC) varía en los niveles académicos y profesionales alrededor del mundo (Sverko Grdic et al., 2020). No obstante, esta se describe con mayor frecuencia como una combinación de actividades que involucran la reducción, reutilización, reciclaje y remanufactura de materiales (Kirchherr et al., 2017; Graziani, et al., 2018).

De acuerdo con Stahel (2019) la EC se define como un modelo económico de diseños regenerativos y de simbiosis industrial que tiene como objetivo reemplazar sistemáticamente el actual y tradicional modelo de producción y consumo linealabierto que consiste en extraer, producir, consumir y desechar, sin tener en cuenta el uso de los recursos, el tipo de energía empleada (usualmente combustibles fósiles) y la cantidad de residuos que se generen durante la producción de un bien o servicio (Hussain et al., 2020). Diferentes autores hacen énfasis de que el sistema económico lineal ha impactado severamente el ambiente y la salud humana. En contraste, la EC tiene como enfoque principal optimizar el uso de los recursos, no su producción; preservar y maximizar el valor en cada punto en el ciclo de vida del producto, limitando exponencialmente los insumos de materias primas vírgenes y energía, lo que minimiza

los residuos que puedan llegar a disposición final, debido a que estos se convierten en materia prima que circula constantemente y se transforma de una forma a otra, formando un "sistema de circuito cerrado" (Stahel, 2016).

Los RA representan una oportunidad central para la transición a una EC debido a que permite obtener dos subproductos que generan gran interés; el primero (biogás) con un alto potencial energético para la producción de electricidad debido a su gran contenido (60-70%) de  $\text{CH}_4$ , el cual puede ser aprovechado para la generación de calor o como fuente de energía alternativa y el segundo (digestato o biol), con alto potencial de nutrientes que pueden ser de uso agrícola (Banks et al, 2018; Negri et al., 2020).

#### 4.5. Jerarquía de la gestión los residuos

El DNP (2016) estableció una jerarquía para la reducción y el enfoque de la gestión integrada de los residuos (Ver Figura 1) en la cual se exponen las siguientes estrategias en orden de prioridad descendente: prevención, reutilización, aprovechamiento, tratamiento y por último la disposición final. De esta manera, reducir la cantidad y los tipos de residuos en la fuente se considera la opción global más favorable para disminuir las cargas ambientales asociadas a la generación y la gestión de residuos sólidos, mientras que la disposición final es la menos deseable, según la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos - EPA (2015) y Wilson et al., (2015).



**Figura 1.** Escala jerárquica para la gestión integral de los residuos  
**Adaptado de:** DNP (2016)

Dentro de las diferentes estrategias que posibilita desviar la fracción orgánica que puedan llegar a disposición final se encuentra la DA, la cual permite además obtener dos subproductos con un alto potencial de valorización; energía en forma de biogás y digestato que puede ser empleado como mejorador de suelo (Kumar y Sharma., 2017; Mirmohamadsadeghi et al. 2019). Si bien existe un cierto grado de consenso entre las diversas versiones de la jerarquía de los residuos, aún existen diferencias en la clasificación de la DA como una tecnología de aprovechamiento biológico (recuperación de materiales) o una opción de tratamiento para la recuperación de energía, siendo la primera la que ocupa un nivel más prioritario en la jerarquía de gestión de residuos (Asociación Europea de Biogás - EBA, 2015; Banks et al, 2018).

#### 4.6. Digestión Anaerobia (DA)

De acuerdo con Acosta et al., (2005) y el Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE, 2007), la DA se define como un proceso biológico en el que la MO (sustratos) en ausencia de oxígeno molecular, y mediante la acción de microorganismos específicos, se degrada dando lugar de manera simultánea, al tratamiento de residuos para el control de la contaminación ambiental y al aprovechamiento y la valorización de los subproductos generados (mezcla de gases compuesto principalmente por  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  y en menor proporción por amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y ácido sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) y una suspensión acuosa denominada "lodo" o digestato, con potencial de aplicación agrícola)

(Deublein y Steinhauser, 2011; Cárdenas-Cleves, 2016). El proceso de DA consta de cuatro etapas: Hidrólisis, Acidogénesis, Acetogénesis, Metanogénesis (Ver

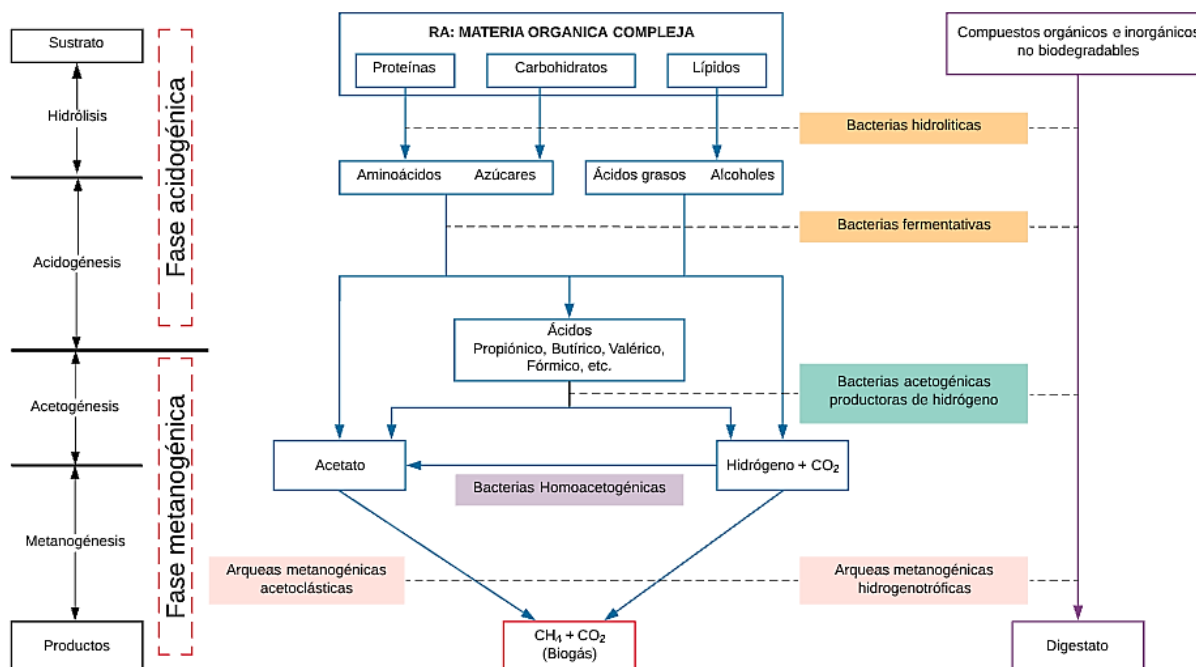


Figura 2).

**Figura 2.** Representación esquemática de la secuencia metabólica y microbiana que intervienen en la DA  
**Adaptado de:** Pavlostathis y Giraldo-Gómez, (1991); Torres-Pérez (2010) y Li et al., (2015)

En la primera etapa (**hidrólisis**), los microorganismos hidrolíticos degradan las moléculas orgánicas complejas (proteínas, glúcidos y lípidos) hasta convertirlas en moléculas simples (aminoácidos, azúcares, ácidos grasos) y solubles en agua. Como microorganismos responsables en esta fase se tienen principalmente las *Bacteroides*, *Lactobacillus*, *Propionibacterium*, *Sphingomonas*, *Sporobacterium*, *Megasphaera*, *Bifidobacterium*.

En presencia de residuos con alto contenido de sólidos suspendidos, la etapa hidrolítica es considerada la limitante en la velocidad del proceso global (Mata-Alvarez et al., 2000). Además, esta etapa depende de factores como la temperatura del proceso, el TRH, composición de los sustratos, tamaño de las partículas, pH y de la concentración de los productos de la hidrólisis (Kim et al., 2006; Morales-Polo et al., 2018).

En la etapa **Acidogénica** (puede ser simultánea a la primera), las moléculas simples son transformadas en productos intermedios (alcoholes, ácidos orgánicos de bajo peso molecular, AGVs como es el ácido propiónico butírico y acético, así como hidrógeno molecular (H<sub>2</sub>) y CO<sub>2</sub>, debido al consorcio de bacterias hidrolíticas y las acidogénicas. Durante estas dos fases, el grupo *Cytophaga-Flavobacterium-Bacteroides* representa el segundo grupo más grande de microorganismos responsable de degradación.

En la tercera etapa (**acetogénica**), las bacterias acetogénicas transforman los ácidos orgánicos y alcoholes resultantes de la etapa de hidrólisis en acetato, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>. Se tiene entonces que el ácido acético, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> total, son aportados por las dos últimas etapas mencionadas. En la cuarta etapa o **metanogénesis**, actúan dos tipos de *Archaeas* metanogénicas, las acetoclásticas y las hidrogenotróficas. Las primeras transforman el ácido acético en CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>, mientras que las segundas producen CH<sub>4</sub> a partir del H<sub>2</sub> y el CO<sub>2</sub>. Cabe resaltar que las bacterias acetoclásticas aportan aproximadamente un 70% del CH<sub>4</sub> total obtenido y las bacterias hidrogenotróficas el restante 30% (Moreno,

2011). Las principales especies responsables en la fase antes descrita son *Methanobacterium*, *Methanospirillum hungatii* y *Methanosarcina* conforme lo indican Dev et al., (2019).

#### 4.6.1 Factores que influyen en la DA

En la producción de biogás a partir de residuos orgánicos (RO) ocurren procesos donde los microorganismos involucrados son altamente susceptibles a los cambios repentinos en los parámetros como composición del sustrato, el inoculo, las condiciones operacionales y experimentales, por lo cual se hace necesario el monitoreo de estos (Rodríguez, 2011; Cárdenas-Cleves et al., 2016). La producción máxima de  $\text{CH}_4$  ocurre cuando estos parámetros se eligen en el rango óptimo.

**Sustrato:** las características de este factor determinan el éxito de la DA, es decir, en la producción de  $\text{CH}_4$  y en la capacidad de degradación (Gómez, 2017), además, del desarrollo microbiológico que se presenta en el reactor (Rodríguez, 2011). Según Cárdenas-Cleves, et al. (2016), la composición y concentración del sustrato puede ocasionar inhibición de los microorganismos y esto podría afectar la cantidad de  $\text{CH}_4$  que se generaría.

Las condiciones del sustrato varían de acuerdo con el origen, el tiempo de almacenamiento, las condiciones ambientales, las condiciones culturales, entre otros aspectos. Según lo expone Nayono (2010), las características químicas del sustrato como lo son los lípidos, carbohidratos, proteínas, celulosa, hemicelulosa, lignina, proporcionan una adecuada producción de  $\text{CH}_4$  y su tratamiento. Hay diversas teorías que se basan en estudios de caracterización de sustratos a nivel de los componentes químicos de estos donde se pueda llegar a determinar el PBM de los mismos (Nielfa, et al., 2015a).

**Humedad:** el contenido de agua promueve la difusión de los nutrientes solubles y el sustrato al interior de la célula de los microorganismos. De acuerdo con el contenido de sólidos totales (ST) en los residuos a tratar, los sistemas de DA se clasifican en húmedos y secos; cuando el contenido de ST es inferior al 15-20% la digestión es húmeda mientras que, a contenidos de ST entre 20 - 40%, se considera seca (Mao et al., 2015; Komilis et al., 2017). Tanto el exceso como la falta de agua en el proceso pueden afectar el rendimiento de producción de  $\text{CH}_4$ . La mayoría de los estudios se han llevado a cabo bajo sistemas húmedos (Komilis et al., 2017) y de acuerdo Panigrahi y Dubey, 2019, el contenido de humedad para condiciones óptimas en la DA seca debe oscilar entre 60 - 75% y en la DA húmeda debe ser 85 - 90% del peso total del contenido con el fin de aumentar las tasas de producción de  $\text{CH}_4$ .

**Tamaño de Partícula:** este parámetro tiene incidencia particularmente en la fase de la hidrólisis puesto que ésta se considera la etapa que limita la velocidad global del proceso (Kim et al., 2006; Deepanraj et al., 2015; Morales-Polo et al., 2018), especialmente cuando los residuos tienen un alto contenido de sólidos que presentan tamaños de partículas grandes que por su superficie específica limita el ataque enzimático de degradación para que se liberen los compuestos orgánicos más simples que las poblaciones microbianas pueden degradar con mayor facilidad (Kumar y Sharma, 2017; Mehariya et al., 2018). En el caso de residuos sólidos orgánicos, se recomienda que el tamaño de partícula sea menor o igual a 1 cm (Raposo et al., 2012).

Así, por ejemplo, Parra-Orobio et al., (2017b) y Okoro-Shekwaga et al., (2020) encontraron mejores rendimientos en la producción  $\text{CH}_4$  a tamaños de partículas menores a 2 y 1 mm, respectivamente. Sin embargo, Kim et al., (2000) e Izumi et al., (2010) mencionan que la reducción excesiva del tamaño de las partículas podría generar la acumulación de amoníaco y AGV's y, por tanto, una disminución en las tasas de producción de  $\text{CH}_4$  y la solubilización del sustrato.

**Nutrientes:** los micro y macronutrientes son de gran importancia para el desarrollo microbiano, la producción específica de  $\text{CH}_4$ , el rendimiento y la estabilidad del proceso (Cardenas-Cleves et al., 2016; Panigrahi y Dubey, 2019). Los macronutrientes (p. Ej., P, N y S) son generalmente utilizado como agentes amortiguadores, mientras que los micronutrientes (Fe, Cr, Ni, Mo, Zn, Co, W y Se) para favorecer las reacciones enzimáticas (Panigrahi y Dubey, 2019). La cantidad de nutrientes dependen de la concentración de DQO presente en el reactor. La demanda nutricional de los microorganismos anaerobios es baja en relación con los microorganismos aerobios. El nitrógeno y el fósforo, incrementa la eficiencia del proceso; sin embargo, se debe controlar la concentración de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), ya que,

aunque éste es utilizado para el crecimiento de las bacterias, su exceso puede causar toxicidad e inhibición de la población metanogénica (Field, 1987; Zegers, 1987; Kothari et al., 2014).

**pH, Alcalinidad y AGV's:** el pH es un parámetro fundamental en el proceso de la DA puesto que afecta la tasa de crecimiento de los microorganismos, la actividad de las enzimas hidrolíticas, la producción de biogas y su composición (Angelidaki y Sanders, 2004; Pramanik et al., 2019). Una de principales limitaciones del proceso de DA ocurre con la acumulación de  $H_2$  y  $CO_2$  en las etapas previas a la fase de metanogénesis debido a que los microorganismos metanogénicos son los más sensibles a la variación del pH. La acumulación  $H_2$ , da lugar a la alteración en la etapa acetogénica, causando un exceso de AGV's y, por tanto, un incremento en la acidez en el medio, lo cual llevaría a la modificación del equilibrio termodinámico del sistema y la inhibición del proceso (Rincón, 2014; Panigrahi y Dubey, 2019). Cuando el pH disminuye, los AGV's se encuentran menos disociados, siendo tóxicos para la metanogénesis (Zegers, 1987). Diferentes autores sugieren un intervalo de 6,8 - 7,5 unidades.

El valor de pH es dependiente en gran medida de la alcalinidad del sistema. De esta manera, la alcalinidad es uno de los factores más importantes para llevar a cabo la DA puesto que de esta depende en gran medida el equilibrio existente entre el  $CO_2$  y el ión bicarbonato ( $HCO_3^-$ ), los cuales se encargan de proporcionar resistencia al medio ante los cambios inesperados en la concentración del ión hidrógeno (Torres y Pérez, 2008). La alcalinidad se mide como Alcalinidad Total (AT) y Alcalinidad Bicarbonática (AB), siendo esta última la responsable de neutralizar la acidez asociada a los AGV's que se producen en la etapa Acidogénica, cuya concentración varía conforme con el tipo de sustrato empleado (Panigrahi y Dubey, 2019).

**Inhibidores:** son un factor causante de inestabilidad del proceso, puesto que ocasionan un cambio adverso en la población microbiana o inhibición del crecimiento de éstas. La literatura sugiere una amplia variedad de inhibidores (amoníaco, sulfuro, iones de metales ligeros, metales pesados y ácidos grasos volátiles - AGV's); sin embargo, difiere considerablemente en los niveles tóxicos o inhibidores para la mayoría de las sustancias (Chen et al., 2008; Komilis et al., 2017). La principal sustancia inhibitoria de la DA es el oxígeno, ya que las *Arqueas* metanogénicas se encuentran entre las más estrictamente anaerobias que se conocen (Jarabo et al., 1999). Así mismo, estudios han concluido que los microorganismos del proceso de DA suelen ser sensibles a los altos niveles de amoníaco libre, resultante de la degradación de componentes proteicos que tienen en su cadena alto contenido de nitrógeno. La inhibición es generalmente indicada por una disminución de la tasa de producción de  $CH_4$  y acumulación de ácidos orgánicos (Chen et al., 2008; Ohemeng-Nthamoan y Datta, 2019).

**Inóculo:** la calidad, cantidad y aclimatación del inóculo disponible es uno de los factores más esenciales en el proceso de DA. Dependiendo de las sustancias que conforman el sustrato (orgánicas e inorgánicas), así será su tendencia a la biodegradación en el proceso. Con el fin de reducir el tiempo para la estabilización de los sustratos, diferentes autores recomiendan emplear un inóculo activo que contenga un consorcio de microorganismos (Xu et al., 2018). Los inóculos más empleados son provenientes de lodos de PTAR anaerobias de Agua Residual Doméstica (ARD), estiércoles de animales, lodos industriales, lodos procedentes de la degradación del estiércol de cerdo y de vacuno (Komilis et al., 2017; Ohemeng-Nthamoan y Datta, 2019; Casallas-Ojeda et al., 2020).

**Sustrato/inóculo:** es uno de los factores más críticos al momento de optimizar el proceso de la DA debido a que diversos estudios han demostrado que la concentración inicial de sustrato puede afectar la producción y composición de biogás. Una relación S/I alta puede evitar una mezcla adecuada y conducir a la acumulación de AGV que reduce el pH, lo que resulta en una inhibición y disminución en la producción de biogás (Angelidaki y Sanders, 2004; Alzate et al., 2012; Parra-Orobio et al., 2015). En la literatura se recomiendan diferentes valores de esta relación que oscilan dependiendo de las características del sustrato y del inóculo; sin embargo, se sugiere definir un valor óptimo determinado bajo pruebas experimentales para cada sustrato e inóculo, lo cual garantice la mayor producción de  $CH_4$ , puesto que la estabilidad en el sistema depende en gran medida de dicho parámetro (Kim et al., 2004; Raposo et al., 2006; Fernández et al., 2008; Ossa-Arias y González-Martínez, 2021). La relación S/I se expresa generalmente en términos de los sólidos volátiles (SV) ( $g\ SV_{sustrato} / g\ SV_{inóculo}$ ) y en algunos casos en  $g\ DQO_{sustrato} / g\ SV_{inóculo}$  (Lesteur et al., 2010; Parra-Orobio et al., 2015).

**Tiempo de retención hidráulico (TRH):** es un parámetro importante para llevar a cabo la DA; según Monroy (1997) y Bhatt y Tao, (2020), el TRH debe ser suficiente para permitir un adecuado contacto entre el inóculo y el sustrato; este parámetro depende en gran medida de la biodegradabilidad del sustrato. Debido a que el crecimiento bacteriano metanogénico es bajo y que estas utilizan el 90% de la energía para la producción de CH<sub>4</sub> y el 10% restante para la síntesis celular, esto implica que, para la producción de biomasa activa, el tiempo de residencia del lodo y del agua debe incrementar (Díaz-Baez et al., 2002).

**Agitación:** es un factor importante puesto que de este depende en gran medida el adecuado contacto entre el sustrato y la población bacteriana en la fase de reacción. Respecto a este factor, influyen la intensidad y la duración de la mezcla (continua o intermitente). Una fuerte y excesiva agitación puede causar daños en la biomasa granular, disminuyendo la eficiencia de separación (Michelan et al., 2009). Además, este factor evita la formación de espacios muertos sin actividad biológica (Ortiz, 2011).

**Temperatura:** como otros procesos biológicos, el desempeño de los procesos microbianos en la DA están estrechamente influenciados por la temperatura del sistema (Chen et al., 2008; Mao et al., 2015; Ohemeng-Nthamoan y Datta et al., 2019; Nsair et al., 2020) puesto que afecta principalmente el equilibrio termodinámico de las reacciones bioquímicas, la cinética y estabilidad de los procesos, la tasa de crecimiento microbiano, la utilización del sustrato, la producción de CH<sub>4</sub> (Wilson et al., 2008; Fernández-Rodríguez et al., 2013; Rahman et al., 2019), y parámetros físicos tales como tensión superficial, viscosidad y propiedades de transferencia de masa (Angelidaki et al., 2003; Dev et al., 2019).

De acuerdo con Angelidaki et al., (2003), Rodríguez (2011) y Kothari et al., (2014), la tasa óptima de crecimiento de los macroorganismos que intervienen en la DA ocurre dentro de rangos de temperatura relativamente limitados, a pesar de que estos puedan sobrevivir a rangos más amplios, ya que en ellos los microorganismos tienen mayor alimento. Para cada especie de microorganismos existe una temperatura de crecimiento que puede variar entre los límites mínimos y máximos, por debajo o por encima de estos, se inhibe el crecimiento de los microorganismos, sin embargo, existen puntos intermedios en los cuales se encuentra la temperatura óptima, la cual favorece el desarrollo microbiano, dando lugar a la tasa máxima de crecimiento (Villafañe, 2008). No obstante, variaciones de solo 2 a 3 °C dentro del rango óptimo pueden afectar el rendimiento y la medición durante el proceso (Caruso et al., 2019).

Existen principalmente tres rangos en los que se puedan desarrollar los microorganismos involucrados en la producción de CH<sub>4</sub>, dependiendo del objetivo de estudio y del clima de la región para reducir las demandas externas de energía; psicrófila, mesófila, termófila (Nixon, 2016; Pramanik et al., 2019; Casallas-Ojeda et al., 2020). En la literatura existe una variación en los rangos de temperatura propuestos para los distintos grupos microbianos. En la Tabla 4 se presenta las temperaturas cardinales de los microorganismos, de acuerdo con diferentes autores.

**Tabla 4.** Temperaturas cardinales de los microorganismos

| Grupo         | Temperaturas cardinales (°C) |         |         | Autor – año                               |
|---------------|------------------------------|---------|---------|-------------------------------------------|
|               | Mínima                       | Óptima  | Máxima  |                                           |
| Psicrofílicos | 4 – 10                       | 15 – 18 | 20 – 25 | Lagrange, 1979                            |
|               | -5 – 5                       | 12 – 15 | 15 – 20 | ICMSF*, 1980; Carbo, 2015;                |
|               | -5                           | 10 – 20 | 30      | Mad et al., 2006; Engelkirk, et al., 2011 |
|               | -5 – 5                       | 15 – 18 | 19 – 22 | Villafañe, 2008                           |
| Mesofílicos   | 15 – 20                      | 25 – 35 | 35 – 45 | Lagrange, 1979                            |
|               | 5 – 15                       | 30 – 45 | 35 – 47 | ICMSF*, 1980; Carbo, 2015                 |
|               | 10                           | 20 – 40 | 45      | Mad et al., 2006; Engelkirk et al., 2011  |
|               | 5 – 10                       | 25 – 37 | 40 – 45 | Villafañe, 2008                           |
| Termofílicos  | 25 – 45                      | 50 – 60 | 75 – 80 | Lagrange, 1979                            |
|               | 40 – 45                      | 55 – 75 | 60 – 90 | ICMSF*, 1980; Carbo, 2015                 |

|         |         |          |                                    |
|---------|---------|----------|------------------------------------|
| 25      | 50 – 60 | 80 – 113 | Mad et al., 2006; Engellkirk, 2011 |
| 25 – 45 | 50 – 55 | 80 - 90  | Villafañe, 2008                    |

\***ICMSF**: International Commission on Microbiological Specification for Foods.

Autores como Lee et al., (2014) y Nixon (2016) indican otro rango de temperatura menos frecuente conocido como Hipertermofílico, el cual oscila entre 60 y 80 °C, con una temperatura óptima de 70 °C. No obstante, los sistemas de tratamiento anaerobio comúnmente son operados a rangos mesofílicos y termofílicos, con un rango óptimo de 35°C y 55°C, respectivamente (Fernández-Rodríguez et al., 2013; Komilis et al., 2017; Panigrahi y Dubey, 2019). Mirmohamadsadeghi et al., (2019) mencionan que la fluctuación de temperatura podría volverse más crítica para los metanógenos mesofílicos dentro del rango de 40 – 45 °C debido a que ocurre una inactivación irreversible.

De manera general, el aumento de la temperatura hasta cierto límite, favorece la velocidad de conversión de las moléculas orgánicas complejas (proteínas, carbohidratos y lípidos) a moléculas simples (aminoácidos, azúcares, ácidos grasos) solubles en agua, la actividad microbiana, la tasa específica de crecimiento de microorganismos, el rendimiento en la producción de CH<sub>4</sub>, las tasas de utilización del sustrato, la destrucción de patógenos, la reducción del TRH y el volumen del reactor (Fernández-Rodríguez et al., 2013; Gaby et al., 2017). No obstante, las altas temperaturas retrasan la etapa de acidogénesis, dando lugar a la acumulación de las moléculas solubles en el medio y menor producción de ácido láctico (Kim et al., 2003; Tang et al., 2016).

Por el contrario, la disminución de la temperatura podría retardar la producción de CH<sub>4</sub> debido al crecimiento de bacterias acidificantes que permiten mayor transformación de moléculas solubles a ácido láctico y AGV'S, y, por ende, una acumulación de estos y la posible inhibición del proceso (Moreno, 2011; Tan et al., 2016). Asimismo, temperaturas bajas exhiben mayores ventajas en términos de estabilidad del sistema, diversidad microbiana, sensibilidad a las cargas choque o sustancias tóxicas y cambios en las condiciones ambientales (Chen et al., 2008; Panigrahi y Dubey, 2019). En condiciones psicrófilas según Dev et al., (2019), ocurren limitaciones de transferencia de masa debido a un aumento en la viscosidad del sustrato, y un aumento en el ensuciamiento de la membrana, dando como resultado la reducción en la tasa de generación de CH<sub>4</sub> debido a la inactivación del consorcio de microorganismos metanogénicos.

Adicionalmente, a temperaturas bajas se aumenta la velocidad de degradación de AGV's, lo cual conduce a la reducción de pH, favoreciendo el crecimiento de *Archeas* metanogénicas hidrogenotróficas y causando inhibición de los metanógenos neutrófilos. Sin embargo, bajo rangos psicrófilos, se puede llegar a presentar tasas máximas al igual que en rangos de temperatura mesofílicas, pero la eficiencia y tasa de digestión disminuyen significativamente conforme lo hace la temperatura (Angelidaki et al., 2003; Rodríguez, 2011). A rangos de temperaturas bajas se han presentado menores problemas de estabilidad (Muñoz, 2018; Dev et al., 2019).

La literatura indica que según sea la naturaleza de los microorganismos, tendrán la mayor tasa de crecimiento y rendimiento a diferentes temperaturas, sin embargo, se han elaborado estudios que han permitido conocer que el efecto de la temperatura en los diferentes grupos microbianos varía con la adaptación de la comunidad microbiana, la composición y fuente del sustrato e inóculo, la configuración y optimización de parámetros operativos del proceso como el pH. Así, por ejemplo, Lin et al., (2016) mencionan que, en sistemas mesofílicos y termofílicos, la producción de CH<sub>4</sub> es debida principalmente a *Archeas* metanogénicas hidrogenotróficas y acetoclásticas, respectivamente.

Por su parte Guo et al., (2018), reportaron actividades metanogénicas acetoclásticas específicas significativamente más altas en el rango mesofílico, mientras que Ge et al., (2011) y Tian et al., (2015), encontraron que, incrementando la temperatura, resultó un mejor rendimiento en las bacterias metanogénicas hidrogenotróficas. A su vez, Fey et al., (2004), expuso que la disminución en la relación de bacterias metanogénicas hidrogenotrófica / acetoclásticas a temperaturas inferiores a 15 °C aumentó la tasa de crecimiento de los microorganismos metanogénicos acetoclásticos.

#### 4.7. Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

El PBM es un ensayo a escala de laboratorio que se realiza en batch, y es empleado para determinar la biodegradabilidad anaerobia y la máxima producción de  $\text{CH}_4$  de diferentes sustratos que pueden estar en forma líquida o principalmente sólida (Lesteur et al., 2010; Casallas-Ojeda et al., 2020), es decir, la biodegradabilidad se puede medir mediante el control de la producción de  $\text{CH}_4$  acumulado a partir de una muestra que fue sometida a DA en un medio definido (Owen et al., 1979). Este ensayo sirve para evaluar de forma rápida si un residuo puede ser correctamente degradado y así producir  $\text{CH}_4$ . Este método ha sido utilizado para determinar el potencial de producción de energía de diferentes sustratos orgánicos, entre ellos RA (Lisboa y Lansing, 2013; Pearse et al., 2018). La biodegradabilidad de un sustrato está indicada por el rendimiento de producción de  $\text{CH}_4$  (Sánchez et al., 2016). El valor experimental está dado como mL  $\text{CH}_4$ /g SV adicionados al reactor. Según lo mencionado por Aquino et al. (2007), existen diferentes métodos empleados para medir y/o determinar la producción del biogás producido, los cuales se pueden diferenciar principalmente en el método Manométrico y el Volumétrico. El primero se basa en la medición de la presión, la cual se puede deber a la mezcla de biogás ( $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  principalmente) producida en el reactor. Este método permite establecer una correlación entre la presión medida y la cantidad de  $\text{CH}_4$  presente en el reactor. El método Volumétrico se basa en la determinación del volumen de biogás o  $\text{CH}_4$  producido en el reactor.

En ambos métodos, el registro diario de la producción del gas permite determinar la tasa de producción diaria de biogás o directamente de  $\text{CH}_4$  dependiendo de si se logra atrapar el  $\text{CO}_2$ , lo que se logra usando perlas de NaOH o una solución desplazante alcalina respectivamente; en este caso y de acuerdo con autores como Aquino et al. (2007), Prada-Matiz et al. (2011) y Holliger et al. (2016); en estos casos, no se requiere el uso de un cromatógrafo para determinar la composición del biogás. De acuerdo con Esposito et al. (2012), existe otra metodología volumétrica que consiste en utilizar una sustancia ácida en vez de alcalina para mantener el pH menor a 2, de forma que el  $\text{CO}_2$  no se disuelva y poder cuantificar la cantidad de biogás producido.

En ambos casos, la cromatografía de gases es un método complementario tanto al método manométrico como al volumétrico, que proporciona información cualitativa y cuantitativa de la muestra de biogás, permitiendo conocer y validar la composición de este (Cárdenas-Cleves et al., 2016).

#### 4.8. Modelos Cinéticos

Los modelos cinéticos permiten determinar de manera detallada, y sin emprender extensos tiempos experimentales, los factores ambientales u operacionales que afectan el equilibrio termodinámico de la población microbiana y la dinámica de sus procesos durante la DA, así como describir y predecir de manera más precisa el rendimiento y la producción de  $\text{CH}_4$  (Pham Van et al., 2018; Bedoić et al., 2020). De esta manera, se busca disminuir errores de sobreestimación o subestimación de la producción de  $\text{CH}_4$ , dando como resultado estimaciones más fiables, además de proporcionar soporte para optimizar los procesos biológicos en términos de eficiencia, diseño, costos, parámetros ambientales y operacionales (Kafle y Chen, 2016; Bong et al., 2017; Nguyen et al., 2019) puesto que la descripción cinética permite el análisis de los datos, la comparación de los sustratos y la evaluación de diferentes ambientes de actividad microbiana, proporcionando valiosa información sobre la composición del sustrato y las tasas de rendimiento de los constituyentes solubles y estructurales del sustrato (Cai et al., 2019).

Se han aplicado diferentes modelos para simular el proceso de la DA, siendo el modelo de primer orden, función logística y el de ajuste de Gompertz los más empleados para describir de manera rápida los mecanismos de degradación a partir de resultados experimentales disponibles (Kafle y Chen, 2016; Bong et al., 2017; Cai et al., 2019). De manera general, los modelos cinéticos se basan en tres aspectos fundamentales: velocidad de crecimiento de los microorganismos, relación entre la tasa de crecimiento de microorganismos y la utilización de sustrato y el comportamiento de los microorganismos con relación al sustrato (Morales, 2018; Pramanik et al., 2019). No obstante, cada uno de éstos tiene un campo de aplicación concreto de acuerdo con las variables que se conozcan, la concentración de microorganismos y el objetivo de la investigación.

El modelo de **primer orden** es el más empleado para ensayos batch (Hidalgo y Martín, 2014; Maddela et al., (2021), debido a que es considerado uno de los más simples en su aplicación (Li et al., 2018a), además de que permite comprender los efectos de diferentes parámetros sobre el desarrollo microbiano en la etapa de hidrólisis en términos

de degradación del sustrato (Vavilin et al., 2008), puesto que esta es considerada la etapa limitante de la velocidad global del proceso de DA (Deepanraj et al., 2015; Morales-Polo et al., 2018). El modelo de primer orden, parte como fundamento de que la tasa de hidrólisis es proporcional a la concentración inicial de residuos sólidos, la concentración de biomasa es constante a lo largo del tiempo, el orden de la reacción referente a la degradación de sustrato debe ser de orden uno y la eficiencia es relacionada con la transferencia de masa (Vavilin et al., 2004), no considera la fase de latencia sino la disponibilidad de sustrato como el factor limitante, suponiendo que la hidrólisis rige el proceso.

Este modelo puede no ser aplicable en todos los casos de estudio (Xu, 2012) y además no tiene en cuenta otras características importantes como la duración de la fase de retraso o letargo, que es un parámetro importante en DA y está asociado con las etapas de acidogénesis y acetogénesis, por tal razón surge la necesidad de usar conjuntamente otros modelos. Así, por ejemplo, se tiene el modelo de ajuste o modificado de **Gompertz**, el cual es considerado como uno de los mejores modelos de predicción cinética para describir el crecimiento de los microorganismos en un reactor batch (Zwietering et al., 1990) y es uno de los más utilizados para determinar la cinética de la producción de CH<sub>4</sub> (Batstone et al., 2015; Blasius et al., 2020). Este modelo describe el comportamiento microbiano, mediante una curva de crecimiento sigmoideal, donde se diferencian tres fases: la fase de retardo, la fase de crecimiento exponencial y la fase estacionaria, sin considerar la fase de declinación microbiana (Buchanan et al., 1997).

Por otra parte, el modelo de **Función Logística**, al igual que el anterior, y de acuerdo con Nopharatana et al. (2007) y Pommier et al. (2007), describen que la producción de CH<sub>4</sub> es proporcional al tamaño de la población microbiana y al sustrato biodegradable. En este modelo, la población microbiana es el factor limitante al inicio del proceso fermentativo; contrariamente, al final de la fermentación es la disponibilidad del sustrato lo que limita la tasa de producción de CH<sub>4</sub> (Noguera, 2004). Este modelo, corresponde a la forma global de la cinética en cuanto a la producción de CH<sub>4</sub> (un aumento exponencial al inicio del proceso y una estabilización final con un máximo nivel de producción) (Li, et al., 2011). De acuerdo con Arenas et al. (2016), este modelo es uno de los mejores para la predicción de la producción de CH<sub>4</sub> en la DA a temperaturas psicrófilas. En la Tabla 5 se presentan los principales modelos cinéticos aplicables a la DA, con sus respectivas ecuaciones.

**Tabla 5.** Ecuaciones de los modelos cinéticos

| Nombre del modelo        | Definición matemática                                                                                                                                 | Ecuación |
|--------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------|
| Primer orden de Roediger | $M(t)_{acum.} = PBM_{m\acute{a}x} \cdot (1 - \exp^{-k_h \cdot t})$                                                                                    | (1)      |
| Gompertz modificado      | $M(t)_{acum.} = PBM_{m\acute{a}x} \cdot \exp\left\{-\exp\left[\frac{\mu_{m\acute{a}x} \cdot \exp}{PBM_{m\acute{a}x}}(\lambda - t) + 1\right]\right\}$ | (2)      |
| Función logística        | $M(t)_{acum.} = \frac{PBM_{m\acute{a}x}}{1 + \exp\left[\frac{4\mu_{m\acute{a}x}}{PBM_{m\acute{a}x}}(\lambda - t) + 2\right]}$                         | (3)      |

**Adaptado de:** Zwietering et al. (1990)

Donde:

|                                                                     |                                                        |
|---------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| <b>PBM<sub>acum.</sub></b> [mL CH <sub>4</sub> g VS <sup>-1</sup> ] | : PBM específico acumulado en el tiempo t              |
| <b>P<sub>máx</sub></b> [mL CH <sub>4</sub> g VS <sup>-1</sup> ]     | : máximo PBM específico obtenido en un tiempo infinito |
| <b>k<sub>h</sub></b> [d <sup>-1</sup> ]                             | : constante de hidrólisis de primer orden              |
| <b>t</b> [d]                                                        | : tiempo de fase experimental o digestión              |
| <b>λ</b> [d]                                                        | : tiempo fase de latencia                              |
| <b>μ<sub>máx</sub></b> [mL CH <sub>4</sub> g VS <sup>-1</sup> .d]   | : tasa máxima de producción de CH <sub>4</sub>         |
| <b>Exp</b> [2,718]                                                  | : valor exponencial de 1                               |

En este trabajo de grado se evaluó, mediante ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) y el uso de modelos cinéticos, la incidencia de la temperatura sobre la DA a partir de RA.

## 5. OBJETIVOS

### 5.1. Objetivo general

- Estudiar a escala de laboratorio, la influencia de la temperatura sobre el proceso de producción de gas metano - CH<sub>4</sub> a partir de la digestión anaerobia (DA) de residuos de alimentos crudos (RAC).

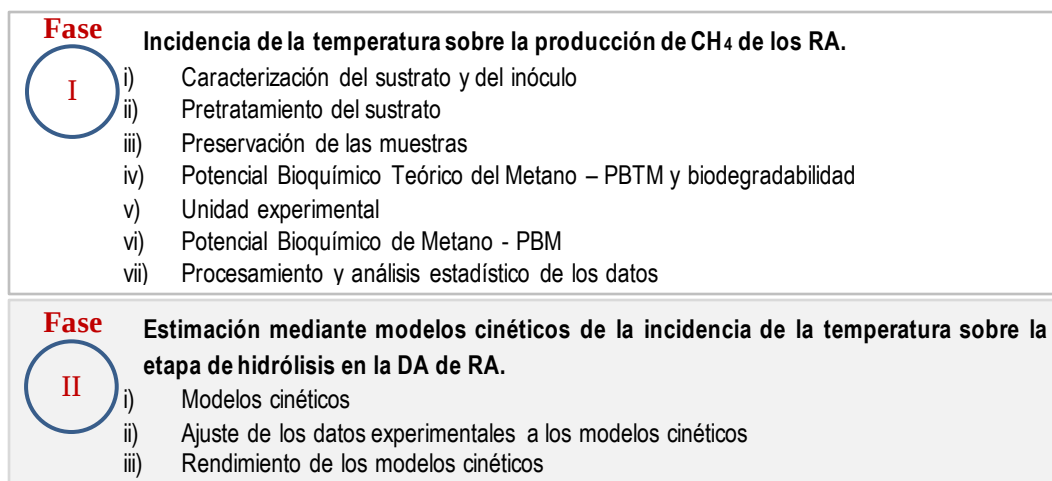
### 5.2. Objetivos específicos

- Evaluar la incidencia de la temperatura psicrófila, mesófila y termófila sobre la producción de gas metano (CH<sub>4</sub>) de residuos de alimentos (RA).
- Estimar mediante modelos cinéticos, la incidencia de la temperatura sobre la etapa de hidrólisis en la digestión anaerobia (DA) a partir de residuos de alimentos.

## 6. MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto se desarrolló con el apoyo del grupo de investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) y el financiamiento de la Vicerrectoría de Investigaciones a través del proyecto “**INCIDENCIA DE PARÁMETROS AMBIENTALES Y OPERACIONALES SOBRE EL POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE ALIMENTOS CI - 21089**”, donde se buscó evaluar la influencia de la temperatura para la generación de CH<sub>4</sub> a partir de la DA de residuos de alimentos (RA).

Esta investigación se llevó a cabo a través de dos fases; (i) Estudiar la incidencia de la temperatura psicrófila, mesófila y termófila sobre la producción de CH<sub>4</sub> de los RA y (ii) Determinar por medio de modelos cinéticos, la producción de CH<sub>4</sub> en la DA. En la Figura 3 se muestran de manera general las etapas que se desarrollaron en cada fase de la investigación.



**Figura 3.** Metodología empleada para el desarrollo de la investigación

### 6.1. Ubicación experimental

El desarrollo experimental se llevó a cabo en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental que se encuentra dentro de las instalaciones de la Universidad del Valle sede Meléndez, ubicado en la ciudad de Santiago de Cali (Valle del Cauca), el cual se encuentra a una altitud de 970 m.s.n.m y presenta una temperatura ambiente promedio entre 21 ± 1 y 31 ± 2 °C (Dagma et al., 2019).

## 6.2. Incidencia de la temperatura sobre la producción de CH<sub>4</sub> de los RA

### 6.2.1 Fase experimental

#### 6.2.1.1 Caracterización del sustrato e inóculo

Se empleó como sustrato los RA obtenidos del restaurante Universitario de la Universidad del Valle, que atiende a más de 3.000 estudiantes cada día y genera aproximadamente 4.338 de RA por día (Umaña y Walteros, 2017) y de una plaza de mercado, ambos sitios localizados en la ciudad de Santiago de Cali, simulando las características de RA de un municipio con prácticas de separación en la fuente y recolección selectiva (Parra-Orobio et al., 2018a; Soto-Paz et al., 2019), premisas importantes para el aprovechamiento de este tipo de residuos (Cárdenas-Cleves et al., 2018a). En la Tabla 6 se presenta la composición típica del sustrato a emplear, el cual se caracterizó de acuerdo con los parámetros fisicoquímicos que se exponen en la Tabla 7, siguiendo las indicaciones de APHA et al., (2005), ICONTEC (2004) e ICONTEC (2011).

**Tabla 6.** Composición física fina del sustrato crudo

| Parámetro          | Contenido (%) |
|--------------------|---------------|
| Carbohidratos      | 55,4          |
| Frutas cítricas    | 25,0          |
| Frutas no cítricas | 8,2           |
| Fibras y minerales | 8,2           |
| Hierbas y otros    | 3,2           |

**Adaptada de:** Marmolejo et al., (2011); Oviedo-Ocaña et al., (2015) y Soto-Paz et al., (2019)

**Tabla 7.** Pruebas fisicoquímicas del sustrato

| Parámetros                                       | Unidades                | Método            |
|--------------------------------------------------|-------------------------|-------------------|
| Humedad                                          | %                       | NTC 5167          |
| pH                                               | Unidades                | NTC 5167          |
| Ácidos Grasos Volátiles (AGV's)                  | mg/L                    | 5560D-SM          |
| Alcalinidad bicarbonática (AB) y total (AT)      | mg CaCO <sub>3</sub> /L | 2320B-SM          |
| Demanda química de oxígeno - DQO total y soluble | mg/L                    | 5220B-SM          |
| Sólidos totales (ST)                             | mg/L                    | 2540B-SM          |
| Sólidos volátiles (SV)                           | mg/L                    | 2540E-SM          |
| Carbono Total (COT)                              | %                       | NTC 5167          |
| Nitrógeno Total (NT)                             | mg/Kg                   | NTC 5167          |
| Fósforo Total (PT)                               | %                       | NTC 234           |
| Celulosa                                         | mg/L                    | Gravimétrico      |
| Lignina                                          | mg/L                    | 5550B – SM        |
| Proteínas                                        | %                       | Análisis Proximal |
| Carbohidratos                                    | %                       | Análisis Proximal |

**Fuente:** ICONTEC (2004), APHA et al., (2005) e ICONTEC (2011)

En cuanto al inóculo, éste se obtuvo a partir de la mezcla V/V 75/25 de lodo digerido de una PTAR de origen municipal que opera con una mezcla completa en el rango mesofílico (35°C) (Cárdenas-Cleves et al., 2018b), la cual atiende alrededor de 2 millones de habitantes en la ciudad de Santiago de Cali (Parra-Orobio et al., 2018a) y lodo de un reactor anaerobio de una central de abasto del Valle del Cauca que trata AR procedente del sacrificio de ganado bovino y porcino. Estos lodos presentan características de lodo floculento y granular, respectivamente, mezcla seleccionada de acuerdo con los resultados reportados por Parra-Orobio et al., (2018a).

La caracterización fisicoquímica del inóculo se llevó a cabo en términos de pH, AB, AT, AGV's, ST y SV según los métodos indicados en la Tabla 7. Adicionalmente se midieron las actividades Metanogénica Específica (AME), Hidrolítica (AH) y Acidogénica Específica (AAE) de acuerdo con lo recomendado por diferentes autores (Tabla 8).

**Tabla 8.** Actividades microbianas del inóculo

| Parámetros | Unidades                     | Reactivo | Método (año)                             |
|------------|------------------------------|----------|------------------------------------------|
| AME        | gDQO CH <sub>4</sub> /g SV·d | Acetato  | Soto et al., (1983);                     |
| AH         | gDQO glucosa /g SV·d         | Celulosa | Angelidaki et al., (2009) y Parra-Orobio |
| AAE        | gDQO glucosa /g SV·d         | Glucosa  | et al., (2018)                           |

### 6.2.1.2 Pretratamiento del sustrato

Los RA fueron sometidos a un proceso de pretratamiento mecánico con el fin de reducir el tamaño de partícula con el fin de obtener un tamaño de partícula inferior a 30 mm (Parra-Orobio et al., 2018a) ; inicialmente se cortaron en cantidades pequeñas y luego se trituraron mediante un procesador industrial de alimentos (licuadora CB15 Waring Commercial) a una velocidad de 15.800 RPM durante un minuto, con el objetivo de disminuir el tamaño de los elementos que compondrán el sustrato y así garantizar una mezcla homogénea de los mismos (Cárdenas-Cleves et al., 2016; Komilis et al., 2017; Krause et al., 2018). Se preparó una mezcla en una relación 1:1 de sustrato y agua destilada, asumiendo una densidad del agua de 1 g/cm<sup>3</sup>. En la Figura 4 se presenta el procedimiento realizado en esta fase.



**Figura 4.** Acondicionamiento del sustrato

### 6.2.1.3 Preservación de la muestra

Las muestras de sustrato e inóculos se preservaron a una temperatura aproximada de 4 °C durante un periodo máximo de 7 días con el objetivo de garantizar sus propiedades fisicoquímicas (Sandoval et al., 2007; Choudhary et al., 2020).

### 6.2.2 Unidad experimental

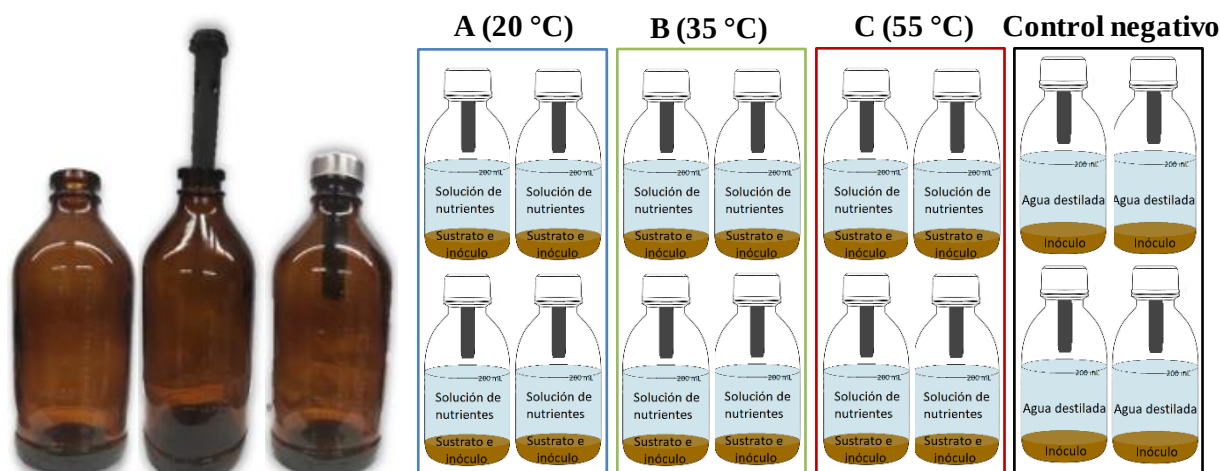
La selección de la relación sustrato/inóculo (S/I) se realizó en función del análisis de la información encontrada en la literatura (1 gSTVsustrato/gSTVinóculo) según lo recomendado por Raposo et. Al, (2006), Gunaseelan (2007) y Parra-Orobio et. al, (2019). Así mismo, a cada unidad se le adicionó una solución de nutrientes (Tabla 9) y se estabilizó el pH con una solución de Bicarbonato de sodio (NaHCO<sub>3</sub>) al 4% V/V hasta alcanzar un valor de 7 UND.

**Tabla 9.** Composición de la solución de los nutrientes recomendada para el ensayo

| <b>Solución</b> | <b>Compuesto</b>                                                                   | <b>Unidades</b>   | <b>Concentración</b> |
|-----------------|------------------------------------------------------------------------------------|-------------------|----------------------|
| Macronutrientes | NH <sub>4</sub> Cl                                                                 | gL <sup>-1</sup>  | 170                  |
|                 | KH <sub>4</sub> PO <sub>4</sub>                                                    | gL <sup>-1</sup>  | 37                   |
|                 | MgSO <sub>4</sub> ·4H <sub>2</sub> O                                               | gL <sup>-1</sup>  | 9                    |
|                 | CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O                                               | gL <sup>-1</sup>  | 8                    |
|                 | NaHCO <sub>3</sub>                                                                 | mgL <sup>-1</sup> | 1000                 |
|                 | FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O                                               | mgL <sup>-1</sup> | 2000                 |
| Micronutrientes | ZnCl <sub>2</sub>                                                                  | mgL <sup>-1</sup> | 50                   |
|                 | CuCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O                                               | mgL <sup>-1</sup> | 30                   |
|                 | MnCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O                                               | mgL <sup>-1</sup> | 500                  |
|                 | (NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> ·4H <sub>2</sub> O | mgL <sup>-1</sup> | 90                   |
|                 | AlCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O                                               | mgL <sup>-1</sup> | 50                   |
|                 | CoCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O                                               | mgL <sup>-1</sup> | 2000                 |
|                 | NiCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O                                               | mgL <sup>-1</sup> | 50                   |
|                 | H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>                                                     | mgL <sup>-1</sup> | 50                   |
|                 | Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub> ·5H <sub>2</sub> O                                | mgL <sup>-1</sup> | 100                  |
|                 | EDTA                                                                               | mgL <sup>-1</sup> | 1000                 |
|                 | HCl 36%                                                                            | mLL <sup>-1</sup> | 1                    |
|                 | Agente reductor Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> ·7H <sub>2</sub> O                 | gL <sup>-1</sup>  | 100                  |
| Otros           | Indicador de Potencial Redox (Resazurina)                                          | gL <sup>-1</sup>  | 0,5                  |
|                 | Extracto de levadura (Fuente de vitaminas)                                         | gL <sup>-1</sup>  | 0,2                  |

**Fuente:** Torres y Pérez (2010)

El montaje experimental en las diferentes temperaturas evaluadas se llevó a cabo por cuadruplicado; este montaje se realizó en botellas de vidrio tipo ámbar de 0,25 L de capacidad, donde se utilizó un volumen útil de 0,20 L, dejando un espacio libre del 20% (0,05 L) para el almacenamiento del biogás generado (Cárdenas-Cleves et al., 2018b; Casallas-Ojeda et al., 2020). Posteriormente los reactores fueron sellados herméticamente con un ágrafe metálico y un tapón hueco de polipropileno con compartimientos al que se le adicionaron 4 perlas de Hidróxido de Sodio (NaOH) para capturar el CO<sub>2</sub> antes de efectuar las mediciones de presión, con el objetivo de que la variación de presión generada fuera principalmente debido a la presencia de CH<sub>4</sub> (Souto et al., 2010; Holliger et al., 2016). Adicionalmente se utilizó un reactor control que contenía solo el inóculo y agua destilada para restar la producción endógena al finalizar el ensayo (Cárdenas-Cleves et al., 2018a). En la Figura 5 se presenta el esquema general de la unidad experimental utilizada en los ensayos (teniendo en cuenta las temperaturas óptimas que se registraron en la Tabla 4).



**Figura 5.** Representación gráfica de la unidad experimental

Para garantizar que estas temperaturas se cumplieran, se utilizaron equipos cuyas características operacionales permitieron mantener controladas las temperaturas requeridas para el desarrollo experimental. De esta manera, para la temperatura psicrófila se utilizó una Incubadora OxiTop® Box la cual a temperatura constante maneja una distribución uniforme de la misma, se ajusta automáticamente a 20 °C; para la temperatura mesófila y termófila se utilizó una Incubadora T24L marca Thermolab y una Mufla ESP ESP-497L (Industrias Terringo), respectivamente, las cuales permitieron mantener constantes las condiciones de temperatura requerida a través de controles.

La generación de CH<sub>4</sub> se estimó por medio del método manométrico. Se empleó un equipo digital de monitoreo de presión marca WIKA, modelo CPG500 para medir la presión generada por la producción principalmente de CH<sub>4</sub>. Para rectificar dicha captura se realizaron tomas de muestras al final del ensayo, las cuales fueron enviadas al Laboratorio del Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), donde se analizaron mediante cromatografía de gases. Siguiendo las sugerencias expuestas por Michelin et al., (2009) citado por Rosenkranz (2013) y Cárdenas-Cleves et al, (2016), se realizó una agitación manual intermitente antes de realizar cada una de las mediciones, ya que es un factor importante debido a que proporciona un adecuado contacto entre el sustrato y los microorganismos en la fase de reacción, garantizando condiciones homogéneas en el medio; además, también permite liberar el biogás (Torres y Pérez, 2010). Las mediciones se realizaron durante 36 días, hasta donde se observó una producción diaria menor al 1% del CH<sub>4</sub> acumulado trascurrido tres días (Wang et al., 2019); las mediciones de presión se hicieron con una frecuencia de 4 veces al día (criterio propio y disponibilidad de tiempo).

### 6.2.3 Potencial Bioquímico de Metano – PBM experimental

Para determinar la producción de CH<sub>4</sub> ajustada a las condiciones estándar de temperatura, se emplearon las Ecuaciones descritas en la Tabla 10.

**Tabla 10.** Ecuaciones para calcular el PBM mediante el método manométrico

| Ecuación                                                  | Parámetros                                                                                                                                                   | Ecuación y Objetivo                                                            |
|-----------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------|
| $n_{CH_4} = \frac{\Delta P * V_l}{R * T_e}$               | <b>nCH<sub>4</sub>:</b> Moles de CH <sub>4</sub> (mol)<br><b>ΔP:</b> Incremento de la presión en el reactor (atm)<br><b>V<sub>l</sub>:</b> Volumen libre (L) | <b>4 a 5.</b> Cuantificar el volumen de CH <sub>4</sub> a condiciones estándar |
| $V_{CH_4} CE = \frac{n_{CH_4} * R * T_{CE}}{P_{CE}}$      | <b>R:</b> Constante de los gases ideales (atm*L/K *mol)<br><b>T<sub>e</sub>:</b> Temperatura del experimento (K)                                             |                                                                                |
| $H_{CH_4} = 10^{\left(\frac{-675,74}{T_e} + 6,88\right)}$ | <b>V<sub>CH<sub>4</sub> CE:</sub></b> Volumen de CH <sub>4</sub> condiciones estándar (L)<br><b>T<sub>CE</sub>:</b> Temperatura a condiciones estándar (K)   | <b>6 a 10.</b> Cuantificar el volumen de CH <sub>4</sub> disuelto              |
| $X_{CH_4 D} = \frac{\Delta P}{H_{CH_4}}$                  | <b>P<sub>CE</sub>:</b> Presión a condiciones estándar (atm)<br><b>H:</b> Constante de Henry para el CH <sub>4</sub> (atm)                                    |                                                                                |

|                                                                   |      |                                                                                       |                                                                             |
|-------------------------------------------------------------------|------|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|
| $M_{CH_4 D} = \frac{M_{H_2O} * X_{CH_4 D}}{1 - X_{CH_4 D}}$       | (8)  | $X_{CH_4 D}$ : Fracción molar de CH <sub>4</sub> disuelto                             |                                                                             |
| $n_{CH_4 D} = M_{CH_4 D} * V_u$                                   | (9)  | $M_{CH_4 D}$ : Concentración molar del CH <sub>4</sub> disuelto (mol/L)               |                                                                             |
| $V_{CH_4 D CE} = \frac{n_{CH_4 D} * R * T_e}{\Delta P}$           | (10) | $M_{H_2O}$ : Concentración molar del agua (mol/L)                                     |                                                                             |
| $VT_{CH_4 CE} = V_{CH_4 CE} +$<br>$V_{CH_4 D CE} - V_{CH_4 C CE}$ | (11) | $n_{CH_4 D}$ : Moles de CH <sub>4</sub> disuelto (mol)                                | 11. Cuantificar el volumen total de CH <sub>4</sub> en condiciones estándar |
| $PBM = \frac{VT_{CH_4 CE}}{gSV_i}$                                | (12) | $V_u$ : Volumen útil de reactor (L)                                                   |                                                                             |
|                                                                   |      | $V_{CH_4 D CE}$ : Volumen de CH <sub>4</sub> disuelto (L)                             |                                                                             |
|                                                                   |      | $VT_{CH_4 CE}$ : Volumen total de CH <sub>4</sub> condiciones estándar (L)            | 12. Cuantificar el Potencial Bioquímico de Metano.                          |
|                                                                   |      | $VT_{CH_4 C}$ : Volumen de CH <sub>4</sub> producido por el inóculo sin sustrato (L). |                                                                             |
|                                                                   |      | $PBM$ : Potencial Bioquímico de Metano (L / gSV)                                      |                                                                             |
|                                                                   |      | $gSV_i$ : Sólidos Volátiles iniciales del sustrato (gSV)                              |                                                                             |

**Adaptado de:** Aquino et al. (2007); Ortiz (2011); Cárdenas-Cleves et al., (2016)

## 6.2.4 Procesamiento y análisis estadístico de los datos

El procesamiento y análisis de los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímica del sustrato e inóculo de estudio, se realizó a través de herramientas de estadística descriptiva tales como la media aritmética ( $\bar{x}$ ) y la desviación estándar ( $\sigma$ ). Los resultados de PBM se evaluaron estadísticamente mediante la prueba de análisis de varianza - ANOVA y comparación múltiple basado en el método de Tukey- Kramer considerando un intervalo de confianza del 95% (nivel de significancia -  $p < 0,05$ ), la cual permitió determinar si los tratamientos de estudio mostraron diferencias significativas entre sí (Bakieva et al., 2018; Foronda-Zapata et al., 2020). Con la ayuda del software estadístico Minitab versión 19, se determinó el análisis de la varianza para un solo factor (temperatura), donde la variable de respuesta fue los valores de PBM estimado para cada una de las réplicas. El modelo estadístico ANOVA se representó de manera lineal en la Ecuación 13:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij} \quad \text{Ecuación (13)}$$

Donde:

|                    |                                                                                                          |
|--------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $Y_{ij}$           | : PBM en la observación i-ésima de la variable Y en el grupo j-ésimo                                     |
| $\mu$              | : parámetro de escala común, media global de Y                                                           |
| $\tau_i$           | : desviación de la media de Y en el grupo i-ésimo con respecto a la media global de Y                    |
| $\varepsilon_{ij}$ | : error aleatorio atribuido a la medición de Y <sub>ij</sub> . Perturbación debida al error experimental |

Se tuvo en cuenta que los errores del modelo son variables aleatorias con distribución normal, de media cero y varianza  $\sigma^2$  (Parra-Orobio et al., 2014; Bakieva et al., 2018). Las hipótesis que se constató en términos de los efectos de los tratamientos  $\tau_i$  (diferentes temperaturas) sobre la variable de respuesta (PBM) se exponen en las Ecuaciones 14 y 15:

$$H_0: \tau_1 = \tau_2 \dots = \tau_k \quad \text{Ecuación (14)}$$

$$H_A: \tau_i \neq 0 \text{ para algún } i \quad \text{Ecuación (15)}$$

Si se admite el nivel de significancia  $H_0$  (Ecuación 14) se confirma que los efectos sobre la respuesta de los  $k=3$  tratamientos son estadísticamente nulos (iguales a cero), y en caso de rechazar dicha hipótesis, se concluiría que al menos un efecto es diferente de cero  $H_A$  (Ecuación 15) y, por tanto, existirían diferencias significativas entre los criterios evaluados sobre la variable de interés (Montgomery 2004; Humberto et al., 2012).

## 6.3. Determinación de la producción de CH<sub>4</sub> por medio de modelos cinéticos en la DA

### 6.3.1 Modelos cinéticos

Teniendo en cuenta que los modelos cinéticos de Primer Orden, Gompertz modificado y Función Logística, para simular la generación experimental de la acumulación de CH<sub>4</sub> en el proceso de la DA son los más empleados, éstos fueron los seleccionados en este estudio, los cuales describen de manera sencilla y rápida los mecanismos de degradación a partir de resultados experimentales disponibles siguiendo las recomendaciones de Bong et al., (2017); Ali et al., (2019) y Maddela et al., (2021).

### 6.3.2. Ajuste de los datos experimentales a los modelos cinéticos

La estimación de los parámetros cinéticos ( $P_{\text{máx}}$ ,  $K_h$ ,  $\lambda$ ) se obtuvo a partir del ajuste de los datos experimentales obtenidos en los ensayos de PBM a los diferentes modelos cinéticos mediante el método de regresión no lineal, basado en el algoritmo de solución iterativa Trust-Region, con un intervalo de confianza del 95% y el número máximo de iteraciones se fijó en 400 siguiendo las sugerencias del programa empleado. De acuerdo con Orozco-Gutierrez, (2020), este método ajusta una función determinada (Tabla 5) relacionando una sola variable dependiente (PBM) con una o más variables independientes, estimando los parámetros de la ecuación a partir de la optimización de los mínimos cuadrados no lineales. El análisis cinético se realizó con la herramienta "Curve Fitting Tool" del software MATLAB® 2021a (V9.10.0.1602886, 64-bit (win64), número de licencia académica: 40903835, MathWorks Inc., Natick, U.S).

### 6.3.3. Rendimiento de los modelos cinéticos

Se utilizó el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) que presenta una variación que va de 0% a 100%, la desviación estándar ( $\sigma$ ) y el Error Cuadrático Medio (ECM) para indicar la calidad del ajuste de cada modelo a los datos experimentales (Parra-Orobio et al., 2021).

## 7. RESULTADOS Y ANÁLISIS

### 7.1. Fase 1: Incidencia de la temperatura sobre la producción de CH<sub>4</sub> de los RA

#### 7.1.1 Caracterización del sustrato e inóculo

Las características fisicoquímicas iniciales del sustrato empleado para este estudio se presentan en la Tabla 11, expresadas como un valor promedio con su respectivo número de datos (n) y desviaciones estándar ( $\sigma$ ).

De acuerdo con los resultados expuestos en la Tabla 11, el pH ácido (4,92 und) de los RA se encuentra dentro de los rangos típicos de esta naturaleza de sustrato de acuerdo con lo reportado por Rajagopal et al., (2017), Cárdenas-Cleves et al., (2018a) y Pramanik et al., (2019), sin embargo, estos valores difieren ligeramente entre sí debido a la variación de la composición física utilizada en los diferentes estudios.

**Tabla 11.** Caracterizaciones fisicoquímicas del sustrato

| Parámetros       | Unidades                | Valor promedio (n=3) $\pm \sigma$ |
|------------------|-------------------------|-----------------------------------|
| pH               | Unidades                | 4,92 $\pm$ 0,01                   |
| AT               | mg CaCO <sub>3</sub> /L | 3.940,23 $\pm$ 238,56             |
| AB               | mg CaCO <sub>3</sub> /L | 0                                 |
| AGV's            | mg/L                    | 34.102,70 $\pm$ 120,36            |
| DQO <sub>F</sub> | mg/L                    | 24.149,89 $\pm$ 220,36            |
| DQO <sub>T</sub> | mg/L                    | 109.715,88 $\pm$ 198,32           |
| SV               | mg/L sólidos            | 92.881,68 $\pm$ 2,27              |
| ST               | mg/L sólidos            | 101.630,02 $\pm$ 2,40             |

|                                                                        |       |                   |
|------------------------------------------------------------------------|-------|-------------------|
| COT                                                                    | mg/Kg | 47.333,48 ± 23,97 |
| NT                                                                     | mg/Kg | 1.086,00 ± 1,09   |
| PT                                                                     | mg/Kg | 240,36 ± 0,13     |
| C                                                                      | %     | 41,16 ± 0,81      |
| H                                                                      | %     | 5,04 ± 0,36       |
| O                                                                      | %     | 40,61 ± 1,99      |
| N                                                                      | %     | 1,76 ± 0,03       |
| Celulosa                                                               | %     | 1,67 ± 0,57       |
| Lignina                                                                | %     | 2,20 ± 0,64       |
| Lípidos                                                                | %     | 5,30 ± 1,20       |
| Proteínas                                                              | %     | 6,79 ± 0,80       |
| Carbohidratos                                                          | %     | 9,60 ± 0,60       |
| Humedad: 70-90% (Parra-Orobio et al., 2014; Morales-Polo et al., 2018) |       |                   |

El bajo valor de pH se atribuye posiblemente a que la composición física fina (Tabla 6) del sustrato presentaba prevalencia de carbohidratos de fácil degradación, lo que hace que se produzcan rápidamente AGV's, dando como resultado la acumulación de estos compuestos (34.102,70 mg/L), un incremento en la acidez en el medio y la ausencia de AB (Zhang et al., 2014; Parra-Orobio et al., 2015; Li et al., 2018b). No obstante, Panigrahi y Dubey, (2019) mencionan que un pH ácido llevaría a la modificación del equilibrio termodinámico del sistema y la inhibición del proceso, por lo que se confirma la necesidad de realizar el ajuste del pH a un intervalo de 6,5 - 7,5 unidades empleando un alcalinizante que permita aumentar la capacidad para neutralizar la acidez asociada a los AGV's como lo sugieren Raposo et al., (2012) y Muñoz et al., (2020).

El contenido de SV (92.881,68 mg/L sólidos) y ST (101.630,02 mg/L sólidos) del sustrato fue consistente con los valores reportados en la literatura por Martí-Herrero et al., (2019) y Parra-Orobio et al., (2020). Así mismo, la relación SV/ST (0,91) no mostró diferencias significativas a los resultados encontradas por autores como Gaby et al., (2017), Edwiges et al., (2018) y Cárdenas-Cleves et al., (2018a), que obtuvieron una relación de SV/ST levemente mayor a 0,90 empleando el mismo tipo de sustrato, evidenciándose que la biodegradabilidad de estos residuos es alta, de ahí que los RA sean considerados una importante fuente potencial para llevar a cabo el aprovechamiento biológico a través del proceso de DA (Jin et al., 2015; Pramanik et al., 2019).

En cuanto a los parámetros de DQO<sub>r</sub> (24.149,89 mg/L), DQO<sub>T</sub> (109.715,88 mg/L) y COT (47.333,48 mg/L) del sustrato, se ratifica un alto contenido de MO, lo cual coincide con las características de este tipo de residuos (Parra-Orobio et al., 2020). La relación DQO<sub>r</sub>/DQO<sub>T</sub> de 0,22 indica que el mayor contenido de MO del sustrato es de origen particulado (Morales-Polo et al., 2018), lo que es importante debido a que según autores como Koch y Drewes, (2014) y Zhao et al., (2015), el rendimiento en la fase de hidrólisis puede ser limitado cuando existe un contenido predominante de materia orgánica particulada en el sustrato.

La presencia de NT (1.860,00 mg/kg) y P (240,36 mg/kg) son comparables con los datos expuestos por Parra-Orobio et al., (2016) y Parra-Orobio et al., (2020), lo que podría deberse principalmente al contenido de frutas, verduras y legumbres en la composición del sustrato. Aunque la relación Carbono/Nitrógeno-C/N (23,38) se encuentra dentro del rango óptimo recomendado (20 a 30) para mantener un equilibrio apropiado de nutrientes y favorecer el crecimiento microbiano, la degradación del sustrato y la estabilidad del proceso durante la DA (Mata-Alvarez et al., 2014; Li et al., 2015 y Xue et al., 2020), la relación DQO:NT:PT (350:3,36:0,74), evidencia deficiencia en las cantidades de Nitrógeno y Fosforo (por la composición del sustrato), debido a que se considera una relación de DQO:NT: P igual a 350:5:1 suficiente para satisfacer las necesidades de macronutrientes de los microorganismos anaerobios (Ye et al., 2015), lo que confirma la necesidad de una fuente externa de nutrientes conforme lo indican Torres y Pérez (2010).

Por otra parte, en la caracterización del sustrato se ha encontrado un contenido predominante de carbohidratos, lo que es consecuente con la caracterización física fina (Tabla 6) y el valor encontrado por Parra-Orobio et al., (2016).

El contenido de proteínas (6,79 %) y lípidos (5,30 %) presenta valores inferiores a los reportados comúnmente en la literatura que van desde 41,4 a 61,7 %, 13,1 a 27,17 % y 12,87 a 30,27 %, respectivamente (Muñoz, 2018), lo cual se relaciona con la ausencia de alimentos preparados en la composición del sustrato empleado para este estudio. A su vez, dichos valores fueron similares a los encontradas por Parra-Orobio et al., (2016).

El análisis del contenido de lignina (2,20%) coincide con los datos presentados por Edwiges et al., (2018) y Cárdenas-Cleves et al., (2018b), quienes obtuvieron una cantidad de lignina por debajo del 4%, lo que indica la ausencia de residuos de jardinería, poda, papel, entre otros debido a la separación en la fuente y recolección selectiva de los RA (Zou et al., 2020). Se esperaría que este compuesto se encuentre en gran parte en el efluente debido a que es un material de lenta e incompleta degradación bajo condiciones anaerobias conforme lo indican Veluchamy y Kalamdhad, (2017) y Villamil et al., (2019). No obstante, Parra-Orobio et al., (2021) mencionan que los pretratamientos térmicos del sustrato podrían ser una estrategia útil para disminuir el contenido de lignina, transformándola a formas más asimilables por los microorganismos.

De acuerdo con El Achkar et al., (2018), Achinas y Euverink, (2019) y Hamzah et al., (2019), un contenido bajo de lignina podría favorecer la accesibilidad y una menor resistencia de los microorganismos a la celulosa, mejorando el proceso de degradación en la fase de hidrólisis y la disminución del tiempo de la DA. Sin embargo, autores como Morales-Polo et al., (2018) y Zou et al., (2020) mencionan que mayor accesibilidad de los microorganismos a los RA podría llevar a una rápida degradación de las moléculas orgánicas complejas, aumentando la conversión de estas a subproductos como AGV's, lo que ocasionaría el descenso de pH en caso de que no exista la suficiente capacidad buffer.

La fracción de celulosa (1,67%) obtenida es similar a la estimada por Parra-Orobio et al., (2016) y Foronda-Zapata et al., (2020) para este tipo de residuos, que han sido separados en el origen y que cuentan con una recolección selectiva. Por su parte, Deublein y Steinhauser, (2011) afirman que solo alrededor del 50% de la celulosa es degradada a través de la DA trascurrido 30 días del proceso. Por consiguiente, se asocia una baja proporción de material de origen vegetal de difícil degradación anaerobia en la composición de los RA empleados.

En la Tabla 12 se presentan los resultados de las características fisicoquímicas de la mezcla de lodos empleados como inóculo para este estudio, el cual presentó un pH alcalino de 7,71 unidades, encontrándose entre los valores típicos para los lodos provenientes de digestores anaerobios de las PTAR's municipales conforme con las caracterizaciones fisicoquímicas reportadas por Fernández-Rodríguez et al., (2013), Parra-Orobio et al., (2018b) y Astals et al., (2020). Igualmente, se encuentra dentro de los rangos sugeridos por Raposo et al., (2012) y Holliger et al., (2016) para ser utilizado en los ensayos de PBM.

De acuerdo con Metcalf y Eddy (2003) y Veluchamy y Kalamdhad, (2017), la AT (1.718,26 mg CaCO<sub>3</sub>/L) del inóculo se encuentra dentro del rango recomendado (1.000 - 5.000 mg CaCO<sub>3</sub>/L) para optimizar el rendimiento en la producción de CH<sub>4</sub>. Adicionalmente, la AT fue superior a 1.500 mg CaCO<sub>3</sub>/L, concentración sugerida en diferentes estudios para considerar que el inóculo empleado tiene una buena capacidad de amortiguación (buffer). A diferencia del sustrato, el inóculo presentó una alta AB (1.166,58 mg CaCO<sub>3</sub>/L), dando lugar a un índice alfa ( $\alpha$ ) o relación AB/AT igual a 0,68, lo que confirma una buena capacidad para neutralizar la acidez asociada a los AGV's, de manera que el pH puede favorecer el metabolismo microbiano (Raposo et al., 2009; Li et al., 2014; Parra-Orobio et al., 2020).

**Tabla 12.** Caracterizaciones fisicoquímicas del inóculo

| Parámetros | Unidades                | Valor promedio (n=3) $\pm \sigma$ |
|------------|-------------------------|-----------------------------------|
| pH         | Unidades                | 7,71 $\pm$ 0,10                   |
| AB         | mg CaCO <sub>3</sub> /L | 1.166,58 $\pm$ 90,66              |
| AT         | mg CaCO <sub>3</sub> /L | 1.718,26 $\pm$ 95,66              |
| AGV's      | mg/L                    | 398,33 $\pm$ 83,11                |
| SV         | mg/L sólidos            | 25.566,66 $\pm$ 2,44              |
| ST         | mg/L sólidos            | 44.850,00 $\pm$ 3,54              |

|     |                              |             |
|-----|------------------------------|-------------|
| AME | gDQO CH <sub>4</sub> /g SV·d | 0,15 ± 0,15 |
| AH  | gDQO glucosa /g SV·d         | 0,26 ± 0,02 |
| AA  | gDQO glucosa /g SV·d         | 3,72 ± 0,25 |

Por otro lado, la concentración de AGV's (398,33 mg/L) exhibió un valor por debajo de 1.000 mg/L, condición que podría favorecer un buen funcionamiento del digestor (Rajagopal et al., 2017; Bardi y Aminirad, 2020). Así mismo, se evidencia que la relación AGV's/AT (0,23) es inferior a 0,40, lo que podría permitir una alta estabilidad durante la DA (Li et al., 2018b; Rasapoor et al., 2020). Los valores obtenidos fueron consistentes con estudios realizados por Parra-Orobio et al., (2016) y Cárdenas-Cleves et al., (2018a).

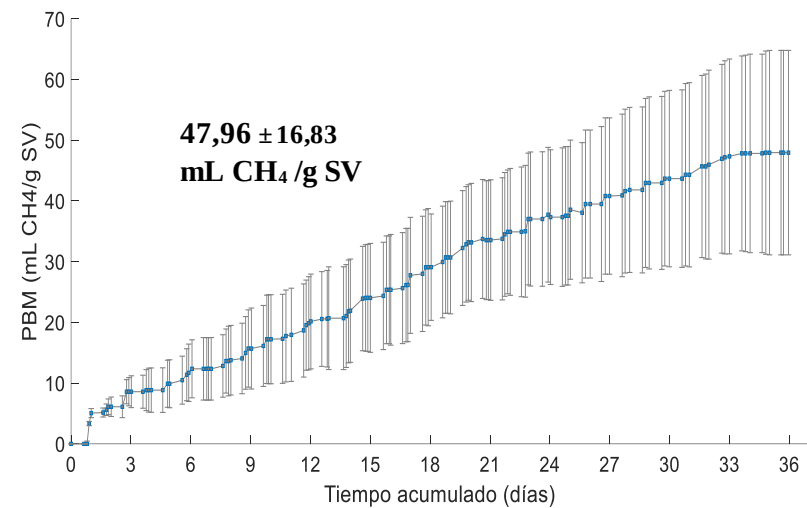
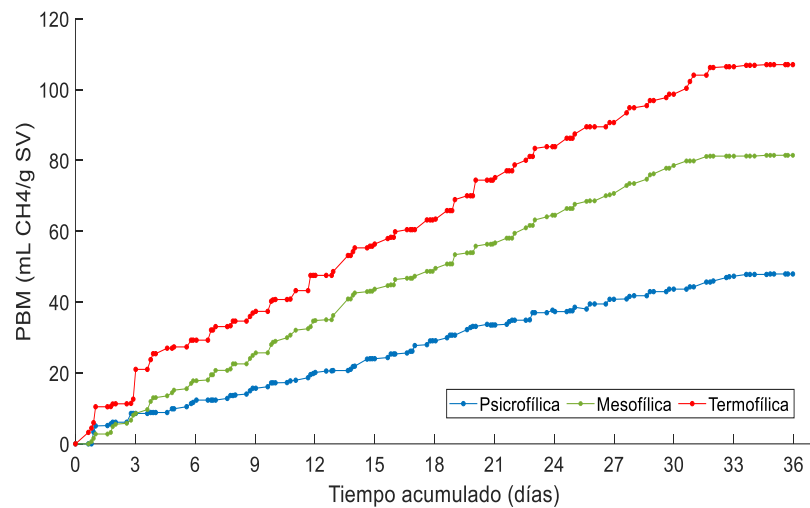
La mezcla de lodos utilizada como inóculo mostró una relación SV/ST (0,57) y una AME (0,15 gDQO CH<sub>4</sub>/g SV·d) superior a los datos estimados por Orozco (2005), Parra-Orobio et al., (2016) y Cárdenas-Cleves et al., (2018a) para lodos de PTAR's municipales de Colombia con características floculantes, lo que indica que la incorporación de lodo granular mejoró la diversidad microbiana y la actividad metanogénica debido a una mayor carga orgánica y microorganismos activos en este tipo de lodos (Subramanyam, 2013; Villamil et al., 2019). La AME se encuentra dentro de los valores mínimos descritos por Angelidaki et al., (2009) para llevar a cabo la DA; 0,10 gDQO CH<sub>4</sub>/g SV·d para los lodos floculentos y 0,30 gDQO CH<sub>4</sub>/g SV·d los granulares.

Los datos de AH (0,26 gDQO glucosa /g SV·d) y AA (3,72 gDQO glucosa /g SV·d) del inóculo empleado proporcionan una mayor velocidad de acceso al sustrato y son similares a los valores encontrados por Parra-Orobio et al., (2018a). De igual manera, los resultados de AA confirman mayor cantidad de microorganismos acidogénicos, lo cual se debe a que estos crecen relativamente más rápido, puesto que son menos sensibles a pH ácidos (Sambusiti et al., 2014).

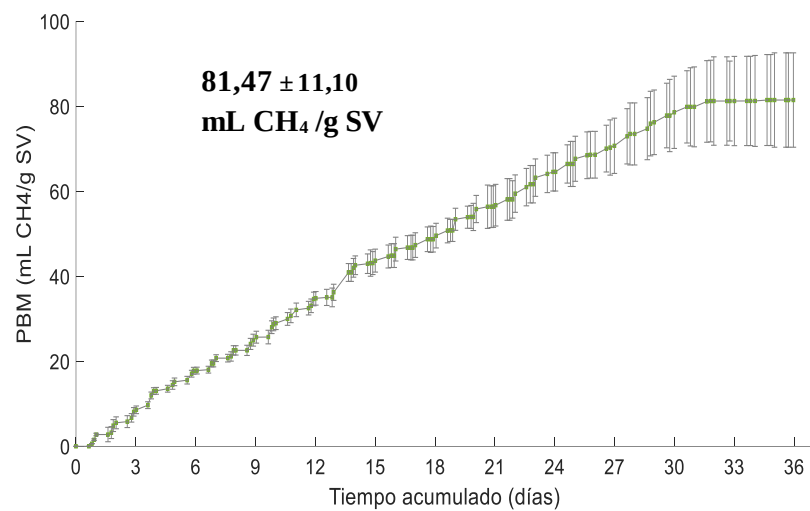
### 7.1.2 Potencial Bioquímico de Metano – PBM

La Figura 6 muestra el PBM promedio (n=4) obtenido durante el proceso de DA para las diferentes temperaturas evaluadas durante aproximadamente 36 días (864 horas), donde se observó una tendencia a una asíntota horizontal hacia el final del proceso, que representa la máxima producción de CH<sub>4</sub> debido a una producción diaria menor al 1% del CH<sub>4</sub> acumulado trascurrido tres días (Holliger et al., 2016; Wang et al., 2019). Adicionalmente, a través de los resultados de la cromatografía de gases se confirmó la presencia predominante de CH<sub>4</sub> en un 99%, validando de esta manera la efectividad de las perlas de NaOH para capturar de manera eficiente el CO<sub>2</sub>.

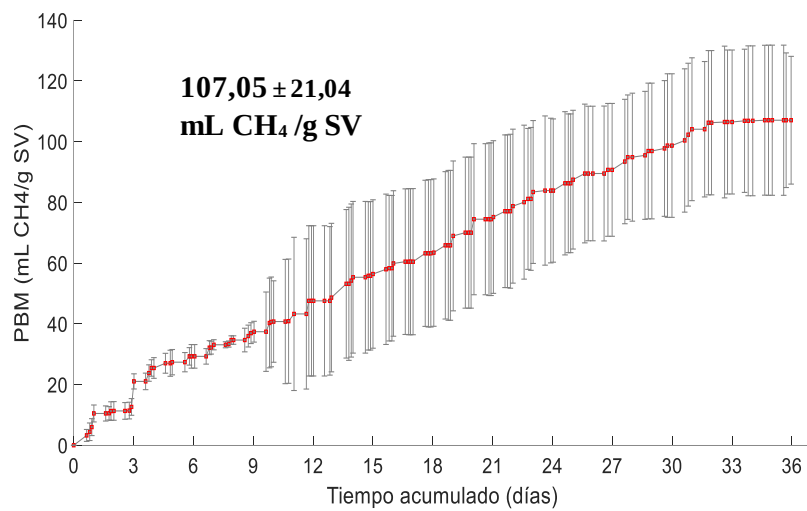
Los resultados experimentales indican que los valores de producción de CH<sub>4</sub> máxima corresponden a 48 (± 18,91), 82 (± 11,10) y 107 (± 21,04) mL CH<sub>4</sub> /g.SV bajo condiciones de temperatura psicrófila, mesófila, y termófila, respectivamente. Comparativamente, se evidencia que al día 24 (576 horas) del ensayo de PBM los digestores a temperatura de 35 °C y 55 °C alcanzaron una producción de CH<sub>4</sub> superior al 80% del valor total de cada uno, por el contrario, el reactor operado a 20 °C presentó una leve diferencia porcentual (75%) en la producción para el mismo periodo de tiempo.



a. Psicofílica



b. Mesofílica



c. Termofílica

Figura 6. PBM para las diferentes temperaturas evaluadas a través de la DA

De manera general, se presentaron producciones de CH<sub>4</sub> en todos los digestores en periodos de tiempos cortos (menor a un día) posterior al montaje experimental; 0,91 días (21,84 horas) a 20 °C, 0,80 días (19,2 horas) a 35 °C y 0,65 días (15,6 horas) a 55 °C, lo que indica una rápida adaptación de la población microbiana anaerobia al sustrato para todas las temperaturas de estudio. En efecto, conforme aumentó la temperatura de operación en los digestores, menores fueron los tiempos de adaptación enzimática de los microorganismos, lo cual es consistente con lo encontrado por Fey et al., (2004), Kumar et al., (2016) y Ryue et al., (2019), quienes asocian este hallazgo a que mayores temperaturas se favorece la velocidad de crecimiento de microorganismos, la actividad microbiana y el rendimiento.

Este hallazgo puede deberse también a que los RA son considerados un sustrato con un alto contenido de MO fácilmente biodegradable (Parra-Orobio et al., 2017b; Mirmohamadsadeghi et al. 2019). Así, por ejemplo, Cárdenas-Cleves et al., (2018b) demostraron una reducción en la fase de latencia ( $\lambda$ ) tras la incorporación de RA en las proporciones evaluadas. Adicionalmente, previo a los ensayos de PBM los RA fueron sometidos a un proceso de pretratamiento físico para la reducción del tamaño de las partículas, lo cual pudo haber aumentado la superficie disponible para la actividad enzimática por parte de los microorganismos, dando lugar a la aceleración en la velocidad de hidrolización según lo han demostrado Kim et al., (2006), Krause et al., (2018) y Deng et al., (2020).

Así mismo, las características del inóculo empleado para este estudio corresponden a uno de los factores que pudo influir en el tiempo de arranque de los reactores puesto que la composición de la mezcla consistía en lodo floculento (75%) y lodo de origen granular (25%). El primero al contener hierro proveniente del coagulante (cloruro férrico - FeCl<sub>3</sub>) empleado en la PTAR (Torres-Lozada et al., 2015), posiblemente mejoró el crecimiento y desarrollo microbiano, confirmando la importancia de este micronutriente en el proceso de DA (Torres et al., 2004; Parra-Orobio et al., 2016), mientras que el segundo se caracteriza por presentar una mayor diversidad microbiana activa (Mainardis et al., 2020), AH y AME lo que pudo favorecer la producción de CH<sub>4</sub> conforme lo indicaron De Vrieze et al., (2015), Parra-Orobio et al., (2018b) y Villamil et al., (2019).

La Figura 6 se muestra que no hubo diferencias significativas en los tiempos requeridos para alcanzar la producción máxima acumulada de CH<sub>4</sub> entre las temperaturas de interés, sin embargo, a temperatura de 20 °C se necesitó un tiempo ligeramente mayor (34,82 días), lo que podría asociarse a que bajo esta condición la tasa de crecimiento microbiano y la utilización del sustrato disminuyen sustancialmente (Fernández-Rodríguez et al., 2013; Rahman et al., 2019) y como consecuencia, se requieren tiempos más largos para obtener mayores rendimientos. Por el contrario, los digestores operados a temperaturas de 35 y 55 °C no presentaron diferencia en el período (34,64 días) requerido para alcanzar la fase estacionaria. No obstante, Caruso et al., (2019) mencionan que la duración del proceso es de 15-50 días, si el proceso tiene lugar en condiciones mesofílicas, 14-16 días, si ocurre en condiciones termofílicas, y 60-120 días si tiene lugar en condiciones psicrófilas para los RA con contenido de frutas y vegetales.

Se destaca que la producción de CH<sub>4</sub> del digestor operado a temperatura de 55 °C fue mayor que la estimada en los digestores a temperaturas de 20 y 35 °C en un 123 y 31%, respectivamente, lo que refleja mayores rendimientos conforme se aumenta la temperatura del digestor, lo cual coincide con lo planteado por Kim et al., (2006) y Wang et al., (2019). Así mismo, la producción de CH<sub>4</sub> a 35 °C fue superior en un 70% respecto a la obtenida a 20 °C. No obstante, la variación presentada difiere a lo reportado por Bouallagui et al., (2004), quienes demostraron que la producción de CH<sub>4</sub> a 55 °C resultó mayor en un 144 y 41% en comparación a los valores obtenidos experimentalmente a temperaturas de 20 y 35 °C, respectivamente. Por su parte, autores como Vanegas y Bartlett (2012) y Rahman et al., (2019), estimaron un incremento del 19 y 249% al evaluar la producción de CH<sub>4</sub> a 35 °C respecto a los ensayos llevados a cabo a 20 °C.

En términos de la producción de CH<sub>4</sub> determinada a temperatura de 35 °C, esta fue similar a la encontrada por autores como Parra-Orobio et al., (2018a); 82 mL CH<sub>4</sub>/g.SV e inferior a la obtenida por Pan et al., (2019) (418 mL CH<sub>4</sub>/g.SV). En cuanto al valor de PBM a 55 °C, este difiere con el determinado por Zhang et al., (2007), Forster-Carneiro et al., (2008) y Muñoz et al., (2018), quienes reportaron valores de CH<sub>4</sub> equivalentes a 180, 430 y 162 mL CH<sub>4</sub>/g.SV, respectivamente, al estudiar el proceso de DA a 55 °C de RA que habían sido separados en la fuente, lo que confirma que los efectos de la temperatura sobre la producción de CH<sub>4</sub> pueden variar en relación a los factores ambientales y

operacionales en los que se lleven a cabo los ensayos de PBM (Ohemeng-Nthamoan y Datta, 2019; Chow et al., 2020).

Con relación al proceso de DA a temperaturas bajas (20 °C), la cantidad total de CH<sub>4</sub> generada en esta investigación fue menor en comparación con estudios realizados por Lou et al., (2012), Rajagopal et al., (2017) y Muñoz et al., (2018) que estimaron una producción de CH<sub>4</sub> máxima entre 158 y 307 mL CH<sub>4</sub>/g.SV, 400 mL CH<sub>4</sub>/g.SV, 53 y 163 mL CH<sub>4</sub>/g.SV, respectivamente. Adicionalmente, las últimas revisiones de literatura han evidenciado la falta de suficientes investigaciones relacionadas con el aprovechamiento de RA a temperatura psicrófila, lo que limita la comparación de resultados (Muñoz, 2018; Pilarska et al., 2019; Rusin et al., 2021).

Por consiguiente, las diferencias en el análisis de la producción de CH<sub>4</sub> en las temperaturas evaluadas en comparación con otras investigaciones pueden deberse a múltiples factores como la composición del sustrato, las características del inóculo y su grado de adaptación al sustrato, la relación S/I, entre otros parámetros que no pueden compararse por la falta de información descrita en estos estudios.

De acuerdo con la prueba de ANOVA de una sola vía, se confirma que al menos una de las temperaturas de operación tuvo un efecto estadísticamente significativo sobre la producción de CH<sub>4</sub> durante el proceso de DA, dando como resultado un nivel de significancia ( $p$ ) igual a 0,001. Al mismo tiempo, a través de la comparación múltiple basado en el método de Tukey, se encontró la existencia de diferencias significativas entre el valor de PBM obtenido a temperatura de 20 °C y los valores estimados bajo condiciones de 35 °C ( $p=0,024$ ) y 55 °C ( $p=0,001$ ), mientras que el rendimiento de CH<sub>4</sub> a estas dos últimas temperaturas en mención no fueron estadísticamente diferentes entre sí ( $p=0,084$ ), lo cual es consistente por lo reportado por Gu et al., (2020).

La fuente de esta similitud puede deberse a que si bien el proceso a condiciones termofílicas brinda mayores tasas de crecimiento microbiano y de conversión de las moléculas complejas a simples, puede dar lugar a la acumulación de AGV's, por lo que la fluctuación de temperatura pudo volverse más crítica bajo esta condición, provocando un descenso del pH, lo que afecta los microorganismos anaerobios dando lugar a la inestabilidad en el proceso, y por consiguiente, disminuye el rendimiento de CH<sub>4</sub> y la cuantificación del mismo (Mirmohamadsadeghi et al., 2019; Caruso et al., 2019), lo cual se evidenció en una mayor desviación estándar respecto a los otros tratamientos, mientras que a 35 °C al haber empleado como inóculo una mezcla de lodos proveniente de las mismas condiciones mesofílicas pudo presentar menores perturbaciones en el medio.

Adicionalmente, Pearse et al., (2018) y Zamri et al., (2021) mencionan que a temperaturas mesofílicas existe una mayor diversidad en el consorcio microbiano que pudo favorecer la degradación de diferentes fuentes de carbono, lo que permitió aumentar la producción de CH<sub>4</sub> y disminuir o anular las diferencias significativas entre ambas. En contraste, la baja producción de CH<sub>4</sub> bajo condiciones de 20 °C, pudo deberse a limitaciones de transferencia de masa asociado al aumento en la viscosidad del sustrato y obstrucción de la membrana celular de los microorganismos, lo que limita el ataque enzimático, dando como resultado la reducción en la tasa de generación de CH<sub>4</sub> de acuerdo con lo reportado por Dev et al., (2019).

Por otro lado, a pesar de que el inóculo mesofílico fue sometido a un proceso de adaptación durante 7 días a bajas temperaturas llevando a refrigeración a 4°C, para las condiciones de 20 °C se presentaron mayores variaciones en la producción de CH<sub>4</sub> durante la fase experimental en comparación con los ensayos llevados a cabo a 35°C. Lo anterior según Kashyap et al., (2003) se debe a que los microorganismos mesofílicos aclimatados a baja temperatura no son verdaderos psicrófilos, sino psicrótrofos que como se ha observado, el principal problema al que se enfrentan estos microorganismos es la asimilación del H<sub>2</sub> en la segunda etapa de la DA lo que causa desestabilización en el proceso.

Así mismo, Dev et al., (2019) y Pilarska et al., (2019) hacen énfasis que los mesofílicos aclimatados a bajas temperaturas (psicotolerante), requieren suficiente tiempo para su adaptación, de lo contrario, podrían afectar sustancialmente el rendimiento en la metanogénesis y, por ende, la producción de CH<sub>4</sub> se ve reducida debido que la actividad enzimática de los psicotolerantes es mucho menor que la de los microorganismos psicrófilos.

No obstante, son pocas las investigaciones que reportan el periodo necesario para que los microorganismos mesofílicos se adapten a las temperaturas psicrófilas para llevar a cabo el proceso de DA de RA (Ren et al., 2018; Astal et al., 2020; Ossa-Arias y González-Martínez, 2021). De igual manera, en los estudios donde se reporta dicho periodo no existe un grado consenso, lo que podría deberse a las diferencias existentes de las fuentes de los inóculos empleados en cada ensayo (Rajagopal et al., 2017). Así, por ejemplo, autores como Bae et al., (2014) y Dev et al., (2019) se refieren a un periodo de 225 días para que ocurra una buena adaptación, mientras que, Deng et al., 2020 menciona un periodo necesario de 5 a 7 días.

### 7.1.3 Calidad del efluente

La Tabla 13 muestra los resultados de las características fisicoquímicas en términos de pH, AT, AB y AGV's, obtenidos al final del ensayo para cada temperatura evaluada.

**Tabla 13.** Parámetros de control medidos al final de cada ensayo

| Temperatura (°C) | Parámetros |                              |                              |                 |
|------------------|------------|------------------------------|------------------------------|-----------------|
|                  | pH UND     | AT (mg CaCO <sub>3</sub> /L) | AB (mg CaCO <sub>3</sub> /L) | AGV's (mg/L)    |
| 20               | 8,20       | 345,37 ± 34,08               | 287,62 ± 37,92               | 382,01 ± 13,85  |
| 35               | 8,04       | 322,98 ± 28,16               | 282,90 ± 33,78               | 181,21 ± 33,46  |
| 55               | 8,66       | 340,66 ± 65,15               | 232,21 ± 46,74               | 842,37 ± 162,33 |

En general, los resultados de pH, AT y AB, demuestran la existencia de capacidad buffer en los reactores, la cual se logró con la adición de la solución de Bicarbonato de sodio (NaHCO<sub>3</sub>) al inicio del experimento. En cuanto a los productos intermedios como los AGV's, se obtuvo una mayor concentración de éstos para la temperatura de 55 °C, lo cual es consistente con lo reportado en la literatura y podría estar asociado a que el aumento de la temperatura hasta cierto límite favorece la velocidad de conversión de las moléculas orgánicas complejas (Gaby et al., 2017). Una mayor concentración de AGV's puede retrasar la etapa de acidogénesis y posibilitar la acumulación AGV's en el medio (ej: ácido propiónico), dando lugar a una menor producción de ácido láctico (Kim et al., 2003; Tang et al., 2016; Ryue et al., 2019); sin embargo, no se alcanzaron concentraciones inhibitorias, como lo demuestra la producción de CH<sub>4</sub> alcanzada.

Por el contrario, una menor temperatura (20°C) pudo haber retardado la producción de CH<sub>4</sub> debido al crecimiento de bacterias acidificantes que permitieron mayor transformación de moléculas solubles a ácido láctico y AGV's y por ende un aumento de estos, lo que podría ser un factor inhibitorio conforme lo mencionan Tang et al., (2016) y Muñoz et al., (2018). En general, para ningún régimen de temperatura evaluado, la concentración final de AGV's superó los 1.000 mg/L, lo que indica que se proporcionó un entorno de amortiguación adecuado para evitar la disminución del pH a niveles ácidos durante el proceso de DA (Bardi y Aminirad, 2020).

En la Tabla 14 se presentan los índices de alcalinidad medidos al final cada ensayo de acuerdo con las temperaturas evaluadas, los cuales son parámetros de control del proceso de digestión anaerobia.

**Tabla 14.** Parámetros de control medidos al final del ensayo

| Índices  | Temperatura (°C) |      |      | Recomendado  | Autor                                                 |
|----------|------------------|------|------|--------------|-------------------------------------------------------|
|          | 20               | 35   | 55   |              |                                                       |
| $\alpha$ | 0,83             | 0,88 | 0,68 | Mayor a 0,60 | Ossa-Arias y González-Martínez, (2021)                |
|          |                  |      |      | Mayor a 0,70 | Jenkins et al., (1983) y Li et al., (2014)            |
| IB       | 0,17             | 0,13 | 0,32 | 0,20 a 0,40  | Torres y Pérez (2008) y Vital-Jacome et al., (2020)   |
| AI/AP    | 0,20             | 0,14 | 0,47 | Menor a 0,30 | Ripley et al. (1986) y Martín-González et al., (2013) |

Con relación al índice alfa ( $\alpha$ ), la literatura muestra que la tendencia de este parámetro a 1 da indicio de una mayor estabilidad en la degradación de MO durante el proceso de DA (Torrez y Pérez, 2008; Li et al., 2014). De esta manera, la mayor estabilidad durante el proceso se dio bajo condiciones de 35 °C, mientras que la menor a 55 °C, lo cual coincide con lo afirmado por autores como Komilis et al., (2017) y Ohemeng-Nthamoan y Datta, (2019). Por otra parte, para los reactores operados a 20 y 35 °C se alcanzaron valores del IB por debajo del rango óptimo recomendado para brindar estabilidad durante la DA. Este fenómeno se produce generalmente en caso de subalimentación del reactor, mostrando así el consumo de la MO en los reactores, como lo han evidenciado Rahman et al., (2019) y Ossa-Arias y González-Martínez, (2021).

La relación AI/AP para el reactor operado a 55 °C se encuentra por encima del límite superior recomendado por diferentes autores (Ver Tabla 14), lo que indica una posible acumulación de AGV's, inhibición de los microorganismos metanogénicos e inestabilidad en el sistema de acuerdo con Ghanimeh et al., (2020). Adicionalmente, Torres y Pérez (2008) y Tapia et al., (2018) han demostrado que valores más altos de la relación AI/AP se encuentran asociados a la disminución en términos de eficiencia de remoción de DQO del digestor, situación que pudo presentarse durante el desarrollo de esta investigación, indicando que no se dio una degradación completa de la MO contenida en el reactor (Dev et al., 2019; Pramanik et al., 2019).

## **7.2. Fase 2: Estimación mediante modelos cinéticos, la incidencia de la temperatura sobre la etapa de hidrólisis en la DA a partir de los RAC.**

En la Figura 7 se presentan las curvas de ajuste (línea sólida rojo) obtenidas mediante los modelos cinéticos de Primer Orden (PO), Gompertz modificado (GM) y Función Logística (FL) respecto a la producción de CH<sub>4</sub> experimental (línea discontinua de puntos) para cada una de las temperaturas de estudio en función del tiempo.

Los tres modelos cinéticos indican una buena correlación con los datos experimentales, como lo demuestran los valores altos de R<sup>2</sup> (>0,98) y los valores bajos del ECM (<3,35) expuestos en la Tabla 15 (Parra-Orobio et al., 2018a; Blasius et al., 2020). No obstante, para cada una de las temperaturas experimentales los datos se ajustaron mejor a un modelo cinético específico. Así, por ejemplo, para el digestor operado a temperatura de 20 °C el mayor ajuste siguió el orden de los modelos GM > PO > FL, mientras que a 35 y 55 °C: PO > GM > FL. Lo anterior evidencia que a pesar de que el modelo cinético de PO es la expresión matemática más utilizada para describir la cinética de rendimiento del CH<sub>4</sub> (Maddela et al., 2021), este no siempre representa el mejor ajuste, lo que confirma la importancia de aplicar diferentes modelos cinéticos con el objetivo de corroborar cuál describe mejor la cinética del proceso para cada caso de estudio.

Con relación a la producción máxima de CH<sub>4</sub> ( $P_{m\acute{a}x}$ ), se exhibe que el modelo cinético FL fue el que presentó mayor proximidad entre los datos experimentales y los predichos. En contraste, el modelo de PO presentó la mayor sobreestimación, lo cual coincide con lo reportado por autores como Li et al., (2018a) y Blasius et al., (2020). Dicha sobreestimación se debe a que este modelo supone que la concentración de biomasa es constante a lo largo del tiempo y, por tanto, la tasa de CH<sub>4</sub> aumenta exponencialmente durante todo el proceso de la DA. Por el contrario, en los ensayos tipo batch, la tasa de producción de CH<sub>4</sub> crece exponencialmente hasta alcanzar su producción máxima y posteriormente tiende a cero conforme aumenta el tiempo experimental (Vavilin et al., 2004; Pham Van et al., 2018).

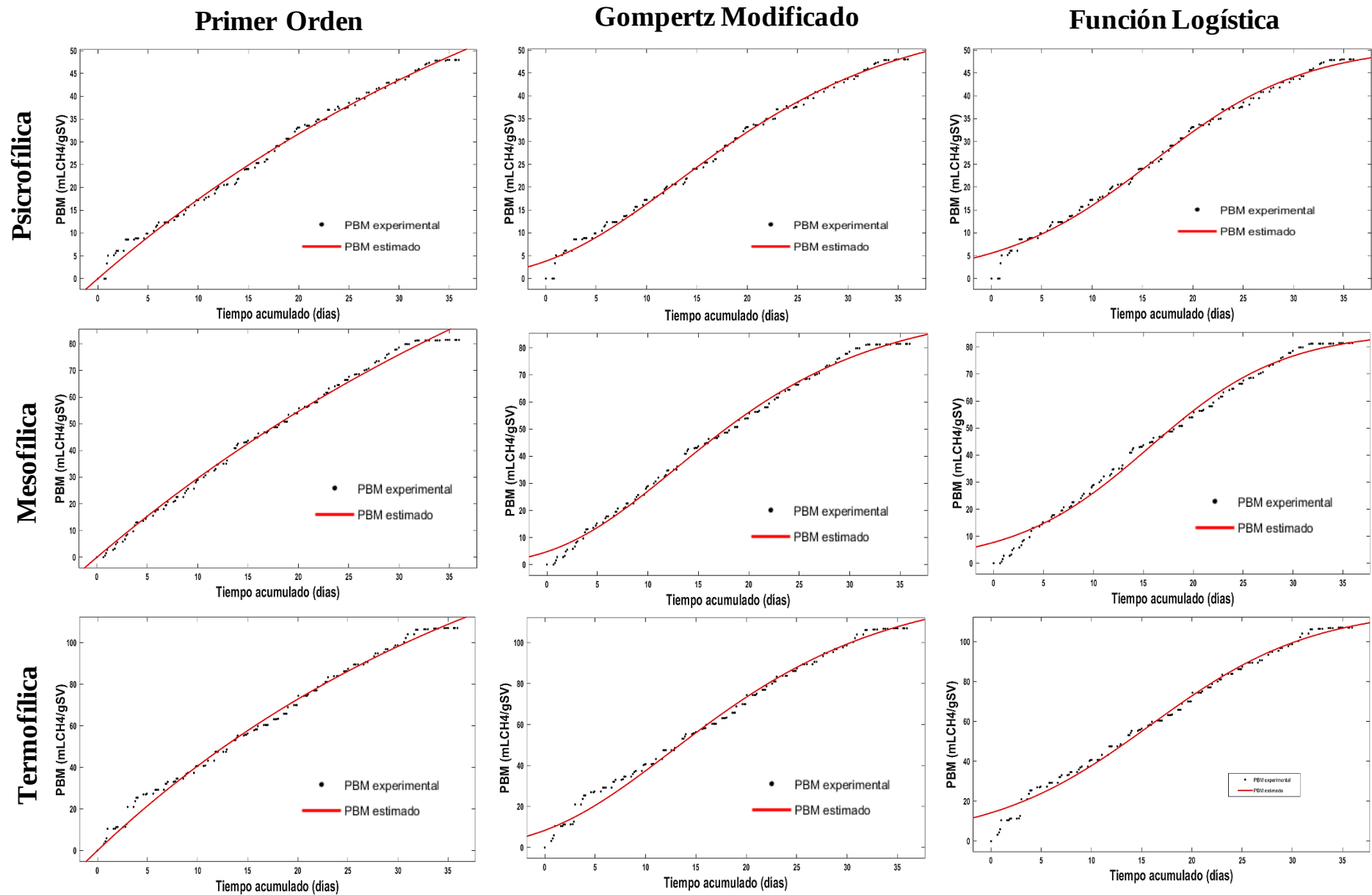


Figura 7. PBM y ajuste de los modelos cinéticos para cada temperatura evaluada

**Tabla 15.** Parámetros cinéticos modelación cinética para la temperatura

| MODELO CINÉTICO DE PRIMER ORDEN |        |                                             |                                           |                                   |                |       |
|---------------------------------|--------|---------------------------------------------|-------------------------------------------|-----------------------------------|----------------|-------|
| Índice                          | T (°C) | PBM <sub>máx</sub> (mLCH <sub>4</sub> /gSV) | P <sub>máx</sub> (mLCH <sub>4</sub> /gSV) | k <sub>h</sub> (d <sup>-1</sup> ) | R <sup>2</sup> | ECM   |
| A                               | 20     | 47,96                                       | 99,05 ± 7,98                              | 0,010 ± 2,01E-3                   | 0,9934         | 1,121 |
| B                               | 35     | 81,47                                       | 194,90 ± 16,20                            | 0,017 ± 1,70E-3                   | 0,9956         | 1,678 |
| C                               | 55     | 107,06                                      | 193,60 ± 13,10                            | 0,025 ± 2,17 E-3                  | 0,9923         | 2,681 |

| MODELO CINÉTICO GOMPERTZ MODIFICADO |        |                                             |                                           |             |                                             |                    |
|-------------------------------------|--------|---------------------------------------------|-------------------------------------------|-------------|---------------------------------------------|--------------------|
| Índice                              | T (°C) | PBM <sub>máx</sub> (mLCH <sub>4</sub> /gSV) | P <sub>máx</sub> (mLCH <sub>4</sub> /gSV) | λ (d)       | R <sub>máx</sub> (mLCH <sub>4</sub> /gSV.d) | R <sup>2</sup> ECM |
| A                                   | 20     | 47,96                                       | 57,85 ± 1,49                              | 0,00 ± 0,00 | 1,63 ± 0,02                                 | 0,9948 1,004       |
| B                                   | 35     | 81,47                                       | 95,14 ± 2,37                              | 1,10 ± 0,32 | 3,04 ± 0,08                                 | 0,9947 1,843       |
| C                                   | 55     | 107,06                                      | 127,30 ± 4,60                             | 0,00 ± 0,00 | 3,74 ± 0,12                                 | 0,9896 3,133       |

| MODELO CINÉTICO FUNCIÓN LOGISTICA |        |                                             |                                           |             |                                             |                    |
|-----------------------------------|--------|---------------------------------------------|-------------------------------------------|-------------|---------------------------------------------|--------------------|
| Índice                            | T (°C) | PBM <sub>máx</sub> (mLCH <sub>4</sub> /gSV) | P <sub>máx</sub> (mLCH <sub>4</sub> /gSV) | λ (d)       | R <sub>máx</sub> (mLCH <sub>4</sub> /gSV.d) | R <sup>2</sup> ECM |
| A                                 | 20     | 47,96                                       | 51,11 ± 1,12                              | 0,76 ± 0,41 | 1,68 ± 0,05                                 | 0,9924 1,216       |
| B                                 | 35     | 81,47                                       | 85,71 ± 2,01                              | 2,10 ± 0,48 | 3,18 ± 0,11                                 | 0,9889 2,673       |
| C                                 | 55     | 107,06                                      | 116,50 ± 3,30                             | 0,00 ± 0,00 | 3,66 ± 0,12                                 | 0,9881 3,351       |

A través del ajuste del modelo de primer orden se encontró que el valor de la constante de hidrólisis (k<sub>h</sub>) varió para cada configuración experimental, obteniéndose valores de 0,010, 0,017 y 0,025 d<sup>-1</sup> para los digestores operados a 20, 35 y 55 °C, respectivamente. Si bien hubo un ligero incremento de la tasa de hidrólisis en los tratamientos conforme se aumentó la temperatura, los valores se encuentran por debajo de algunos rangos reportado por diferentes autores (Ver Tabla 16). No obstante, existen grandes diferencias en las condiciones ambientales, configuraciones experimentales y factores relacionados con el sustrato e inóculo, lo que podría ser una fuente significativa para que los resultados varíen (Zheng et al., 2015; Zhao et al., 2016; Maddela et al., 2021).

**Tabla 16.** Constante de hidrólisis para la DA de RA a diferentes temperaturas

| Temperatura (°C) | k <sub>h</sub> (d <sup>-1</sup> ) | Autor(año)                                 |
|------------------|-----------------------------------|--------------------------------------------|
| 20               | 0,003-0,15                        | Mata-Alvarez et al., 2000                  |
|                  | 0,11                              | Bolzonella et al., (2005)                  |
|                  | 0,024-0,28                        | Ahmed et al., (2019)                       |
|                  | 0,007                             | Choudhary et al., (2020)                   |
| 35               | 0,02-0,10                         | Zhao et al., (2016); Santos et al., (2020) |
|                  | 0,02-0,06                         | Cárdenas-Cleves et al., (2018b)            |
|                  | 0,03-0,12                         | Parra-Orobio et al., (2021)                |
| 55               | 0,42                              | Kim et al., (2006)                         |
|                  | 0,09-0,23                         | Nguyen et al., (2019)                      |
|                  | 0,10-0,14                         | Marañón et al., (2021)                     |

De acuerdo con Bedoić et al., (2020) y Rusín et al., (2021), la etapa hidrolítica es un factor limitante y decisivo durante el proceso de DA de diferentes residuos orgánicos, como lo son los RA. Los resultados obtenidos en el presente estudio exhiben que una k<sub>h</sub> baja está relacionado con una menor tasa de utilización del sustrato, desarrollo microbiano y producción de CH<sub>4</sub> (Mao et al., 2015; Dev et al., 2019). Por lo tanto, se requieren tiempos de retenciones hidráulicas (TRH) más prolongados con el objetivo de favorecer la degradación completa del sustrato por parte de los microorganismos anaerobios y que la producción de CH<sub>4</sub> alcance el valor máximo para cada temperatura según lo sugiere Pramanik et al., (2019).

En efecto, el aumento del TRH implicaría mayores volúmenes de los digestores, lo que incrementa los costos de construcción y operación según lo exponen Panigrahi y Dubey (2019). En ese sentido, se deben evaluar otras alternativas que permitan mejorar la fase de hidrólisis para cada temperatura. Algunos estudios para este propósito se han centrado en la variación de la relación S/I (Ossa-Arias y González-Martínez, 2021), el pretratamiento térmico (Parra-Orobio et al., 2021), la Co-digestión (Koch et al., 2015; Cárdenas-Cleves et al., 2018b) y el proceso en dos etapas o tres etapas (Rusín et al., 2020).

En términos del período de latencia ( $\lambda$ ), se evidencia que el modelo cinético de GM, aunque sobreestimó en un 37,5 % la observación experimental (0,80 días) obtenida a 35 °C, fue el que mejor describió el periodo requerido para que existiera afinidad de los microorganismos al sustrato a esta temperatura, así como el mayor  $R^2$  (0,995), la menor  $\sigma$  ( $\pm$  0,32) y ECM (1,843) más bajo comparado con el  $\lambda$  (2,10 días) descrito a través del modelo de FL. El  $\lambda$  simulado es consistente con lo encontrado por Cai et al., (2019).

Por el contrario, para las temperaturas 20 y 55 °C los modelos cinéticos de GM y FL no reflejan la realidad biológica del proceso, puesto que se encontraron valores de  $\lambda$  nulos (0 días), lo que indica que no hubo un periodo mínimo de adaptación enzimática al sustrato, sino que la biodegradación de los RA ocurrió de manera instantánea, lo cual no tiene un significado biológico válido (Parra-Orobio et al., 2017a; Li; Bedoic et al., 2020). De manera similar, Nielfa, et al., (2015b), Rajagopal et al., (2017) y Choudhary et al., (2020) en estudios previos concluyeron que estos modelos a pesar de presentar buenos ajustes a los datos experimentales no fueron los adecuados para predecir la fase de retardo durante el proceso de DA de RA. Por su parte, Deepanraj et al., (2015) y Pramanik et al., (2019) encontraron que los modelos cinéticos GM y FL lograron simular de manera eficiente el  $\lambda$  para este tipo de sustrato.

El modelo de FL si bien predijo un  $\lambda$  mayor a 0 días a 20 °C, no describe la realidad del proceso debido a subestimó el valor (0,76 días) de este parámetro respecto al encontrado (0,91 días) experimentalmente. Este hallazgo sugiere que el periodo de adaptación a esta temperatura fue menor al periodo (1,10 días) simulado a 35 °C, lo cual difiere con lo obtenido experimentalmente en este estudio y autores como Ryue et al., (2019). No obstante, existe muy poca literatura sobre la utilización de modelos cinéticos a 20 y 35 °C empleado RA en el proceso de DA, lo que representa una gran limitación al momento de comparar los resultados de los parámetros cinéticos (Choudhary et al., 2020).

La tasa máxima de producción de  $\text{CH}_4$  ( $R_{\text{máx}}$ ) se estimó utilizando los modelos cinéticos GM y FL. Se alcanzaron valores de  $R_{\text{máx}}$  iguales a 1,68, 3,04 y 3,74 mL  $\text{CH}_4/\text{g SV} \cdot \text{d}^{-1}$  a 20, 35 y 55 °C, respectivamente. Estos resultados reflejan una correlación positiva entre el  $R_{\text{máx}}$  y la temperatura, lo cual coincide con lo reportado por Muñoz (2018) y Dev et al., (2019), quienes indican que la disminución de la temperatura hasta cierto punto tiene incidencia principalmente sobre el metabolismo y rendimiento de las *Archaeas* metanogénicas. De esta manera, Kafle y Chen, (2016) y Cao et al., (2019) mencionan que un valor más alto de  $R_{\text{máx}}$  significan normalmente una mayor producción de  $\text{CH}_4$ , lo cual es consistente con los resultados obtenidos para los reactores operados a temperatura de 35 y 55 °C.

En cuanto a la selección del modelo cinético que mejor describió el proceso para el presente trabajo de investigación, se consideraron los principales criterios recomendados en la literatura;  $R^2$  y el ECM (raju). Sin embargo, Spiess y Neumeyer (2010), indican que el  $R^2$  es la medida en la que la varianza de los datos es explicada por un ajuste lineal, por lo que su uso como medida de selección del mejor ajuste en los modelos no lineales es un error común. Dado lo anterior, se tuvo en cuenta realidad biológica con relación a los parámetros cinéticos  $P_{\text{máx}}$ ,  $K_h$  y  $\lambda$ .

En ese sentido, a pesar de que para el modelo cinético GM el  $R^2$  fue mayor para las temperaturas evaluadas en comparación con el modelo de FL, este último arrojó valores para  $P_{\text{máx}}$  más cercano a los obtenidos experimentalmente, así como un  $\lambda$  más real a 20 y 35 °C, lo que se interpreta como el que mejor se ajustó para estas condiciones de temperatura, confirmado lo expuesto por Arenas et al. (2016), quienes mencionan que este modelo es uno de los mejores para la predicción de la producción de  $\text{CH}_4$  en la DA a temperaturas psicrófilas. En cuanto a la temperatura de 55 °C se recomienda el uso de otros modelos cinéticos con el objetivo de comparar los resultados de este parámetro debido a que los valores de  $\lambda$  predichos no corresponden a la realidad.

A partir del análisis detallado de los parámetros cinéticos ( $P_{\text{máx}}$ ,  $K_h$ ,  $R_{\text{máx}}$ ,  $\lambda$ ), se observa que la literatura científica ofrece resultados contradictorios sobre el ajuste de los modelos (PO, GM y FL) a los datos experimentales, lo que confirma que no se puede generalizar un modelo específico como el que mejor describe el proceso de producción  $\text{CH}_4$  a partir de la DA de RA. En sentido, se considera de gran relevancia emplear simultáneamente diferentes modelos cinéticos con el objetivo de describir de manera práctica y correcta la incidencia de la temperatura sobre las diferentes variables que puedan afectar la DA, teniendo en cuenta que cada modelo tiene ventajas específicas por separado y que en conjunto brindan un análisis complementario. Así, por ejemplo, el modelo cinético de PO describe bien la tasa de hidrólisis, los modelos GM y FL posibilitan el análisis del  $\lambda$  y  $R_{\text{máx}}$ .

## CONCLUSIONES

- De acuerdo con el análisis de las características fisicoquímicas de los residuos de alimentos como sustrato, se logró evidenciar que éstos presentan un alto grado de biodegradabilidad, por consiguiente, son considerados una importante fuente potencial para llevar a cabo el aprovechamiento biológico a través del proceso de digestión anaerobia, ratificando el alto contenido de materia orgánica, lo cual permite afirmar las características de este tipo de residuos.
- La producción de  $\text{CH}_4$  fue directamente proporcional al aumento de la temperatura, arrojando valores experimentales máximos de 107, 82 y 48 mL  $\text{CH}_4$  /g.SV para las temperaturas de 55, 35 y 20 °C, respectivamente. Además, conforme aumentó la temperatura de operación en los digestores, menores fueron los tiempos de adaptación enzimática de los microorganismos, es decir, para las condiciones de temperatura psicrófila se necesitó un mayor tiempo de adaptación microbiana para generar una producción de  $\text{CH}_4$ .
- Se encontró la existencia de diferencias significativas entre el valor de PBM obtenido a temperatura de 20 °C y los valores estimados bajo condiciones de 35 y 55 °, mientras que el rendimiento de  $\text{CH}_4$  a estas dos últimas temperaturas en mención no fueron estadísticamente diferentes entre sí.
- A través del ajuste del modelo de primer orden se estimó que el valor de la constante de hidrólisis ( $k_h$ ) fue de 0,010, 0,017 y 0,025  $\text{d}^{-1}$  para los digestores operados a 20, 35 y 55 °C, respectivamente, lo que indicó un ligero incremento de la tasa de hidrólisis en los tratamientos conforme se aumentó la temperatura.
- El análisis estadístico de los resultados experimentales obtenidos usando Matlab® indican que los tres modelos cinéticos evaluados presentan una buena correlación ( $R^2 > 0,98$ ) con los datos experimentales. El modelo de Primer Orden arrojó los mayores  $R^2$  para los digestores a 35 y 55 °C y logró describir correctamente la tasa de hidrólisis para todas las temperaturas de estudio. Por otro lado, aunque el modelo Gompertz Modificado presentó un mayor  $R^2$  comparado con el de Función Logística, este último describió mejor el comportamiento de producción teórica de  $\text{CH}_4$  con relación a los datos de  $P_{\text{máx}}$  y  $\lambda$ .
- Se evidenciaron resultados contradictorios respecto a la incidencia de la temperatura sobre la producción de  $\text{CH}_4$  en diferentes estudios, lo cual pudo deberse a múltiples factores como la composición del sustrato, las características del inóculo y su grado de adaptación al sustrato, la relación S/I, entre otros parámetros que no pudieron compararse por la falta de información descrita en la literatura científica.
- Se confirmó la importancia de aplicar diferentes modelos cinéticos con el objetivo de describir de manera integral la incidencia de la temperatura sobre los diferentes parámetros cinéticos que puedan afectar la DA, teniendo en cuenta que cada modelo permite encontrar el valor de un parámetro específico y que en conjunto brindan un análisis complementario. Así, por ejemplo, el modelo cinético de PO describe bien la tasa de hidrólisis, los modelos GM y FL posibilitan el análisis del  $\lambda$  y  $R_{\text{máx}}$ .

- La selección del mejor ajuste de los modelos cinéticos a los datos experimentales varía con relación a los criterios que se elijan en cada caso de estudio, es decir, si el análisis se basa en el  $R^2$ , la desviación estándar, Error Cuadrático Medio y los parámetros cinéticos.

## RECOMENDACIONES

- La presencia de metales a ciertos niveles de concentración pueden ser elementos tóxicos o inhibidores durante el proceso de DA. En ese sentido, es de vital importancia incluir en próximos estudios el análisis de estos dentro de la caracterización fisicoquímica del sustrato e inóculo empleado.
- Con el fin de incrementar el potencial de producción de  $CH_4$  bajo las diferentes condiciones de temperaturas evaluadas, particularmente para el rango psicrófilico, se recomienda realizar estudios futuros donde se empleen de manera simultánea dos o más sustratos orgánicos biodegradables en el proceso (Co-digestión).
- Los futuros estudios deberían considerar la incidencia simultánea entre la temperatura y otras variables (ej: configuración del reactor, etapas, relaciones S/I, TRH, pretratamiento del sustrato e inóculo) en el proceso de DA, de tal manera que se analice la interacción entre esta y las demás variables de interés, así como su efecto sobre la producción de  $CH_4$ .
- Si bien se presentaron diferencias en las eficiencias de producción de  $CH_4$  para las condiciones de temperaturas de estudio, se recomienda que, como perspectiva de desarrollo investigativo a largo plazo, se compare la sostenibilidad del proceso también en términos ambientales, avances tecnológicos y costos operacionales.
- Teniendo en cuenta que Colombia cuenta con regiones geográficas donde las temperaturas son iguales o inferiores a 20 °C, se deben seguir creando escenarios de investigación orientados a optimizar el rendimiento de los digestores anaerobios operados bajo condiciones psicrófilicas, con el objetivo de disminuir los costos asociados al suministro continuo de energía externa en la DA de RA y posibilitar que el uso de esta tecnología de aprovechamiento sea viable en dichos contextos.
- Se considera pertinente evaluar a futuro el efecto del periodo de adaptación o aclimatación de los microorganismos mesófilicos a temperaturas bajas sobre la producción de  $CH_4$  a partir de la DA de RAC. De igual manera, se sugiere estudiar la producción de  $CH_4$  empleando inóculos anaerobios provenientes de regiones que presentan temperaturas iguales o próximas a los 20 °C.
- A pesar de haber obtenido buenos ajustes para cada uno de los modelos cinéticos empleados con relación a los datos experimentales, se recomienda emplear otros modelos cinéticos como lo son Función de Transferencia, Fitzhugh y el modelo de Cono con el objetivo de contrastar los resultados de la  $k_h$  y  $\lambda$ .
- Realizar pruebas de DQO y fitotoxicidad al efluente (digestato) para cada una de las temperaturas experimentales con el objetivo de evaluar su uso potencial como acondicionador de suelo en la agricultura.
- Se considera oportuno realizar para cada uno de los estudios el control positivo ya que pueden variar las condiciones del inóculo y sustrato.
- Para cada estudio se debería realizar caracterización de inóculo para determinar la relación de las mezclas.

## REFERENCIAS

- Achinas, S., & Euverink, G. J. W. (2019). *Producción elevada de biogás a partir de la codigestión anaeróbica de los residuos de la granja: Conocimiento del rendimiento del proceso y la cinética*. *Waste Management & Research*, 37(12), 1240-1249. [Doi.org/10.1177/0734242X19873383](https://doi.org/10.1177/0734242X19873383)
- Acosta, Y. L., & Abreu, M. C. O. (2005). *La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I*. ICIDCA. *Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 39(1), 35-48.
- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos - EPA (2015). *Food Recovery Hierarchy* Disponible en: <<https://www.epa.gov/sustainable-management-food/food-recovery-hierarchy>>. Consultado: marzo 19 2021.
- Aguilar-Virgen, Q., Armijo-de Vega, C., & Taboada-González, P. (2009). *El potencial energético de los residuos sólidos municipales*. *Ingeniería*, 13(1), 59-62.
- Ahmed, A. M. S., Buezo, K. A., & Saady, N. M. C. (2019). *Adapting anaerobic consortium to pure and complex lignocellulose substrates at low temperature: Kinetics evaluation*. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(1), 99-110. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0238-2>
- Ali, A., Mahar, R. B., Abdelsalam, E. M., & Sherazi, S. T. H. (2019). *Kinetic Modeling for Bioaugmented Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste by Using Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Nanoparticles*. *Waste and Biomass Valorization*, 10(11), 3213-3224. [Doi.org/10.1007/s12649-018-0375-x](https://doi.org/10.1007/s12649-018-0375-x)
- Alzate, M. E., Muñoz, R., Rogalla, F., Fdz-Polanco, F., & Pérez-Elvira, S. I. (2012). *Biochemical methane potential of microalgae: Influence of substrate to inoculum ratio, biomass concentration and pretreatment*. *Bioresource Technology*, 123, 488-494. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.113>.
- Angelidaki, I., & Sanders, W. (2004). *Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants*. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 3(2), 117-129. [Doi.org/10.1007/s11157-004-2502-3](https://doi.org/10.1007/s11157-004-2502-3)
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., & van Lier, J. B. (2009). *Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays*. *Water Science and Technology*, 59(5), 927-934. [Doi.org/10.2166/wst.2009.040](https://doi.org/10.2166/wst.2009.040)
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., & Ahring, B. K. (2003). *Applications of the Anaerobic Digestion Process*. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology Biomethanation II*, 1-33. doi:10.1007/3-540-45838-7\_1
- APHA (2005). *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*.
- Aquino, S., Chernicharo, C., Foresti, E., Florencio Dos Santos, M., & Montaggia, L. (2007). *Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) Em Lodos Anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária E Ambiental, 12(2).
- Arenas, H., Guzman, J. L. (2016). *Estudio cinético del proceso de digestión anaerobia de la gallinaza de jaula en los intervalos psicrófilico y mesófilico de temperatura según la climatología de Colombia*. Bucaramanga, Colombia.
- Asociación Europea de Biogás – EBA. (2015). *Contribution of anaerobic digestion to the European Circular Economy*. Disponible en: <[https://www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2015/08/2015-08-19-circular-economy-paper\\_final1.pdf](https://www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2015/08/2015-08-19-circular-economy-paper_final1.pdf)>. Consultado: marzo 19 2021.
- Astals, S., Koch, K., Weinrich, S., Hafner, S. D., Tait, S., & Peces, M. (2020). *Impact of Storage Conditions on the Methanogenic Activity of Anaerobic Digestion Inocula*. *Water*, 12(5), 1321. [Doi.org/10.3390/w12051321](https://doi.org/10.3390/w12051321)
- Avanzini, J. (2008). *Concepto y Clasificación de los Residuos Urbanos y Asimilables*. Capítulo I. Egondia artsgraphic. Andalucía, España. Pp, 55-64.
- Bae, J., Shin, C., Lee, E., Kim, J., & McCarty, P. L. (2014). *Anaerobic treatment of low-strength wastewater: A comparison between single and staged anaerobic fluidized bed membrane bioreactors*. *Bioresource Technology*, 165, 75-80. [Doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.065](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.065).
- Baere, L. D., & Mattheeuws, B. (2010). *Anaerobic digestion of msw in EUROPE*. *BioCycle*, 51(2), 24-26.

Bakieva, M., González, J., & Jorret, J. (2018). SPSS: ANOVA de unFactor. Disponible en:<[https://www.uv.es/innomide/spss/SPSS/SPSS\\_0702b.pdf](https://www.uv.es/innomide/spss/SPSS/SPSS_0702b.pdf)>. Consultado: septiembre 16 2020.

Banco Interamericano de Desarrollo - BID. (2015). *Situación de la Gestión de Residuos Sólidos en América Latina y el Caribe*

Banks, C., Heaven, S., Zhang, Y., & Baier, U. (2018). *Food waste digestion: anaerobic digestion of food waste for a circular economy*. IEA Bioenergy Task 37.

Bardi, M. J., & Aminirad, H. (2020). *Synergistic effects of co-trace elements on anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge at high organic load*. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(15), 18129-18144. Doi.org/10.1007/s11356-020-08252-y.

Batstone, D. J., Puyol, D., Flores-Alsina, X., & Rodríguez, J. (2015). *Mathematical modelling of anaerobic digestion processes: Applications and future needs*. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(4), 595-613. Doi.org/10.1007/s11157-015-9376-4.

Bedoić, R., Špehar, A., Puljko, J., Čuček, L., Ćosić, B., Pukšec, T., & Duić, N. (2020). *Opportunities and challenges: Experimental and kinetic analysis of anaerobic co-digestion of food waste and rendering industry streams for biogas production*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 130, 109951. Doi.org/10.1016/j.rser.2020.109951.

Bhatt, A. H., & Tao, L. (2020). *Economic Perspectives of Biogas Production via Anaerobic Digestion*. *Bioengineering*, 7(3), 74. <https://doi.org/10.3390/bioengineering7030074>.

Blasius, J. P., Contrera, R. C., Maintinguer, S. I., & Alves de Castro, M. C. A. (2020). *Effects of temperature, proportion and organic loading rate on the performance of anaerobic digestion of food waste*. *Biotechnology Reports*, 27, e00503. Doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00503.

Bolzonella, D., Fatone, F., Pavan, P., & Cecchi, F. (2005). *Anaerobic Fermentation of Organic Municipal Solid Wastes for the Production of Soluble Organic Compounds*. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 44(10), 3412-3418. Doi.org/10.1021/ie048937m.

Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Lee, C. T., Ho, W. S., & Klemes, J. J. (2017). *The Kinetics for Mathematical Modelling on the Anaerobic Digestion of Organic Waste—A Review*. *Chemical Engineering Transactions*, 61, 1669-1674. Doi.org/10.3303/CET1761276.

Bouallagui, H., Haouari, O., Touhami, Y., Ben Cheikh, R., Marouani, L., & Hamdi, M. (2004). *Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste*. *Process Biochemistry*, 39(12), 2143-2148. Doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.022.

Buchanan, R. L., Whiting, R. C., Damert, W. C., 1997. *When is simple good enough: a comparison of the Gompertz, Baranyi, and three-phase linear models for fitting bacterial growth curves*. *Food Microbiol.* 14, 313-326. Doi:10.1006/fmic.1997.0125.

Cai, F., Yan, H., Zhang, R., Liu, G., & Chen, C. (2019). *Prediction of methane production performances based on determination of organic components for different vegetable wastes*. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 12(3), 154-159. Doi.org/10.25165/ijabe.v12i3.4705

Carballa, M., Regueiro, L., & Lema, J. M. (2015). *Microbial management of anaerobic digestion: Exploiting the microbiome-functionality nexus*. *Current Opinion in Biotechnology*, 33, 103-111. Doi.org/10.1016/j.copbio.2015.01.008

Carbó, R. (2015). *Introducción y crecimiento de los microorganismos. Apuntes de clase de la asignatura de microbiología*. Escuela Superior de Agricultura de Barcelona. Universidad Politécnica de Cataluña.

Cárdenas-Cleves, L. M., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2018a). *Improvement of the Biochemical Methane Potential of Food Waste by means of Anaerobic co-digestion with swine manure*. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 35(4), 1219-1229. Doi.org/10.1590/0104-6632.20180354s20170297.

Cárdenas-Cleves, L. M., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2018b). *Anaerobic Codigestion of Sugarcane Press Mud with Food Waste: Effects on Hydrolysis Stage, Methane Yield, and Synergistic Effects*. *International Journal of Chemical Engineering*, 2018, 1-8. [Doi.org/10.1155/2018/9351848](https://doi.org/10.1155/2018/9351848).

Cárdenas-Cleves, L.M.; Parra-Orobio, B.A.; Torres-Lozada, P.; Vásquez-Franco, C.H. (2016). *Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos*. Universidad del Valle. Cali-Colombia.

Caruso, M., Braghieri, A., Capece, A., Napolitano, F., Romano, P., Galgano, F., Altieri, G., & Genovese, F. (2019). *Recent Updates on the Use of Agro-Food Waste for Biogas Production*. Applied Sciences, 9(6), 1217. Doi.org/10.3390/app9061217.

Casallas-Ojeda, M. R., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2020). *Identification of Factors and Variables that Influence the Anaerobic Digestion of Municipal Biowaste and Food Waste*. Waste and Biomass Valorization. Doi.org/10.1007/s12649-020-01150-x.

Castells, X. E. (2012). *Nuevas tecnologías para el tratamiento y conversión energética de residuos: Tratamiento y valorización energética de residuos*. Ediciones Díaz de Santos.

Castillo, E. F., Cristancho, D. E., & Arellano, V. A. (2003). *Estudio de las condiciones de operación para la digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos*. Revista Colombiana de Biotecnología, 5(2), 11-22.

Castro-Martínez, C., Beltrán-Arredondo, L. I., & Ortiz-Ojeda, J. C. (2012). Producción de biodiésel y bioetanol: ¿Una alternativa sustentable a la crisis energética? *Ra Ximhai*, 8(3b), 93-100.

Cendales, E. (2011). *Producción de biogás mediante la codigestión anaeróbica de la mezcla de residuos cítricos y estiércol bovino para su utilización como fuente de energía renovable*. Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Colombia.

Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). *Inhibition of anaerobic digestion process: a review*. Bioresource technology, 99(10), 4044-4064. Doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057.

Choudhary, A., Kumar, A., Govil, T., Sani, R. K., Gorky, N., & Kumar, S. (2020). Sustainable Production of Biogas in Large Bioreactor under Psychrophilic and Mesophilic Conditions. Journal of Environmental Engineering, 146(3), 04019117. Doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001645.

Chow, W. L., Chong, S., Lim, J. W., Chan, Y. J., Chong, M. F., Tiong, T. J., Chin, J. K., & Pan, G.-T. (2020). *Anaerobic Co-Digestion of Wastewater Sludge: A Review of Potential Co-Substrates and Operating Factors for Improved Methane Yield*. Processes, 8(1), 39. Doi.org/10.3390/pr8010039.

Comité de Medio Ambiente de la Asociación Española para la Calidad - AEC. (2011). *Biorresiduos*. Disponible en: <<https://www.aec.es/web/guest/centro-conocimiento/biorresiduos>>. Consultado: octubre 21 2019.

De Vrieze, J., Saunders, A. M., He, Y., Fang, J., Nielsen, P. H., Verstraete, W., & Boon, N. (2015). *Ammonia and temperature determine potential clustering in the anaerobic digestion microbiome*. Water Research, 75, 312-323. Doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.025.

Deepanraj, B., Sivasubramanian, V., & Jayaraj, S. (2015). *Kinetic study on the effect of temperature on biogas production using a lab scale batch reactor*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 121, 100-104. Doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.051.

Deng, C., Lin, R., Kang, X., Wu, B., O'Shea, R., & Murphy, J. D. (2020). *Improving gaseous biofuel yield from seaweed through a cascading circular bioenergy system integrating anaerobic digestion and pyrolysis*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 128, 109895. Doi.org/10.1016/j.rser.2020.109895.

Departamento Nacional de Planeación – DNP. (2016). Consejo Nacional de Política Económica y Social República de Colombia – CONPES 3874. *Política Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Bogotá, Colombia.

Deublein, D., & Steinhauser, A. (2011). *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction*. Wiley.

Dev, S., Saha, S., Kurade, M. B., Salama, E.-S., El-Dalatony, M. M., Ha, G.-S., ... Jeon, B.-H. (2019). *Perspective on anaerobic digestion for biomethanation in cold environments*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 103, 85-95. Doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.034.

Dhanya, B. S., Mishra, A., Chandel, A. K., & Verma, M. L. (2020). *Development of sustainable approaches for converting the organic waste to bioenergy*. *Science of The Total Environment*, 723, 138109. [Doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138109](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138109).

Díaz-Baez, M. C., Espitia, S. E., Molina, F. (2002). *Digestión Anaerobia, una aproximación a la tecnología*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

Edwiges, T., Frare, L., Mayer, B., Lins, L., Mi Triolo, J., Flotats, X., & de Mendonça Costa, M. S. S. (2018). *Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste*. *Waste Management*, 71, 618-625. [Doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.030](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.030).

El Achkar, J. H., Lendormi, T., Salameh, D., Louka, N., Maroun, R. G., Lanoisellé, J.-L., & Hobaika, Z. (2018). *Influence of pretreatment conditions on lignocellulosic fractions and methane production from grape pomace*. *Bioresource Technology*, 247, 881-889. [Doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.182](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.182)

Engelkirk, P. G., Duben-Engelkirk, J. L., & Burton, G. R. W. (2011). *Burton's Microbiology for the Health Sciences*. Lippincott Williams & Wilkins.

Eriksson, O., Carlsson Reich, M., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., ... Thyselius, L. (2005). *Municipal solid waste management from a systems perspective*. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 241-252. [Doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.018](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.018).

Eskicioglu, C., Kennedy, K. J., Marin, J., & Strehler, B. (2011). *Anaerobic digestion of whole stillage from dry-grind corn ethanol plant under mesophilic and thermophilic conditions*. *Bioresource Technology*, 102(2), 1079-1086. [doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.061](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.061).

Esposito, G., Frunzo, L., Liotta, F., Panico, A. & Pirozzi, F. (2012). *Bio-Methane Potential Tests to Measure the Biogas Production from the Digestion and Co-Digestion of Complex Organic Substrates*. *The Open Environmental Engineering Journal*. Recuperado de: <http://benthamopen.com/contents/pdf/TOENVIEJ/TOENVIEJ-5-1.pdf>.

Fernández, J., Perez, M., & Romero, L. (2008). *Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. *Bioresource Technology*, 99(14), 6075-6080. [Doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.048](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.048).

Fernández-Rodríguez, J., Pérez, M., & Romero, L. I. (2013). *Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of OFMSW: Kinetic analysis*. *Chemical Engineering Journal*, 232, 59-64. [Doi.org/10.1016/j.cej.2013.07.066](https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.07.066)

Fey, A., Claus, P., & Conrad, R. (2004). *Temporal change of  $^{13}\text{C}$ -isotope signatures and methanogenic pathways in rice field soil incubated anoxically at different temperatures*. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68(2), 293-306. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(03\)00426-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(03)00426-5).

Field, J. (1987). *Medición de parámetros. Curso de arranque y operación de reactores anaerobios con flujo ascendente y manto de lodos (UASB)*. Universidad del Valle. Cali, Colombia.

Flores Salazar, C. S. (2015). *Diagnóstico sobre la Disposición de los Residuos Sólidos Urbanos Generados dentro de la Facultad de Sistemas*. Universidad Autónoma de Coahuila (Facultad de Sistemas). GRIN Publishing.

Foronda-Zapata, K., Arias-Giraldo, C., Soto-Paz, J., Marmolejo-Rebellón, L. F., Torres-Lozada, P., Foronda-Zapata, K., Arias-Giraldo, C., Soto-Paz, J., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2020). *Efecto de la incorporación de pasto estrella sobre el mejoramiento del proceso y la calidad del producto del compostaje de biorresiduos*. *Revista EIA*, 17(33), 141-151. [Doi.org/10.24050/reia.v17i33.1352](https://doi.org/10.24050/reia.v17i33.1352).

Forster-Carneiro, T., Pérez, M., & Romero, L. I. (2008). *Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste*. *Bioresource Technology*, 99(15), 6763-6770. [Doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.052](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.052).

Gaby, J. C., Zamanzadeh, M., & Horn, S. J. (2017). *The effect of temperature and retention time on methane production and microbial community composition in staged anaerobic digesters fed with food waste*. *Biotechnology for Biofuels*, 10(1), 302. [Doi.org/10.1186/s13068-017-0989-4](https://doi.org/10.1186/s13068-017-0989-4).

Ge, H., Jensen, P. D., & Batstone, D. J. (2011). *Temperature phased anaerobic digestion increases apparent hydrolysis rate for waste activated sludge*. *Water Research*, 45(4), 1597-1606. [Doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.042](https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.042).

Ghanimeh, S., Al-Sanioura, D., Saikaly, P. E., & El-Fadel, M. (2020). *Comparison of Single-Stage and Two-Stage Thermophilic Anaerobic Digestion of SS-OFMSW During the Start-Up Phase*. Waste and Biomass Valorization, 11(12), 6709-6716. Doi.org/10.1007/s12649-019-00891-8.

Giroto, F., Alibardi, L., & Cossu, R. (2015). *Food waste generation and industrial uses: A review*. Waste Management, 45, 32-41. Doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.008.

Gómez, M. A. (2017). *Determinación del Potencial Bioquímico de Metano y del Potencial de Suministro Eléctrico Neto de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos de Mercados de Abasto del Distrito de Arequipa*. Universidad Católica San Pablo. Arequipa – Perú.

Graziani, P. (2018). *Economía circular e innovación tecnológica en residuos sólidos: Oportunidades en América Latina*. Books.

Gu, J., Liu, R., Cheng, Y., Stanisavljevic, N., Li, L., Djatkov, D., Peng, X., & Wang, X. (2020). *Anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge under mesophilic and thermophilic conditions: Focusing on synergistic effects on methane production*. Bioresource Technology, 301, 122765. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122765>.

Gunaseelan, V.N., 2007. *Regression models of ultimate methane yields of fruits and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition*. Bioresour. Technol. 98, 1270-1277. Doi:10.1016/j.biortech.2006.05.014.

Guo, X., Kang, K., Shang, G., Yu, X., Qiu, L., & Sun, G. (2018). *Influence of mesophilic and thermophilic conditions on the anaerobic digestion of food waste: Focus on the microbial activity and removal of long chain fatty acids*. Waste Management & Research, 36(11), 1106-1112. Doi.org/10.1177/0734242X18801195.

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Otterdijk, R. van, Meybeck, A., 2011. *Global food losses and food waste - extent, causes and prevention*. Glob. Food Losses Food Waste "Food Agric. Organ. United Nations (2011)" Rome, Italy.

Hamer, G. (2003). *Solid waste treatment and disposal: effects on public health and environment safety*. Biotechnology Advances 22 (1-2), 71-79.

Hamzah, M. A. A., Alias, A. B., Him, N. R. N., Rashid, Z. A., & Ghani, W. A. W. A. K. (2019). *Characterization of food waste and empty fruit bunches (EFB) for anaerobic digestion application*. Journal of Physics: Conference Series, 1349, 012132. Doi.org/10.1088/1742-6596/1349/1/012132.

Hidalgo, D., & Martín-Marroquín, J. M. (2014). *Effects of inoculum source and co-digestion strategies on anaerobic digestion of residues generated in the treatment of waste vegetable oils*. Journal of Environmental Management, 142, 17-22. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.004.

Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Wierinck, I. (2016). *Towards a standardization of biomethane potential tests*. Water Science and Technology, 74(11), 2515-2522. doi.org/10.2166/wst.2016.336.

Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., & Kennedy, C. (2013). *Environment: Waste production must peak this century*. Nature, 502(7473), 615-617. doi.org/10.1038/502615a.

Humberto, G. P., Salazar, D. la V., & Román. (2012). *Análisis y diseño de experimentos (3a ed.)*. Editorial McGraw Hill.

Hussain, Z., Mishra, J., & Vanacore, E. (2020). *Waste to energy and circular economy: The case of anaerobic digestion*. Journal of Enterprise Information Management, 33(4), 817-838. <https://doi.org/10.1108/JEIM-02-2019-0049>.

Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía - IDAE. (2007). *Biomasa: Digestores Anaerobios*. Recuperado de: <https://goo.gl/rmGn6b>.

International Commission on Microbiological Specification for Foods Staff- ICMSF (2012). *Microbial Ecology of Foods V1: Factors Affecting Life and Death of Microorganisms*. Elsevier.

Iqbal Syaichurrozi, B., & Sumardiono, S. (2014). *Kinetic Model of Biogas Yield Production from Vinasas at Various Initial pH: Comparison between Modified Gompertz Model and First Order Kinetic Model*. Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology, 7(13), 2798-2805. Doi.org/10.19026/rjaset.7.602.

- Izumi, K., Okishio, Y., Nagao, N., Niwa, C., Yamamoto, S., & Toda, T. (2010). *Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste*. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 64(7), 601-608. [Doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.06.013](https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.06.013)
- Jain, S., Jain, S., Wolf, I. T., Lee, J., & Tong, Y. W. (2015). *A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 142-154. [Doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091](https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091).
- Jarabo, F. F., Fernández, J., Trujillo, D., Elortegui, N. & Pérez, C. (1999). *La Energía De La Biomasa*. Segund Edición Ed. Madrid: S.A.P.T Publicaciones Técnicas, S.L.
- Jenkins, S.R., Morgan, J.M., & Sawyer, C.L. (1983). *Monitoring anaerobic sludge digestion and growth by simple alkalimetric titration*. *Water Pollution Control* 55 (5), 448-453.
- 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, 227-236. [Doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.04.058](https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.04.058).
- Joshi, P., & Visvanathan, C. (2019). *Sustainable management practices of food waste in Asia: Technological and policy drivers*. *Journal of Environmental Management*, 247, 538-550. [doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.079](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.079).
- Kafle, G. K., & Chen, L. (2016). *Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models*. *Waste Management*, 48, 492-502. [Doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.021](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.021).
- Kafle, G. K., Bhattarai, S., Kim, S. H., & Chen, L. (2014). *Effect of feed to microbe ratios on anaerobic digestion of Chinese cabbage waste under mesophilic and thermophilic conditions: Biogas potential and kinetic study*. *Journal of Environmental Management*, 133, 293-301. [Doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.006](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.006).
- Kashyap, D. R., Dadhich, K. S., & Sharma, S. K. (2003). *Biomethanation under psychrophilic conditions: A review*. *Bioresource Technology*, 87(2), 147-153. [Doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00205-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00205-5).
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Woerden, F. V. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. World Bank Publications.
- Kim, I. S., Kim, D. H., & Hyun, S.-H. (2000). *Effect of particle size and sodium ion concentration on anaerobic thermophilic food waste digestion*. *Water Science and Technology*, 41(3), 67-73. [Doi.org/10.2166/wst.2000.0057](https://doi.org/10.2166/wst.2000.0057).
- Kim, J. K., Oh, B. R., Chun, Y. N., & Kim, S. W. (2006). *Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste*. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 102(4), 328-332. [Doi.org/10.1263/jbb.102.328](https://doi.org/10.1263/jbb.102.328).
- Kim, M., Gomec, C. Y., Ahn, Y., & Speece, R. E. (2003). *Hydrolysis and acidogenesis of particulate organic material in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion*. *Environmental Technology*, 24(9), 1183-1190. [Doi.org/10.1080/09593330309385659](https://doi.org/10.1080/09593330309385659).
- Kim, M.-S., Kim, D.-H., & Yun, Y.-M. (2017). *Effect of operation temperature on anaerobic digestion of food waste: Performance and microbial analysis*. *Fuel*, 209, 598-605. [Doi.org/10.1016/j.fuel.2017.08.033](https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.08.033).
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). *Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions*. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232. [Doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005).
- Koch, K., & Drewes, J. E. (2014). *Alternative approach to estimate the hydrolysis rate constant of particulate material from batch data*. *Applied Energy*, 120, 11-15. [Doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.01.050](https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.01.050).
- Komilis, D., Barrena, R., Grando, R. L., Vogiatzi, V., Sánchez, A., & Font, X. (2017). *A state of the art literature review on anaerobic digestion of food waste: Influential operating parameters on methane yield*. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 16(2), 347-360. [Doi.org/10.1007/s11157-017-9428-z](https://doi.org/10.1007/s11157-017-9428-z).
- Kothari, R., Pandey, A. K., Kumar, S., Tyagi, V. V., & Tyagi, S. K. (2014). *Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39, 174-195. [Doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011](https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011).

- Krause, M. J., Chickering, G. W., Townsend, T. G., & Pullammanappallil, P. (2018). *Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components*. *Waste Management*, 71, 25-30. Doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.015.
- Kumar, A. K., & Sharma, S. (2017). *Recent updates on different methods of pretreatment of lignocellulosic feedstocks: A review*. *Bioresources and Bioprocessing*, 4(1), 7. Doi.org/10.1186/s40643-017-0137-9.
- Kumar, P., Hussain, A., & Dubey, S. K. (2016). *Methane formation from food waste by anaerobic digestion*. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 6(3), 271-280. <https://doi.org/10.1007/s13399-015-0186-2>.
- Lagrange, B. (1979). *Biomethane. V2: Principes, Techniques, Utilisation*. EDISUD/Energies Alternatives. 249pp.
- Lee, W. S., Chua, A. S. M., Yeoh, H. K., & Ngoh, G. C. (2014). *A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids*. *Chemical Engineering Journal*, 235, 83-99. Doi.org/10.1016/j.cej.2013.09.002.
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J. M., Junqua, G., & Steyer, J. P. (2010). *Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review*. *Process Biochemistry*, 45(4), 431-440. Doi.org/10.1016/j.procbio.2009.11.018.
- Li, D., Ran, Y., Chen, L., Cao, Q., Li, Z., & Liu, X. (2018b). *Instability diagnosis and syntrophic acetate oxidation during thermophilic digestion of vegetable waste*. *Water Research*, 139, 263-271. Doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.019.
- Li, L., He, Q., Wei, Y., He, Q., & Peng, X. (2014). *Early warning indicators for monitoring the process failure of anaerobic digestion system of food waste*. *Bioresource Technology*, 171, 491-494. Doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.089.
- Li, L., Kong, X., Yang, F., Li, D., Yuan, Z., & Sun, Y. (2011). *Biogas Production Potential and Kinetics of Microwave and Conventional Thermal Pretreatment of Grass*. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 166(5), 1183-1191. doi:10.1007/s12010-011-9503-9.
- Li, Y., Jin, Y., Li, H., Borrión, A., Yu, Z., & Li, J. (2018a). *Kinetic studies on organic degradation and its impacts on improving methane production during anaerobic digestion of food waste*. *Applied energy*, 213, 136-147.
- Li, Y.-Y., Gadow, S., & Niu, Q. (2015). *Biomass Energy Using Methane and Hydrogen from Waste Materials*. En Y. Tanaka, M. Norton, & Y.-Y. Li (Eds.), *Topical Themes in Energy and Resources: A Cross-Disciplinary Education and Training Program for Environmental Leaders* (pp. 131-157). Doi.org/10.1007/978-4-431-55309-0\_8.
- Lin, Q., De Vrieze, J., He, G., Li, X., & Li, J. (2016). *Temperature regulates methane production through the function centralization of microbial community in anaerobic digestion*. *Bioresource Technology*, 216, 150-158. Doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.046.
- Lisboa, M. S., & Lansing, S. (2013). *Characterizing food waste substrates for co-digestion through biochemical methane potential (BMP) experiments*. *Waste Management*, 33(12), 2664-2669. Doi:10.1016/j.wasman.2013.09.004.
- Lou, X. F., Nair, J., & Ho, G. (2012). *Field performance of small scale anaerobic digesters treating food waste*. *Energy for Sustainable Development*, 16(4), 509-514. Doi.org/10.1016/j.esd.2012.06.004.
- Lu, S., Imai, T., Ukita, M., & Sekine, M. (2007). *Start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes*. *Journal of Environmental Sciences*, 19(4), 416-420. Doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60069-2.
- Mad, E., Oliver, A. C., Garcia, L. S., Fuente, N. F. D. L., Garcia, C. S., & Bermejo, M. J. G. (2006). *Técnico especialista en laboratorio de atención primaria del instituto catalán de la salud*. Temario volumen ii.
- Maddela, N. R., Cruzatty, L. C. G., & Chakraborty, S. (2021). *Advances in the Domain of Environmental Biotechnology: Microbiological Developments in Industries, Wastewater Treatment and Agriculture*. Springer Nature.
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). *Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540-555. Doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032.
- Marañón, E., Negral, L., Suárez-Peña, B., Fernández-Nava, Y., Ormaechea, P., Díaz-Caneja, P., & Castrillón, L. (2021). *Evaluation of the Methane Potential and Kinetics of Supermarket Food Waste*. *Waste and Biomass Valorization*, 12(4), 1829-1843. Doi.org/10.1007/s12649-020-01131-0.

Marmolejo, L. (2011). *Marco conceptual para el aprovechamiento en Plantas de Manejo de Residuos Sólidos de poblaciones menores a 20.000 habitantes del Norte del Valle del Cauca- Colombia*. Escuela de Ingeniería de los Recursos Naturales y del Ambiente. Universidad del Valle. Tesis Doctoral. Cali-Colombia.

Marmolejo, L. Fernando, Oviedo, É. R., Jaimes, J. C., & Torres, P. (2010). *Influencia de la separación en la fuente sobre el compostaje de residuos sólidos municipales*. *Agronomía Colombiana*, 28(2), 319-328.

Marmolejo, L., F. Klinger, & C. Marcos. (2006). "Caracterización de los residuos sólidos residenciales generados en el municipio de Santiago de Cali." Santiago de Cali, Colombia: Departamento Administrativo de Planeación Municipal, DAPM y la Universidad del Valle.

Martí-Herrero, J., Soria-Castellón, G., Diaz-de-Basurto, A., Alvarez, R., & Chemisana, D. (2019). *Biogas from a full scale digester operated in psychrophilic conditions and fed only with fruit and vegetable waste*. *Renewable Energy*, 133, 676-684. [Doi.org/10.1016/j.renene.2018.10.030](https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.10.030).

Martín-González, L., Font, X., & Vicent, T. (2013). *Alkalinity ratios to identify process imbalances in anaerobic digesters treating source-sorted organic fraction of municipal wastes*. *Biochemical Engineering Journal*, 76, 1-5. [Doi.org/10.1016/j.bej.2013.03.016](https://doi.org/10.1016/j.bej.2013.03.016).

Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M. S., Fonoll, X., Peces, M., & Astals, S. (2014). *A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, 412-427. [Doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039](https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039).

Mata-Alvarez, J., Macé, S., Llabrés, P. (2000). *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives*. *Bioresource Technology*, 74(1), 3-16.

Mehariya, S., Patel, A. K., Obulisamy, P. K., Punniyakotti, E., & Wong, J. W. C. (2018). *Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective*. *Bioresource Technology*, 265, 519-531. [Doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.030](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.030).

Metcalf & Eddy, Burton, F. L., Stensel, H. D., & Tchobanoglous, G. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw Hill.

Michelan, R., Zimmer, T. R., Rodrigues, J. A. D., Ratusznei, S. M., de Moraes, D., Zaiat, M., & Foresti, E. (2009). *Effect of impeller type and mechanical agitation on the mass transfer and power consumption aspects of ASBR operation treating synthetic wastewater*. *Journal of Environmental Management*, 90(3), 1357-1364. [Doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.003](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.003).

Mirmohamadsadeghi, S., Karimi, K., Tabatabaei, M., & Aghbashlo, M. (2019). *Biogas production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives*. *Bioresource Technology Reports*, 7, 100202. [Doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100202](https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100202).

Monroy, O. (1997). "Sistema de Reactores Anaerobios". *Memorias. VIII Curso Avanzado sobre Procesos Biotecnológicos "Biotecnología Ambiental"*: Cuernavaca, México.

Montgomery, D. C. (2004). *Diseño y Analisis de Experimentos (2.a ed.)*. Editorial Limusa-Wiley.

Morales-Polo, C., del Mar Cledera-Castro, M., & Moratilla Soria, B. Y. (2018). *Reviewing the Anaerobic Digestion of Food Waste: From Waste Generation and Anaerobic Process to Its Perspectives*. *Applied Sciences*, 8(10), 1804. [Doi.org/10.3390/app8101804](https://doi.org/10.3390/app8101804).

Moreno, J. H. (2016). *¿Cómo superar la actual e ineficiente regulación internacional en torno a la obsolescencia programada? La conveniencia de catalogar la obsolescencia programada como un crimen de Derecho Internacional*. *Diario La Ley*, (8819), 2.

Moreno, M. T. V. (2011). *Manual de Biogás. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO)*.

Muñoz, P. (2018). *Assessment of Batch and Semi-continuous Anaerobic Digestion of Food Waste at Psychrophilic Range at Different Food Waste to Inoculum Ratios and Organic Loading Rates*. *Waste and Biomass Valorization*, 10(8), 2119-2128. [Doi.org/10.1007/s12649-018-0227-8](https://doi.org/10.1007/s12649-018-0227-8).

- Muñoz, P., Cordero, C., Tapia, X., Muñoz, L., & Candia, O. (2020). *Assessment of anaerobic digestion of food waste at psychrophilic conditions and effluent post-treatment by microalgae cultivation*. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 22(3), 725-733. [Doi.org/10.1007/s10098-019-01803-z](https://doi.org/10.1007/s10098-019-01803-z).
- Mutz, D., Hengevoss, D., Hugl, C., & Gross, T. (2017). *Opciones para el aprovechamiento energético de residuos en la gestión de residuos sólidos urbanos*. Alemania: Deutsche Gesellschaft für.
- Muzenda, E. (2014). *Bio-methane Generation from Organic Waste: A Review*. *Lecture Notes in Engineering and Computer Science*, 2, 647-652.
- Nayono, S. (2010). *Aspects And Developments In Anaerobic Digestion Of Organic Solid Waste: A Literature Review*. *Anarobic Digestion Of Organic Solid Waste For Energy* Kit Scientific Publishing.
- Negri, C., Ricci, M., Zilio, M., D'Imporzano, G., Qiao, W., Dong, R., & Adani, F. (2020). *Anaerobic digestion of food waste for bio-energy production in China and Southeast Asia: A review*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 133, 110138. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110138>.
- Nguyen, D. D., Jeon, B.-H., Jeung, J. H., Rene, E. R., Banu, J. R., Ravindran, B., Vu, C. M., Ngo, H. H., Guo, W., & Chang, S. W. (2019). *Thermophilic anaerobic digestion of model organic wastes: Evaluation of biomethane production and multiple kinetic models analysis*. *Bioresource Technology*, 280, 269-276. [Doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.033](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.033).
- Nielfa, A., Cano, R., & Fdz-Polanco, M. (2015a). *Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge*. *Biotechnology Reports*, 5, 14-21. [Doi:10.1016/j.btre.2014.10.005](https://doi.org/10.1016/j.btre.2014.10.005).
- Nielfa, A., Cano, R., Vinot, M., Fernández, E., & Fdz-Polanco, M. (2015b). *Anaerobic digestion modeling of the main components of organic fraction of municipal solid waste*. *Process Safety and Environmental Protection*, 94, 180-187. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.02.002>
- Nixon, J. D. (2016). *Designing and optimising anaerobic digestion systems: A multi-objective non-linear goal programming approach*. *Energy*, 114, 814-822. [Doi.org/10.1016/j.energy.2016.08.053](https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.08.053).
- Nkoa, R. (2014). *Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review*. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(2), 473-492. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z>.
- Noguera, K. M., & Olivero, J. (2010). *Los rellenos sanitarios en Latinoamérica: caso colombiano*. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 34(132), 347-356.
- Noguera, R.R., E.O. Saliba, y R.M. Mauricio. (2004). *Comparación de modelos matemáticos para estimar los parámetros de degradación obtenidos a través de la técnica de producción de gas*. *Livestock Research for Rural Development* 16 (11). <http://www.lrrd.org/lrrd16/11/nogu16086.htm>.
- Nopharatana, A., Pullammanappallil, P. C., & Clarke, W. P. (2007). *Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor*. *Waste management*, 27(5), 595-603.
- Norma Técnica Colombiana - ICONTEC 5167 (2004). *Productos para la industria agrícola. productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo*.
- Norma Técnica Colombiana – ICONTEC 5167. (2011). *Productos para la industria agrícola, productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo*.
- Nsair, A., Onen Cinar, S., Alassali, A., Abu Qdais, H., & Kuchta, K. (2020). *Operational Parameters of Biogas Plants: A Review and Evaluation Study*. *Energies*, 13(15), 3761. [Doi.org/10.3390/en13153761](https://doi.org/10.3390/en13153761).
- Obulisamy, P. K., Chakraborty, D., Selvam, A., & Wong, J. W. C. (2016). *Anaerobic co-digestion of food waste and chemically enhanced primary-treated sludge under mesophilic and thermophilic conditions*. *Environmental Technology*, 37(24), 3200-3207. [Doi.org/10.1080/09593330.2016.1181112](https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1181112).
- Ohemeng-Ntiamoah, J., & Datta, T. (2019). *Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcomes: A review of studies published between 2007 and 2018*. *Science of The Total Environment*, 664, 1052-1062. [Doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.088](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.088).

Okoro-Shekwaga, C. K., Turnell Suruagy, M. V., Ross, A., & Camargo-Valero, M. A. (2020). *Particle size, inoculum-to-substrate ratio and nutrient media effects on biomethane yield from food waste*. *Renewable Energy*, 151, 311-321. Doi.org/10.1016/j.renene.2019.11.028.

Onwosi, C. O., Igbokwe, V. C., Odimba, J. N., Eke, I. E., Nwankwoala, M. O., Iroh, I. N., & Ezeogu, L. I. (2017). *Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects*. *Journal of Environmental Management*, 190, 140-157. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051.

Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos - OCDE. (2014). *Evaluaciones del desempeño ambiental: Colombia 2014*.

Organización de las Naciones Unidas Medio Ambiente – ONU. (2018). *Perspectiva de la gestión de residuos en América Latina y el Caribe. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina para América Latina y el Caribe*. Ciudad de Panamá.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura - FAO. (2011). *Pérdidas y desperdicio de alimentos en el mundo. Alcance, causas y prevención*. Roma.

Orozco, Á. (2005). *Bioingeniería de aguas residuales: Teoría y diseño*. Bogotá D.C.: Asociación Colombiana de Ingeniería sanitaria y ambiental ACODAL.

Orozco-Gutierrez, M. L. (2020). *An Interval-Arithmetic-Based Approach to the Parametric Identification of the Single-Diode Model of Photovoltaic Generators*. *Energies*, 13(4), 932. Doi.org/10.3390/en13040932.

Ortiz, V. (2011). *Puesta a punto de una metodología para la determinación de la actividad metanogenica específica (AME) de un fango anaerobio mediante el sistema OXITOP. Influencia de las principales variables experimentales*. Universidad Politécnica de Valencia.

Ossa-Arias, M. del M., & González-Martínez, S. (2021). *Methane Production from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste Under Psychrophilic, Mesophilic, and Thermophilic Temperatures at Different Organic Loading Rates*. *Waste and Biomass Valorization*. Doi.org/10.1007/s12649-021-01354-9.

Oviedo, O. R., Marmolejo, L. F. & Torres, L. P. (2012). *Perspectivas De Aplicación Del Compostaje De Biorresiduos Provenientes De Residuos Sólidos Municipales.Un Enfoque Desde Lo Global A Lo Local*. *Revista Ingenierías Universidad De Medellín*, 11,20,67-76.

Oviedo-Ocaña, E. R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L. F., Hoyos, L. V., Gonzales, S., Barrera, R., ... Sánchez, A. (2015a). *Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices*. *Waste Management*, 44, 63-71. Doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.034.

Owen, W., Stuckey, D., Healy Jr, J., Young, L., & McCarty, P. (1979). *Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity*. *Water Research*, 13(6), 485-492. Doi:10.1016/0043-1354(79)90043-5.

Panigrahi, S., & Dubey, B. K. (2019). *A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste*. *Renewable Energy*, 143, 779-797. Doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.040.

Parra-Orobio, B. A., Angulo-Mosquera, L. S., Loaiza-Gualtero, J. S., Torres-López, W. A., & Torres-Lozada, P. (2018a). *Inoculum mixture optimization as strategy for to improve the anaerobic digestion of food waste for the methane production*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 1529-1535. Doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.048.

Parra-Orobio, B. A., Donoso-Bravo, A., & Torres-Lozada, P. (2017a). *Digestión anaerobia de residuos de alimentos. Predicción de la producción de metano mediante la comparación de modelos cinéticos*. *Ingeniería y competitividad*, 19(1), 219-227.

Parra-Orobio, B. A., Donoso-Bravo, A., Ruiz-Sánchez, J. C., Valencia-Molina, K. J., & Torres-Lozada, P. (2018b). *Effect of inoculum on the anaerobic digestion of food waste accounting for the concentration of trace elements*. *Waste Management*, 71, 342-349. Doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.040.

Parra-Orobio, B. A., Girón-Bol, L. M., Gómez-Muñoz, D. F., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2021). *Thermal pre-treatment as a tool for energy recovery from food waste through anaerobic digestion. Effect on kinetic and*

*physicochemical characteristics of the substrate*. Environmental Technology & Innovation, 21, 101262. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101262>.

Parra-Orobio, B. A., Torres-López, W. A., & Torres-Lozada, P. (2020). *Response Surface Methodology as an Optimization Tool for Anaerobic Digestion of Food Waste*. Water, Air, & Soil Pollution, 231(8), 385. [Doi.org/10.1007/s11270-020-04764-y](https://doi.org/10.1007/s11270-020-04764-y).

Parra-Orobio, B. A., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón, L. F., Torres-López, W.A., Fuentes-López, L., Ossa - Arias, M.M., Barba Ho, L.E. (2016). *Evaluación de lodos de PTAR municipales como inóculos en la digestión anaerobia de biorresiduos*. rev.ion. 2016;29(1):37-46. DOI:<http://dx.doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016003>.

Parra-Orobio, B. A., Torres-Lozada, P., & Marmolejo-Rebellón, L. F. (2017b). *Anaerobic Digestion of Municipal Biowaste for the production of renewable energy: effect of particle size*. Brazilian Journal of Chemical Engineering, 34(2), 481-491. [Doi.org/10.1590/0104-6632.20170342s20150331](https://doi.org/10.1590/0104-6632.20170342s20150331).

Parra-Orobio, B.A., Vásquez-Franco, C., Torres-López, W. A., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2019). *Efecto del pretratamiento térmico de residuos de alimentos sobre la producción de metano*. Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, 22(1). [Doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1220](https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1220).

Parra-Orobio, B.A., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón, L.F., Cárdenas-Cleves, L.M., Vásques-Franco, C., Torres-López, W.A., & Ordóñez-Andrade, J.A. (2014). *Influencia del pH sobre la Digestión Anaerobia de Biorresiduos de Origen Municipal*. Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 17(2): 553-562.

Parra-Orobio, B.A., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón, L.F., Cárdenas-Cleves, L.M., Vásques-Franco, C., Torres-López, W.A., Ordóñez-Andrade, J.A. (2015). *Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal*. Ingeniería Investigación y Tecnología, volumen XVI (número 4), octubre-diciembre 2015: 515-526.

Pavlostathis, S. G., & Giraldo-Gomez, E. (1991). *Kinetics of Anaerobic Treatment*. Water Science and Technology, 24(8), 35-59. [Doi.org/10.2166/wst.1991.0217](https://doi.org/10.2166/wst.1991.0217).

Pearse, L. F., Hettiaratchi, J. P., & Kumar, S. (2018). *Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review*. Bioresource Technology, 254, 312-324. [Doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.069](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.069).

Pham Van, D., Hoang, M. G., Pham Phu, S. T., & Fujiwara, T. (2018). *Kinetics of carbon dioxide, methane and hydrolysis in co-digestion of food and vegetable wastes*. Global Journal of Environmental Science and Management, 4(4), 401-412. [Doi.org/10.22034/gjesm.2018.04.002](https://doi.org/10.22034/gjesm.2018.04.002).

Pilarska, A. A., Wolna-Maruwka, A., Pilarski, K., Janczak, D., Przybył, K., & Gawrysiak-Witulska, M. (2019). *The Use of Lignin as a Microbial Carrier in the Co-Digestion of Cheese and Wafer Waste*. Polymers, 11(12), 2073. [Doi.org/10.3390/polym11122073](https://doi.org/10.3390/polym11122073).

Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M., & Lefebvre, X. (2007). *A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanization in landfills*. Biotechnology and bioengineering, 97(3), 473-482.

Prada-Matiz, A., & Cortés-Castillo, C.E. (2011). *Experiencias en la captura de los gases de combustión de la cascarilla de arroz con soluciones alcalinas*. Orinoquia, 15(1), 16-30.

Pramanik, S. K., Suja, F. B., Zain, S. M., & Pramanik, B. K. (2019). *The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints*. Bioresource Technology Reports, 8, 100310. [Doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100310](https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100310).

Procuraduría. (2003). Procuraduría General de la Nación. Delegada para Asuntos Ambientales y Agrarios. *Informe de Seguimiento de Gestión de los residuos sólidos en Colombia*.

Rahman, Md. A., Møller, H. B., Saha, C. K., & Alam, Md. M. (2019). *The effect of temperature on the anaerobic co-digestion of poultry droppings and sugar mill press mud*. Biofuels, 1-9. [Doi.org/10.1080/17597269.2019.1649902](https://doi.org/10.1080/17597269.2019.1649902).

- Rajagopal, R., Bellavance, D., & Rahaman, Md. S. (2017). *Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: For North American context*. Process Safety and Environmental Protection, 105, 101-108. Doi.org/10.1016/j.psep.2016.10.014
- Raposo, F., Banks, C. J., Siegert, I., Heaven, S., & Borja, R. (2006). *Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests*. Process Biochemistry, 41(6), 1444-1450. Doi.org/10.1016/j.procbio.2006.01.012.
- Raposo, F., De la Rubia, M. A., Fernández-Cegri, V., & Borja, R. (2012). *Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 16(1), 861-877. Doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008.
- Rasapoor, M., Young, B., Brar, R., Sarmah, A., Zhuang, W.-Q., & Baroutian, S. (2020). *Recognizing the challenges of anaerobic digestion: Critical steps toward improving biogas generation*. Fuel, 261, 116497. Doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116497.
- Ren, H., Mei, Z., Fan, W., Wang, Y., Liu, F., Tao, L., Li, D., Li, Z., & Feng, R. (2018). *Effects of temperature on the performance of anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine manure*. International Journal of Agricultural and Biological Engineering, 11, 218-225. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20181101.3706>.
- Ripley, L. E., Boyle, W. C., & Converse, J. C. (1986). *Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes*. Journal (Water Pollution Control Federation), 58(5), 406-411.
- Rivera, S., Aranda, J., Espinosa, T., Robles, F., & Toledo, U. (2009). *El modelo de digestión anaeróbica IWA-ADM1: Una revisión de su evolución*. Ingeniería Agrícola y Biosistemas 1 (2), 109-117.
- Rodríguez, J. (2011). *Arranque y operación de reactores anaerobios*. Universidad del Valle. Cali – Colombia.
- Rosenkranz, F., Rolando, P., & Maggi, C. (2013). *Estudio del comportamiento de reactores anaerobios de tipo ASBR frente a compuestos de difícil degradación y/o efectores negativos*. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
- Rusín, J., Chamrádová, K., & Basinas, P. (2021). *Two-stage psychrophilic anaerobic digestion of food waste: Comparison to conventional single-stage mesophilic process*. Waste Management, 119, 172-182. Doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.039.
- Ryue, J., Lin, L., Kakar, F. L., Elbeshbishy, E., Al-Mamun, A., & Dhar, B. R. (2020). *A critical review of conventional and emerging methods for improving process stability in thermophilic anaerobic digestion*. Energy for Sustainable Development, 54, 72-84. Doi.org/10.1016/j.esd.2019.11.001.
- Ryue, J., Lin, L., Liu, Y., Lu, W., McCartney, D., & Dhar, B. R. (2019). *Comparative effects of GAC addition on methane productivity and microbial community in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of food waste*. Biochemical Engineering Journal, 146, 79-87. Doi.org/10.1016/j.bej.2019.03.010.
- Saavedra, F. E., Cid, J. Z., Ramos, M. T., Muñoz, R. N., Mancilla, E. Á., Biss, R. S., ... & Spielman, J. G. (2011). *Energía y medio ambiente. Una ecuación difícil para América Latina: los desafíos del crecimiento y desarrollo en el contexto del cambio climático*. IDEA-USACH, Ed. Colección Idea.
- Sambusiti, C., Rollini, M., Ficarra, E., Musatti, A., Manzoni, M., & Malpei, F. (2014). *Enzymatic and metabolic activities of four anaerobic sludges and their impact on methane production from ensiled sorghum forage*. Bioresource Technology, 155, 122-128. Doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.055
- Sánchez-Reyes, C., Patiño-Iglesias, M. E., Alcántara-Flores, J. L., Reyes-Ortega, Y., Pérez-Cruz, M. A., & Ortiz-Muñoz, E. (2016). *Determinación del Potencial Bioquímico de Metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares*. Revista internacional de contaminación ambiental, 32(2), 191-198.
- Sandoval, C., Carreño, M., Castillo, E., & Vergara, M. (2007). *Caracterización microbiológica de lodos anaerobios utilizados en el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos*. Scientia et Technica, 3(35)
- Sandoval-Cobo, J. J., Casallas-Ojeda, M. R., Carabalí-Orejuela, L., Muñoz-Chávez, A., Caicedo-Concha, D. M., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2020). *Methane potential and degradation kinetics of fresh and*

excavated municipal solid waste from a tropical landfill in Colombia. Sustainable Environment Research, 30(1), 7. Doi.org/10.1186/s42834-020-00048-6.

Santos, L. A. dos, Valença, R. B., Silva, L. C. S. da, Holanda, S. H. de B., Silva, A. F. V. da, Jucá, J. F. T., & Santos, A. F. M. S. (2020). Methane generation potential through anaerobic digestion of fruit waste. Journal of Cleaner Production, 256, 120389. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120389>

Scarlat, N., Dallemand, J.-F., & Fahl, F. (2018). Biogas: Developments and perspectives in Europe. Renewable Energy, 129, 457-472. Doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006.

Spieß, A.-N., & Neumeyer, N. (2010). An evaluation of R2 as an inadequate measure for nonlinear models in pharmacological and biochemical research: A Monte Carlo approach. BMC Pharmacology, 10(1), 6. Doi.org/10.1186/1471-2210-10-6.

Soto, M., Méndez, R., & Lema, J. M. (1993). Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. Water Research, 27(8), 1361-1376. Doi.org/10.1016/0043-1354(93)90224-6.

Soto-Paz, J., Oviedo-Ocaña, E. R., Manyoma-Velásquez, P. C., Torres-Lozada, P., y Gea, T. (2019). Evaluación de la relación de mezcla y la frecuencia de volteo en el co-compostaje de residuos biológicos con torta de filtro de caña de azúcar y pasto estrella. Waste Management, 96, 86 - 95. Doi: 10.1016/j.wasman.2019.07.015.

Souto, T. F., Aquino, S. F., Silva, Q. S. & Chernicharo, L. C. A. (2010). Influence Of Incubation Conditions On The Specific Methanogenic Activity Test. Biodegradation, 21, 411-424.

Stahel, W. R. (2016). The circular economy. Nature News, 531(7595), 435.

Stahel, W. R. (2019). The Circular Economy: A User's Guide. Routledge.

Subramanyam, R. (2013). Physicochemical and Morphological Characteristics of Granular Sludge in Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors. Environmental Engineering Science, 30(5), 201-212. [Doi.org/10.1089/ees.2012.0347](https://doi.org/10.1089/ees.2012.0347)

Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios-SSPD. (2020). Informe Nacional de Disposición Final de Residuos Sólidos 2019. Bogotá D.C. Colombia

Tang, J., Wang, X., Hu, Y., Zhang, Y., & Li, Y. (2016). Lactic acid fermentation from food waste with indigenous microbiota: Effects of pH, temperature and high OLR. Waste Management, 52, 278-285. Doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.034.

Tapia, S., Vela, R., Miglio, R., Quipuzco, L., Juscamaita, J., Álvarez, C., & Fernández-Polanco, F. (2019). Puesta en marcha de un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales de la crianza intensiva de cerdos. Agroindustrial Science, 8(2), 137-145. Doi.org/10.17268/agroind.sci.2018.02.09

Tchobanoglous, G. (2009). Environmental Engineering: Environmental Health And Safety For Municipal Infrastructure, Land Use And Planning, And Industry. Solid Waste Management. 6th Ed. New Jersey: John Wiley And Sons, 186-187.

Tian, Z., Zhang, Y., Li, Y., Chi, Y., & Yang, M. (2015). Rapid establishment of thermophilic anaerobic microbial community during the one-step startup of thermophilic anaerobic digestion from a mesophilic digester. Water Research, 69, 9-19. Doi.org/10.1016/j.watres.2014.11.001

Toro, E. R., Narea, M. S., Pacheco, J. F., Villablanca, E. C., & Gálvez, A. (2016). Guía general para la gestión de residuos sólidos domiciliarios. Naciones Unidas, CEPAL.

Torres, P., Cardoso, A., & Rojas, O. (2004). Mejoramiento de la Calidad de Lodos Anaerobios. Influencia de la Adición de Cloruro Férrico. INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD, 5(2), 23-31. Doi.org/10.25100/iyc.v5i2.2293.

Torres, P.; Pérez, A. (2008). Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. Ingen. y Competitiv. 10(2):41-52.

Torres, P.; Pérez, A. (2010). Actividad Metanogénica Específica: Una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. Universidad del Valle. Cali-Colombia.

Torres-Lozada, P., Díaz-Granados, J. S., & Parra-Orobio, B. A. (2015). *Effects of the incorporation of drinking water sludge on the anaerobic digestion of domestic wastewater sludge for methane production*. Water Science and Technology, 72(6), 1016-1021. Doi.org/10.2166/wst.2015.291

Unidad de Planeación Minero-Energética -UPME. (2020). *Plan Energético Nacional 2020-2050, Contexto y Estrategias*, Bogotá D.C., Ministerio de Minas y Energía. Disponible en:< [https://www1.upme.gov.co/DemandaEnergetica/PEN\\_documento\\_para\\_consulta.pdf](https://www1.upme.gov.co/DemandaEnergetica/PEN_documento_para_consulta.pdf)>. Consultado: marzo 10 de 2021.

Umaña, G., Walteros, C. (2017). Diagnóstico sobre la generación del desperdicio de comida en el área de comedores del Restaurante de la Universidad del Valle. Universidad del Valle. Cali-Colombia.

Vanegas, C., & Bartlett, J. (2013). Anaerobic Digestion of *Laminaria digitata*: The Effect of Temperature on Biogas Production and Composition. Waste and Biomass Valorization, 4(3), 509-515. Doi.org/10.1007/s12649-012-9181-z

Vavilin, V. (2004). *Modeling solid waste decomposition*. Bioresource Technology, 94(1), 69-81. Doi.org/10.1016/j.biortech.2003.10.034.

Vavilin, V. A., Fernandez, B., Palatsi, J., & Flotats, X. (2008). *Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview*. Waste Management, 28(6), 939-951. Doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.028..

Veluchamy, C., & Kalamdhad, A. S. (2017). *Influence of pretreatment techniques on anaerobic digestion of pulp and paper mill sludge: A review*. Bioresource Technology, 245, 1206-1219. Doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.179.

Vergara, S. E., & Tchobanoglous, G. (2012). *Municipal Solid Waste and the Environment: A Global Perspective*. Annual Review of Environment and Resources, 37(1), 277-309. Doi.org/10.1146/annurev-environ-050511-122532.

Villafañe, H. H. M. (2008). *Microbiología básica para el área de la salud y afines*. 2.a edición. Universidad de Antioquia.

Villamil, J. A., Mohedano, A. F., Rodriguez, J. J., & De la Rubia, M. A. (2019). *Anaerobic co-digestion of the aqueous phase from hydrothermally treated waste activated sludge with primary sewage sludge. A kinetic study*. Journal of Environmental Management, 231, 726-733. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.031.

Vital-Jacome, M., Cazares-Granillo, M., Carrillo-Reyes, J., & Buitron, G. (2020). *Characterization and anaerobic digestion of highly concentrated Mexican wine by-products and effluents*. Water Science and Technology, 81(1), 190-198. Doi.org/10.2166/wst.2020.102.

Wang, S., Ma, F., Ma, W., Wang, P., Zhao, G., & Lu, X. (2019). *Influence of Temperature on Biogas Production Efficiency and Microbial Community in a Two-Phase Anaerobic Digestion System*. Water, 11(1), 133. <https://doi.org/10.3390/w11010133>.

Wilson, C. A., Murthy, S. M., Fang, Y., & Novak, J. T. (2008). *The effect of temperature on the performance and stability of thermophilic anaerobic digestion*. Water Science and Technology, 57(2), 297-304. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.027>.

Wilson, D. C., Rodic, L., Modak, P., Soos, R., Carpintero, A., Velis, K., ... & Simonett, O. (2015). *Global waste management outlook*. UNEP.

Wong, J. W. C., Kaur, G., Mehariya, S., Karthikeyan, O. P., & Chen, G. (2018). *Food waste treatment by anaerobic co-digestion with saline sludge and its implications for energy recovery in Hong Kong*. Bioresource Technology, 268, 824-828. Doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.113.

Xiguang Chen, Rowena Tangonan Romano, Ruihong Zhang, & Hyo-Sun Kim. (2009). *Anaerobic Digestion of Selected Food Wastes for Biogas Production*. 2009 Reno, Nevada, June 21 - June 24, 2009. 2009 Reno, Nevada, June 21 - June 24, 2009. Doi.org/10.13031/2013.26967.

Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., & Li, Y. (2018). *Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities*. Bioresource Technology, 247, 1047-1058. Doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.020.

- Xu, S. Y., Karthikeyan, O. P., Selvam, A., & Wong, J. W. C. (2012). *Effect of inoculum to substrate ratio on the hydrolysis and acidification of food waste in leach bed reactor*. *Bioresource Technology*, 126, 425-430. Doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.059.
- Xue, S., Wang, Y., Lyu, X., Zhao, N., Song, J., Wang, X., & Yang, G. (2020). *Interactive effects of carbohydrate, lipid, protein composition and carbon/nitrogen ratio on biogas production of different food wastes*. *Bioresource Technology*, 312, 123566. Doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123566.
- Yang, Z., Zhou, X., & Xu, L. (2015). *Eco-efficiency optimization for municipal solid waste management*. *Journal of Cleaner Production*, 104, 242-249. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.091>.
- Ye, Y., Zamalloa, C., Lin, H., Yan, M., Schmidt, D., & Hu, B. (2015). *Evaluation of anaerobic co-digestion of dairy manure with food wastes via bio-methane potential assay and CSTR reactor*. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 50(3), 217-227. [Doi.org/10.1080/03601234.2015.982432](https://doi.org/10.1080/03601234.2015.982432).
- Zamri, M. F. M. A., Hasmady, S., Akhilar, A., Ideris, F., Shamsuddin, A. H., Mofijur, M., Fattah, I. M. R., & Mahlia, T. M. I. (2021). *A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137, 110637. Doi.org/10.1016/j.rser.2020.110637.
- Zegers, F. (1987). *Microbiología, arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodo*, UASB. Manual de curso. Universidad del Valle. Corporación Autónoma Regional del Cauca y Universidad Agrícola de Wageningen. Santiago de Cali, Colombia.
- 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. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032114003633>.
- Zhang, R., El-Mashad, H. M., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., & Gamble, P. (2007). *Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion*. *Bioresource Technology*, 98(4), 929-935. Doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.039.
- Zhao, C., Yan, H., Liu, Y., Huang, Y., Zhang, R., Chen, C., & Liu, G. (2016). *Bio-energy conversion performance, biodegradability, and kinetic analysis of different fruit residues during discontinuous anaerobic digestion*. *Waste Management*, 52, 295-301. Doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.028.
- Zhao, J., Yang, Q., Li, X., Wang, D., Luo, K., Zhong, Y., Xu, Q., & Zeng, G. (2015). *Enhanced production of short-chain fatty acid from food waste stimulated by alkyl polyglycosides and its mechanism*. *Waste Management*, 46, 133-139. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.001>.
- Zheng, Z., Liu, J., Yuan, X., Wang, X., Zhu, W., Yang, F., & Cui, Z. (2015). *Effect of dairy manure to switchgrass co-digestion ratio on methane production and the bacterial community in batch anaerobic digestion*. *Applied Energy*, 151, 249-257. Doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.04.078.
- Zou, H., Jiang, Q., Zhu, R., Chen, Y., Sun, T., Li, M., Zhai, J., Shi, D., Ai, H., Gu, L., & He, Q. (2020). *Enhanced hydrolysis of lignocellulose in corn cob by using food waste pretreatment to improve anaerobic digestion performance*. *Journal of Environmental Management*, 254, 109830. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109830
- Zwietering, M., Jongenburger, I., Rombouts, F., Van't Riet, K., 1990. *Modeling of the Bacterial Growth Curve*. *Appl. Environ. Microbiol.* 56, 1875-1881.