



UNIVERSIDAD DEL VALLE  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE-  
EIDENAR  
POSTGRADO EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL  
CALI  
2014

**PRODUCCIÓN DE METANO A PARTIR DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE BIORRESIDUOS DE  
ORIGEN MUNICIPAL**

**BRAYAN ALEXIS PARRA OROBIO**

**TRABAJO DE INVESTIGACIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO DE:  
MAGISTER EN INGENIERÍA ÉNFASIS EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL**

**DIRECTORES**

**Prof. PATRICIA TORRES LOZADA, PhD  
Prof. LUIS FERNANDO MARMOLEJO REBELLON, PhD**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE-EIDENAR  
POSTGRADO EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL  
CALI  
2014**



## DEDICATORIA

*A Dios porque me ha guiado durante toda la vida como un faro.*

*Con mucho cariño y respeto dedico este logro de mi vida a mi madre, que siempre ha sido mi mayor inspiración y motor de mi existencia.*

*A mi primo Jhoan el cual es y será mi hermano de alma.*

**Brayan**

## AGRADECIMIENTOS

A la Profesora **Patricia Torres L.**, directora de la tesis por sus valiosas enseñanzas y apoyo incondicional en el desarrollo de la investigación y su constante orientación en la redacción del documento.

Al Profesor **Luis Fernando Marmolejo R.**, director de tesis, por su valiosa orientación y aportes para el desarrollo de la investigación y consejos en la redacción del documento.

Al Ingeniero **Jose Abdón Ordoñez A.**, quién con sus valiosas asesorías y aportes nos guió durante la ejecución de la investigación.

Al Profesor **Wilmar Alexander Torres L.**, por su orientación y colaboración en el manejo de los datos y análisis estadístico.

A los estudiantes **Lina Marcela Cárdenas C.** y **Carlos Vásquez Franco**, por su dedicación y compromiso durante la fase experimental de la investigación.

A la Profesora **Olga Rojas Chacon**, por sus valiosos aportes durante su papel como par evaluador, además de ser una excelente docente.

Al Profesor **Francisco J. Molina P.**, por su pertinentes sugerencias durante su papel como par evaluador.

A mis compañeros y amigos **Andrés F. Torres, Ángela Polanía, Cristian Cárdenas, Iris T. Cruz, Jhonatan A. Gutiérrez, Karen A. Bueno, Luisa F. Calderón** y **José G. Sánchez** por sus enseñanzas y buenos ratos durante este paso por la academia.

A la **Universidad del Valle** por financiamiento del proyecto y al **Grupo ECCA** por garantizarnos los espacios necesarios para el desarrollo de la investigación.

Al personal de la **Cooperativa Camino Verde** en el municipio de Versalles y al de la **Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Cañaveralejo** en Cali por su disposición y apoyo durante la fase experimental.

A mis compañeros de postgrado de la Universidad por las todas las experiencias y buenos momentos compartidos.

## TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	9
INTRODUCCIÓN.....	10
1. JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES.....	11
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	13
2.1 Generalidades de los residuos sólidos.....	13
2.2 Alternativas para el tratamiento biológico de los BOM.....	16
2.2.1 Compostaje.....	16
2.2.2. Tratamiento con Invertebrados.....	17
2.2.3. Procesos de Digestión Anaerobia.....	18
2.5 Técnicas de medición de biogás a través de ensayos de Potencial Bioquímico de Metano-PBM.....	28
2.6 Perspectivas de la DA de los BOM.....	29
3. OBJETIVOS.....	35
3.1 General.....	35
3.2 Específicos.....	35
4. METODOLOGÍA.....	35
4.1 Ubicación experimental.....	35
4.2 Fase experimental.....	35
4.2.1 Descripción del diseño experimental.....	39
4.2.1.1 Digestión anaerobia de los BOM.....	42
4.2.2.2 Evaluación de la relación S/I, pH y el tamaño de la partícula en la hidrólisis de la DA de los BOM. 45	45
5. RESULTADOS Y ANÁLISIS.....	48
5.1 Caracterización de BOM e Inóculo.....	48
5.1 Influencia de la relación S/I sobre la DA de los BOM.....	51
5.2 Influencia del pH sobre la DA de los BOM.....	54
5.3 Influencia del tamaño de partícula sobre la DA de los BOM.....	56
5.4 Influencia de la relación S/I, pH y el tamaño de partícula sobre la hidrólisis de la DA de BOM.....	59
5.5 Contribución de los factores S/I, pH y tamaño de partícula sobre la hidrólisis.....	62
6. CONCLUSIONES.....	63
7. RECOMENDACIONES.....	64
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65

## LISTADO DE TABLAS

Tabla 2.1 Definiciones de residuos sólidos.....	13
Tabla 2.2 Clasificación de los RS según la fuente de generación.....	14
Tabla 2.3 Composición de los RSM en países desarrollados y en desarrollo.....	15
Tabla 2.4 Composición de los RSM de las ciudades capitales más importantes de Colombia.....	15
Tabla 2.5 Tamaño de partículas evaluadas en diferentes estudios.....	21
Tabla 2.6 Relaciones C/N evaluadas en la DA de BOM.....	22
Tabla 2.7 Estudios sobre la influencia del pH y la temperatura en la DA.....	24
Tabla 2.8 Relaciones de sustrato/inóculo evaluadas en la DA de residuos orgánicos de rápida degradación.....	25
Tabla 2.9 Modelos cinéticos de primer orden empleados para la evaluación de la hidrólisis.....	27
Tabla 2.10 Experiencias en la digestión anaerobia de biorresiduos.....	32
Tabla 4.1 Clasificación de los alimentos sin procesar.....	36
Tabla 4.2 Caracterización fisicoquímica del sustrato.....	37
Tabla 4.3 Soluciones de macro y micronutrientes empleados en los ensayos PBM.....	40
Tabla 4.4 Ecuaciones para determinar el PBM a través del método manométrico.....	41
Tabla 4.5 Condiciones de análisis de laboratorio.....	42
Tabla 5.1. Composición física gruesa de los BOM.....	48
Tabla 5.2. Categorías de los alimentos sin procesar (composición física fina de los BOM).....	48
Tabla 5.3 Caracterización fisicoquímica de los BOM e inóculo.....	49
Tabla 5.4 PBM total, disuelto, teórico y %B.....	52
Tabla 5.5 Valores de pH, AT, ATB, AGV, $\alpha$ , IB e Índice AI/AP al inicio del ensayo.....	53
Tabla 5.6 Valores de pH, AT, ATB, AGV, $\alpha$ IB e Índice AI/AP al final del ensayo.....	53
Tabla 5.7 PBM total, disuelto, teórico y %B.....	55
Tabla 5.8 Valores de pH, AT, ATB, AGV, $\alpha$ , IB e AI/AP al inicio del ensayo.....	55
Tabla 5.9 Valores de pH, AT, ATB, AGV, $\alpha$ , IB e AI/AP al final del ensayo.....	55
Tabla 5.10 Análisis granulométrico de los BOM.....	56
Tabla 5.11 PBM total, disuelto, teórico y %B para cada tamaño de partícula evaluados.....	58
Tabla 5.12 Parámetros de control medidos al inicio del proceso.....	59
Tabla 5.13 Parámetros de control medidos al final del proceso.....	59
Tabla 5.14 Resultados de los modelos de hidrólisis y el ajuste de Gompertz para relación.....	60
Tabla 5.15 Resultados de los modelos de hidrólisis y el ajuste de Gompertz para el pH.....	61
Tabla 5.16 Resultados de los modelos de hidrólisis y el ajuste de Gompertz para el tamaño de la partícula.....	62
Tabla 5.17 Contribución de los factores sobre la constante de hidrólisis y la producción de metano.....	63

## LISTADO DE FIGURAS

Figura 2.1 Diagrama esquemático completo de la DA. Los nombres en paréntesis indican las enzimas excretadas por las bacterias hidrolíticas y los porcentajes representan el flujo del sustrato en cada fase. Los números indican los siguientes grupos involucrados: 1-Bacterias fermentativas; 2-Bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno; 3-Bacterias acetogénicas consumidoras de hidrógeno; 4-Arqueas metanogénicas acetoclásticas; 5-Arqueas metanogénicas reductoras del dióxido de carbono.....	19
Figura 2.2 RS empleado para obtención de energía mediante DA.....	29
Figura 4.1 Toma de muestra para análisis fisicoquímicos y ensayos experimentales.....	36
Figura 4.2 Punto de toma de muestra del inóculo.....	38

Figura 4.3 Pretratamiento del BOM a digestado.....	39
Figura 4.4 Equipo de medición Oxitop.....	39
Figura 4.5 Unidad experimental para los ensayos PBM.....	40
Figura 4.6 Representación de las unidades experimentales de la relación S/l.....	43
Figura 4.7 Representación de las unidades experimentales de acondicionamiento de pH.....	44
Figura 4.8 Representación esquemática del montaje.....	45
Figura 5.1 Comportamiento del PBM para las relaciones S/l evaluadas.....	52
Figura 5.2 PBM para cada uno de los valores de pH evaluados.....	54
Figura 5.3. Granulometría para cada uno de los reactores.....	57
Figura 5.4 Potencial Bioquímico de Metano para cada tamaño de partícula.....	58

## LISTA DE ABREVIATURAS

<b>Abreviatura</b>	<b>Significado</b>
%	Porcentaje
°C	Grados Centígrados
APHA :	American Public Health Association
ASTM	American Standard for Testing and Materials
atm	Atmósfera
C	Carbono
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de Calcio
CH <sub>4</sub>	Metano
cm	Centímetros
cm <sup>3</sup>	Centímetro Cúbico
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
CO	Carga Orgánica
d	Día
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
g	Gramos
H	Hidrógeno
H <sub>0</sub>	Hipótesis nula
H <sub>1</sub>	Hipótesis alterna
HCl	Ácido Clorhídrico
ICONTEC	Instituto Colombiano de Normas Técnicas
K	Kelvin
kg	Kilogramo
KOH	Hidróxido de Potasio
L	Litros
NaHCO <sub>3</sub>	Bicarbonato de Sodio
NaOH	Hidróxido de Sodio
m	Metros
m/m	Relación masa/masa
m <sup>3</sup>	Metro cubico
mg	Miligramos
min	Minutos
mL	Mililitro
mm	Milímetros
MO	Materia Orgánica
mol	Moles
N	Normalidad
P	Fósforo
O	Oxígeno
R <sup>2</sup>	Correlación
t	Toneladas
T	Temperatura
S	Azufre
S	Segundos
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UV	Radiación Ultravioleta
V	Volumen



## RESUMEN

Los Biorresiduos de Origen Municipal-BOM representan la fracción predominante en los Residuos Sólidos Municipales-RSM principalmente en los países en desarrollo, éstos se caracterizan por su alto contenido de materia orgánica, humedad y nutrientes lo que los convierte en una fuente contaminante cuando se disponen inadecuadamente, no obstante, se promueve su aprovechamiento y valorización debido a que estas características favorecen la transformación a través de procesos biológicos como la Digestión Anaerobia-DA, en la que generan subproductos como el biogás rico en metano que es una fuente de energía alternativa a las fósiles.

Los resultados de esta investigación permitieron mostrar otra opción de aprovechamiento de los BOM. Para ello se utilizó la técnica de Potencial Bioquímico de Metano-PBM (método manométrico) por medio del sistema OXITOP®. Los ensayos fueron realizados a temperatura de 30°C y con un Tiempo de Retención de Sólidos-TRS de 30 a 40 días. Se evaluó la influencia de la relación sustrato-inóculo-S/I, pH y tamaño de partícula sobre la producción de metano y la hidrólisis, que es considerada la etapa limitante de la DA de los BOM, a través de la aplicación de un modelo cinético de primer orden y el ajuste de Gompertz.

Las relaciones evaluadas estuvieron entre 0,25 y 9,0  $\text{gSV}_{\text{sustrato}} \cdot \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , obteniéndose valores de PBM superiores a  $102 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$  y un Índice de Biodegradabilidad-%B o transformación del sustrato en biogás del 42% con relaciones menores que 1. El rango pH evaluado estuvo entre 5,5 y 8,0 unidades, lográndose resultados de PBM mayores que  $95 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$  y un %B por encima del 41 % en rangos de pH entre 7,0 y 8,0 unidades. Los tamaños de partículas evaluados entre <0,25 y 12,5 mm, evidenciaron que con tamaños de partícula inferiores a 2,0 mm, se logran producciones de metano del orden de  $128 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$ , que equivalen a una producción de 53% de biogás.

A partir de los modelos cinéticos de primer orden y el ajuste de Gompertz, se ratificó que la constante de hidrólisis ( $K_h$ ) y la fase de letargo, son influenciadas por la relación S/I, pH y tamaño de partícula. Aunque los  $K_h$  y la fase de letargo se encontraron en el rango típico para el proceso de DA, los mejores resultados se presentaron en relaciones inferiores de  $1 \text{ gSV}_{\text{sustrato}} \cdot \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , rango de pH entre 7 y 8 unidades y tamaños de partícula menores que 2,0 mm, bajo estas condiciones se reportó una rápida degradación del sustrato y por consiguiente cortos periodos en la fase de letargo.

Con el modelo de regresión lineal cualitativo planteado, se identificó que la  $K_h$  global fue similar en todos los factores evaluados, encontrándose en el rango típico para este tipo de residuos. La contribución de cada uno de los factores tanto en la hidrólisis como en la producción de metano fue muy cercana, lo que indica que éstos deben ser controlados en conjunto para garantizar la eficiencia de los mecanismos enzimáticos de los microorganismos involucrados en la DA de BOM.

**Palabras clave:** Biorresiduos, Biodegradabilidad, Digestión Anaerobia, Hidrólisis, Metano.

## INTRODUCCIÓN

La producción mundial de Residuos Sólidos Municipales -RSM es del orden de  $2 \times 10^9$  t\*año<sup>-1</sup> y posiblemente en el año 2025 alcance  $3 \times 10^9$  t\*año<sup>-1</sup> (Charles et al., 2009), siendo una gran parte de ellos BOM, los cuales están constituidos por residuos de jardín, comida pre y postconsumo de las viviendas y de establecimientos comerciales como restaurantes y expendios de alimentos, excluyéndose residuos de agricultura, actividades forestales, estiércol animal, biosólidos u otros como textiles, papel y madera procesada (Oviedo et al., 2012). En el continente europeo y en el centro de Asia, la proporción de BOM alcanza el 47% mientras en países en desarrollo varía entre 54 y 62%, (TWB, 2012); en el caso colombiano, la proporción llega al 65% (Oviedo et al., 2012).

Durante el transporte, manipulación y disposición de los BOM, se generan problemas como la presencia de polvo en el aire, emisión de gases tóxicos o de Efecto Invernadero-GEI y la producción de lixiviados que contribuyen negativamente tanto al ambiente como a la salud (Filigrana et al., 2011); sin embargo, la fracción predominantemente orgánica de los BOM, favorece su transformación mediante procesos biológicos tanto aerobios como anaerobios, siendo estos últimos una tecnología que cada día gana más importancia en el contexto mundial, ya que permite cerrar ciclos de contaminación y al mismo tiempo generar un gran potencial de producción de energías limpias a partir de residuos líquidos (aguas residuales domésticas, industriales) y sólidos (BOM, lodos primarios y secundarios de PTAR) (Verma, 2002).

La DA es la descomposición bioquímica de materiales orgánicos complejos que se convierten en compuestos más simples y nutrientes disueltos (Verma, 2002, Forster, 2005, Ferreira, 2009); este proceso consiste en una serie de etapas paralelas y secuenciales ejecutadas por diversos microorganismos en ausencia de oxígeno libre en el ambiente, llegando en la etapa final a la producción de una mezcla de gases denominada biogás y conformada principalmente por CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, amonio y sulfuros, siendo el metano una fuente de energía aprovechable (Ferreira, 2009).

Generalmente, la principal fuente de generación de energía han sido recursos no renovables como el petróleo, el carbón y el gas natural, pero debido a que la demanda está en constante aumento y los recursos para obtenerlos disminuyen notoriamente, la problemática actual sobre energía es cada vez más evidente (Aguilar et al., 2009), lo que hace importante evaluar otras potenciales fuentes de generación de energía.

Por lo anterior, este proyecto de investigación tuvo como propósito evaluar el potencial de aprovechamiento de los BOM para la producción de energía en forma de metano a partir de la digestión anaerobia. El estudio se desarrolló bajo la coordinación del Grupo de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental-ECCA y fue financiado por la Universidad del Valle en el marco del proyecto de investigación: "Evaluación del Potencial de Producción de Energía a partir de la Digestión Anaerobia de Biorresiduos de Origen Municipal"

## 1. JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES

La visión tradicional de la gestión de los RSM, ha venido evolucionando, acoplándose a los componentes tradicionales de recolección, transporte y disposición final, el aprovechamiento o valorización (Marmolejo et al., 2011a), ya que los BOM presentes en estos residuos son una importante fuente de energía renovable que puede ser aprovechada de forma sostenible si son tratados bajo condiciones controladas, además de reducir el impacto ambiental, debido principalmente a la reducción de residuos que llegan a disposición final, lo que disminuye de manera importante el potencial de generación de subproductos altamente contaminantes como los lixiviados y los gases de efecto invernadero- GEI (Del Borghi et al., 2003, Shahriari et al., 2011).

En los países en desarrollo, la mayor parte de los BOM se disponen en vertederos a cielo abierto y en rellenos sanitarios; en Latinoamérica, la fracción de biorresiduos dispuestos corresponde al 59% (Aguilar et al., 2009). En Colombia, según Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios- SSPD (2011), el 79 % de los municipios del país disponen sus residuos sólidos en rellenos sanitarios, lo que equivalen a 25.091 t\*d<sup>-1</sup>, el 21 % restante (5.269 t\*d<sup>-1</sup>) se depositan en lugares inadecuados. Esta manera de disponer los biorresiduos ha sido cuestionada durante los últimos años, debido a los problemas ambientales y la incidencia en la salud de las comunidades circundantes a la zona donde se instalan estas estructuras (Filigrana et al., 2011).

Actualmente, Europa cuenta con una capacidad instalada para tratar 4 millones de toneladas al año de BOM mediante DA. En Alemania, existen plantas de producción de biogás para tratar 2 millones de toneladas al año de BOM y en España la capacidad de esta llega a 1.6 millones de toneladas. Holanda, un país con una capacidad instalada de 524 mil toneladas al año, ha implementado en los últimos tres años un plan estratégico que incentiva la DA de los BOM con otros tipos de residuos para garantizar que el 15-20% de la energía que consuman en el 2030 provenga del uso de esta tecnología (De Baere & Mattheeuws, 2013).

En países asiáticos como India y China, la DA de los BOM no solo ha traído beneficios ambientales y recursos energéticos, sino que también es una fuente adicional de ingresos económicos para los agricultores que habitan las zonas rurales en estos países, ya que los BOM digeridos (biosólidos) pueden ser usados como mejoradores de suelos. De acuerdo con Li et al. (2011), en 2010 el gigante asiático proveyó de energía a 40 millones de familias a través del biogás.

En contraste con las experiencias exitosas mostradas, en los países en desarrollo estas políticas están obstaculizadas generalmente por la falta de acompañamiento técnico y la carencia de ayuda financiera para el establecimiento del capital inicial (Cendales, 2011). En Colombia particularmente, no existen instalaciones para la generación masiva de energía a partir de biogás y los pocos sistemas de tratamiento se desarrollan a escala de pequeñas granjas por iniciativa de los propietarios minoristas y fundaciones de cooperación internacional (Cendales, 2011), además que gran parte de los desarrollo en DA se han enfatizado en el tratamiento de Aguas Residuales-AR (Torres, 2012); otro países en desarrollo como México y Brasil, presentan mayores avances y experiencias de aplicación de DA de BOM (Alzate et al., 2003, Carneiro, 2005, Alzate et al., 2008, Bobadilla et al., 2010, PBH, 2010).

Con relación a la DA de los BOM, dentro de las mayores limitaciones se ha identificado la sensibilidad del proceso a aspectos como cantidad de sustrato disponible o relación sustrato- inóculo-S/I, cambios de pH y tamaño de las partículas a digerir. La relación S/I es considerada como uno de los principales parámetros que

afectan los resultados de los procesos en condiciones anaerobias y en el caso de los residuos sólidos influye en el arranque de las reacciones en la DA, ya que permite al sistema contrarrestar el efecto de los productos de la fermentación (Motte et al., 2013).

Aunque en la literatura se mencionan diferentes valores recomendables para la relación S/I, éstos oscilan dependiendo de las características del sustrato y del inóculo, además del tipo de unidades usadas para su determinación, las cuales pueden expresarse en  $\text{gDQO}_{\text{sustrato}} \cdot \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  y  $\text{gSV}_{\text{sustrato}} \cdot \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , siendo esta última la más utilizada (Angelidaki & Sanders, 2004); por esta razón, autores como Owen et al. (1978), Aquino (2007) y Lesteur et al. (2010) recomiendan definir para cada sustrato e inóculo la proporción que garantice la mayor producción de metano. Los rangos oscilan entre menos de 0.5 (Verein Deutscher Ingenieure-VDI (2006) a 1 (Raposo et al. (2006) mientras que a relaciones superiores a 2 pueden presentarse problemas de inhibición (Raposo et al., 2011).

El pH es otra de las condiciones de operación más importantes para llevar a cabo el proceso de DA, debido a que influye en la actividad de las enzimas hidrolíticas y de los microorganismos activos que intervienen en el proceso (Angelidaki & Sanders, 2004). Algunos autores hacen referencia a que el pH óptimo para la generación de  $\text{CH}_4$  debe estar entre 6.8 y 8 unidades (Sharma et al., 1999, Chernicharo, 2007) o entre 7 y 8.5 unidades (Dinamarca et al., 2003, Angelidaki & Sanders, 2004)

Mata (2003) afirma que una de las condiciones que puede afectar el pH del sistema en el cual se lleva a cabo la DA se puede atribuir al tipo de sustrato empleado. Los BOM, por ser sustratos ricos en carbohidratos, generan una alta producción de AGV's, lo que podría llegar a ocasionar su acumulación y por consiguiente un descenso en el pH que inhibe la producción de  $\text{CH}_4$ . Knol et al. (1978) estudiaron, durante 90 días, la DA de residuos de comida, compuestos por manzanas, espárragos, zanahorias, guisantes, espinacas y fresas, dentro del rango de temperatura mesofílico. Los resultados obtenidos mostraron inestabilidad en el proceso, por lo cual fue necesaria la adición de alcalinizante.

El tamaño de las partículas es un factor que puede afectar el rendimiento de la DA de los BOM, por varias razones. La reducción de tamaño de las partículas aumenta la superficie específica disponible aparte de influir sobre la velocidad de hidrólisis en la DA, donde los tamaños de las partículas más pequeños pueden resultar en un tiempo de retención más corto, lo que ofrece menores costos operacionales. Estudios realizados por Banks et al. (2010), donde se evaluaron diferentes opciones para reducir el tamaño de partícula a gran escala, reportaron que con tamaños de partícula entre 10 y 30 mm se logran óptimas producciones de metano sin llegar al punto de tamaños que puedan generar una excesiva producción de AGV's. A escala de laboratorio, generalmente la reducción del tamaño de los sustratos lo realizan mediante licuadora y/o procesador de alimentos (Hansen et al., 2004, Angelidaki et al., 2009, Pabón et al., 2012, Rajagopal et al., 2013); sin embargo, en estos estudios no se encuentra un tamaño de partícula común, pues van desde los 3 mm hasta sustratos de 1cm.

El estudio de los procesos bioquímicos y fisicoquímicos que ocurren en la DA de los BOM, muestra que la hidrólisis es la principal etapa limitante del proceso (Hernández & Delgadillo, 2011) y que sobre él influyen una serie de factores, siendo recomendable, estudiar el proceso tanto experimentalmente como a través de la aplicación de modelos cinéticos. Aunque gran parte de los cuales corresponde a cinética de primer orden. Krishania et al (2013) recomiendan complementar los estudios de la hidrólisis a partir de modelos primarios, siendo el más usado el ajuste de Gompertz, con el cual se puede deducir el comportamiento de otras fases tan importantes de la DA como la acidogénesis y la acetanogénesis; de igual forma ayuda a comprender la

dinámica de la biomasa dentro de un biorreactor (Farias et al., 2011). Aldin (2010) evaluó el efecto del tamaño de la partícula sobre la hidrólisis mediante modelos cinéticos de primer orden, encontrando una estrecha relación entre esta variable y el efecto sobre tan importante etapa de la DA. Por otra parte, Lay et al. (1997) constataron, a través del ajuste de Gompertz la incidencia de factores como el pH y la humedad sobre la fase de letargo en el rango mesofílico durante 20 días.

Una de las técnicas de evaluación a escala de laboratorio de la producción de metano a partir de la digestión anaerobia de residuos sólidos, es el PBM, el cual se caracteriza por cuantificar la producción de metano y establecer el grado de biodegradabilidad del sustrato y posibles efectos inhibitorios en el proceso anaerobio (Owen et al., 1978). Basados en este criterio, en este trabajo de investigación se evaluó a través de esta técnica, el efecto de factores tan importantes como la relación S/I, pH y tamaño de partícula sobre el rendimiento y la estabilidad del proceso de DA, además de su influencia sobre la etapa de hidrólisis.

## 2. REVISIÓN DE LITERATURA

### 2.1 Generalidades de los residuos sólidos

La definición conceptual de Residuos Sólidos-RS presenta cierta particularidad, debido a que no es homogénea en cada región del mundo, como suele suceder con otros tópicos como son las aguas residuales. Por el contrario, ésta diverge de acuerdo a una serie de factores como es la normatividad de lugar, las opciones tecnológicas que estén disponibles para su tratamiento así como su reincorporación o aprovechamiento en la cadena que lo genera. La Tabla 2.1 muestra diferentes definiciones que existen a nivel internacional.

**Tabla 2.1** Definiciones de residuos sólidos

<b>País/Entidad</b>	<b>Definición</b>	<b>Fuente</b>
Unión Europea (U.E)	A través de la Directiva 75/442/CEE del Consejo, define el término residuo ya sea líquido, sólido o gaseoso como un objeto procedente de un proceso de extracción, transformación o utilización que carece de valor para su generador.	(CE, 1975)
Estados Unidos (E.U)	Mediante la ley "Resource Conservation and Recovery Act" (RCRA) en la sección 1004-27 los definen como: toda basura, desperdicio, lodos de plantas de tratamiento de residuos, de plantas de tratamiento de agua potable o de instalaciones de control de calidad del aire y otros materiales de desecho, incluyendo sólidos, líquidos, semisólidos o material con contenido gaseoso resultantes de operaciones de la industria, el comercio, la minería, la agricultura y actividades de la comunidad. Se excluyen las aguas residuales, vertidos industriales, material radioactivo, combustibles, licores de pulpa, entre otros.	(USEPA, 2002)
Brasil	Según NBR 1004, son residuos en estado sólido y semi-sólido, aquellos que resultan de las actividades industrial, doméstica, hospitalaria, comercial, agrícola, de servicios y de barrido. Están incluidos en esta definición los lodos provenientes de sistemas de tratamiento de agua, aquellos generados en instalaciones de control de contaminación, así como determinados líquidos cuyas características toman inviable el volcado a la red pública de desagüe, que exigen tecnología sofisticada y de altos costos económicos.	(Silva Pereira & De Conto, 2008)

País/Entidad	Definición	Fuente
Colombia	En el Decreto 2981 de 2013, se define como cualquier objeto, material, sustancia o elemento principalmente sólido resultante del consumo o uso de un bien en actividades domésticas, industriales, comerciales, institucionales o de servicios, que el generador presenta para su recolección por parte de la persona prestadora del servicio público de aseo. Igualmente, se considera como residuo sólido, aquel proveniente del barrido y limpieza de áreas y vías públicas, corte de césped y poda de árboles. Los residuos sólidos que no tienen características de peligrosidad se dividen en aprovechables y no aprovechables.	(MCVT,2013)

En consonancia con lo ya mencionado, la definición de RS varía de acuerdo al ente que la formula; por ende, induce variabilidad en la conceptualización de los residuos, lo que ha causado confusiones en diversos estudios, especialmente, en lo relacionado con la gestión y aprovechamiento de los mismos; sin embargo, independientemente de la definición, expulsar el residuo fuera de la vista del dueño original, es una norma social establecida en la mayoría de las culturas humanas; y bajo esta consigna, todavía el problema del manejo integral de los residuos sólidos no se ha abarcado en su totalidad (O` Conell, 2011)

Los RS presentan diferentes clasificaciones de acuerdo a la actividad que los genera, a su composición o a su aprovechamiento. Según la actividad de generación los RS se clasifican como se presentan en la Tabla 2.2

**Tabla 2.2** Clasificación de los RS según la fuente de generación

Tipo de residuo sólido	Instalaciones, actividades o locaciones donde se originan
Municipal	Residencial Hogares o en cualquier establecimiento similar.
	Comercial Establecimientos comerciales y mercantiles ( almacenes, depósitos, hoteles, restaurantes, plazas de mercado, entre otros)
	Institucional Hospitales, escuelas, universidades y entidades gubernamentales
Agrícola	Se genera por la crianza de animales y la producción, cosecha y segado de cultivos y árboles que no se emplean para acondicionar suelos
Industrial	Son el producto de los procesos de producción, mantenimiento de equipos e instalaciones, tratamiento y control de la contaminación
Construcción y demolición	Construcción, remodelación y reparación de edificios o de la demolición de pavimentos, casas, edificios, centros comerciales y otras estructuras.

Fuente: (Tchobanoglous, 2009)

Dentro de los residuos sólidos se encuentran los de origen municipal, los cuales constituyen gran parte de los residuos que se generan en el mundo además de ir en aumento por la dinámica demográfica mundial. Los RSM incluyen los residuos domésticos, comerciales, institucionales, de mercados y de limpieza urbana, parques y jardines. Respecto a la composición por materiales de los RSM en la Tabla 2.3 se muestra la composición en algunos países.

**Tabla 2.3** Composición de los RSM en países desarrollados y en desarrollo

Países	BOM (%)	PyC (%)	P (%)	T (%)	V (%)	M (%)	H (%)	Ma (%)	Otros (%)	Fuente
E.U	27,8	28,2	12,3	8,3	4,8	8,6	-	6,5	3,5	(USEPA, 2009)
México	36,51	22,09	12,34	6,2	4,47	2,57	5,81	-	10	(Aguilar et al., 2009)
China	65,98	11,02	12,33	1,51	0,96	0,3	-	3,8 1	4,09	(Wang & Wang, 2013)
Reino Unido	41,1	18,5	7,1	2,9	6,8	2,6	1,9	-	19,1	(Burnley, 2007)
Grecia	39,15	19,94	16,85	5,24	7	4,95	-	-	8,54	(Gidarakos et al., 2006)
España	34,66	21,76	11,50	11,92	4,74	3,75	-	-	11,66	(Castrillon et al., 2013)
Colombia	65,5	4,6	8,7	3,2	2,0	1,1	9,0	-	5,9	(Marmolejo et al., 2011b)

PyC: Papel y Cartón; P: Plástico; T: Textiles; V: Vidrio; M: Metales; H: Higiénicos y Ma: Madera

De igual manera que la composición de los RSM varía en cada región del mundo, lo mismo sucede con la generación de estos. En los países desarrollados la producción de los RSM es superior frente a la registrada por las naciones en vía de desarrollo; sin embargo, en estos últimos gran parte de los RSM son BOM (Bustos, 2009). Los BOM provienen de residuos de jardín, comida pre y postconsumo de las viviendas y de establecimientos comerciales como restaurantes y expendios de alimentos. Se excluyen residuos de agricultura, actividades forestales, estiércoles animales, biosólidos u otros como textiles, papel y madera procesada (CEC, 2008, Oviedo et al., 2012). En América Latina, esta composición tiene un alto componente de residuos de alimentos (promedio 50% a 70% en peso - base húmeda), los cuales son la fracción de los residuos residenciales con mayor potencial para contaminar el ambiente (Oviedo et al., 2012). La Tabla 2.4 muestra la proporciones BOM de las ciudades capitales más importantes de Colombia, cabe aclarar que la variabilidad entre los parámetros seleccionados o identificados durante la caracterización de los RS estuvo sujeta al alcance o finalidad del estudio en cada ciudad.

**Tabla 2.4** Composición de los RSM de las ciudades capitales más importantes de Colombia

Ciudad	BOM (%)	PyC (%)	P (%)	T (%)	V (%)	M (%)	H (%)	Ma (%)	Otros (%)	Fuente
Bogotá	56,9	22,5	0,8	3,7	4,3	1,8	-	-	11	(Parra, 2002)
Medellín	59,48	12,02	11,29	3,22	2,65	1,31	-	-	10,03	(UDEA, 2006)
Cali	65,54	6,23	10,14	1,98	2,56	1,06	7,73	0,62	4,14	(DAPM, 2009)
Barranquilla	51,37	12	8,67	-	-	-	-	-	27,96	(Bula et al., 2012)

PyC: Papel y cartón; P: Plásticos; T: Textiles; V: Vidrio; Me: Metal; H: Higiénicos; Ma: Madera

De acuerdo con las tablas anteriores, se observa que la producción de RSM y la proporción de los BOM, tienen una gran relevancia en cuanto a la definición de las estrategias u opciones de tratamiento o disposición de los RSM que se generan en cada región. Varios países desarrollados contemplan en sus programas estrategias diferentes a la disposición de RSM en rellenos sanitarios, con el objetivo de disminuir los GEI y de

esta manera pretenden avanzar en el cumplimiento de sus obligaciones en materia de cambio climático (Solórzano, 2003). No obstante, en los países del tercer mundo, el panorama es distinto; en estos países los recursos son limitados e implementar una cultura de reciclaje toma tiempo, de allí que los rellenos sanitarios constituyan una opción segura a mediano y corto plazo (Noguera & Olivero, 2010). Esta solución ha sido cuestionada no solo por sus impactos negativos sobre el ambiente sino además por el inadecuado manejo que se le da al metano presente en el biogás, puesto que puede ser una fuente energética en las comunidades donde están asentados los rellenos sanitarios (Camargo & Vélez, 2009).

La biodegradabilidad de los BOM es crucial para la selección de la tecnología a usar; sin embargo, es importante conocer si en efecto gran parte de los elementos que los constituyen son de rápida degradación, para ello se suelen usar diferentes técnicas. El contenido en sólidos volátiles-SV, determinado a 550 °C, generalmente se emplea como una medida de la cantidad de materia orgánica de los biorresiduos (Eliyan et al., 2008). Sin embargo, la aplicación de SV para la descripción de estos es errónea, puesto que algunos de los constituyentes de los BOM son altamente volátiles pero de baja biodegradabilidad (por ejemplo, residuos de poda de jardín o cáscaras de algunos vegetales, entre otros (Bogota et al., 2008)). Por tal razón es importante determinar la Fracción Biodegradable-FB presente en los BOM, la cual está asociada principalmente a la presencia de material recalcitrante, siendo la lignina uno de los parámetros usados como indicador de la biodegradabilidad de estos (Espinosa et al., 2007).

## **2.2 Alternativas para el tratamiento biológico de los BOM**

Las Plantas de Manejo de Residuos Sólidos-PMRS están enmarcadas en los Planes de Manejo Integral de Residuos Sólidos-PMIRS. Estas han orientado su funcionamiento hacia el aprovechamiento de la mayor cantidad posible de residuos y la disposición final de aquellos materiales que por sus características físicas, químicas o biológicas no tienen posibilidad de ser aprovechados o no existen opciones para su transformación o mercadeo en el entorno (Marmolejo et al., 2011b). Dentro de estos se encuentran los BOM, los cuales debido a las características ya mencionadas, son susceptibles a un proceso de transformación que permita darles un valor agregado. Para ello algunas plantas tienen como mecanismos de tratamiento procesos de compostaje, tratamiento con invertebrados o digestión anaerobia, la cuales se explicaran a continuación:

### **2.2.1 Compostaje**

El compostaje es la descomposición biológica y estabilización de sustratos orgánicos, bajo condiciones que permiten la obtención de temperaturas termófilas como resultado del calor generado biológicamente, para dar un producto final estable, libre de patógenos y semillas de plantas, y que pueda ser aplicado de forma beneficiosa al suelo (Hasse et al., 2001). El compostaje se considera un método económico comparado con otros tratamientos y eficaz para disminuir la cantidad de residuos por transportar y disponer. El producto obtenido puede utilizarse como acondicionador de suelos, aplicado en agricultura, huertas caseras o como material de cobertura en sistemas de disposición final (Marmolejo et al., 2011a).

Durante el proceso de compostaje suceden una serie de fases caracterizadas por la actividad de distintos organismos, existiendo una estrecha relación entre la temperatura, el pH y el tipo de microorganismos que



actúan (Alvarez, 2006). Las fases son: *mesofílica*, genera energía que se libera en forma de calor, y se traduce en un incremento paulatino de la temperatura, llegando a valores cercanos a los 40°C (Barrera, 2006); *termofílica*, la temperatura alcanza los 60°C y al lograr temperaturas tan elevadas, se consigue uno de los objetivos principales del compostaje que es eliminar los microorganismos patógenos y las semillas de malas hierbas, con lo que se asegura la higienización del producto final (Barrera, 2006); sin embargo, se debe evitar superar los 70°C ya que el proceso se convierte en una ignición en el cual se empobrece en extremo la sustancia orgánica (Tortarolo et al., 2008); *enfriamiento*, la temperatura se reduce, alcanzando los 40°C y luego disminuye hasta la temperatura ambiente; se genera menos calor y el pH se mantiene ligeramente alcalino (Barrera, 2006; Tortarolo et al., 2008); *maduración*, puede considerarse como complemento final de las fases que ocurren durante el proceso de fermentación; es un período durante el cual se producen reacciones secundarias de condensación y polimerización del humus; se desarrolla a temperatura ambiente y se produce la madurez del compost (Arrigo et al., 2005).

Los materiales compostados constituyen un aporte importante de materia orgánica, que recompone las propiedades del suelo tales como estructura, porosidad, densidad aparente, estado nutricional del mismo y muchas otras características (Puerta, 2012). Sin embargo, la aplicación al suelo de un compost inmaduro puede causar problemas tales como inmovilización de N por parte de los microorganismos, condiciones anaeróbicas, elevación de la temperatura del medio y la acumulación de sustancias fitotóxicas que pueden impedir la germinación de semillas o inhibir el crecimiento radicular. Estos inconvenientes destacan la importancia de cuantificar el efecto producido por el agregado al suelo como enmienda orgánica de un producto parcialmente compostado (Arrigo et al., 2005).

### **2.2.2. Tratamiento con Invertebrados**

En los últimos años se han empleado diferentes tipos de animales. Para el caso de las lombrices existe (vermicompostaje o lombricompostaje) la técnica consiste en estabilizar los BOM a través de dichos especímenes; no obstante, esto no implica que no participen otros organismos, como son las bacterias y hongos aunque las lombrices son las principales impulsadoras del proceso (Lleó et al., 2012). El lombricompost obtenido es rico en nutrientes y con una baja presencia de microorganismos patógenos. El producto tiene la misma apariencia y olor de la tierra negra y fresca. El vermicompostaje no sólo produce el lombricompost; también se tiene una producción importante de lombrices con el 60% de proteínas en peso seco aproximadamente, lo que plantea un recurso valioso para la economía, la cual tiene que sustituir progresivamente la compra de concentrados para nutrición animal en razón de sus costos (Patrap et al., 2011).

Aunque el compost y el vermicompost son beneficiosos en suelos destinados a prácticas agrícolas; autores como Atiyeh et al. (2000) aseveran que aunque el primero tenga mayores concentraciones de amonio que el segundo, este último presenta cantidades superiores de nitratos que son la forma más disponible de nitrógeno al que pueden acceder las plantas; llegando a ser un mejorador de suelos más atractivo frente a otros de origen orgánico, dentro de estos el compost.

Recientemente, la bioconversión mediante BSFL (mosca soldado negra por su siglas en inglés) representa una alternativa promisoría para el tratamiento de los BOM (Kim et al., 2011); esta habilidad es debida en gran

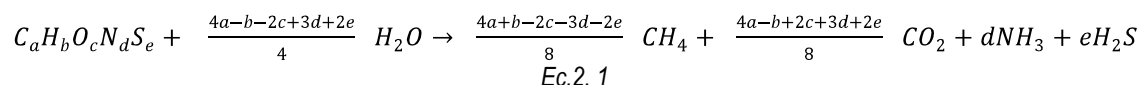
parte a los microorganismos intestinales de las larvas, sus enzimas y los organismos que están en el medio los cuales actúan en sinergia con ellas (Jeon et al., 2011). Este insecto no es reconocido como una plaga y en adulto (mosca) no frecuenta hogares humanos ya que sobrevive bajo sus propias reservas, lo cual hace que el riesgo de transmisión de enfermedades sea nulo; la mosca vive entre 6 y 16 días, dependiendo de sus reservas, la disponibilidad de agua y las condiciones ambientales (Tomberlin et al., 2002).

La mayor parte de la aplicación de esta técnica ha sido en la degradación de estiércol de animales (cerdos, ganado y gallinas) residuos de pescado y café; no obstante, son pocas las investigaciones de su uso en BOM, residuos agrícolas, así como tampoco en excretas y lodos fecales, aunque se plantea que para los residuos evaluados, las larvas pueden ser más eficientes que las lombrices o el compostaje (Dowing et al., 2010).

En general, las diversas opciones tecnológicas que existen para el tratamiento biológico de los BOM presentan un claro aporte al control de contaminación que genera esta fracción de los RSM; sin embargo, autores como Wilkie (2005), Arsova (2010) y De Baere & Mattheeuws (2013) señalan que si es cierto que tecnologías como el compostaje y lombricompostaje pueden reducir y estabilizar rápidamente la fracción orgánica presente en los residuos que se producen en una comunidad, se necesita de grandes extensiones de tierra y maquinaria que permitan un proceso óptimo, no solo para el manejo de los RS sino también para el aprovechamiento del subproducto que se obtiene; además, en ciertas ocasiones son fuente de olores ofensivos y de vectores. Desde el punto de vista de las emisiones de CO<sub>2</sub>, diversos estudios han comprobado que el compostaje emite mayores cantidades de CO<sub>2</sub> que la DA (MT et al., 2011, Parry & Evans, 2012, Thanh, 2012).

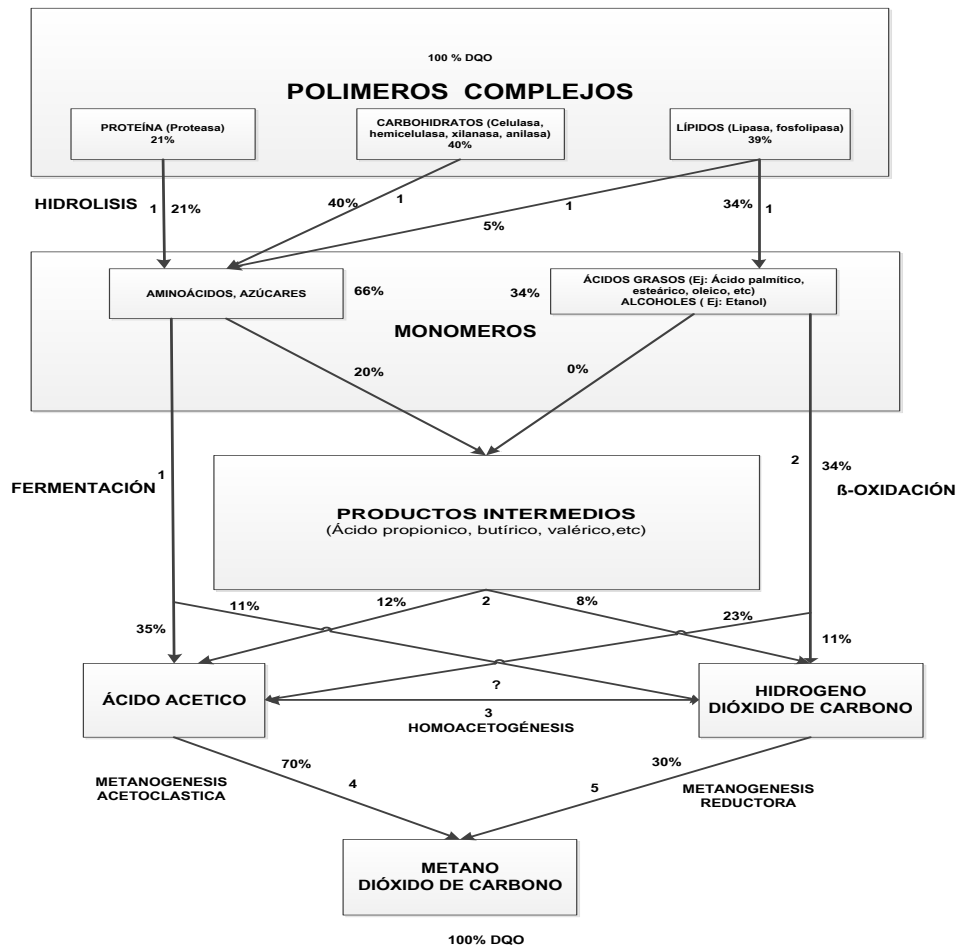
### 2.2.3. Procesos de Digestión Anaerobia

La DA es un mecanismo de degradación de biomasa donde las moléculas orgánicas complejas son reducidas en sus componentes energéticos individuales de forma espontánea (sin suministro de energía) por la acción de microorganismos en un medio anóxico (Blanco, 2011, Zhang & Banks, 2013). El producto de éste proceso se denomina biogás, el cual está compuesto en su mayoría por metano y dióxido de carbono además de otros gases en proporciones menores (amoníaco, ácido sulfhídrico, entre otros). Igualmente, se obtiene como resultado de la actividad metabólica un incremento en la biomasa involucrada en el proceso. La Ec 2.1 representa de forma generalizada la obtención de biogás por medio de la degradación anaerobia de los BOM mediante la fórmula C<sub>a</sub>H<sub>b</sub>O<sub>c</sub>N<sub>d</sub>S<sub>e</sub>. Por lo tanto, se puede determinar el volumen total teórico de metano a producir, asumiendo la conversión completa de los mismos en CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> (Nayono, 2010).



El proceso anaerobio ha sido estudiado con bastante amplitud desde la óptica de la bioquímica y la microbiología y se conoce que en él convergen una amplia variedad de microorganismos (arqueas y bacterias) tanto de tipo facultativo como anaerobias estrictas (Mejía, 1996, Diaz et al., 2002). Éste mecanismo de transformación presenta dos etapas sucesivas, denominadas como no metanogénica y metanogénica; en la primera fase se inicia la transformación de las moléculas que conforman la fracción orgánica, produciéndose así estructuras moleculares más simples; en esta fase del proceso suelen considerarse dos etapas, una hidrólisis seguida por la fermentación (conocida como acidogénesis) y finalmente la β-oxidación (acetogénesis) (Mata, 2003). Los productos de las fases anteriores proporcionan el sustrato a los microorganismos que se desarrollan en la etapa metanogénica, la cual se caracteriza por ser en la que se

genera metano y de allí su nombre (Nayono, 2010). A continuación la Figura 2.1 muestra el diagrama esquemático de la DA de los biorresiduos.



**Figura 2.1** Diagrama esquemático completo de la DA. Los nombres en paréntesis indican las enzimas excretadas por las bacterias hidrolíticas y los porcentajes representan el flujo del sustrato en cada fase. Los números indican los siguientes grupos involucrados: 1-Bacterias fermentativas; 2-Bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno; 3-Bacterias acetogénicas consumidoras de hidrógeno; 4-Arqueas metanogénicas acetoclásticas; 5-Arqueas metanogénicas reductoras del dióxido de carbono. Adaptado de Mata (2003) y Nayono (2010)

La *hidrólisis* es la primera etapa del proceso, en la cual los polímeros complejos como polisacáridos, proteínas y lípidos (grasas y aceites) son hidrolizados por acción de enzimas extra celulares convirtiéndolos en moléculas más simples y así ser disueltas por el medio acuoso que las rodea. Estas moléculas debido a su tamaño y simplicidad estructural son capaces de ser transportadas al interior de los microorganismos a través de la membrana celular (Nayano, 2010). Las bacterias involucradas en esta fase pueden ser anaerobias o facultativas. Este grupo que es muy numeroso, se desarrolla espontáneamente en el medio cuando las condiciones son idóneas, o bien pertenecen a la flora de la sustancia orgánica a digerir (Blanco, 2011). La importancia de la presencia de estas bacterias radica en que, además de suministrar sustrato para los grupos microbianos posteriores, reducen el oxígeno disuelto y gaseoso que pudiera estar presente en el medio.

Durante la *fermentación* (acidogénesis), los monómeros obtenidos durante la hidrólisis son degradados por una gran variedad de bacterias que reciben el nombre de fermentativas, las cuales igualmente que en la fase hidrolítica son anaerobias y facultativas. Este grupo bacteriano produce dióxido de carbono, hidrógeno,

alcoholes, ácidos orgánicos y algunos compuestos nitrogenados y sulfurados. En esta etapa se genera el ácido orgánico más importante, para la producción de metano, que es el acético el cual es el sustrato directo para las arqueas metanogénicas (Nayono, 2010; Blanco, 2011).

Cuando sucede la  $\beta$ -oxidación (acetogénesis), La producción de acetato no solo ocurre a través de la fermentación de los monómeros sino que también durante esta misma fase, los ácidos grasos volátiles (AGV's) son convertidos a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por acción de las bacterias acetogénicas. El proceso de conversión, de acetato a metano, puede ser favorable termodinámicamente si la presión parcial del hidrógeno se encuentra baja; por lo tanto, una reducción del hidrógeno es relevante en ésta etapa; de allí que en la acetogénesis se presenten dificultades energéticas por lo que se requiere la participación de otros grupos microbianos metanogénicos consumidores de hidrógeno (Blanco, 2011).

Finalmente, en la *metanogénesis*, se produce el metano por acción de las arqueas metanogénicas. Alrededor del 70% del metano procede del acetato, el cual sufre un proceso de descarboxilación ocasionado por las arqueas metanogénicas acetoclásticas y el 30 % proviene de la reducción del dióxido de carbono por el hidrógeno, a metano, el cual es usado como catalizador por las arqueas metanogénicas reductoras; esta fase es conocida como metanogénesis hidrogenotrófica. En particular, el hidrógeno consumido por este grupo es posiblemente el que causa la baja presión parcial de este gas en los reactores anaerobios, ya que crea condiciones favorables para las bacterias acetogénicas además de la producción de sustratos como acetato, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> usado por las arqueas metanogénicas. Adicionalmente, las bacterias sulfareductoras también consumen este gas para la reducción de sulfato o para producción de acetato a partir de CO<sub>2</sub> y el H<sub>2</sub> (Almeida et al., 2011).

➤ *Factores de importancia en la DA*

La digestión anaerobia de la materia orgánica es un proceso complejo, que incluye un número de pasos de degradación diferentes, los microorganismos que participan en el proceso son específicos para cada etapa de degradación y por tanto tienen diferentes requisitos ambientales (Khalid et al., 2011). Dentro de los principales factores que afectan el proceso se encuentran el tamaño de las partículas a digerir, las características del sustrato y el inóculo y factores ambientales como Temperatura, pH, Alcalinidad (Total y Bicarbonática) y AGV's (Verma, 2002).

*Tamaño de partícula de los BOM:* Dentro de las características físicas del sustrato que inciden sobre el proceso de DA y su producción de metano se encuentra el tamaño de las partículas. Generalmente, la reducción del tamaño de partícula en los sustratos incrementa el área superficial (donde ocurre la actividad microbial), mejora el proceso biológico, también reduce los tiempos de digestión y mejora la producción de biogás (Forster, 2005; Raposo et al., 2011).

Diversos estudios reportan que se han obtenido mejores rendimientos en la generación de biogás y en el desarrollo del proceso, cuando el tamaño de las partículas de sustrato a digerir es reducido. En la Tabla 2.5 se presenta un resumen de algunos estudios en los cuales se consideró el tamaño de la partícula del sustrato.

**Tabla 2.5** Tamaño de partículas evaluadas en diferentes estudios

Estudio	Tamaño de partícula (mm)	Autor(es)
Efecto del tamaño de partícula en la DA de residuos de alimentos	0,6 – 0,8	(Izumi et al., 2010)
Efecto del tamaño de partícula en la producción de biogás a partir de residuos fibrosos	2	(Mshadete et al., 2006)
Métodos para mejorar la producción de biogás a partir de materia orgánica recalcitrante	2	(Angelidaki & Ahring, 2000)
DA termofílica seca de RSM	1-5 y 10-20	(Forster, 2005)
Codigestión de biorresiduos con RS de frigoríficos	≤ 3	(Cuetos et al., 2008)
DA sostenible en biomasa	10	(Pabón, 2009)
DA de RSM en batch: Revisión	10	(Raposo et al., 2011)
Optimización de la DA de biorresiduos	30	(Juanga, 2005)
Efecto dinámico del tamaño de la partícula	0,1-1,4	(Motte et al., 2013)
Efectividad del tamaño de la partícula en tratamiento biológicos de biorresiduos	<5 y 5-37,5	(Banks et al., 2010)
Optimización estadística de la codigestión seca de biorresiduos de acuerdo al tamaño de la partícula	0,2-2	(Cho et al., 2013)
Influencia del tamaño de partícula en la cinética de la DA de residuos de aceite de girasol en modo batch	0,355-2	(De la Rubia et al., 2011)
Influencia de la digestión anaerobia de residuos de celulosa	0,05-0,1	(Hu et al., 2005)
Influencia de reducción de la partícula de biorresiduos en la DA	0,2-1,6	(Palmowski & MÜLLER, 2000)
Efecto del tamaño de partícula en la producción de biogás mediante residuos de biomasa	0,088-30	Sharma et al (1988)
Optimización de la producción de biogás a partir de cascara de banano a través del tamaño de la partícula	1,5-10	(Tumutegyereize et al., 2011)
Efecto del tamaño de la partícula en la producción de biogás a partir de residuos bagazo de fique	0,85-5	(Vargas & Zambrano, 2010)
Relevancia del pretratamiento mecánico en la DA de biorresiduos	0,003-8	(Fernández, 2008)
Efecto de la distribución de diferentes tamaños de partícula en la DA de biorresiduos municipales	<5 y 5-37,5	(Zhang & Banks, 2013)
Efecto del tamaño de la partícula en la DA de residuos agrícolas	2-50	(Menardo et al., 2012)

No obstante, Izumi *et al.* (2010) resaltan que una excesiva reducción de tamaño de las partículas podría generar acumulación de AGV's y por ende una disminución en las tasas de producción de gas y en la solubilidad de los materiales a digerir.

*Características del sustrato:* Las características de los BOM determinan el éxito de la DA (por ejemplo el alto potencial para producir biogás y su capacidad de degradación). Las condiciones del sustrato pueden variar de acuerdo a su origen, al tiempo de almacenamiento, los hábitos culturales de la comunidad, entre otros. La cantidad de componentes como los lípidos, carbohidratos, proteínas, celulosa, hemicelulosa, así como la lignina proporcionan una perspectiva en cuanto a la generación de metano y la degradabilidad del sustrato (Nayono *et al.*, 2010). Los lípidos son las sustancias más importantes en el proceso anaerobio, puesto que el rendimiento de metano a partir de esos es superior respecto a otras sustancias orgánicas (Solano et al., 2011).

Aunque los BOM con alto contenido de lípidos los vuelve un sustrato atractivo para la producción de biogás, Neves et al. (2008) señalan que la presencia excesiva de estos puede reducir la velocidad de la hidrólisis, pues existe la posibilidad que los lípidos se adhieran a otros compuestos y por lo tanto, se reduce la actividad de ciertas enzimas involucradas en el proceso. En cuanto a los carbohidratos, son sustancias fácilmente

degradables por la actividad microbiana anaerobia (Gavala & Lyberatos, 2001); sin embargo, una elevada concentración de éstos puede acidificar el proceso y por ende, inhibir a ciertos microorganismos como las arqueas metanogénicas (Torres et al., 2008). Por otro lado, las proteínas igual que otros compuestos ya mencionados, son una fuente importante de C y N en la DA; no obstante, un exceso de éstos puede causar efectos nocivos en el proceso, ya que el amoníaco producido en la transformación del nitrógeno orgánico es uno de las grandes inhibidores de la biomasa anaerobia (Blanco, 2011; Solano et al., 2011).

Respecto a la lignocelulosa (celulosa y hemicelulosa que se encuentran estrechamente unidas a la lignina), estos se pueden encontrar en abundancia en los residuos de jardinería y cascaras de muchos alimentos, todos estos considerados BOM (Blanco, 2011). La lignina se considera un componente de difícil degradación en los procesos anaerobios; además de retardar la hidrólisis que conlleva a limitar el proceso de conversión de la materia orgánica a compuestos más simples, su presencia afecta la biodegradabilidad de la celulosa, hemicelulosa, entre otros (Chen et al., 2008). Los compuestos mencionados anteriormente están constituidos de C y N, estos son elementos que proporcionan la energía necesaria para los procesos de degradación; mientras que el carbono constituye la fuente de energía para los microorganismos, el nitrógeno sirve para potenciar el crecimiento microbiano; si la cantidad de nitrógeno es limitante, las poblaciones microbianas serán bajas y se necesitará más tiempo para descomponer el carbono disponible (Nayono, 2010).

Una relación de C/N entre 20 - 30 tiene efectos positivos sobre el rendimiento del metano y la degradación de residuos orgánicos (Juanga, 2005). A valores bajos de C/N se incrementa el riesgo por exceso de nitrógeno y a su vez la inhibición del proceso, mientras que valores altos indican deficiencia de nitrógeno para la síntesis de biomasa (Angelidaki & Ellegaard, 2003). En la Tabla 2.6 se muestra diferentes relaciones C/N evaluadas en la DA de biorresiduos y su incidencia en la generación de metano.

**Tabla 2.6** Relaciones C/N evaluadas en la DA de BOM

Estudio	Relación (C/N)	Producción de metano presente el biogás (%)	Fuente
Estudio de las condiciones de operación para la digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos	32,77	60	(Castillo et al., 2003)
Incremento de la producción de biogás a través de codigestión de biorresiduos y estiércol de cerdo	17,2-47	71,6	(Ye et al., 2013)
Efecto de la relación C/N sobre la digestión anaerobia residuos lácteos	8,0	67	(Hills, 1979)
Caracterización de los biorresiduos como sustrato en la DA	14,8	73	(Zhang et al., 2007)
Efecto de la codigestión de biorresiduos municipales y residuos agrícolas con estiércol de bovino	20	70	(Macias et al., 2008)
Influencia de la temperatura y la carga orgánica en la codigestión de residuos agrícolas	23	53-70,2	(Babaee et al., 2013)
DA termofílica de biorresiduos municipales en un reactor continuo	15	30-40	(Eliyan et al., 2008)
Desarrollo de un reactor anaerobio en columna para la biometanización de biorresiduos	15,3	65-70	(Bodkhe et al., 2011)
DA en batch de residuos de papa solos y combinados con rojas de remolacha	35	31-62	(Parawira et al., 2004)
Codigestión de biorresiduos con RS de frigoríficos	32,1	65-66	(Cuetos et al., 2008)

*Inóculo:* Una de las principales limitantes para la aplicación de procesos de digestión anaerobia en el tratamiento y aprovechamiento de BOM son los largos tiempos de bioestabilización comparados con procesos como el compostaje, por lo que el inóculo seleccionado juega un papel importante ya que éste ayuda a disminuir dichos tiempos, presentando resultados satisfactorios al final del proceso (Angelidaki et al., 2003). Para ello se debe garantizar que el inóculo sea fresco y que posea una composición microbiana tal que asegure el consumo de la materia orgánica y posterior conversión a biogás del sustrato presente. (Blanco, 2011).

Según Aquino *et al.* (2007), uno de los principales inconvenientes de los lodos en los ensayos de PBM es el crecimiento de la biomasa durante el ensayo puesto que esto interfiere directamente sobre el valor final del PBM. En este sentido, los mismos autores recomiendan utilizar bajas relaciones Sustrato/Inóculo (S/I), es decir, altas concentraciones de lodo que tengan bajas concentraciones de sustrato. Angelidaki & Sanders (2004) añaden que una baja cantidad de inóculo no estabilizado, puede contribuir a la formación de biogás y por lo tanto distorsiona los resultados, si ésta es relativamente alta comparada con la producción de biogás generada por el sustrato de interés. Igualmente esta baja cantidad de inóculo podría sobrecargar el reactor generando una acidificación del medio.

*Temperatura:* Es uno de los factores ambientales fundamentales que incide en el crecimiento de los microorganismos; afecta principalmente las tasas de crecimiento de bacterias y también parámetros físicos tales como tensión superficial, viscosidad y propiedades de transferencia de masa (Angelidaki *et al.*, 2003). El tratamiento de los residuos en procesos anaerobios se lleva a cabo generalmente en dos rangos de temperatura 25 - 40°C (rango mesofílico) y 44 - 57°C (rango termofílico) (Angelidaki et al., 2003, Igoni et al., 2008) considerándose temperaturas óptimas para cada uno de los rangos 35 y 55°C, respectivamente (Juanga, 2005, Ferreira, 2009); dado que las estructuras microbianas en cualquiera de las dos temperaturas presentan grandes diferencias, un cambio de rango mesofílico a termofílico (o viceversa) puede resultar en una fuerte disminución de la producción de biogás hasta que las poblaciones microbianas se restablezcan (Ward et al., 2008).

*pH y Alcalinidad:* La mayoría de los microorganismos presentan un mejor crecimiento con pH de la neutralidad; medios ácidos o alcalinos pueden incidir negativamente en su metabolismo (Pesta, 2007, Igoni et al., 2008). No obstante, cada uno de los grupos microbianos implicados en la degradación anaerobia tienen un pH óptimo para su funcionamiento y crecimiento (Angelidaki *et al.*, 2003). Es así como microorganismos metanogénicos y acetogénicos encuentran su pH óptimo alrededor de 7,0 y pueden ser inhibidos en un ambiente ácido dado que son muy sensibles a éste tipo de medios (Angelidaki et al., 2003 Juanga, 2005;). Entre tanto, microorganismos como los acidogénicos son más tolerantes a ambientes ácidos y su pH óptimo está alrededor de 6,0 unidades (Angelidaki *et al.*, 2003); la etapa de hidrólisis tiene un rango óptimo de pH entre 5,5-6,5 unidades. Por lo anterior, los diseñadores de los sistemas de DA generalmente dividen el proceso en dos etapas: Hidrólisis-Acidificación y Acetogénesis-Metanogénesis (Ward *et al.*, 2008).

Por otro lado, la alcalinidad también conocida como capacidad buffer, es el equilibrio existente entre el gas carbónico y el ión bicarbonato que proporciona resistencia al medio ante los cambios rápidos en la concentración del ión hidrógeno (Torres & Pérez, 2008). En la fase inicial de la digestión la producción de AGV's disminuye el pH, pero la reacción del CO<sub>2</sub> ayudan a formar HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, ayudan a restaurar la neutralidad del proceso, lo que se conoce como el proceso de Auto-estabilización o "Capacidad Tampón" (Igoni *et al.*, 2008); por lo tanto, esta capacidad es proporcional a la concentración de bicarbonato (Ward *et al.*, 2008). El

principal desafío durante la digestión anaerobia es lograr estabilizar el pH entre 7,0 y 8,0 unidades para favorecer la formación del metano, por lo tanto un equilibrio adecuado de la alcalinidad del sistema ayuda a prevenir esta situación (Pesta, 2007).

A continuación en la Tabla 2.7 se observan rangos de pH y temperaturas evaluadas en diferentes investigaciones de DA de biorresiduos.

**Tabla 2.7** Estudios sobre la influencia del pH y la temperatura en la DA

Estudio	pH (UND)	Temperatura (°C)	Fuente
Influencia del pH y los AGV's en la DA de biorresiduos	5,0-7,0	28	(Veeken et al., 2000)
DA de residuos de tomate en reactores continuos y semicontinuos	6,99-7.52	38	(Cuadros et al., 2011)
Efecto del pH y el tamaño de la partícula en la DA de residuos de celulosa	5,5-7,5	39.5	(Hu et al., 2005)
DA de residuos de flores	6,25-7,1	21,5-40,4	(Singh & Bajpai, 2012)
Optimización de la codigestión de residuos del sector agroalimentario	6,8-8,0	35-55	(Campos, 2001)
Efecto del buffer y el tipo de residuo en la DA termofílica	4,8-9,0	55	(Abdulkarim & Abdullahi, 2010)
Incidencia del petratoamiento térmico en la hidrólisis de la DA	6,5-7,6	37-42	(Bishnoi, 2012)
Obtención de biogás y fertilizantes a través de la DA de biorresiduos	6,5-7,5	27-36	(Tueen et al., 2013)
DA de biorresiduos en dos fases para la producción de biogás y compost	6,0-8,0	30-55	(CEC, 1985)

*Relación Sustrato/Inóculo:* La selección de la relación S/I idónea para el proceso de DA de BOM es uno de los factores claves para su optimización. Autores como Raposo *et al.* (2006) sugieren usar inóculos anaerobios activos o que presenten cierta facilidad para degradar algunos compuestos refractarios presentes en los biorresiduos (lignina y celulosa). Por otro lado, las propiedades de sedimentabilidad son relevantes para el proceso de biometanización del sustrato como lo aseveran Neves *et al.* (2004); quienes durante sus investigaciones de codigestión de residuos orgánicos evaluaron relaciones S/I de 0,5-2,3 con lodos floculentos y granulares, encontrando que esta última, 2,3, evita la rápida acidificación del proceso.

La relación S/I se expresa generalmente en términos de los SV ( $\text{gSV}_{\text{sustrato}} * \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ ) y en algunos casos en  $\text{gDQO}_{\text{sustrato}} * \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , lo que indica que se debe tener precaución al comparar resultados de las diferentes experiencias pues en varios estudios se evalúa la relación I/S, que es el valor inverso de la relación S/I (Mata *et al.*, 2000). También se ha reportado que la relación S/I tiene una influencia diferente en la DA dependiendo de la naturaleza del sustrato, los valores recomendados dependen del tipo de sustrato y del inóculo empleado y se deben evaluar para cada caso (Raposo *et al.*, 2006). Lesteur *et al.* (2010) afirman que cada sustrato tiene una relación S/I óptima, considerando la producción potencial de AGV's y la capacidad amortiguadora del sistema.

Raposo *et al.* (2006), hacen referencia en que relaciones S/I inferiores a 0,25 reducen notoriamente el rendimiento en la producción de metano; de igual forma, proponen una relación estándar S/I igual a 1,0, puesto que a relaciones superiores el comportamiento es similar o hasta ciertos casos inhibitorio. La Tabla 2.8 muestra relaciones S/I evaluadas en la DA de residuos de rápida degradación.



**Tabla 2.8** Relaciones de sustrato/inóculo evaluadas en la DA de residuos orgánicos de rápida degradación

Sustrato	Inóculo	Relaciones evaluadas S/I(gSV*gSV <sup>-1</sup> )	Producción de metano(mL/gSV)	Contenido metano (%)	Fuente
Residuos de vinagre	Lodo digerido de una PTAR de una avícola	1,0-6,0	182,9-242,6	61-67	(Feng et al., 2013)
Residuos de comida	Lodo de un digestor de biorresiduos	0,6-9,0	230-314	43,8-51,5	(Cho et al., 2013)
Residuos orgánicos de curtiembres	Lodo de un digestor de ARD	0,5-2,3	101,5-274,7	70	(Sri et al., 2012)
Residuos de comida	Lodo de un digestor de ARD	0,5 y 1	250-970	47-71	(Chen et al., 2010)

*Tiempo de retención:* El Tiempo de Retención-TR hace referencia al tiempo promedio de permanencia de la alimentación líquida o sólida en un digestor anaeróbico de funcionamiento continuo, semicontinuo o discontinuo. También puede definirse el Tiempo de Retención de Sólidos-TRS, el cual indica el tiempo de permanencia promedio de la biomasa microbiana en el interior del digestor. Los parámetros de funcionamiento dependen regularmente del reactor que sea utilizado, por lo tanto el tiempo de retención hidráulica así como la razón de carga orgánica y el tipo de sustrato, son las principales variables de funcionamiento que determinan el volumen del reactor (Blanco, 2011; Cendales, 2011). En los reactores que utilizan agitación continua generalmente el tiempo de retención hidráulico coincide con el tiempo de retención de biomasa, por tanto este tiempo deberá ser lo suficientemente largo como para permitir el correcto desarrollo de las poblaciones microbianas involucradas en el proceso de digestión anaeróbica. La importancia del parámetro de retención subyace en que al incrementar el TRH se incrementa la fracción de materia orgánica degradada; no obstante, la producción volumétrica de biogás se reduce después de que se ha superado el TRH óptimo para un residuo orgánico en particular (Cendales, 2011).

*Humedad:* La humedad juega un papel importante en la DA, puesto que de ello depende que tipo de DA se está empleando para el tratamiento de los BOM, pueden diferenciarse entre sistemas húmedos y secos, dependiendo del contenido en sólidos totales-ST del sustrato, cuando el contenido de ST es inferior al 15% la digestión es húmeda y entre el 20 y el 40% de ST, se denomina seca (Blanco, 2010).

El 90% de las plantas de DA en Europa se dividen, aproximadamente, en partes iguales entre sistemas húmedo y seco (Blanco, 2010). La digestión húmeda es una tecnología muy extendida y bien conocida desde hace décadas debido a su aplicación para la estabilización de biosólidos generados en las PTAR. Los sistemas secos han demostrado, mediante investigaciones desarrolladas en la década de los 80, que pueden proporcionar producciones de biogás tan altas como los sistemas húmedos; sin embargo, el principal reto de estos sistemas no es tanto los establecimientos de las reacciones bioquímicas sino el manejo del sistema desde el punto de vista operacional. El transporte en los sistemas secos requiere equipos más robustos y costosos que los líquidos (que utilizan principalmente bombas centrífugas), además de cintas transportadoras, tornillos y bombas diseñadas especialmente para el transporte de materiales altamente viscosos (Blanco,

2010). El principal factor limitante que condiciona el rendimiento biológico de los reactores en los sistemas húmedos es la acumulación de sustancias inhibitoras como los AGV's y el amoníaco. Este factor puede controlarse adicionando agua al proceso para reducir las concentraciones de inhibidores, lo cual no es posible en la DA seca (Blanco, 2010).

*Agitación:* Como en cualquier proceso biológico, en los ensayos de PBM se debe garantizar que haya contacto adecuado entre la biomasa con el sustrato a degradar, además de no permitir limitación de la transferencia de masa entre sustrato y nutrientes (Aquino *et al.*, 2007); la mezcla también ayuda a prevenir la acumulación de sustratos e intermedios como AGV's, garantiza condiciones homogéneas en el medio, compensa las variaciones de temperatura que se puedan presentar en las diferentes partes del reactor y libera gas desde la fase líquida a la fase gaseosa en el espacio superior libre de los reactores. De acuerdo con Raposo *et al.* (2011) y Esposito *et al.* (2012), existen diversas formas de agitación entre las más utilizadas en los ensayos de PBM se incluyen: la manual, con barras magnéticas y con agitación orbital. No obstante, investigadores como Aquino *et al.* (2007) y Souto *et al.* (2010), recomiendan que la agitación que debería utilizarse en estos ensayos sea la de tipo orbital o intermitente, puesto que previene la ruptura de flocs microbianos y ayuda a incrementar la actividad enzimática.

*Inhibidores:* La literatura relacionada con la DA difiere considerablemente en los niveles tóxicos o inhibitorios documentados para la mayoría de las sustancias. La razón de esta variabilidad es la complejidad del proceso de DA, donde mecanismos como antagonismo, sinergismo, aclimatación, entre otros, pueden afectar significativamente al fenómeno de la inhibición (Chen *et al.*, 2008). Aunque se ha afirmado que la principal sustancia tóxica de la DA es el oxígeno, ya que las bacterias metanogénicas se encuentran entre las más estrictamente anaerobios que se conocen (0,01 ppm de oxígeno reduce completamente su crecimiento, (Jarabo *et al.*, 1999)), estudios recientes señalan que aunque este puede retardar el proceso de la actividad de las bacterias estrictamente anaerobias, los microorganismos facultativos son los primeros en consumir el oxígeno presente en el ambiente y por lo tanto, protegen la biomasa anaerobia y a su vez no hay una incidencia notable en la producción de metano (Aquino, 2007, Botheju & Bakke, 2011).

## **2.4 La hidrólisis como factor limitante en la DA de los BOM**

La hidrólisis es la fase donde se transforman gran parte de los polímeros complejos, particularmente compuestos como proteínas, lípidos, celulosa, hemicelulosa y lignina que constituyen los BOM. Debido a que en esta etapa es donde se da la mayor actividad enzimática en la DA, se generan los sustratos elementales para las otras fases del proceso y se constituyen los consorcios microbianos asociados a la DA, es de gran importancia estudiar factores que puedan alterar esta etapa (Lay *et al.*, 1997).

Por tal razón, diversos autores han estudiado la incidencia, sobre la hidrólisis especialmente en el caso de los BOM, de factores como el pH, la temperatura, el inóculo, el TRS, entre otros, puesto que la presencia de polímeros (proteínas, lípidos, celulosa, etc) y el tamaño de estos hace en ciertas ocasiones difícil la transformación de este tipo de residuos (Blanco, 2011). Esta fase es generalmente la limitante cuando la materia orgánica se encuentra en forma particulada en vez de disuelta, (como suele suceder con los BOM), además de ser un proceso lento y en donde se consume buena parte de la energía, es por ello que es considerada una fase clave en el desarrollo de la DA (Nayono, 2010).

Blanco (2011), durante sus investigaciones de DA de residuos sólidos orgánicos, pudo evidenciar que la hidrólisis de los compuestos presentes en estos particularmente, la lignina, fue la limitante durante la hidrólisis

y por ende, en la producción de metano. De igual forma, Pabón (2009) asevera que la hidrólisis está limitada no solo a la presencia de lignina sino de compuestos fibrosos, que durante el proceso de DA conforman una especie de microfibras que impiden la degradación de otros polímeros.

Según Dinamarca et al. (2003), la hidrólisis no solamente puede verse afectada por la composición y tamaño del sustrato sino por su capacidad buffer, en sus estudios pudo observar que la presencia de proteínas proporciona capacidad tampón al sistema sin la necesidad de adicionar un acondicionador de pH y por ende, la hidrólisis de la DA de los BOM no se afectó. De otro lado, Veecken et al. (2000) argumentan que la hidrólisis puede darse según el rango de pH con el cual se trabaje, considerando la concentración de AGV's presentes en el sustrato. Fernández et al. (2001) encontraron que la relación S/I tiene un papel importante en esta etapa de la DA, puesto que se evidenció que a menores relaciones, la hidrólisis del sustrato procede positivamente, reduciéndose el periodo para la generación de metano.

Aunque existen diferentes modelos para estudiar la dinámica de los procesos que ocurren durante la DA de los BOM, cada uno de estos tiene una potencial aplicación de acuerdo a las variables que se conozcan y al alcance de la investigación. Hay modelos no dinámicos asociados al sustrato, los cuales parten de la estequiometría de la transformación del mismo y no involucran la biomasa que participa en dicho proceso (Lauwers et al., 2013).

Por otra parte, se encuentran modelos relacionados con la influencia de factores ambientales u operacionales; Lay et al. (1997), Angelidaki et al. (2003), Aldin (2010) y Liew et al. (2012) han propuesto la aplicación de modelos que permitan determinar la incidencia de estos factores sobre la etapa limitante de la DA de los BOM, entre ellos la hidrólisis. Dentro de los más utilizados están los modelos cinéticos de primer orden. La Tabla 2.9 presenta los modelos que se han propuesto para evaluar la hidrólisis los cuales corresponden a cinética de primer orden, estos modelos han sido desarrollados para situaciones concretas, ya sea con altas o bajas concentraciones de microorganismos.

**Tabla 2.9** Modelos cinéticos de primer orden empleados para la evaluación de la hidrólisis

Nombre	Modelo	Parámetro	Referencias
Primer orden (química)	$K_h S$	$K_h$ : Constante de hidrólisis ( $d^{-1}$ ) $S$ : Concentración de sustrato o producto ( $mol \cdot L^{-1}$ )	(Eastman & Ferguson, 1981)
Primer orden (biológico)	$K_h SB$	$B$ : Concentración de biomasa o enzimas ( $mol \cdot L^{-1}$ )	(Valentini et al., 1997)
Ecuación Michaelis Menten	$K_h SB / (K_s + S)$	$K_s$ : Constante de saturación del sustrato ( $mol \cdot L^{-1}$ )	(Valentini et al., 1997)
Ecuación Monod	$\mu_{max} SB / (Y(K_s + S))$	$\mu_{max}$ : Tasa máxima de crecimiento ( $d^{-1}$ )	(Hobson & Wheatley, 1992)
Modelo Contoins	$K_h SB / (K_s B + S)$	$Y$ : Coeficiente de tasa de crecimiento	(Henze et al., 1997)
Modelo Chen y Hashimoto	$K_h SB / (K_s (S_0 - S) + S)$	$S_0$ : Concentración inicial del sustrato o producto ( $mol \cdot L^{-1}$ )	(Chen et al., 1981)
Modelo cinético basado en el área superficie	$K_h S_{superficie}$	$S_{superficie}$ : Área superficial del sustrato ( $cm^2$ )	(Sanders et al., 2000)
Modelo de flux	$K_h S_{superficie} B_0$	$\rho$ : Densidad del sustrato ( $g \cdot cm^{-3}$ )	(Aldin, 2010)
Ecuación de grado de difusión	$(V_{max}^2 + K_h(S_0 - S))^{0.5}$	$V_{max}$ : Máxima velocidad de la tasa de hidrólisis ( $mol \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$ )	(Cecchi et al., 1990)

Fuente (Adaptado de Aldin, 2010)

De la tabla anterior es importante resaltar que a pesar que sus expresiones matemáticas son diferentes, estos modelos generalmente son equivalentes entre sí en términos de comprensión de un fenómeno tan importante como lo es la hidrólisis (Aldin, 2010). En consecuencia, el modelo que se aplique indiferentemente del que sea, siempre se parte de la premisa que la producción de metano presenta un comportamiento de cinética de primer orden, por tanto el uso de estos modelos esta sujeto a las condiciones del experimento.

Sin embargo, la predicción del comportamiento de la biomasa y su relación con los subproductos de la DA, principalmente de la producción de metano, ha permitido la aplicación de modelos que no solamente evalúan la hidrólisis sino también otras etapas importantes del proceso como lo son la acidogénesis y la acetogénesis, dentro de los cuales están modelos como el exponencial, el logístico, el de France y el ajuste de Gompertz, siendo este último el más utilizado en el estudio de la DA de residuos sólidos (Noguera et al., 2004, Fernández, 2008, Fang et al., 2012, Lee et al.) El modelo de ajuste de Gompertz, se caracteriza porque permite deducir, con gran aproximación<sup>1</sup>, el comportamiento de los microorganismos bajo las condiciones ambientales determinadas incluyendo la fase de letargo, con la cual se estudia el tiempo de adaptabilidad y desarrollo de los microorganismos, lo cual no se puede realizar con la aplicación de modelos cinéticos de primer orden en una sola fase (Fernández, 2008; Aldin, 2010).

## **2.5 Técnicas de medición de biogás a través de ensayos de Potencial Bioquímico de Metano-PBM**

De acuerdo con diversos autores los métodos para la medición del biogás en ensayos de PBM se pueden dividir en tres sub-grupos: volumétricos, manométricos, y por cromatografía de gases. En el primero se mide el aumento de volumen a presión constante, en el segundo, la variación de la presión a volumen constante y en el tercero, la concentración en la muestra de metano por cromatografía de gases. A continuación, se presenta la descripción y la forma de funcionamiento de cada uno de estos (Verma *et al.*; 2002; Souto *et al.*, 2010).

*Método volumétrico:* Este método se basa en cuantificar el volumen de biogás producido en un reactor que contiene el lodo sometido al ensayo de PBM, una solución de nutrientes y el sustrato, haciendo pasar dicho gas a través de una solución alcalina (NaOH o KOH ) que capture el CO<sub>2</sub>, durante un periodo de 7 – 20 días tiempo durante el cual se espera que se presente la tasa máxima de producción de metano, que se obtiene en el punto máximo de la gráfica Volumen CH<sub>4</sub> Vs. Tiempo de ensayo (Owen et al., 1978)

*Método por cromatografía:* La cromatografía de gases es utilizada para medir el contenido de metano y gas carbónico presentes en el biogás acumulado en el volumen de espacio superior libre de los reactores para ensayos de PBM (Raposo *et al.*, 2011). El método consiste en un reactor batch, en el cual el biogás se acumula en el espacio superior libre del reactor y se extrae la muestra de gas mediante una jeringa, lo que permite cuantificar los gases independiente de la presión dentro del reactor, estimando el volumen de metano con base en la fracción molar de este gas en el espacio superior libre (Ortiz, 2011).

*Método Manométrico:* El principio básico de este método radica en que el biogás producido está confinado en el interior del reactor y por lo tanto genera una presión interna que es medida por medio de sensores de presión o membranas transmisoras de presión que están acoplados al reactor (Ortiz, 2011). Uno de los dispositivos más utilizados en estos métodos es el sistema OXITOP® éste fue diseñado inicialmente para

realizar ensayos de DBO basándose en que durante la respiración aerobia se consume el oxígeno disuelto en fase líquida y luego el presente en la fase gaseosa, generándose una presión negativa la cual es registrada por el sensor de presión dispuesto en el cabezal (Pabón, 2009).

Además de los cabezales sensores de presión, este sistema posee dispositivos que permiten realizar extracción de muestra de biogás, además de contar con un depósito de pastillas de NaOH para captura de CO<sub>2</sub>. Otros componentes del sistema son: la incubadora que permite controlar las temperaturas de los ensayos, una plancha de agitación y el control que permite visualizar los datos registrados por los cabezales y configurar las condiciones del OXITOP® (Pabón, 2009).

Este sistema tiene como ventaja la posibilidad de realizar muchas mediciones en paralelo y la minimización de la interferencia humana en el ensayo, ya que los resultados de presión son colectados directamente por el controlador del equipo a intervalos de tiempo definidos por el usuario y posteriormente los datos pueden ser graficados y descargados al computador en formato Excel para analizar los resultados (Pabón *et al.*, 2012)

## 2.6 Perspectivas de la DA de los BOM

La DA de materiales orgánicos ha sido presentada como una tecnología adecuada para el tratamiento de los residuos y la producción de energía a partir de la generación de biogás (Fernández *et al.*, 2005, Ohandja *et al.*, 2010, Khalid *et al.*, 2011). En este sentido, Guendouz *et al.* (2010) afirman que la DA permite alcanzar dos objetivos fundamentales simultáneamente: el manejo adecuado de los biorresiduos y la producción de energía renovable; adicionalmente, esta tecnología produce menos GEI comparada con otras modalidades de manejo de los RSM como la disposición final y la incineración. En la Figura 2.2 se presentan las principales fuentes de residuos sólidos a partir de los cuales se genera gas metano para la producción de energía por medio de la DA. Mshandete *et al.* (2006) señalan que la mayoría de los países en desarrollo generan grandes cantidades de estos residuos, por lo cual su manejo a través de DA tiene un gran potencial para la generación de energía, especialmente a pequeña escala.

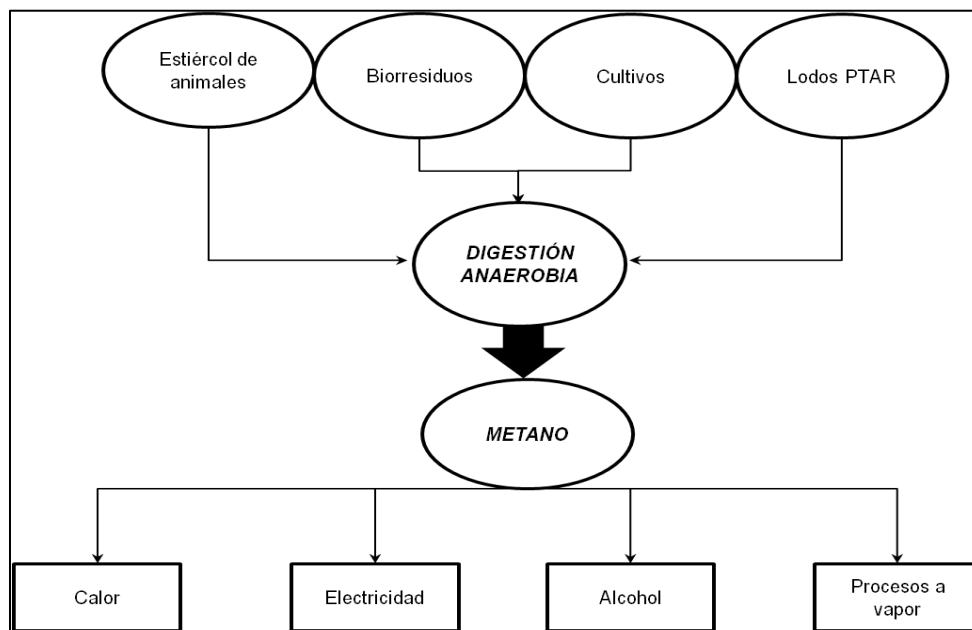


Figura 2.2 RS empleado para obtención de energía mediante DA

Fuente: Adaptado de Jingura y Matengaifa (2009)

Como cualquier tratamiento biológico enfocado a la reducción y el control de la contaminación de los biorresiduos, estas presentan ventajas y limitaciones. La DA como una de estas opciones tecnológicas, posee dichas características, principalmente la competencia que ésta representa para las tecnologías aerobias, ampliamente usadas en varios países, especialmente en los países en desarrollo donde se ha dado prioridad tratamientos como el compostaje (Oviedo et al., 2012).

El Protocolo de Kyoto modificado en la Cumbre de Doha, estipula que los países firmantes deben disminuir notoriamente sus emisiones de GEI en el 2020 a través Mecanismos de Desarrollo Limpio-MDL (CE, 2013). En el contexto latinoamericano, países como México han estipulado una guía que busca la obtención de energía renovable a través de residuos sólidos con el fin de dar cumplimiento a lo pactado en el Protocolo de Kyoto (Buen, 2010). En Brasil a través de simulaciones, determinaron que la producción de biogás durante 40 años en un relleno sanitario destinado a operar 25 años para una población inicial de 9000 habitantes, puede capturar 180000 ton  $CO_{2eq}$  y esta puede ser mucho mayor si se emplea tecnologías más eficientes y económicas como la DA (Carneiro, 2005).

En Colombia, el CONPES 3242 de 2003 estimula la implementación de tecnologías direccionadas a dar cumplimiento a las directrices de la Cumbre de Doha, contándose a 2009 con 39 proyectos aprobados bajo la modalidad de Mecanismos de Desarrollo Limpio-MDL, 11 de los cuales están relacionados con el tema de residuos sólidos, 1 sobre lodos de PTAR, 3 con compostaje y el resto con rellenos sanitarios (MAVDT, 2009); la disposición final de BOM en estos últimos, está siendo muy cuestionada debido a los diferentes problemas de salud pública y saneamiento ambiental que ocasionan este tipo de estructuras (lixiviados y GEI) (MAVDT & DPA, 2003, Filigrana et al., 2011). De igual manera, el Decreto 2981 de 2013 fomenta el desarrollo de alternativas tecnológicas que potencialicen el uso de los BOM, todo con el fin de reducir la disposición final de estos y se busque reincorporarlos a procesos productivos; también exige a los municipios plantear sistemas de aprovechamiento que reduzcan la generación gases aportantes al cambio climático (MCVT, 2013).

En las últimas décadas el uso de la tecnología de la DA se ha difundido ampliamente en los países desarrollados y algunas economías emergentes, esto se debe a las herramientas normativas estipuladas para incrementar la producción de biogás a partir de materiales renovables, una muestra de ello es la gran cantidad de publicaciones y experiencias a escala piloto y real. La Tabla 2.10 muestra experiencias sobre la aplicación DA considerando ciertas variables importantes en el proceso.

En Colombia la DA se ha direccionado al tratamiento de las AR, muestra de ello son los 80 reactores que tratan alrededor de 855L/s. Estas instalaciones se emplean en el tratamiento de efluentes de procesos industriales, agroindustriales y actividades domésticas (Díaz et al., 2002). Por otra parte, se encuentran disponibles un importante número de publicaciones e investigaciones enfocadas a la optimización de ésta opción tecnológica, direccionadas al tratamiento de diferentes tipos de AR, ya sea en el planteamiento de nuevas configuraciones hidráulicas, optimización del arranque y desempeño de reactores y en la retención de biomasa o identificación y aislamiento de microorganismos involucrados en el proceso, entre otros. Sin embargo, como se observa en la Tabla 2.10, en el país existen pocas investigaciones relacionadas a la DA de los BOM frente a la producción científica de los países desarrollados y en desarrollo como México y Brasil. En las pocas investigaciones que hay sobre la DA de los BOM en Colombia, el sustrato en general es elaborado en el laboratorio, es decir, a partir de las caracterizaciones de una localidad se prepara un mezcla que se

asemeje lo más posible a los biorresiduos en su forma natural; aparte de no plantear opciones para su optimización respecto a parámetros operacionales.

Por lo anterior, en esta investigación se considera importante que dado el potencial de aprovechamiento de los biorresiduos de origen municipal para la producción de una fuente de energía renovable como el metano, se realice la evaluación inicialmente en escala de laboratorio, de la influencia de factores como la relación S/I, el pH y el tamaño de la partícula tanto sobre la producción de metano en condiciones anaerobias como sobre la etapa de hidrólisis, ya que dada las características de los BOM ésta es considerada la limitante de la DA de este tipo de residuos.

**Tabla 2.10** Experiencias en la digestión anaerobia de biorresiduos

Tipo de reactor	Volumen (L)	Sustrato	T (°C)	ST (%)	CO (kgSV*m <sup>-3</sup> *d <sup>-1</sup> )	TR (días)	Producción de CH <sub>4</sub> (mL*g SV <sup>-1</sup> )	Producción de biogás (mL*gSV <sup>-1</sup> )	CH <sub>4</sub> (%)	Reducción SV (%)	Fuente
Batch y Semicontinuo	4, 9 y 1600	Biorresiduos + lodos de AR	35	0-70	1,1-6,4	15-30	-	50-510	50-62	46-77	(Diat et al. 1981)
UASB + Reactor de dos fases	10000 y 80000	Biorresiduos	35-55	-	8-15	15-30	-	380-460	65	58-60	(Hofenk et al. 1984)
Semicontinuo	2200 y 3000	Biorresiduos+ lodos de AR	35	20	2,1-4,2	14-25	-	620-640	62-63	67-69	Mata et al. (1990)
CSTR	3,5	Biorresiduos	37	5	1,6-3,4	14-30	-	500-520	62-63	70-81	(Rivard et al. 1991)
SEBAC	700	Biorresiduos	55	30	5,2-12,4	20-42	-	570-690	55	-	(Vermeulen et al. 1993)
Dos fases (hidrolización y metanogénesis)	0,5 y 1,3	Biorresiduos	35	6	3,1-12,6	5-18	-	200-460	49-64	27-53	(Mtz et al. 1995)
Batch (Completamente mezclado)		Biorresiduos+Lixiviado+ Lodos ARD	55	25	11,7	150	-	-	70	-	(Díaz et al. 1997)*
Semicontinuo	3,3 x 10 <sup>6</sup>	Biorresiduos	40	30	3,8-10,5	20-55	-	350-480	-	-	(De Laclos et al. 1997)
Dos fases (hidrolización y metanogénica)	30	Residuos de cocina	35-55	-	6	11	-	800-830	-	72-80	Schober et al. (1999)
Batch	2	RSM+inóculo	25-29	3,2	-	240	-	564	70	76	(Rao et al., 2000)
2 CSTR y un UASB	9-30	Biorresiduos +Lodo ARD	36-56		0,67	17,3-44,2	24	-	60	-	(Sosnowski et al. 2003)
Semicontinuo	0.5	Biorresiduos+ Lodos ARD+ Lodos digestor avícola	20-40	8-12		145	33,8	-	60	67,4-77,1	(Castillo et at. 2003)*
Reactor empacado + UASB	4,5-19,4	Biorresiduos + Estiercol de vaca+Estiercol de cerdo+Suelo	35	-	-	118	183-372	131-310		85-90	Alzate et al. (2003)
Tubular	18	Residuos de comida	35	6	75,9	20	-	707	57	75,9	(Boutgalli et al. 2003)
Batch	8	Residuos orgánicos de	18-	-	-	25-85	-	-	-	-	(Cardona et al.



Tipo de reactor	Volumen (L)	Sustrato	T (°C)	ST (%)	CO (kgSV*m <sup>-3</sup> *d <sup>-1</sup> )	TR (días)	Producción de CH <sub>4</sub> (mL*g SV <sup>-1</sup> )	Producción de biogás (mL*gSV <sup>-1</sup> )	CH <sub>4</sub> (%)	Reducción SV (%)	Fuente
		plaza de mercado+ Lodos ARD	35								2004)*
Dos fases (hidrolización y metanogénesis)	18	Residuos de comida	35-55	-	7,5	20	-	705-997	61-64	-	(Bouallagui et al. 2004)
Batch	-	Residuos de restaurantes+ Rumen bovino	55	20-50	-	60			4,1-67	-	(López y Beltrán,2005)*
Continuo y Batch	18,8-50	Residuos de cocina+ Lixiviado+ Lodo ARD	35	13	-	95	-	-	53-68	75	(Carneiro,2005)
Semicontinuo	30	Biorresiduos de plaza de mercado+Lodo de un digestor de excretas procinas	35-55	16,7	-	10-15	-	-	-	-	(Castillo, 2005)*
Semicontinuo	14	Biorresiduos municipales + Lodos de un digestor de biorresiduos	37	-	0,97	17	300	800	58	73	(Fernández et al, 2005)
CSRT	4,5	Biorresiduos municipales + Gallinaza	55	-	4	18	460	710	64	74	(Hartmann and Ahring 2005)
CSRT	4,5	Biorresiduos municipales +Lodos ARD	55	-	11.4	15	430	710	64	30	(Angelidaki et al. 2006)
Escala real	2,2 x10 <sup>6</sup>	Biorresiduos municipales+Lodos ARD	36-39	-	4-6	40-60	400	-	56	78	Bolzonella et al. (2006)
Semicontinuo y Batch	5	Residuos sólidos municipales + Lodos ARD	26-36	-	0,5-4,3	25	-	360	68-72	88,1	(Elango et al. 2007)
Dos fases (hidrolización y metanogénesis)	30	Biorresiduos municipales+Lodos ARD	35-38	-	-	10-15	-	-	-	-	(Sandoval et al. 2007)*
Escala piloto	35	Biorresiduos municipales +Lodos ARD	55	-	2,8	15	430	710	64	30	(Davidsson et al. 2007)
2 Reactores flujos ascendentes +UASB	1-7,5	Biorresiduos municipales+ ARD+ Lodos ARD	38	35	4,7	1	170-290	-	50	92-97	(Gaviria et al. 2008)
Dos fases (hidrolización y	24	Biorresiduos de plaza mercado+Lodo ARD+Lodo	35-55	-	-	10-15	-	-	-	-	(Castillo et al., 2008)*

Tipo de reactor	Volumen (L)	Sustrato	T (°C)	ST (%)	CO (kgSV*m <sup>-3</sup> *d <sup>-1</sup> )	TR (días)	Producción de CH <sub>4</sub> (mL*g SV <sup>-1</sup> )	Producción de biogás (mL*gSV <sup>-1</sup> )	CH <sub>4</sub> (%)	Reducción SV (%)	Fuente
metanogénesis)		digestor excetrar porcinas									
Batch	208	Biorresiduos de plaza de mercado+ARD+ Estiercol bovino	18-22	-	-	104	-	-	-	-	(Bogota et al., 2008)*
Batch	1.7	Biorresiduos +Lodos ARD	35	20	-	15	-	-	80	-	(Fernández et al., 2010)
Batch	0,53	Residuos cítricos+Lodos ARD+ Estiercol bovino	30	-	-	40	90-110	300-900	60-65	-	(Cendales, 2011)*
Batch	1	Biorresiduos plazas de mercado+ Lodo de un digestor de biorresiduos+Excreta porcina	55	13,2-18,9	-	30	-	750-1100	40-68,5	55	(Fantozzi & Cinzia, 2011)
Escala laboratorio	2000	Residuos de flores+Excreta bovina	20-60	-	-	-	-	-	50	-	(Singh & Bajpai, 2012)
Escala de laboratorio	-	Residuos de frutas y verduras	37	-	2	60	-	560	65	48	(Mosos et al., 2012)*
Batch	0,2	Residuos de comida+ Lodos ARD	37	-	-	30	221-283	-	49-70	-	(Elbeshbishy et al., 2012)
Batch y Continuo	1,2,2,3, y 5,5	Residuos de manzana+Lodo ARD+ Excreta porcina	36-55	-	2,5-5	30	-	-	49,3-81,3	-	(Krishna et al., 2013)
Batch	0,4	Biorresiduos municipales + Lodo ARD	37	3-4,5	-	30	99-571	-	-	-	(Cabbai et al., 2013)
Batch	1	Residuos de comida y poda+ Efluentes de ARD+ Lodos ARD	36	15-94,3	-	30	10-120	-	50-70	20-40	(Brown & Yebo, 2013)

\*Investigaciones relacionadas con la DA de biorresiduos en Colombia

### 3 OBJETIVOS

#### 3.1 General

Evaluar a escala de laboratorio el potencial de producción de metano a partir de la digestión anaerobia húmeda de biorresiduos de origen municipal - BOM.

#### 3.2 Específicos

- Evaluar la influencia de la relación sustrato – inóculo S/I, el pH y el tamaño de partículas sobre la eficiencia del proceso de digestión anaerobia de los BOM.
- Evaluar la incidencia de la relación sustrato-inóculo-S/I, el pH y el tamaño de la partícula sobre la hidrólisis como etapa limitante de la digestión anaerobia de los BOM.

### 4 METODOLOGÍA

La investigación se basó en el desarrollo de las siguientes fases:

- Caracterización de los BOM y el inóculo.
- Pretratamiento de los BOM
- Digestión Anaerobia de los BOM (evaluación de factores como la S/I y el pH además del tamaño de la partícula de los BOM).
- Evaluación de los factores relación S/I, pH y el tamaño de la partícula sobre la hidrólisis de la DA de los BOM.

#### 4.1 Ubicación experimental

Los ensayos se desarrollaron en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental de la Universidad del Valle, Sede Meléndez el cual se encuentra a una altitud de 970 m.s.n.m y una temperatura promedio de 23.6°C.

#### 4.2 Fase experimental

##### *Caracterización*

##### BOM

Los BOM procedieron de una PMRS ubicada en el municipio de Versalles, Valle del Cauca en la cual se garantizan actividades de separación en la fuente y recolección selectiva en la gestión de los residuos sólidos desde 1997. Aunque la recolección se ejecuta dos veces por semana (días lunes y jueves) en el casco urbano del municipio, Grajales (2012), encontró que no existe diferencia significativa en cuanto a la variabilidad de los BOM recolectados entre estos dos días. Para la toma de las muestras, se aplicó un programa de muestreo y caracterización del sustrato (materia prima del proceso), siguiendo las recomendaciones planteadas por Sakurai (2000), Suvillan & Miller (2001) y Huertas et al. (2008) como se describe a continuación en la Figura 4.1



**Figura 4.1** Toma de muestra para análisis fisicoquímicos y ensayos experimentales

Inicialmente se constituyó una pila de BOM, a partir de la cual se conforma una muestra representativa tomando BOM de cinco puntos diferentes de la pila, para lograr una cantidad aproximada de 10 a 15 kg; luego se homogenizó la muestra y se obtuvo previamente una cantidad de 2 kg los cuales fueron llevados a los laboratorios donde se realizó la caracterización fisicoquímica. Con la cantidad restante, se hizo la composición física gruesa y fina de los BOM la cual se evaluó por categorías con base en lo sugerido por Marmolejo (2011); la composición gruesa incluyó residuos de alimentos (procesados y sin procesar), papel y cartón, poda y jardín e impropios (plástico, metales, caucho, entre otros); la composición fina estuvo asociada a alimentos sin procesar como Carbohidratos-C, Frutas No Cítricas-FNC, Frutas Cítricas y Semi-cítricas-FC, Fibra y Mezcla de Minerales-FM, Hierba-H, Semilla-S y otros o mezcla de materiales (alimentos de todas las categorías con alto grado de descomposición y difícil identificación). La Tabla 4.1 presenta los alimentos que se identificaron en el muestreo que hacen parte de la agrupación de la categoría de alimentos sin procesar.

**Tabla 4.1** Clasificación de los alimentos sin procesar

<b>Categoría</b>	<b>Alimentos</b>
Carbohidratos	Maíz, papa, arracacha, yuca, plátano y mazorca
Frutas no cítricas	Mango, banano, sandía, papaya, manzana, mora, pera, guanábana, carambolo, pitaya, piña y zapote
Frutas cítricas y semi-cítricas	Limón, naranja, mandarina, maracuyá, lulo, guayaba, uva, lima y granadilla
Fibra y mezcla de minerales	Cáscaras de zanahoria, de plátano, de zapallo, de tomate y huevo, pepino, remolacha, pimentón, cebolla cabezona y larga, capacho de maíz, vainas de frijol y arveja, lechuga, repollo, ajo
Hierbas	Apio, cidra, cimarrón, acelga, cilantro y perejil
Semillas y otros	Coco, guamas
Otros	Elementos de las categorías mencionadas en tamaño mínimo

Fuente: (Grajales, 2012)

El BOM fue caracterizado en términos de las variables mostradas en la Tabla 4.2. Se tomaron cinco (5) muestras, dicho valor se seleccionó con el fin de validar los parámetros medidos en investigaciones previas en la misma zona de estudio.

**Tabla 4.2** Caracterización fisicoquímica del sustrato

Parámetros	Unidades	Método	Frecuencia
Fisicoquímicas			
pH	Unidades	NTC 5167	
Humedad	%	NTC 5167	
Alcalinidad total y bicarbonática	mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup>	2320B – SM	
Ácidos Grasos Volátiles – AGV	mg*L <sup>-1</sup>	5560D – SM	
Ácidos Grasos Volátiles-AGV*	%	Cromatografía de Gases (CG-Head Space)	
Sólidos totales	mg*L <sup>-1</sup>	2540B-SM	
Sólidos volátiles	mg*L <sup>-1</sup>	2540E-SM	
Carbono Orgánico Total	%	NTC 5167	
Carbono Oxidable	%	NTC 5167	
UV <sub>254</sub>	cm <sup>-1</sup>	Absorbancia-UV	
DQO total y filtrada	mg*L <sup>-1</sup>	5220B – SM	
DBO	mg*L <sup>-1</sup>	5210D-SM	
Nitrógeno Total	%	NTC 5167	Mensual
Nitrógeno Amoniacal	mg*L <sup>-1</sup>	4500 NH <sub>3</sub> B-SM	
Fósforo total	(%)	NTC 234	
Celulosa	%	Gravimétrico	
Almidón	%	Tinción	
Lignina**	%	5550B-SM	
Extracto etéreo	%	Análisis proximal	
Proteínas	%	Análisis proximal	
Carbohidratos	%	Análisis proximal	
Fibra cruda	%	Análisis proximal	
Hidrógeno	%	Análisis elemental	
Oxígeno	%	Análisis elemental	
Azufre	%	Análisis elemental	
Sodio	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	
Potasio	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 202	
Hierro	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	
Níquel	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	
Calcio	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	
Molibdeno	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	
Zinc	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	
Cobre	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	Mensual
Manganeso	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	
Aluminio	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	
Cobalto	mg*L <sup>-1</sup>	NTC1369	
Magnesio	mg*L <sup>-1</sup>	NTC 1369	

\* AGV's presentes en la muestras; SM-Estándar Métodos (APHA, 2005) NTC-Norma Técnica Colombiana (ICONTEC, 2004, ICONTEC, 2009)\*\*Se usó el contenido de lignina para determinar la FB aplicando la Ec. 4.1

Finalmente a los BOM se le determinó la fracción biodegradable-FB siguiendo las recomendaciones de Espinosa et al. (2007). Para ello se aplicó la Ec. 4.1

$$FB = 0,83 - 0,028CL \quad Ec. 4.1$$

Donde FB es la fracción biodegradable expresada sobre la base de la materia volátil (MV); 0,83 y 0,028 constantes empíricas y CL es el contenido de lignina de la MV expresada como porcentaje en peso seco.

Por otra parte se cuantificó el nitrógeno amoniacal no ionizado y el ion amonio presente en los BOM de acuerdo con Sterling et al. (2001), para lo cual se emplearon las Ec. 4.2 y 4.3

$$NH_3 = 1,13 \times 10^{-9} * \frac{NH_3T}{H^+} \text{ Ec. 4.2}$$

Donde  $NH_3$  es el nitrógeno amoniacal no ionizado ( $mg \cdot L^{-1}$ );  $NH_3T$  corresponde al nitrógeno amoniacal total ( $mg \cdot L^{-1}$ ) y  $H^+$  es la concentración de iones de hidrógeno ( $mol \cdot L^{-1}$ )

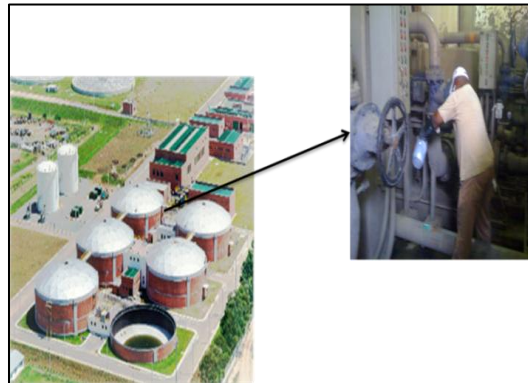
$$NH_3T = NH_3 + NH_4^+ \text{ Ec. 4.3}$$

Donde  $NH_3T$  corresponde al nitrógeno amoniacal total ( $mg \cdot L^{-1}$ );  $NH_3$  es el nitrógeno amoniacal no ionizado ( $mg \cdot L^{-1}$ ) y  $NH_4^+$  es el ion amonio ( $mg \cdot L^{-1}$ ).

### Inóculo

Para la etapa de DA se utilizó como inóculo, el lodo activo tomado de la salida del digester anaerobio mesofílico de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Cañaveralejo PTAR-C de la ciudad de Cali, se caracterizó en términos de las variables determinadas a los BOM en la Tabla 4.2. Sin embargo, a éste no se realizó análisis elemental en cuanto a hidrógeno y oxígeno ni el análisis de los AGV's por cromatografía.

La Figura 4.2 ilustra el punto de toma de la muestra del inóculo a empleado durante la etapa experimental de la investigación.



**Figura 4.2** Punto de toma de muestra del inóculo

Los resultados de caracterización tanto de los BOM como del inóculo fueron procesados mediante estadística descriptiva (media, Coeficiente de Variación (CV) y Desviación Estándar (DE)).

### Preservación de las muestras

Las muestras de BOM e inóculo, se conservaron a una temperatura no mayor a 4°C con la finalidad de garantizar la preservación de sus propiedades para los análisis fisicoquímicos correspondientes, además de los ensayos a desarrollados en la etapa experimental. Así mismo, el almacenamiento de las mismas no superó un periodo máximo a siete días previo a los montajes (Sandoval *et al.*, 2007; Souto *et al.*, 2010).

#### 4.2.1 Descripción del diseño experimental

Previamente al montaje de los ensayos de PBM, el BOM fue sometido a un proceso de trituración con el objetivo de garantizar una mezcla homogénea de los elementos que constituyen el sustrato. Para ello se preparó una mezcla de sustrato y agua destilada 1:1 m/m (asumiendo una densidad  $1\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) empleando una licuadora industrial *CB15 Waring Commercial* (Sharma et al., 1988). La Figura 4.3 muestra el procedimiento realizado en esta fase.



Figura 4.3 Pretratamiento del BOM a digestado

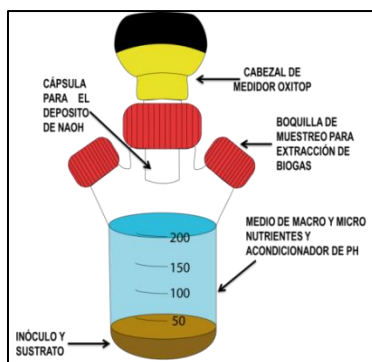
Previamente, a la muestra de BOM se le retiraron materiales que no poseían características de biorresiduos como material inerte (piedras, metal, carbón, hueso) y de lenta degradación (plástico, papel, caucho y cuero) como lo sugieren Mukherjee et al. (2008); luego la muestra se sometió a trituración durante un minuto, con base en la relación indicada anteriormente y finalmente se obtuvo una masa homogénea del sustrato que fue sometida a las fases experimentales evaluadas.

La evaluación de cada una de las fases experimentales, se realizó a escala de laboratorio, a través de ensayos de PBM, que permitieron cuantificar la producción de biogás y establecer el grado de biodegradabilidad y posibles efectos inhibitorios en la DA del sustrato; para tal fin, se utilizó el sistema OXITOP® control AN12 con controlador OC100, marca WTW alemana (Figura 4.4). El sistema OXITOP® es un equipo de monitoreo de presión y consta de un reactor (volumen 250 mL), una cabeza de medición que se inserta en la “boca” de los reactores y un controlador que usa una interface infrarroja para transferir los datos.



Figura 4.4 Equipo de medición Oxitop

La Figura 4.5 ilustra una representación esquemática de la conformación de la Unidad Experimental.



**Figura 4.5** Unidad experimental para los ensayos PBM (Adaptado de Pabón et al. (2012))

Los ensayos se efectuaron a una temperatura controlada de  $30 \pm 0,5^\circ \text{C}$  (en una incubadora WTW TS 606-G/2-i), con comportamiento estático (sin agitación continua); sin embargo, se realizó agitación manual intermitente 4 veces al día, con la finalidad de no alterar los flocs microbianos que se constituyen durante el proceso (Díaz & Giraldo, 1997, Aquino et al., 2007). El experimento se desarrolló durante 30 a 40 días.

El volumen útil empleado fue de 200 mL dejando un espacio de 50 mL para el almacenamiento del biogás que se produce, basados en las recomendaciones de Torres & Pérez (2010) y Ortiz (2011). El registro de presión se efectuó cada 6 horas. Se empleó una solución de macro y micronutrientes como lo sugiere Owen et al. (1978) con el fin de potencializar al máximo la transformación del sustrato en biogás (Ver Tabla 4.3) y se acondiciono el pH con soluciones de  $\text{NaHCO}_3$  al 4% y HCl 0,1N. Para garantizar que la medición manométrica correspondiera en su mayoría a metano, se procedió a capturar el dióxido de carbono a través de 4 perlas de NaOH (Siefers, 2010). La cantidad se definió a partir de ensayos previos, puesto que en la literatura no se encontró una cantidad exacta que garantizará la remoción total de dicho gas. Cada uno de las unidades experimentales contó con su respectivo duplicado y control (inóculo más agua destilada).

**Tabla 4.3** Soluciones de macro y micronutrientes empleados en los ensayos PBM

Solución	Compuesto	Unid	Concentración
Macronutrientes	$\text{NH}_4\text{Cl}$	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	170
	$\text{NaHCO}_3$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	1000
	$\text{KH}_2\text{PO}_4$	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	37
	$\text{MgSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	9
	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	8
	$\text{FeCl}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	2000
	$\text{ZnCl}_2$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	50
	$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	30
	$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	500
	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot \text{H}_2\text{O}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	90
Micronutrientes	$\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	50
	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	2000
	$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	50
	$\text{H}_3\text{BO}_3$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	50
	$\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	100
	EDTA	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	1000
	HCl 36%	$\text{mL} \cdot \text{L}^{-1}$	1
	Indicador de potencial redox	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	500
Otros	Agente reductor $\text{Na}_2\text{S} \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	100
	Extracto de Levadura (Fuente de vitaminas)	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	0.2

Fuente: (Torres & Pérez, 2010)



Para determinar el volumen de metano a condiciones estándar-CE, se aplicaron las Ec. 4.4 a la 4.15 (Ver Tabla 4.4 ) sugeridas por Aquino et al. (2007), Ortiz (2011) y Giménez et al. (2012), donde se consideró la proporción de metano disuelto. De igual manera, se determinó el PBM teórico y el Índice de Biodegradabilidad-% B del sustrato de acuerdo Sobotka et al. (1983), con el fin de observar la máxima producción y la facilidad de ser transformada la materia orgánica los BOM mediante DA.

**Tabla 4.4** Ecuaciones para determinar el PBM a través del método manométrico

Ecuación	Parámetro	Finalidad
4.4 $n_{CH_4} = \frac{\Delta P * V_l}{R * T_e}$	$n_{CH_4}$ : Moles de CH <sub>4</sub> (mol)	4.4- 4.5. Determinar el volumen de metano a condiciones estándar
4.5 $V_{CH_4 CE} = \frac{n_{CH_4} * R * T_{CE}}{P_{CE}}$	$\Delta P$ : Incremento de la presión en el OxiTop (atm) $V_l$ : Volumen libre (L) $R$ : Constante de los gases ideales (atm*L*K <sup>-1</sup> *mol <sup>-1</sup> ) $T_e$ : Temperatura del experimento (K)	
4.6 $H_{CH_4} = 10^{\frac{-675.74}{T_e} + 6.88}$	$T_e$ : Temperatura del experimento (K)	4.6-4.10. Determinar volumen de metano disuelto
4.7 $X_{CH_4 disuelto} = \frac{\Delta P}{H_{CH_4}}$	$V_{CH_4 CE}$ : Volumen de CH <sub>4</sub> condiciones estándar (L) $T_{CE}$ : Temperatura a condiciones estándar (K)	
4.8 $M_{CH_4 disuelto} = \frac{M_{H_2O} * X_{CH_4 disuelto}}{1 - X_{CH_4 disuelto}}$	$P_{CE}$ : Presión a condiciones estándar (atm)	4.11. Determinar volumen total de metano en condiciones estándar 4.12-4.13. Determinar el Potencial Bioquímico de Metano total y disuelto
4.9 $n_{CH_4 disuelto} = M_{CH_4 disuelto} * V_u$	$H_{CH_4}$ : Constante de Henry para el CH <sub>4</sub> (atm) $X_{CH_4 disuelto}$ : Fracción molar de CH <sub>4</sub> disuelto	
4.10 $V_{CH_4 disuelto CE} = \frac{n_{CH_4 disuelto} * R * T_e}{\Delta P}$	$M_{CH_4 disuelto}$ : Concentración molar del CH <sub>4</sub> disuelto (mol*L <sup>-1</sup> ) $M_{H_2O}$ : Concentración molar del agua (mol*L <sup>-1</sup> ) $n_{CH_4 disuelto}$ : Moles de CH <sub>4</sub> disuelto (mol)	4.14. Determinar el Potencial Bioquímico de Metano Teórico a CE
4.11 $V_{TCH_4 CE} = V_{CH_4 CE} + V_{CH_4 disuelto CE}$	$V_u$ : Volumen útil de reactor (L) $V_{CH_4 disuelto CE}$ : Volumen de CH <sub>4</sub> disuelto (L) $V_{TCH_4 CE}$ : Volumen total de CH <sub>4</sub> condiciones estándar (L)	
4.12 $PBM = \frac{V_{TCH_4 CE}}{gSV}$	$PBM$ : Potencial Bioquímico de Metano (L* gSV <sup>-1</sup> ) $PBM_{disuelto}$ : Potencial Bioquímico de Metano disuelto (L* gSV <sup>-1</sup> ) $gSV$ : SV iniciales del sustrato (gSV)	4.15. Determinar el Índice de Biodegradabilidad
4.13 $PBM_{disuelto} = \frac{V_{CH_4 disuelto}}{gSV}$	$n$ : Número de moles de carbono $a$ : Número de moles de hidrógeno $b$ : Número de moles de oxígeno $c$ : Número de moles de nitrógeno $\%B$ : Índice de biodegradabilidad	
4.14 $PBM_{teorico} = \frac{22.4}{12n+a+16b+14c} * 1000$		
4.15 $\%B = \frac{PBM}{PBM_{teorico}}$		

La extracción de las muestras de biogás se realizó al finalizar el experimento, buscando no alterar las presiones ejercidas en el sistema. Para determinar la fracción de metano presente en las muestras de biogás,

éstas fueron remitidas al Laboratorio de Servicios Ambientales del Centro Internacional de Agricultura Tropical-CIAT, de acuerdo al procedimiento de extracción de muestras sugerido por Vivas & Cuellar (2010) y Silva et al. (2012). En la Tabla 4.5 se muestra las condiciones en las que se desarrollaron los análisis para las muestras.

**Tabla 4.5** Condiciones de análisis de laboratorio

Parámetro	Equipo y Características	Fase móvil	Condiciones
CH <sub>4</sub>	Cromatógrafo de gases-GC2014 Shimadzu; Detector de Ionización de llama (FID) y detector de captura de electrones (ECD); Precolumna y columna Porapak Q (80-100 mesh)	Nitrógeno (22 mL*min <sup>-1</sup> )	Temp. Horno: 70°C Tem. Inyector:80°C Tem. Detector:320°C
CO <sub>2</sub>	Analizador infrarrojo de CO <sub>2</sub> ; Trampa de NaOH y sílica gel	Aire (75 mL*min <sup>-1</sup> )	–

Finalmente, en cada una de las unidades experimentales se midió al inicio y al final del proceso la pH, Alcalinidad (total y bicarbonática) y AGV's. La medición de los índices de alcalinidad (I $\alpha$ , IB y AI/AP) se realizó de acuerdo a lo sugerido por Torres & Pérez (2008). Estos se fundamentan en la determinación de las alcalinidades total y bicarbonática debida a los AGV. Para estas mediciones, se tomó un volumen de muestra fijo (50mL) y se tituló con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,02 N hasta un pH de 5,75 unidades; este volumen titulado (V<sub>1</sub>) correspondía a la alcalinidad bicarbonática. Se continuó la titulación hasta un pH de 4,3 unidades; este segundo volumen titulado (V<sub>2</sub>) está asociado a la alcalinidad debida a los AGV. La alcalinidad total se calculó con la suma de V<sub>1</sub> y V<sub>2</sub>.

El índice  $\alpha$  corresponde a la relación entre la alcalinidad bicarbonática y la alcalinidad total (Jenkins et al., 1983) el cual se determina de la siguiente manera:

$$I\alpha = \frac{V_1}{V_1+V_2} \quad \text{Ec. 4.16}$$

El índice tampón (IB) es la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad total (Torres & Pérez, 2008), éste se halla por medio de la siguiente expresión matemática:

$$IB = \frac{V_2}{V_1+V_2} \quad \text{Ec. 4.17}$$

El índice AI / AP es la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad bicarbonática (Ripley et al., 1986), así:

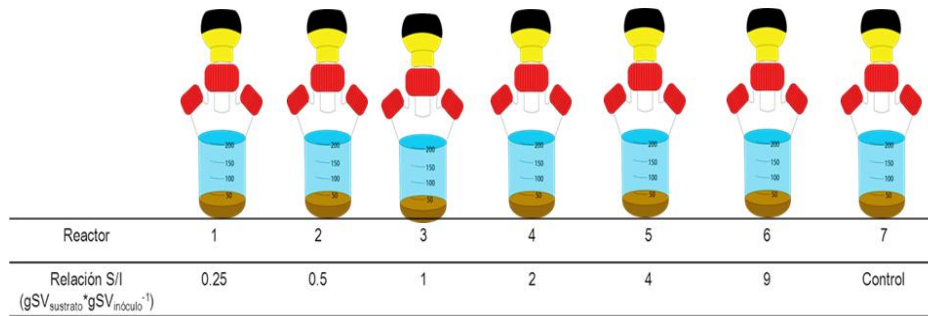
$$AI_{AP} = \frac{V_2}{V_1} \quad \text{Ec. 4.18}$$

#### 4.2.1.1 Digestión anaerobia de los BOM

##### *Evaluación de la influencia de la relación S/I sobre de la DA de los BOM*

Para el caso de la relación S/I, se dejó fija la concentración de inóculo la cual correspondió a 1,5 gSTV\*L<sup>-1</sup>, de acuerdo con las recomendaciones de Field (1987). La concentración del sustrato se modificó para obtener

diferentes relaciones S/I de 0,25, 0,5, 1, 2, 4 y 9 gSTV<sub>sustrato</sub>\*gSTV<sub>inóculo</sub><sup>-1</sup>, de acuerdo con los estudios previos mencionados en la Tabla 2.8. La Figura 4.6 presenta un esquema de las relaciones a evaluadas



**Figura 4.6** Representación de las unidades experimentales de la relación S/I

En esta etapa se manejó un pH constante cercano a la neutralidad (7,0 unidades) según lo recomendado por Foster (2005) y Abdulkarim & Abdullahi (2010). Para determinar la cantidad de sustrato e inóculo que se encontraron en el volumen útil del reactor se aplicaron las Ec. 4.19 y 4.20.

$$V_s = \frac{V_{reactor} * STV_{reactor}}{STV_{total}} \quad Ec.4.19$$

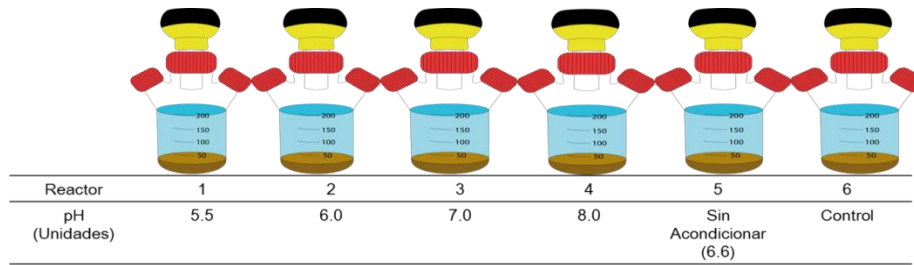
Donde  $V_s$  corresponde al volumen que se debe adicionar de sustrato (L);  $V_{reactor}$  es el volumen útil del reactor (L);  $STV_{reactor}$  los sólidos totales volátiles presentes en el reactor ( $g * L^{-1}$ ) y  $STV_{total}$  los sólidos totales volátiles del sustrato ( $g * L^{-1}$ ). Por lo anterior, la cantidad de sustrato que estuvo presente en cada uno de los reactores de acuerdo con las relaciones evaluadas fue de 0,38, 0,75, 1,5, 3, 6 y 13,5 g STV\*L<sup>-1</sup>.

$$V_i = \frac{V_{reactor} * STV_{reactor}}{STV_{inoculo}} \quad Ec. 4.20$$

Donde  $V_i$  es el volumen a adicionar de inóculo (L);  $V_{reactor}$  es el volumen útil del reactor (L);  $STV_{reactor}$  los sólidos totales volátiles presentes en el reactor ( $g * L^{-1}$ ) y  $STV_{inoculo}$  los sólidos totales volátiles del inóculo ( $g * L^{-1}$ ).

#### *Evaluación de la influencia del acondicionamiento del pH sobre la DA de los BOM*

En esta fase se trabajó con una relación S/I estándar de 1 considerando las recomendaciones de Owen et al. (1978) y Labatut et al. (2011) además de los resultados de la fase anterior, puesto que esta relación permitió tratar la mayor cantidad de sustrato sin llegar a un proceso de inhibición. Los valores evaluados correspondieron a rangos inferiores y superiores al pH neutro, incluyendo los valores típicos encontrados en los BOM. Para lograr los valores a evaluados en esta etapa, se usaron los acondicionadores ya mencionados; adicionalmente, se incluyó un reactor, en el cual no se efectuó modificación de pH. La Figura 4.7 ilustra un esquema de los valores evaluados.



**Figura 4.7** Representación de las unidades experimentales de acondicionamiento de pH

#### *Evaluación de la influencia del tamaño de la partícula sobre la DA de los BOM*

En esta etapa se trabajó con una relación de  $0,25 \text{ gSTV}_{\text{sustrato}} * \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  y un pH de 7,0 unidades. Los valores seleccionados para evaluar esta fase, se consideraron con base en los resultados anteriores en el cual se establecieron rangos tanto de relación S/I como de pH, donde se obtuvieron los mejores resultados en cuanto a producción de metano y estabilidad en el proceso. En esta fase se buscó evaluar la influencia que tiene el tamaño de la partícula sobre la generación de metano.

Se efectuaron los mismos pasos de la etapa de pretratamiento, pero sometiendo 1 kg de muestra de BOM a diferentes tiempos de trituración (60s-T1, 120s-T2 y 180s-T3) a una velocidad de 15800 rpm (velocidad estándar del equipo) con la finalidad de obtener diferentes tamaños de partícula. Para definir los tiempos de trituración, previamente se desarrollaron ensayos en los cuales se evaluaron tiempos de 30 y 300 s. Con el primero se obtuvieron tamaños de partículas superiores a los recomendados en la literatura (>30 mm), mientras que el segundo, autores como Aldin (2010) aseveran que el proceso de pretratamiento, en el cual se encuentra la trituración mecánica, implica los mayores costos en la DA de los BOM, por tanto entre menores sean los tiempos de trituración, se disminuyen los costos operacionales.

De la masa resultante por trituración a diferentes tiempos, se tomaron aproximadamente 500 g con el fin de determinar el tamaño de partícula obtenida, para lo cual inicialmente se deshidrató cada muestra en un horno a una temperatura entre 55-60 °C durante 48 h o hasta alcanzar humedad constante (Forster, 2005). A la muestra deshidratada, se le determinó el tamaño de las partículas empleando la técnica de tamizado de agregados finos y gruesos ASTM C 136-01, la cual consiste en pasar la muestra por un juego de tamices en los cuales quedan retenidas partículas con un diámetro igual o mayor a cada tamiz (Bojórquez et al., 2011). Para ello se utilizaron los tamices No 4, No 8, No 10, No 16 y No 60. Finalmente, se determinó el tamaño de la partícula predominante en cada uno de los reactores mediante las curvas de granulometría e igualmente se consideró el  $D_{60}$  y  $D_{10}$  con los cuales se halló el coeficiente de uniformidad (Cu) aplicando la Ec. 4.21 (ICC, 2013). Cuando el valor de  $Cu < 3$  indica que el tamaño de partículas es uniforme mientras que valores de  $Cu > 3$  indican que el tamaño de las partículas en la muestra es heterogéneo.

$$Cu = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad \text{Ec. 4.21}$$

Donde Cu es el coeficiente de uniformidad;  $D_{60}$  es el tamaño de partícula que es igual o menor que 60% del peso de los BOM y  $D_{10}$  es el tamaño de las partículas que es igual o mayor que el 10% del peso de los BOM.

Cada una de las muestras trituradas fue sometida al proceso de DA manteniendo las condiciones ya mencionadas de relación S/I y pH. La Figura 4.8 presenta el esquema de esta fase de la DA de los BOM.

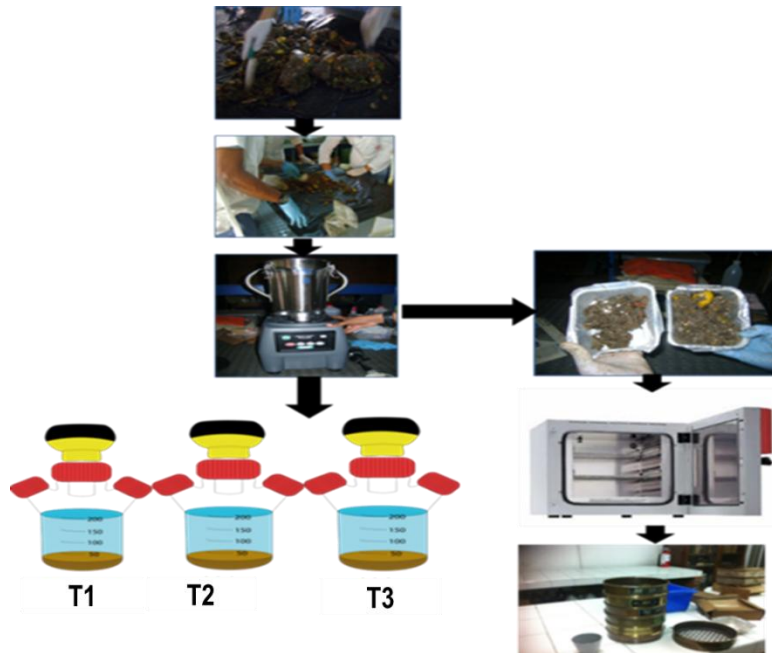


Figura 4.8 Representación esquemática del montaje

*Análisis estadístico de los resultados de la influencia la relación S/l, pH y el tamaño de la partícula DA de los BOM.*

Para determinar el efecto de cada factor evaluado en esta fase, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de permutación no paramétrica aleatorizada ambas con  $p < 0.1$ , donde la variable respuesta fue PBM. Para el caso de los factores relación S/l y pH se realizó un ANOVA; mientras que para el tamaño de partícula se hizo una prueba de permutación no paramétrica. Cuando se encontró diferencias significativas entre los niveles de cada factor se realizó una prueba de comparación de medias a través del software estadístico R i386 3.0.2. El modelo del ANOVA se representa con la Ec. 4.22

$$Y_{ij} = \mu + T_i + \beta_j + \varepsilon_{ij} \quad \text{Ec. 4.22}$$

Se debe cumplir que los  $\varepsilon_{ijk}$  son independientes y que siguen una distribución Normal  $(0; \sigma^2)$ . Donde  $Y_{ij}$  es el PBM en el  $i$ -ésimo relación del  $j$ -ésimo bloque;  $\mu$  es la media general sin tener en cuenta ningún factor,  $T_i$  es el efecto debido al  $i$ -ésimo factor (S/l y pH);  $\beta_j$  es el efecto debido al  $j$ -ésimo bloque;  $\varepsilon_{ij}$  corresponde al error aleatorio, debido a factores no controlados o no controlables.;  $i = 1, 2, 3, \dots$  y  $j = 1, 2, 3, \dots$

Las hipótesis a contrastar serán  $H_0: T_1 = T_2 = T_3 = T_4 = T_5 = 0$  (El efecto de los factores es igual sobre la variable de interés) y  $H_1: T_i \neq T_j$  (por lo menos dos de los factores presentan efectos diferentes sobre la variable de interés) (Montgomery y Runger, 2001).

#### 4.2.2.2 Evaluación de la relación S/l, pH y el tamaño de la partícula en la hidrólisis de la DA de los BOM.

Para evaluar la influencia de la relación S/I, pH y el tamaño de la partícula sobre la hidrólisis como etapa limitante de la DA de los BOM (factores), se aplicó un modelo cinético de primer orden e igualmente el ajuste de Gompertz. Para el primero se parte de la premisa que la generación de metano tiene un comportamiento de este tipo como lo afirman Liew *et al.* (2012). Para ello se efectuó una linealización de los resultados de producción de metano obtenidos durante el tiempo que se efectuó cada ensayo mediante las Ec. 4.23 y 4.24. La primera permite convertir los datos obtenidos de presión en concentración ( $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ); mientras que la segunda sirve para determinar la constante de hidrólisis.

$$M_t = \frac{P}{R \cdot T} \quad \text{Ec. 4.23}$$

Donde  $M(t)$  es la concentración de metano en un tiempo  $t$  ( $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ );  $P$  es la presión registrada por el OXITOP® (atm) en un tiempo  $t$ ;  $R$  es la constante de los gases ideales ( $\text{atm} \cdot \text{L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ ) y  $T$  es la temperatura del experimento (K).

$$\ln \frac{M_U}{M} = K_h t \quad \text{Ec. 4.24}$$

Donde  $\ln$  es el logaritmo natural;  $t$  tiempo (d),  $M_U$  es la producción de metano al final de experimento ( $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ );  $M$  es la producción remanente en el tiempo ( $M = M_U - M(t)$ ) y  $K_h$  es la constante de hidrólisis ( $\text{d}^{-1}$ ).

El modelo de ajuste de Gompertz (modelo de regresión no lineal) permite identificar parámetros importantes relacionados con la hidrólisis en la DA, como la tasa máxima de producción de  $\text{CH}_4$ , la producción máxima de  $\text{CH}_4$  y la fase de letargo, la cual hace énfasis en el tiempo que ocurre la transformación del sustrato y su relación con la fase de producción del biogás. Igualmente, para la aplicación de este modelo se usaron los datos obtenidos de volumen durante los días del experimento, para cada factor ya mencionado. El modelo seleccionado corresponde a una función sigmoideal en la que se relaciona la producción de metano en el reactor. La Ec. 4.25 muestra el modelo mencionado (Lay *et al.*, 1997).

$$V_{\text{CH}_4}(t) = P_{\text{max}} * \exp \left[ -\exp \left( \frac{R_{\text{max}} * \exp(1)}{P_{\text{max}}} * (\lambda - t) \right) + 1 \right] \quad \text{Ec. 4.25}$$

Donde  $V_{\text{CH}_4}(t)$  es la producción acumulada de metano ( $\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$ );  $P_{\text{max}}$  corresponde a la máxima producción acumulativa de metano al culminar el experimento (L);  $R_{\text{max}}$ : Máxima velocidad de producción de metano ( $\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$ ),  $\lambda$ : es la fase de letargo, la cual indica el tiempo de adaptación de los microorganismos al sustrato (d);  $t$  es el tiempo de generación de metano (d) y  $\exp$  corresponde al valor exponencial de 1 que es 2,71828.

Determinado el volumen acumulado mediante el modelo de ajuste de Gompertz, se halló la  $\text{PBM}_g$ , el cual permitió corroborar la variabilidad entre los resultados experimentales y obtenidos por el modelo, para ello se usó la Ec. 4.26

$$\text{PBM}_g = \frac{V_{\text{CH}_4}(t)}{g_{\text{STV}}} \quad \text{Ec. 4.26}$$

Donde  $\text{PBM}_g$  es el potencial bioquímico de metano optimizado,  $V_{\text{CH}_4}(t)$  es la producción acumulada de metano (L) y  $g_{\text{STV}}$  es la cantidad de sustrato presente en el reactor (g)

La validación de ambos modelos se efectuó a partir de la correlación de cada uno ( $R^2$ ), el cual entre más cercano se encuentre a 1, indicará el ajuste al modelo y por consiguiente la influencia de los factores sobre la

hidrólisis de DA de los BOM. Para ello se realizaron las corridas de dicho modelos matemáticos empleando el software Polymath 5.1 y la herramienta Excel del paquete office 2007.

Finalmente, para determinar la contribución (peso porcentual) que tuvieron los factores evaluados (Relación S/l, pH y tamaño de la partícula) sobre la constante de hidrólisis ( $K_h$ ) y la producción de metano, se elaboró un modelo de regresión lineal. El análisis de regresión lineal es una técnica estadística que permite investigar y modelar la relación entre variables cuantitativas. En ocasiones es aplicado variables cualitativas o categorizadas como variables predictoras en la regresión, como lo fue para esta investigación (Motgomery, 2002). La incorporación de una variable cualitativa con niveles, se puede representar con  $a-1$  variables indicadoras, donde cada una asume los valores 0 y 1. Este tipo de modelo de regresión está dado por:

$$y = \beta_0 + \beta_1x_2 + \beta_2x_3 + \varepsilon$$

Donde  $y$  representa la variable respuesta,  $\beta_0$  el coeficiente asociado a la categoría 1 de la variable predictora cualitativa,  $\beta_1$  el coeficiente asociado a la categoría 2,  $\beta_2$  el coeficiente asociado a la categoría 3 y  $\varepsilon$  es el error aleatorio. Para validar este modelo se aplica un análisis de varianza para probar el significado de la regresión. Este análisis se basa en una partición de la variabilidad total de la variable respuesta  $y$ , donde a su vez se puede obtener la parte de la variabilidad que le corresponde a cada una de las categorías de la variable cualitativa. Por lo anterior el modelo que se estructuró tanto para la constante de hidrólisis como para la producción de metano está dado por la siguiente expresión:

$$Y_{ij} = \text{Relación S/l} + \text{pH} + \text{Tamaño de partícula} + \text{Error} \quad \text{Ec. 4.27}$$

Donde la variable de respuesta  $Y_{ij}$  corresponde la  $i$ -ésima constante de hidrólisis y el  $i$ -ésimo potencial bioquímico de metano en el  $j$ -ésimo factor. Los errores establecidos en el modelo cumplieron con los supuestos media cero, normalidad e independencia, con la finalidad de que los resultados tuvieran validez estadística, lo cual se hizo mediante el software estadístico ya mencionado.

Una vez evaluados estos supuestos, se procedió a calcular la tabla de análisis de varianza del modelo, de donde se obtiene la suma de cuadrados global asociada a los factores considerados. Para ello no se consideran los niveles de cada factor en los cuales el modelo cinético de primer orden (Ec. 4.24) tuviera una correlación débil ( $R^2 < 0,5$ ), puesto que esto indica que su comportamiento no corresponde a la generación habitual de metano. Esta suma de cuadrados indica, que tan dispersa se encuentra la constante media de hidrólisis y de PBM de cada factor en relación con la constante media global de hidrólisis y PBM. Posteriormente se indicó, que parte de la suma de cuadrados global le correspondió a cada uno de los factores, para así determinar la contribución que tiene cada uno de los mismos a esta fase tan importante de la DA de los BOM.

## 5 RESULTADOS Y ANÁLISIS

### 5.1 Caracterización de BOM e Inóculo

La Tabla 5.1 muestra la composición física de los BOM utilizados como sustrato en el proceso, en la cual se observa que la fracción predominante son los residuos de alimentos ( $93,13 \pm 1,75\%$ ). Estos resultados ratifican las buenas prácticas de separación en la fuente por los usuarios y la eficiencia de los operarios de la PMRS en las actividades de separación y acondicionamiento de los BOM. Según Mukherjee et al. (2008), estas prácticas minimizan la presencia de compuestos de lenta biodegradación que pueden retardar la DA de los BOM y tener incidencia sobre la calidad de los productos del proceso (biogás y material estabilizado).

**Tabla 5.1.** Composición física gruesa de los BOM

<b>Categoría (%)</b>	<b>Media</b>	<b>CV (%)</b>	
Residuos de Alimentos	Alimentos sin procesar	$91,25 \pm 3,25$	3,55
	Alimentos procesados	$1,88 \pm 1,66$	88,50
Papel y Cartón	$1,27 \pm 0,37$	22,22	
Poda y Jardín	$1,42 \pm 0,47$	50,30	
Impropios	$3,64 \pm 1,68$	37,93	

Los valores de la Desviación Estándar indican que los resultados están distribuidos adecuadamente con respecto al promedio de los datos totales para cada categoría; sin embargo, el Coeficiente de Variación (CV), presentó una alta oscilación, lo que concuerda con lo reportado por Grajales (2012) que asoció este comportamiento a la presencia esporádica de dichos elementos en los BOM.

La Tabla 5.2 presenta los datos de la subcategoría de alimentos sin procesar, relacionado con la composición física fina de los BOM de la PMRS de Versalles, (Valle del Cauca). Se puede apreciar que predominan los carbohidratos ( $34,45 \pm 10,97\%$ ), seguido por otros ( $33,89 \pm 2,77\%$ ), conformado por elementos de las demás subcategorías y frutas cítricas y semi cítricas ( $13,73 \pm 7,34\%$ ), resultados que coinciden con las caracterizaciones previas realizadas por Oviedo et al (2012) y Oviedo et al. (2014) además con lo presentado por Parfitt et al. (2010) quienes caracterizaron la composición de los residuos de alimentos en naciones europeas y asiáticas, encontrando que en esta categoría imperan materiales como frutas frescas y vegetales (estos últimos contenidos en los carbohidratos y en la fibra y mezcla de minerales de los BOM caracterizados).

**Tabla 5.2.** Categorías de los alimentos sin procesar (composición física fina de los BOM)

<b>Categoría (%)</b>	<b>Media</b>	<b>CV</b>
Carbohidratos	$34,45 \pm 10,97$	31,85
Frutas no cítricas	$4,89 \pm 2,77$	56,51
Frutas cítricas y semi cítricas	$13,73 \pm 7,34$	53,50
Fibras y minerales	$7,85 \pm 3,13$	39,86
Hierbas	$0,31 \pm 0,35$	113,86
Semillas	$0,16 \pm 0,29$	183,96
Otros	$33,89 \pm 16,13$	47,58



En ese mismo orden, en cuanto a la categoría de carbohidratos, se observó que predomina una dieta rica en papa, plátano, yuca y maíz, como lo reporta también Marmolejo (2011) para el municipio de Versalles. De acuerdo con Khalid *et al.* (2011), estos son considerados como los compuestos más importantes de los BOM para la producción de biogás. Además, las categorías de frutas y fibra y minerales son considerados alimentos con alto contenido de elementos trazas (Jiang *et al.*, 2012). La Tabla 5.3 ilustra la caracterización fisicoquímica de los BOM y el inóculo.

**Tabla 5.3** Caracterización fisicoquímica de los BOM e inóculo

Parámetro	BOM	Inóculo
pH	5,54	7,23
Humedad (%)	76,74	94,14
Alcalinidad total -AT(CaCO <sub>3</sub> mg*L <sup>-1</sup> )	4447,06	6270,40
Alcalinidad bicarbonática-ATB (CaCO <sub>3</sub> mg*L <sup>-1</sup> )	-	3390,34
Ácidos Grasos Volátiles – AGV (mg*L <sup>-1</sup> )	10595,52	1656,58
Ácidos Grasos Volátiles-AGV (acético, propiónico y butírico) (%)	<0,001	N.D
Sólidos totales (mg*L <sup>-1</sup> )	113036,67	74090
Sólidos volátiles (mg*L <sup>-1</sup> )	93016,67	28258,85
COT*(%)	37,98	10,20
Carbono oxidable (%)	5,70	1,56
UV <sub>254</sub> (cm <sup>-1</sup> )	>3,30	>3,30
DQO <sub>total</sub> (mg*L <sup>-1</sup> )	137839,06	54852,6
DQO filtrada(mg*L <sup>-1</sup> )	35604,49	4048,52
DBO (mg*L <sup>-1</sup> )	45333,33	1273,89
Nitrógeno total*(%)	1,70	0,52
Nitrógeno amoniacal total (mg*L <sup>-1</sup> )**	324,45	393,15
Fósforo total (%)	0,9	0,3
Celulosa (%)	1,47	0,01
Almidón (%)	<0,1	<0,1
Lignina* (%)	1,20	0,01
Extracto etéreo (%)	0,96	0,50
Proteínas (%)	2,70	0,71
Carbohidratos (%)	9,60	0,03
Fibra cruda (%)	2,67	0,02
Hidrógeno* (%)	4,85	N.D
Oxígeno* (%)	32,57	N.D
Azufre	0,33	N.D
Sodio	138,95	65,74
Potasio	2637,39	61,22
Hierro	139,29	56,34
Níquel	<1,0	<1,0
Calcio	4174,10	42,55

Parámetro	BOM	Inóculo
Molibdeno	<1,0	<1,0
Zinc	4,22	0,05
Cobre	0,57	0,0
Manganeso	4,01	0,05
Aluminio	0,00	0,00
Cobalto	<1,0	<1,0
Magnesio	175,80	28,71

\*Base seca;N.D: No determinado\*\* Se determinaron los iones amonio y nitrógeno amoniacal no ionizado a partir de la Ec. 4.2

En general, los valores de pH, Humedad, AT, ATB y AGV's son típicos de residuos rápidamente acidificables, como lo evidenciaron otros autores como Pesta (2007) y Li et al. (2010) en estudios de DA de BOM. Los bajos valores de pH están ligados a la descomposición de los BOM que está asociada con alto contenido humedad, lo que causa un aumento de la producción de AGV's y ausencia de ATB; por lo tanto se evidencia la necesidad de acondicionar los BOM con un alcalinizante que aporte la capacidad buffer necesaria para neutralizar la acidez y no afectar la DA de los BOM (Abdulkarim & Abdullahi, 2010). Es importante resaltar que los resultados de cromatografía de los AGV's muestra que los altos niveles de estos no están ligados a ácidos de cadena corta (acético, propiónico y butírico) que son los precursores de las fases ligadas a la producción de metano, por tanto la ausencia de estos puede prolongar los tiempos de hidrólisis y adaptación microbiana por la posible presencia de ácidos grados de cadena larga o ramificada (Sundberg et al., 2011).

El alto contenido de humedad se debe a que la mayor proporción de los BOM corresponde a residuos de alimentos crudos, principalmente residuos de vegetales y frutas, lo cual favorece la fase de hidrólisis que es la etapa inicial del proceso de digestión anaerobia (González et al., 2008).

El contenido de materia orgánica de los BOM es elevado, como se evidencia con los valores de, COT, Carbono oxidable,  $UV_{254}$ , DQO, DBO y SV, ( Ver Tabla 5.3), los cuales están asociados a la composición física y fina de los BOM (Li et al., 2010). Adicionalmente, la relación entre la  $DQO_{filtrada}$  y la  $DQO_{total}$  (0,26), indica, la predominancia de material particulado que también puede influir sobre la etapa de hidrólisis de la materia orgánica, incrementando el TRS, como lo evidenciaron Mata et al. (2000) y Castells (2012) en estudios de DA de BOM.

La forma predominante del nitrógeno fue la amoniacal, en la forma de ion amonio (bicarbonato de amonio) y de nitrógeno amoniacal no ionizado. El pH influye sobre la forma predominante del nitrógeno, siendo un factor importante en los procesos biológicos debido a la probable ocurrencia de fenómenos de inhibición de la actividad microbiana (Aldin, 2010), el  $NH_3$  es la forma más tóxica y en los BOM la concentración se encontró en niveles bajos ( $0.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) mientras que el  $NH_4^+$  que aporta alcalinidad bicarbonática fue de  $324.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ; sin embargo, para la DA de este tipo de residuos, autores como Parawira et al. (2004), recomiendan una concentración del orden de  $1100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  para garantizar buena capacidad buffer.

El contenido de fósforo, (P), se relaciona con la presencia de vegetales y leguminosas y está acorde con lo reportado por Zhang et al. (2007). La presencia de P facilita los procesos metabólicos esenciales como el crecimiento, la síntesis celular y requerimientos de energía. Los BOM presentaron una relación C/N entre 20 – 30, lo cual tiene efectos positivos sobre la DA (Juanga (2005); este valor puede estar relacionado con el alto contenido de proteína. La relación SV/ST (0,82) y la FB (0,80) también ratifican el alto contenido de materia

orgánica y el bajo contenido de material de origen vegetal de difícil de degradación, especialmente la lignina (Takáčová et al., 2012), resultados similares a los encontrados por Chen et al. (2010).

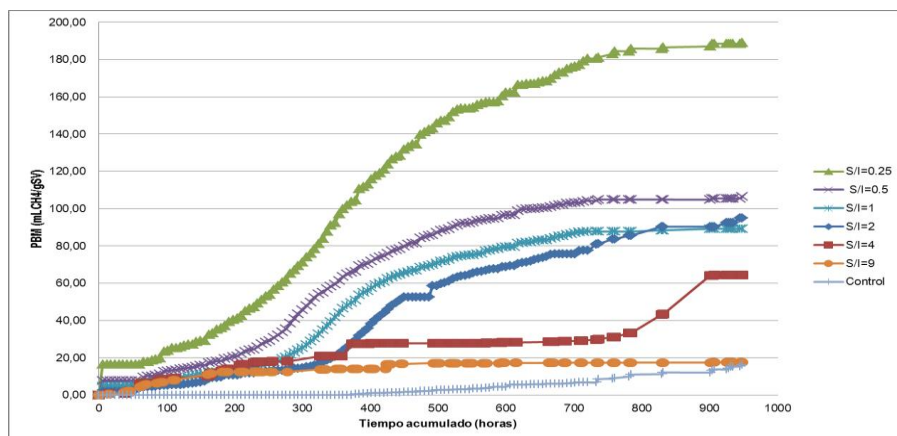
Generalmente, los BOM presentan contenidos de celulosa y lignina entre 40-60% y 10-15%, respectivamente (Juanga (2005); sin embargo, para el caso de los BOM de la PMRS de Versailles, los valores obtenidos fueron inferiores debido a las buenas prácticas de separación en la fuente, pues éstos se relacionan con la presencia de papel, pañales desechables y residuos de poda (Delfín & Durán, 2003). Del mismo modo, el contenido de almidón es bajo, posiblemente por el tiempo de almacenamiento en las viviendas (entre 3 y 4 días) que favorece los procesos de fermentación y la formación de azúcares. Los otros compuestos como extracto etéreo (lípidos), proteínas, fibra cruda y carbohidratos, se encontraron en niveles similares a los reportados por Chen et al. (2010) para este tipo de residuos.

El bajo contenido de azufre presente en los BOM reduce las posibilidades de la proliferación de bacterias sulfatoreductoras y por tanto, la generación de  $H_2S$  en el proceso de digestión (Ferrer y Pérez, 2010). Las concentraciones de metales importantes para el proceso de DA de BOM se encontraron en el rango que no causan inhibición al proceso (Almeida et al., 2011), siendo los valores de Ca y K los más elevados; el alto contenido de calcio puede estar relacionado con la presencia de cáscaras de huevo y el de potasio ligado con las cáscaras de plátano (Oviedo et al., 2013).

Con relación al inóculo, éste presentó valores típicos de lodos anaerobios procedentes del tratamiento de Aguas Residuales Domésticas – ARD, con valores de pH, AT y ATB indicativos de una buena capacidad buffer (Pesta, 2007) que favorece su digestión anaerobia (Ver Tabla 5.3); sin embargo, el valor de la relación SV/ST aunque es típico de lodos de reactores anaerobios que tratan ARD, es bajo desde el punto de vista del grado de actividad de la biomasa presente en el lodo (Torres et al., 2004), sin embargo, es importante conocer la diversidad microbiana presente en el mismo puesto que solamente la relación SV/ST no es un buen indicio respecto a la calidad de un inóculo.

### **5.1 Influencia de la relación S/I sobre la DA de los BOM**

La Figura 5.1 ilustra el PBM durante los 40 días (960 horas) que duró el proceso de DA del BOM, la producción de  $CH_4$  para las relaciones S/I evaluadas varió entre 17,56 y 176,19 mL  $CH_4 \cdot g \text{ SV}^{-1}$  y para el control fue de 27,06 mL  $CH_4 \cdot g \text{ SV}^{-1}$ . La producción de  $CH_4$  a los 30 días (720 horas), fue superior a 95 % del total para la mayoría de las relaciones S/I evaluadas, no obstante, para la 2 y 4 fue de 78 y 46 % respectivamente.



**Figura 5.1** Comportamiento del PBM para las relaciones S/I evaluadas

Se observó que la relación S/I tiene un efecto sobre la fase de letargo, pues en las relaciones menores (0,25, 0,5, 1 y 2) ésta presentó una duración entre 3 y 11 días (72 y 264 horas), mientras que para la relación de 4 fue 28 días (672 horas) y para la relación de 9 no se observó la transición a la fase intermedia. Los resultados obtenidos coinciden con lo reportado por Chen y Hashimoto (1996), quienes afirman que esta fase es más corta para las relaciones más bajas que corresponden a las de menor concentración de sustrato.

En el caso de la relación S/I del reactor 9, no se presentó un incremento significativo en la producción de CH<sub>4</sub> y ésta finalizó a los 8 días (192 horas) aproximadamente, en este sentido, Lü et al., (2012) afirman que con el aumento de la relación S/I, hay una menor cantidad de microorganismos disponibles para transformar los productos de la fermentación, lo que puede conducir a sobrecargas debido a la acumulación de AGV's.

La Tabla 5.4 presenta los resultados del PBM total, disuelto y teórico y el Índice de Biodegradabilidad-%B. El primer aspecto a destacar es la efectividad del NaOH como agente absorbente del CO<sub>2</sub>, ya que en la composición del biogás predominó el metano.

**Tabla 5.4** PBM total, disuelto, teórico y %B

S/I (gSV <sub>sustrato</sub> *g SV <sub>inóculo</sub> <sup>-1</sup> )	PBM <sub>total</sub> (mLCH <sub>4</sub> *gSV <sup>-1</sup> )	PBM*(mLCH <sub>4</sub> *gSV <sup>-1</sup> )	PBM <sub>teórico</sub> (mLCH <sub>4</sub> *gS V <sup>-1</sup> )	%B
0,25	176,19 ±18,37	19,3±2,18	240	73,12
0,5	106,25±0,47	11,7±0,05	240	44,09
1	101,75±17,66	11,2±1,94	240	42,33
2	90,88±12,54	9,7±1,01	240	37,72
4	75,04±15,10	8,2±1,64	240	31,14
9	17,56±0,52	1,8±0,19	240	7,29
Control	27,06±15,43	3,0±1,70	N.D	N.D

N.D: No determinado; \*PBM considerando únicamente el metano disuelto

Desde el punto de vista del PBM, la prueba ANOVA mostró que la relación S/I tiene efecto sobre la misma (p<0,1), evidenciándose un comportamiento inversamente proporcional entre la relación S/I y el PBM total y disuelto, lo que muestra su incidencia tanto en la fase líquida y gaseosa durante producción de metano. Esto

concuenda con otros estudios con residuos sólidos como los de Lopes *et al.* (2004), Liu *et al.* (2009), Zhou *et al.* (2011) y Boulanger *et al.* (2012). Para las condiciones de este estudio, los resultados del % B, ratificaron este comportamiento, encontrándose que valores mayores o iguales que 2 afectaron negativamente el proceso anaerobio, lo que coincide con autores como Raposo *et al.* (2006).

Este fenómeno pudo estar asociado con la inhibición de los consorcios microbianos anaerobios por acción de la acumulación de AGV's, pues se observó que a relaciones S/I >0,25 decae la biodegradabilidad hasta un 42,33 % y a relaciones > 4 llega a un 7,29%. (Tabla 5.4). Estos resultados se asemejan a los reportados Zhou *et al.* (2011) que encontraron la mayor producción y biodegradabilidad con relaciones S/I < 0,9.

Bouallagui *et al.* (2005) evidenciaron que existe una relación directa entre la MO soluble y la hidrólisis, ya que a mayor contenido de MO soluble, los tiempos para la formación de sustratos fundamentales en la DA se reducen y las producciones de metano se incrementan. Por consiguiente, entre mayor sea la MO particulada presente en el sustrato, menor será la producción de metano, lo que pudo estar ligado a las características del sustrato que conto con alto contenido de carbohidratos que al ser fácilmente acidificables pueden aumentar la concentración de AGV's y por ende, alterar la estabilidad del sistema.

Las Tablas 5.5 y 5.6 muestran los valores pH, AT, ATB, AGV,  $\alpha$ , IB e Índice AI/AP para cada una de las relaciones evaluadas al inicio y final del ensayo.

**Tabla 5.5** Valores de pH, AT, ATB, AGV,  $\alpha$ , IB e Índice AI/AP al inicio del ensayo

S/I	pH (UND)	AT(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	ATB(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	AGV (mg*L <sup>-1</sup> )	$\alpha$	IB	AI/AP
0,25	7,04	332,86	240,88	700,45	0,72	0,28	0,38
0,5	7,03	378,49	264,83	694,20	0,70	0,30	0,42
1	7,04	380,75	251,88	896,31	0,66	0,34	0,52
2	7,11	368,32	186,83	1119,48	0,51	0,49	1,06
4	7,00	707,55	374,38	1826,18	0,53	0,47	0,90
9	7,01	1234,64	549,70	2626,70	0,45	0,55	1,24
Control	7,13	244,48	161,86	612,90	0,66	0,34	0,52

S/I en gSV<sub>sustrato</sub>\*gSV<sub>inóculo</sub><sup>-1</sup>

**Tabla 5.6** Valores de pH, AT, ATB, AGV,  $\alpha$ , IB e Índice AI/AP al final del ensayo

S/I	pH (UND)	AT(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	ATB(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	AGV (mg*L <sup>-1</sup> )	$\alpha$	IB	AI/AP
0,25	10,32	2188,72	1720,70	1538,50	0,79	0,21	0,31
0,5	9,29	1119,00	736,56	1444,69	0,65	0,34	0,55
1	8,65	1498,20	1030,82	1357,13	0,68	0,34	0,48
2	7,48	1314,05	738,29	1626,05	0,56	0,43	0,78
4	6,29	1450,11	413,02	2945,66	0,28	0,72	2,52
9	4,99	871,77	0,00	7304,74	0,00	1,00	-
Control	11,4	1523,01	1238,64	769,25	0,81	0,19	0,24

S/I en gSV<sub>sustrato</sub>\*gSV<sub>inóculo</sub><sup>-1</sup>

De acuerdo con Labatut y Gooch (2012), cuando la DA se desarrolla en condiciones óptimas de operación, se produce un aumento leve en el pH debido a la degradación de la materia orgánica, sin embargo para las relaciones 0,25 y 0,5, se produjeron aumentos superiores a 1,6 unidades, alcanzando un valor máximo de 10,32 unidades, lo cual no coincide con los pH reportados en la DA (Liu *et al.*, 2009).

Según Pabón et al. (2012) el uso de perlas de NaOH para la captura el CO<sub>2</sub> provocan un incremento en el pH debido a que ocasionan la desaparición del bicarbonato y el ácido carbónico en la fase líquida. No obstante, en estudios realizados por Souto et al. (2010) no se describe tal efecto, por el contrario, se promueve su uso en ensayos de PBM para la cuantificación del CH<sub>4</sub>. En este sentido, la posible hipótesis que explica el incremento del pH en las relaciones S/I más bajas y en el control puede ser por un posible contacto entre las perlas de NaOH y la fase líquida, producto de la agitación o por la cantidad empleada, aunque los resultados descritos anteriormente no reflejaron una posible inhibición por este aspecto, se recomienda evaluar estos factores en futuras investigaciones.

El incremento de los valores de pH al final del proceso para la relación 1, puede estar asociado a la ocurrencia de adecuadas condiciones de neutralización de la acidez (capacidad buffer) provocada por la transformación de la materia orgánica en AGV's, además de que el inóculo presenta también buena capacidad buffer (López & Beltrán, 2005). En el caso de las relaciones S/I de 2,4 y 9, el resultado fue el opuesto, debido a la probable acumulación de AGV's; de acuerdo con Alonso et al. (2006), concentraciones de AGV's cercanas a los 1500 mg\*L<sup>-1</sup> pueden desequilibrar el proceso metabólico anaerobio. Este comportamiento se ratifica con los índices I<sub>α</sub>, IB e Índice AI/AP, los cuales fueron estables e indicativos de presencia de alcalinidad de bicarbonatos y carbonatos para las relaciones S/I <1; la opción para manejar relaciones, altas sería el uso de mayores cantidades de un producto alcalinizante que garantice capacidad buffer, pero esto incrementaría los costos y la complejidad operacional.

## 5.2 Influencia del pH sobre la DA de los BOM

La Figura 5.2 muestra el PBM de cada uno de los reactores evaluados. En general, se puede apreciar que aunque la relación SV/ST del inóculo fue baja, la composición de los BOM proporcionaron condiciones favorables para la producción de metano, ya que todos los reactores se encontraron por encima del control. La producción metano osciló entre 70 y 126 mL CH<sub>4</sub>\*g SV<sup>-1</sup>. Se observa que al día 30 del ensayo (720 horas), la mayoría de los reactores ya habían alcanzado una producción de CH<sub>4</sub> superior al 85 % del total, no obstante, en el reactor con pH inicial de 5.5, para el mismo periodo de tiempo, la producción tan solo había llegado a un 47%.

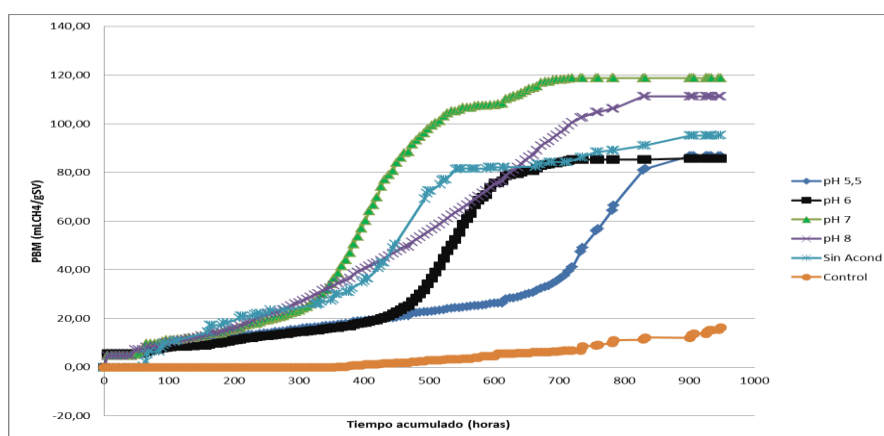


Figura 5.2 PBM para cada uno de los valores de pH evaluados

Se encontró que a medida los valores de pH aumentaron, el tiempo de adaptación de la biomasa al sustrato fue menor, lográndose los menores tiempo en el rango de pH entre 6.6 y 8 unidades (duración aproximada entre 8 y 13 días), mientras que para los pH de 5.5 y 6 unidades fue 25 y 17 días, respectivamente.

En la Tabla 5.7 se presentan los resultados de PBM total, disuelto y teórico y el %B para los valores de pH evaluados.

**Tabla 5.7** PBM total, disuelto, teórico y %B

pH	PBM <sub>total</sub> (mLCH <sub>4</sub> *gSV <sup>-1</sup> )	PBM*(mLCH <sub>4</sub> *gSV <sup>-1</sup> )	PBM <sub>teórico</sub> (mLCH <sub>4</sub> *gSV <sup>-1</sup> )	%B
5,5	70±23,55	7,7±2,59	240	29
6,0	71±21,20	7,8±2,33	240	30
7,0	126±10,60	13,9±1,09	240	53
8,0	95±23,55	11,4±1,24	240	41
SA (6,6)	99±5,83	10,8±0,52	240	39
Control	28,06±16,82	3,2±1,72	N.D	N.D

N.D: No determinado;\*PBM considerando únicamente el metano disuelto;

Aunque el análisis estadístico, mediante la prueba ANOVA ( $p < 0,1$ ), indicó que no existieron diferencias significativas entre los pH evaluados y el PBM, esta variable tiene gran influencia sobre la actividad de los microorganismos que intervienen en cada una de las fases, principalmente en la de la producción de metano a cargo de los microorganismos más sensibles que son las arqueas metanogénicas (Angelidaki et al., 2003).

Los resultados del PBM muestran que a pH neutro se obtuvo la mayor producción de metano y aunque el aumento del pH a valores cercanos a la neutralidad (6,6 y 8,0 unidades) fue más favorable que los valores ácidos (5,5 y 6,0 unidades), lo que coincide con el estudio de Veeken et al. (2000), quienes encontraron que con pH entre 6,5 y 7,7 unidades, se lograron los mejores producciones de metano durante la DA de BOM. Este comportamiento está asociado a las características tanto del inóculo como del sustrato, lo que enfatiza la importancia de definir para cada caso específico, la condición operacional más favorable (Dinamarca et al., 2003).

. Las Tablas 5.8 y 5.9 muestran los resultados de AT, ATB, AGV,  $\alpha$ , IB e Índice AI/AP al inicio y final del proceso.

**Tabla 5.8** Valores de pH, AT, ATB, AGV,  $\alpha$ , IB e AI/AP al inicio del ensayo

pH (UND)	AT(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	ATB(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	AGV (mg*L <sup>-1</sup> )	$\alpha$	IB	AI/AP
5,5	146,03	25,28	913,09	0,17	0,83	4,78
6,0	239,65	66,80	938,11	0,28	0,72	2,59
7,0	418,98	282,71	963,12	0,68	0,32	0,48
8,0	158,61	1130,64	1244,56	0,71	0,29	0,40
S.A (6,6)	284,25	129,90	963,12	0,46	0,54	1,19
Control	244,48	161,86	612,90	0,66	0,34	0,52

**Tabla 5.9** Valores de pH, AT, ATB, AGV,  $\alpha$ , IB e AI/AP al final del ensayo

pH (UND)	pH (UND)	AT(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	ATB(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	AGV (mg*L <sup>-1</sup> )	$\alpha$	IB	AI/AP
5,5	7,95	1327,89	628,82	913,09	0,41	0,59	1,87
6,0	9,27	1766,04	1104,74	938,11	0,63	0,37	0,60
7,0	8,21	1506,45	981,42	963,12	0,65	0,35	0,54
8,0	8,44	2109,49	1466,17	1244,56	0,69	0,31	0,44
S.A (6,6)	7,87	871,77	447,03	963,12	0,51	0,49	0,96
Control	11,35	1528,01	1231,25	620,15	0,81	0,31	0,24

En la tabla 5.9 se observa que aunque se presentó un incremento del pH y la alcalinidad total, la alcalinidad bicarbonática no aumentó de manera proporcional, lo cual está asociado a la producción y acumulación de los

AGVs que consumen alcalinidad bicarbonática y pueden llegar a causar problemas de acidificación. Este comportamiento muestra la importancia de controlar la digestión anaerobia no solo con el pH, sino también con la alcalinidad en sus diferentes formas, para identificar ocurrencia de condiciones de capacidad buffer y neutralización de la acidez (Torres & Pérez, 2008).

### 5.3 Influencia del tamaño de partícula sobre la DA de los BOM

La Tabla 5.10 presenta los resultados obtenidos de los ensayos de granulometría de los BOM de acuerdo con los tiempos de trituración.

**Tabla 5.10** Análisis granulométrico de los BOM

Tamiz	φ (mm)	Peso Retenido (g)			% Retención			%Retención Acumulada			% Pasa		
		T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
½"	12,5	4,92	0,00	0,00	1,30	0,00	0,0	1,30	0,00	0,00	98,70	100,00	100,00
0No 4	4,75	58,29	46,28	75,94	15,30	12,00	18,9	16,60	12,00	18,90	83,40	88,00	81,10
No 8	2,36	24,01	79,93	109,15	6,30	20,70	27,2	23,00	32,60	46,00	77,00	67,40	54,00
No 10	2,00	32,69	59,39	1,40	8,60	15,30	0,3	31,60	48,00	46,40	68,40	52,00	53,60
No 16	1,18	129,46	83,56	81,87	34,10	21,60	20,4	65,60	69,60	66,80	34,40	30,40	33,20
No 60	0,25	104,29	87,04	114,14	27,40	22,50	28,4	93,10	92,00	95,20	6,90	8,00	4,80
Fondo	0	26,33	30,80	19,49	6,90	8,00	4,8	100,00	100,00	100,00	0,00	0,00	0,00
<b>TOTAL (g)</b>		<b>380</b>	<b>387</b>	<b>402</b>									

φ: Diámetro

De acuerdo con la tabla anterior, aunque para todos los tiempos de trituración se obtuvo un tamaño de partícula idóneo para la DA de los BOM (0,1-30mm) (Juanga, 2005, Cho et al., 2013), para el tiempo de trituración de T1 el 68,4% de las partículas presentaron diámetros menores que 2 mm; mientras para los tiempos de T2 y T3 fue de 52 y 53,6 %, respectivamente. En consecuencia, el predominio de este tipo de partículas, en el proceso de trituración a 60s, facilita fases tan importantes como la hidrólisis y por ende, la producción de metano (Hajji & Rhachi, 2013). Por otra parte, solo el 6.9% de las partículas, para el mismo tiempo, obtuvieron un diámetro inferior 0,25mm, lo cual indica la escasa presencia de partículas denominadas finas, las cuales aunque aceleran el proceso de transformación de los BOM, también pueden incrementar las concentraciones de AGV's durante la fase hidrolítica de la DA lo que puede llevar a una inhibición de los microorganismos.

Aunque se espera que a mayor tiempo de trituración el tamaño de partícula debe disminuir, se encontró que para los tiempos de T2 y T3 hubo predominio de partículas mayores que 2,0 mm (48 y 46,4 %, respectivamente) frente a lo obtenido a 60 s (31,6%). Esto puede estar asociado al proceso aglomeración de las partículas más pequeñas por efecto de las fuerzas de van der Waals, el cual es atribuido a la presencia de sustancias apolares como son los ácidos grasos volátiles, en particular los de cadena larga, que para el caso del sustrato empleado, se deduce que estuvieron en altas concentraciones, (Pasquali et al., 2005, García, 2010). Por lo tanto, a mayor tiempo de exposición entre estas partículas y el efecto centrifuga del proceso de trituración, posiblemente esto propició la agrupación de las partículas más pequeñas.



Respecto a la Figura 5.3, en el cual se presentan los resultados de las curvas de distribución de granulometría para cada uno de los reactores, se puede observar que el 60% ( $D_{60}$ ) de las partículas poseen un tamaño menor que 2,0 mm; mientras que el diámetro efectivo ( $D_{10}$ ) está constituido por partículas de tamaño menores que 0,25 mm. Al encontrarse un 10% de las partículas con ese diámetro, se observó que no hubo prevalencia de estas, evitando una rápida acidificación y posible inhibición, ya que según Izumi et al. (2010), una excesiva reducción del tamaño puede incrementar la concentración de AGV's en el reactor.

Por consiguiente entre menor sea el tamaño de partícula mayor será la cantidad de inóculo necesaria en el reactor y por consiguiente, se disminuye la cantidad de sustrato a tratar (Díaz & Giraldo, 1997). Por otra parte, para todos los reactores el coeficiente de uniformidad,  $C_u$ , fue superior a 3, lo que indica la variabilidad de los tamaños de partícula presentes en los reactores, concordando con las investigaciones realizadas por Zhang & Banks (2013), quienes aseveran que durante los procesos de trituración, se logran diferentes tamaños de partícula que pueden influir en ciertas fases del proceso de la DA, particularmente en la hidrólisis donde ocurre la mayor actividad enzimática del proceso anaerobio.

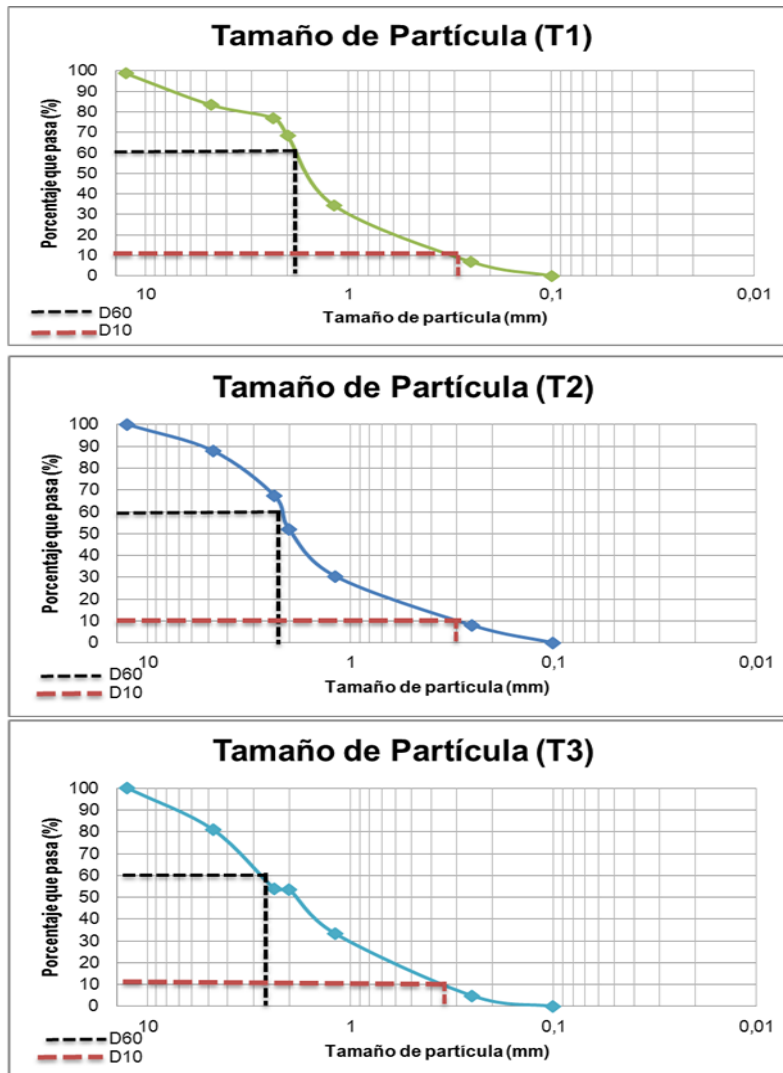


Figura 5.3. Granulometría para cada uno de los reactores.

La Figura 5.4 muestra que al contrastar los resultados del control y los tamaños de partícula, para estos últimos la fase de letargo estuvo alrededor de los 2,5 d (60 horas), indicando que aunque el sustrato posea una predominancia de materia orgánica particulada, el tamaño de ésta, no solamente permitió la adaptabilidad de la biomasa, sino que además los consorcios microbianos efectuaron rápidamente la transformación de los biorresiduos (Mata et al., 2000). Esto se ve reflejado al día 19 (456 horas) del proceso de digestión, donde los reactores ya han alcanzado aproximadamente un 80 % de la producción de metano, evidenciándose la importancia del tamaño de partícula en la DA de los BOM. En ese mismo orden, se aprecia que el reactor T1 durante todo el proceso fue el que mayor producción de metano registró, lo cual se atribuye al alto contenido de partículas de tamaño inferior a 2,0 mm.

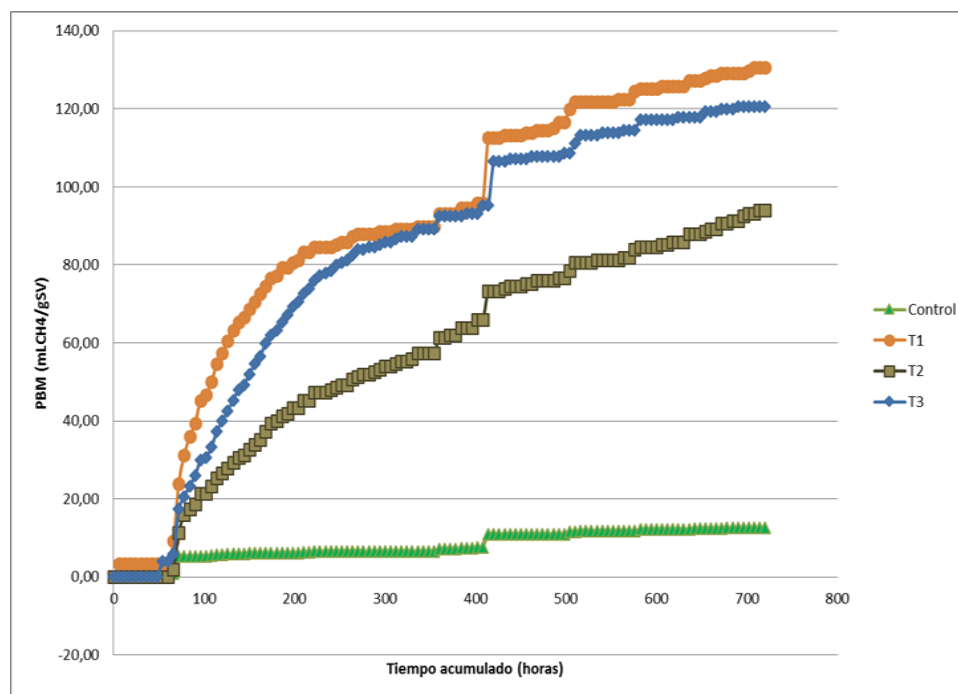


Figura 5.4 Potencial Bioquímico de Metano para cada tamaño de partícula

La Tabla 5.11 muestra los resultados del PBM total, disuelto y teórico y %B; mientras que las Tablas 5.12 y 5.13 presentan los resultados al inicio y final de pH, AT, ATB, AGV'S e Índice AI/AP para cada uno de los tamaños de partícula evaluados.

Tabla 5.11 PBM total, disuelto, teórico y %B para cada tamaño de partícula evaluados

Reactor	PBM(mLCH <sub>4</sub> *gSV <sup>-1</sup> )	PBM* (mLCH <sub>4</sub> *gSV <sup>-1</sup> )	PBM <sub>teorico</sub> (mLCH <sub>4</sub> *gSV <sup>-1</sup> )	%B
T1	128±1,41	14,1±0,31	240	53,15
T2	100±9,01	9,8±0,71	240	41,78
T3	104±23,08	11,5±2,54	240	43,44
Control	32±0,5	1±0,02	N.D	N.D

N.D: No Determinado;\*PBM considerando únicamente el metano disuelto

**Tabla 5.12** Parámetros de control medidos al inicio del proceso

Reactor	pH (UND)	AT(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	ATB(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	AGV(mg *L <sup>-1</sup> )	I <sub>α</sub>	IB	AI/P
T1	7,05	458,85	253,87	775,50	0,56	0,19	0,81
T2	7,07	477,08	388,15	775,50	0,81	0,31	0,23
T3	7,1	448,65	318,94	869,31	0,69	0,23	0,48
Control	7,15	374,07	286,57	687,95	0,77	0,44	0,31

**Tabla 5.13** Parámetros de control medidos al final del proceso

Reactor	pH	AT(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	ATB(mg CaCO <sub>3</sub> *L <sup>-1</sup> )	AGV's(mg *L <sup>-1</sup> )	I <sub>α</sub>	IB	AI/AP(F)
T1	8,75	545,61	399,51	844,30	0,74	0,26	0,40
T2	8,71	573,06	391,84	956,87	0,69	0,31	0,47
T3	8,56	484,34	355,96	1219,54	0,74	0,26	0,36
Control	8,59	346,88	258,06	825,54	0,74	0,26	0,34

Se encontró que los valores de PBM para cada uno de los reactores son superiores al del reactor control, lo que indica que efectivamente el tamaño de partícula no propició la acumulación de AGV's pues se encontró por debajo de la concentración en la cual genera efectos inhibitorios (1500 mg\*L<sup>-1</sup>) (Alonso et al., 2006), esto se correlaciona con los valores de los índices I<sub>α</sub>, IB y AI/AP; el ligero incremento de la ATB y en consecuencia un incremento del pH al final del proceso. Por tal razón, la AT en los reactores durante todo el ensayo, fue en gran proporción debida a la ATB, permitiendo así que los reactores contaran con suficiente capacidad buffer (Torres et al., 2008).

La prueba no paramétrica de aleatorización con la que se evaluó la significancia de los tamaños de partícula en la DA, mostró que no existen diferencias sobre el PBM a un nivel de significancia del 10%; sin embargo, al observar el PBM y el %B estas presentaron los mejores resultados para el reactor T1, pues se lograron producciones superiores al 19 % respecto a los otros tiempos. De igual manera, se observa dicha tendencia en el metano presente en la fase líquida. Esto se asemeja a lo reportado por Cho et al. (2013), quienes encontraron un incremento en la producción de metano en un 20% en reactores con partículas con diámetros menores que 10 mm, tamaño predominante en el tiempo de trituración de 60s. Mientras el %B para ese mismo tiempo correspondió a un 53%, siendo superior al reportado por Mosos et al. (2012) durante sus investigaciones de DA de residuos de frutas y vegetales en la ciudad de Palmira, el cual fue de un 48%.

#### 5.4 Influencia de la relación S/I, pH y el tamaño de partícula sobre la hidrólisis de la DA de BOM

##### *Influencia de la Relación S/I sobre la hidrólisis*

La Tabla 5.14 presenta los resultados de los dos modelos aplicados.

**Tabla 5.14** Resultados de los modelos de hidrólisis y el ajuste de Gompertz para relación

Factor	Nivel	Modelo Cinético de Primer Orden		Modelo de Ajuste de Gompertz					
		$K_h$ (d <sup>-1</sup> )	$R_1^2$	$\lambda^a$	$R_{max}^b$	$P_{max}^c$	PBM <sup>d</sup>	PBM <sub>g</sub> <sup>d</sup>	$R_2^2$
Relación S/I*	0,25	0,11	0,86	3,4	0,027	15,13	175	202	0,99
	0,5	0,14	0,94	4,4	0,037	16,59	106	111	0,99
	1	0,09	0,75	6,6	0,068	27,75	102	93	0,98
	2	0,06	0,74	8,1	0,110	58,99	89	98	0,99
	4	0,06	0,37	202	10,06	107839,27	75	89866	0,87
Control	9	0,07	0,46	-27,3*	0,140	46,71	16	17	0,96
	-	0,05	0,60	20,2	0,010	9,37	27	31	0,99

\*gSV<sub>sustrato</sub>/gSV<sub>inóculo</sub> a (d); b (mL\*h<sup>-1</sup>); c (mL); d (mLCH<sub>4</sub>\*gSV<sup>-1</sup>)\*Sin significado físico

Con relación al modelo cinético de primer orden, se observa una influencia de la relación S/I, principalmente para valores superiores a 1, donde se presenta una mayor reducción de la constante de hidrólisis ( $K_h$ ) y por consiguiente menores producciones de metano. Las constantes de hidrólisis determinadas para las relaciones S/I inferiores a 1, se encontraron en el rango de sustratos ricos en carbohidratos (0,025-0,2 d<sup>-1</sup>) digeridos con lodos de ARD (Aldin, 2010).

Como era de esperarse, los valores de  $K_h$  afectaron la producción de metano, pues se encontró que en las relaciones inferiores a 1 se obtuvieron los mejores resultados de PBM lo cual concuerda con sus niveles de correlación ( $R^2 > 0,7$ ); lo que contrasta con los resultados obtenidos a mayores relaciones S/I (4 y 9), donde se llegaron a presentar resultados inferiores a las del reactor control.

El comportamiento observado es importante de analizar, porque indica que a medida que se incrementa la relación S/I, se debe disponer de un mayor tiempo de retención en el reactor para garantizar la ocurrencia de la etapa de hidrólisis, lo que a su vez indica mayores volúmenes de reactores y por lo tanto, mayores costos tanto en la implementación como en la operación.

El hecho de que las relaciones S/I mayores puedan haber afectado la hidrólisis, puede estar relacionado a factores como la predominancia de material particulado, altos niveles de sólidos totales y la acumulación de AGV's, además de los bajos niveles de ATB que pueden favorecer los procesos de acidificación debido a la ausencia de capacidad buffer (Aldin, 2010, Sundberg et al., 2011).

Respecto al modelo de regresión no lineal de Gompertz, se observa que a medida que se prolonga la fase de letargo se reduce la producción de metano, estableciendo una relación inversamente proporcional entre estos parámetros (fenómeno similar ocurrido con la  $K_h$ ). En ese mismo orden, se aprecia que los valores de la fase de letargo para las relaciones 4 y 9 están fuera de los rangos con significado físico, encontrándose valores de 207 y -27,3 días, respectivamente. (Tabla 5.15).

Lo anterior concuerda con lo reportado por Blanco (2010), el cual durante sus investigaciones de DA encontró fases de letargo prolongadas y negativas (22 y -77,7 días, respectivamente) atribuyendo esto a las altas concentraciones de AGV's relacionadas a las cargas empleadas. De igual manera, se sabe que la acumulación de los AGV's impacta sobre los mecanismos enzimáticos de los microorganismos anaerobios, especialmente los asociados a la producción de metano; por consiguiente, al existir una alteración por estos ácidos se puede llegar a una fase de inhibición como se apreció en el caso de la relación 9.

Los resultados obtenidos de  $R_{max}$  y  $P_{max}$  los cuales están ligados a la optimización de la DA, se encontró que las relaciones inferiores a 1 poseen un comportamiento habitual de las fases involucradas en la producción de metano como lo demuestra los resultados de  $PBM_g$ . Lo anterior es coherente con lo obtenido Campos (2001), que evidenció que las altas concentraciones de ST alteran las variables del modelo, como lo ocurrido en este estudio, en el caso del  $P_{max}$  para la relación 4 y la fase de letargo para la relación 9, obteniendo 107839,27 mL y -27,3 días, respectivamente.

La Tabla 5.15 muestra los resultados del modelo cinético y el ajuste de Gompertz para el efecto del pH.

**Tabla 5.15** Resultados de los modelos de hidrólisis y el ajuste de Gompertz para el pH

Factor	Nivel	Modelo Cinético de Primer Orden		Modelo de Ajuste de Gompertz					
		$K_h$ (d <sup>-1</sup> )	$R_1^2$	$\lambda^a$	$R_{max}^b$	$P_{max}^c$	PBM <sup>d</sup>	$PBM_g^d$	$R_2^2$
pH (Unidades)	5,5	0,03	0,44	207	31,91	284149	70	947163	0,95
	6,0	0,11	0,72	13,5	0,077	28,67	71	89	0,94
	7,0	0,14	0,75	9,5	0,112	37,24	126	124	0,97
	8,0	0,08	0,76	6,1	0,050	46,36	95	155	0,99
	SA (6,6)	0,11	0,70	6,3	0,056	31,32	99	104	0,96
Control	-	0,05	0,60	20,2	0,010	9,37	27	31	0,99

a (d); b (mL\*h<sup>-1</sup>); c (mL); d (mLCH<sub>4</sub>\*gSV<sup>-1</sup>)

De acuerdo con la tabla anterior, los valores de pH cercanos a la neutralidad 6,6 y 8,0 unidades, obtuvieron los más altos valores para la constante de hidrólisis, lo cual indica que hubo prevalencia de capacidad buffer en el sistema, que facilitó la actividad enzimática de los microorganismos; por tal razón se evidenció una buena correlación ( $R^2 > 0,7$ ). Aunque algunos autores señalan que la etapa hidrolítica de los BOM ocurre a valores de pH entre 5,5 y 6,5 unidades, el éxito está relacionado con la capacidad que tiene el sustrato de aportar alcalinidad lo cual no se evidenció en este caso, ya que los BOM presentaron características de ser un sustrato fácilmente acidificable con ausencia de ATB (Veeken et al., 2000).

Esto confirma lo ocurrido para el valor de pH 6,0, donde se presentó un alto valor en su constante de hidrólisis, pero baja producción de metano; igualmente para pH 5,5, para el cual se obtuvo una constante hidrolítica inferior a la del control y fuera del rango sugerido por Trzcinski & Stuckey (2011). Así mismo, se constató una relación directamente proporcional entre  $K_h$  y el PBM, para los rangos cercanos a la neutralidad. Esto corrobora lo expresado por algunos autores como Sharma et al. (1999), VDI (2006), Chernicharo (2007), quienes recomiendan que el pH óptimo para la generación de CH<sub>4</sub> por medio de la DA debe estar entre 6,8 y 8,0 unidades.

Los resultados del modelo de ajuste de Gompertz, mostraron que para el pH 5,5 la fase de letargo fue considerablemente prolongada (207 días), siendo 10 veces superior al del control (20,2 días), indicando que desde la perspectiva ingenieril no sería práctico este valor de pH, pues indica un tiempo de retención de sólidos-TRS muy alto. Para el caso del pH 6,0, la fase de letargo correspondió a 13,5 d, mostrando su efecto sobre la actividad microbiana y por tanto, indicando que el proceso de transformación del sustrato se vio influenciado, manifestándose en la producción de metano de 71 mLCH<sub>4</sub>\*gSV<sup>-1</sup>.

Para el caso de los pH entre 6,6 y 8,0 unidades se encontraron las fases de letargo menos prolongadas (<10d), demostrando que la alcalinidad fue suficiente para contrarrestar la acidez generada en el proceso, lo que facilitó la adaptabilidad de los microorganismos lo cual se evidencia en su fuerte correlación ( $R^2 > 0,9$ ).

En cuanto a los parámetros  $R_{max}$  y  $P_{max}$ , se presentó una incoherencia para el pH evaluado 5,5, (Tabla 5.15) señalando que este valor altera el proceso de DA de los BOM y por lo tanto, no se logran los mejores resultados, pues se encontró una máxima producción de metano de 284149 mL; pero para ello se requieren 207 días, en consecuencia, es poco factible trabajar con este rango de pH a escalar piloto o real.

La Tabla 5.16 muestra los resultados del modelo cinético y el ajuste de Gompertz para el efecto del tamaño de la partícula.

**Tabla 5.16** Resultados de los modelos de hidrólisis y el ajuste de Gompertz para el tamaño de la partícula

Factor	Nivel	Modelo Cinético de Primer Orden		Modelo de Ajuste de Gompertz					
		$K_h$ (d <sup>-1</sup> )	$R_1^2$	$\lambda^a$	$R_{max}^b$	$P_{max}^c$	PBM <sup>d</sup>	PBM <sub>g</sub> <sup>d</sup>	$R_2^2$
Tamaño de partícula (mm)	T1	0,17	0,92	1,0	0,029	9,36	129	125	0,98
	T2	0,12	0,89	0,30	0,015	7,04	100	94	0,98
	T3	0,13	0,89	0,32	0,027	8,77	104	117	0,98
Control	-	0,05	0,60	20,2	0,010	9,37	27	31	0,99

a (d); b (mL\*h<sup>-1</sup>); c (mL) d (mLCH<sub>4</sub>\*gSV<sup>-1</sup>)

Para el tamaño de la partícula, se aprecia que los valores de  $K_h$  se encontraron por encima de control, lo cual muestra la predominancia de partículas que facilitan el proceso de transformación y generación de metano (Zhang & Banks, 2013). También se encontró que la mayor constante de hidrólisis y correlación se logró para partículas con tamaños menores que 2mm (0,17 d<sup>-1</sup> y 0,92, respectivamente), lo cual está ligado a los resultados de granulometría donde predominaron partículas de este tipo.

Así mismo, la fase de letargo fue inferior a 1 día, lo cual es acorde con el tamaño de partículas que facilitan la hidrólisis, pues la velocidad global del proceso está asociada principalmente a sustratos con alto contenido de sólidos. Incluso en donde las fases de acidogénicas o metanogénicas son consideradas limitantes, la hidrólisis puede influir en el conjunto del proceso. De igual manera, el tamaño de partícula posiblemente facilitó la asimilación de los sustratos por parte de los microorganismos, teniendo en cuenta que en los BOM prevalecían ácidos de cadena larga que se caracterizan por reducir el tiempo de producción de metano.

Aunque se observó variabilidad entre los valores en la fase de letargo para cada uno de los tiempos, esto puede estar relacionado con los resultados del Cu, ya que se encontró heterogeneidad en el tamaño de las partículas; por tanto la diversidad de tamaños pudo haber influido en dichos resultados.

Los valores obtenidos para cada uno de los tamaños de partículas en cuanto a  $R_{max}$  y  $P_{max}$ , (Tabla 5.16), evidencian que efectivamente estos se acoplaron al modelo ( $R^2 > 0,9$ ), pues tanto para los valores entre el PBM experimental y el PBM<sub>g</sub> no existe mucha discrepancia, demostrando la influencia del tamaño de la partícula sobre la DA. Esto concuerda con los estudios realizados por Banks (2010) y Aldin (2010) que observaron incremento en la tasa de hidrólisis al disminuir el tamaño de la partícula.

### 5.5 Contribución de los factores S/I, pH y tamaño de partícula sobre la hidrólisis

Con relación a la contribución de cada factor evaluado sobre la constante de hidrólisis ( $K_h$ ) y la producción de metano, la Tabla 5.17 muestra los resultados del modelo de regresión lineal cualitativo.

**Tabla 5.17** Contribución de los factores sobre la constante de hidrólisis y la producción de metano

Factor	$K_h^a$ (global)	Contribución (%)	PBM <sup>b</sup> (global)	Contribución (%)
Relación S/l	0,10	28	117,91	43
pH	0,12	32	97,18	29
Tamaño de partícula	0,14	40	111,18	28

a (d<sup>-1</sup>); b (mLCH<sub>4</sub>\*gSV<sup>-1</sup>)

En la tabla se observa que la mayor constante de hidrólisis global está asociada al tamaño de partícula, seguida por el pH y en último lugar a la relación S/l, lo que lleva a la distribución porcentual mostrada. El tamaño del sustrato a digerir juega un papel importante en los mecanismos enzimáticos de los microorganismos involucrados en el proceso, como lo indican autores como Banks (2010) y Zhang & Banks (2013) que encontraron que éste es el factor más importante en la DA de cualquier sustrato sólido, pues de ello depende qué tan disponibles se encuentran los nutrientes elementales para la biomasa involucrada en el proceso, siempre y cuando se trabaje con condiciones ambientales óptimas para la biomasa; por esta razón, la contribución del pH y de la relación S/l (del orden del 60%), indica que estos factores también son de gran importancia tanto en la etapa de hidrólisis, como en el proceso global de la digestión anaerobia como se ve reflejado en su contribución en la producción de metano.

En general, el análisis de la influencia de los factores evaluados, ratifica que todos influyen sobre la hidrólisis de los BOM y en la generación de metano y por lo tanto, todos deben ser controlados para garantizar una mayor eficiencia de los procesos biológicos. Adicionalmente, se verifica que la hidrólisis de los BOM es una etapa limitante de la DA de éstos, siendo necesario buscar estrategias para su optimización. Autores como (Zhang et al., 2006) recomiendan estudiar la influencia de la temperatura como una estrategia de optimización de esta etapa del proceso.

## 6 CONCLUSIONES

- Los biorresiduos – BOM estudiados, de la PMRS de Versalles, Valle del Cauca, presentaron una composición con predominancia de materia orgánica particulada; adicionalmente, la fracción biodegradable es significativa, lo que ratifica su potencial como una fuente alterna de energía renovable, a partir de la digestión anaerobia. Sin embargo, los bajos niveles de pH y alcalinidad bicarbonática, asociado a las altas concentraciones de AGVs, indican la necesidad de acondicionar el sustrato con un alcalinizante.
- Se resalta la importancia que tiene el proceso de separación en la fuente y la recolección selectiva de los residuos sólidos en las comunidades, ya que de ello depende el éxito de este tipo de alternativas tecnológicas.
- La relación S/l influyó sobre la digestión anaerobia de los BOM, encontrándose que relaciones menores que  $1 \text{ gSV}_{\text{sustrato}} * \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  permiten un desempeño adecuado del proceso; con valores mayores, el proceso se desestabiliza debido a probables limitaciones en la hidrólisis de la materia orgánica y a la ocurrencia de procesos de acidificación por la acumulación de los AGV's que no logran ser estabilizados por la baja capacidad buffer del sistema. La digestión de los BOM en

relaciones mayores que 1, implicaría mayores costos de implementación (reactores de mayor volumen) y mayor complejidad operacional.

- La alcalinidad asociada al pH tiene efecto sobre la digestión anaerobia de los BOM, encontrándose mejores condiciones tanto de producción de metano como de capacidad buffer con valores cercanos a la neutralidad; valores menores, además de generar menor producción de metano, requieren un mayor tiempo de asimilación de la materia orgánica por los microorganismos, lo que implicaría mayores tiempos de retención y mayores volúmenes de reactores.
- El tamaño de partícula tiene efecto sobre la DA de los BOM; la prevalencia de partículas menores que 2,0 mm permite lograr buena capacidad buffer en el sistema; no hay acumulación de AGV's; se acelera el proceso de hidrólisis y se obtienen mejores producciones. De igual forma, esto se puede articular con la posible disminución de los costos operacionales tanto en la fase de pretratamiento como en el tratamiento, pues al no evidenciarse una rápida acumulación de sustancias inhibitoras y existir una buena capacidad buffer, no se requieren grandes cantidades de alcalinizante.
- Aunque la constante de hidrólisis de los BOM -  $K_h$  se encontró en el rango típico en todos los estudios realizados, se observa que ésta es influenciada por la relación S/I, el pH y el tamaño de partícula. Las condiciones más adecuadas encontradas en este estudio fueron una relación S/I inferior a  $1 \text{ gSV}_{\text{sustrato}} \cdot \text{gSV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , pH entre 7,0-8,0 unidades y partículas inferiores 2; en estas condiciones la fase de letargo fue la más baja, (menos de 15 días) y se logró una rápida degradación del sustrato y por consiguiente un aumento en la producción de metano.
- Todos los factores evaluados deben ser controlados en conjunto para garantizar la eficiencia de los mecanismos enzimáticos de los microorganismos involucrados en la DA de BOM.

## 7 RECOMENDACIONES

- Aunque los BOM propiciaron condiciones favorables para el proceso de DA, es necesario investigar el efecto que tiene la adición de macro y micronutrientes sobre el proceso; además se recomienda evaluar la incidencia que tendría la mezcla de inóculos, preferiblemente provenientes o cercanos a la zona de estudio, con el fin de potencializar la producción de metano a partir de los BOM en otros estudios.
- Se sugiere evaluar el efecto de la temperatura sobre la hidrólisis y la fase de letargo, puesto que existe una relación directamente proporcional entre ellas, lo cual podría incrementar las producciones de metano obtenidas en esta investigación y reducir los tiempos de reacción, lo que influiría sobre el tamaño de los reactores y por lo tanto sobre los costos de implementación de la tecnología, particularmente si se utiliza como fuente de energía el biogás producido en la DA de los BOM.



- También se sugiere estudiar la influencia tanto de los factores evaluados como de otros considerados importantes en la DA de BOM (agitación, humedad, entre otros) con la finalidad de evaluar como éstos inciden tanto en la microbiología y en las etapas subsiguientes a la hidrólisis DA de los BOM (acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis), mediante modelos cinéticos más robustos a escala de laboratorio y piloto.
- Aunque se verificó la efectividad de las perlas de NaOH para la captura del CO<sub>2</sub>, se recomienda realizar estudios posteriores en los que se evalúe la cantidad requerida y el proceso de agitación manual para cumplir esta función sin que se afecte el pH en el reactor.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdulkarim, B. I. & Abdullahi, M. E. (2010). Effect Of Buffer (NaHCO<sub>3</sub>) And Waste Type In High Solid Thermophilic Anaerobic Digestion. *International Journal Of Chemtech Research*, 2,2.

Aguilar, V. Q., Armijo, D. V. C. & Taboada, G. P. (2009). El Potencial Energético De Los Residuos Sólidos Municipales. *Ingeniería*, 13,1, 59-62.

Aldin, S. (2010). The Effect Of Particle Size On Hydrolysis And Modeling Of Anaerobic Digestion. Thesis Doctor, University Of Western Ontario

Almeida, A., Nafarrate, R. E., Alvarado, A., Cervantes, O. A., Luevanos, M. P. E., Oropeza, R. & Balagurusamy, N. (2011). Expresión Genética En La Digestión Anaerobia: Un Paso Adelante En La Comprensión De Las Interacciones Tróficas De Esta Biotecnología. *Acta Química Mexicana*, 3,6, 14-34.

Alonso, C. V., Lahoz, C. G., Herruzo, F. G. & Maroto, J. R. (2006). Producción De Biogás A Partir De Residuos Vegetales (II).

Alvarez, D. L. P. J. (2006). Manual De Compostaje Para Agricultura Ecológica [Online]. Andalucía: Junta De Andalucía. Available: [Http://www.Ciencias-Marinas.Uvigo.Es/Bibliografia\\_Ambiental/Agricultura\\_Ecoloxica/Manual%20compostaxe.Pdf](http://www.ciencias-marinas.uvigo.es/Bibliografia_Ambiental/Agricultura_Ecoloxica/Manual%20compostaxe.Pdf) [Accessed Marzo 2013].

Alzate, G. L., Tejero, M. J. & Rico, G. J. (2008). Estudio En Paralelo De Dos Sistemas Anaerobios Con Y Sin Separación De La Fase Hidrolítica Para La Generación De Biometano. *Producción + Limpia*, 3,2, 23-36.

Alzate, G. L. M., Pérez, H. A., Nevárez, M. V. G., Rinderknecht, S. N. & Poggi, V. H. (2003). Comparación De Dos Sistemas Anaerobios Acoplados Para La Biometanización De La Fracción Orgánica De Residuos Sólidos Urbanos. *Ingercinecia*, 28,8, 436-442.

Angelidaki, I. & Ahring, B. K. (2000). Methods For Increasing The Biogas Potential From The Recalcitrant Organic Matter Contained In Manure. *Water Science & Technology*, 41, 189-194.

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 & Technology*, 59,5, 927-934.

Angelidaki, I. & Ellegaard, L. (2003). Codigestion Of Manure And Organic Wastes In Centralized Biogas Plants. *Applied Biochemistry And Biotechnology*, 109,1-3, 95-105.

Angelidaki, I., Ellegaard, L. & Ahring, B. K. (2003). Applications Of The Anaerobic Digestion Process. *Advances In Biochemical Engineering/Biotechnology* 82, 1-33.

Angelidaki, I. & Sanders, W. (2004). Assessment Of The Anaerobic Biodegradability Of Macropollutants. *Reviews In Environmental Science And Biotechnology*, 3, 117-129.

Apha (2005). *Standard Methods For Examination Of Water And Wastewater*. In: Federation, A. W. W. A. A. W. E. (Ed.) 21 Ed. Washington D.C.

Aquino, S. F. (2007). *Influência Das Condições De Incubação No Teste De Atividade Metanogênica Específica (Ame) De Lodos Anaeróbios*. Tese Mestre, Universidade Federal De Minas Gerais

Aquino, S. F., Chernicharo, L. C. A., Foresti, E. & Florencio, D. S. M. D. L. (2007). Metodologias Para Determinação Da Atividade Metanogênica Específica (Ame) Em Lodos Anaeróbios. *Eng. Sanit. Ambient.*, 12, 192-201.

Arrigo, N. M., Jiménez, M. D. L. P., Palma, R. M., Benito, M. & Tortarolo, M. F. (2005). Residuos De Poda Compostados Y Sin Compostar: Uso Potencial Como Enmienda Orgánica En Suelo. *Ciencia Del Suelo*, 23,1, 87-92.

Arsova, L. (2010). *Anaerobic Digestion Of Food Waste: Current Status, Problems And An Alternative Product*. Thesis Master, Columbia University

Atiyeh, R. M., Subier, S., Edwards, C. A., Bachman, G., Metzger, G. D. & Shuster, W. (2000). Effects Of Vermicomposts And Composts On Plant Growth In Horticultural Container Media And Soil. *Pedobiología*, 44, 579-590.

Babae, A., Shanyegan, J. & Roshani, A. (2013). Anaerobic Slurry Co-Digestion Of Poultry Manure And Straw: Effect Of Organic Loading And Temperature. *Journal Of Environmental Health Science And Engineering*, 11,15.

Banks, C. J., Zhang, Y., Heaven, S., Watson, G., Powrie, W., Stentiford, E., Hobbis, P., Bulson, H., Muller, W., Niesar, M., Bockreis, A. & Chesshire, M. (2010). *Particle Size Requirements For Effective Bioprocessing Of Biodegradable Municipal Waste*.: University Of Southampton/University Of Leeds/Organic Resource Agency Ltd, Greenfinch Ltd.

Barrera, R. (2006). *Compostaje De Residuos Sólidos Orgánicos. Aplicación De Técnicas Respirométricas En El Seguimiento Del Proceso*. Tesis Doctoral, Universidad Autonoma De Barcelona.

Bishnoi, P. (2012). *Effects Of Thermal Hydrolysis Pre-Treatment On Anaerobic Digestion Of Sludge*. Thesis Master, Virginia Polytechnic Institute And State University.65

- Blanco, C. D. (2011). Tratamiento Biológico Aerobioanaerobio-Aerobio De Residuos Ganaderos Para La Obtención De Biogás Y Compost. Doctorado, Universidad De Leon.265
- Bobadilla, R. V. M., Garro, M. R. & Nava, R. C. O. (2010). Optimización De La Producción De Biogás Mediante El Uso De Un Medio Basal En Degradación De Residuos Sólidos Del Tipo Doméstico. Revista Sistemas Ambientales, 3,2, 7-11.
- Bodkhe, S. Y., Vaidya, A. N. & Bhattacharyya, J. K. (2011). Development Of Anaerobic Column Reactor (Acr) For Biomethanation Of Food Waste Proceedings Of The International Conference On Solid Waste 2011-Moving Towards Sustainable Resource Management,. Hong Kong.
- Bogota, T. J., Diaz, R. S. Y. & Ramos, O. P. (2008). Montaje Y Puesta En Marcha De Dos Biodigestores Anaerobios Con Residuos Organicos Generados En La Central De Mercado "Plaza Kennedy" En Bogota. Tesis De Pregrado, Universidad Manuela Beltran
- Bojórquez, I., Pérez, M. M., Flores, F. & Bojórquez, G. (2011). Resistencia A La Compresión De Compuestos A Base De Desperdicios De Origen Orgánico. Revista Ingeniería De Construcción, 18,2, 87-92.
- Botheju, D. & Bakke, R. (2011). Oxygen Effects In Anaerobic Digestion-A Review. The Open Waste Management Journal, 4, 1-19.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben Cheikh, R. & Hamdi, M. (2005). Bioreactor Performance In Anaerobic Digestion Of Fruit And Vegetable Wastes. Process Biochemistry, 40,3, 989-995.
- Boulanger, A., Pinet, E., Bouix, M., Bouchez, T., & Mansour, A. A. (2012). Effect of inoculum to substrate ratio (I/S) on municipal solid waste anaerobic degradation kinetics and potential. Waste management, 32, 2258-2265.
- Brown, D. & Yebo, L. (2013). Solid State Anaerobic Co-Digestion Of Yard Waste And Food Waste For Biogas Production. Bioresource Technology, 127, 275-280.
- Bula, A. J., Mendoza, V. L. & Pérez, P. J. R. (2012). El Reciclaje, Analizado Desde Dos Perspectivas. Dimens. Empres., 10,1, 93-99.
- Burnley, S. J. (2007). A Review Of Municipal Solid Waste Composition In The United Kingdom. Waste Management, 27, 1274-1285.
- Bustos, F. C. (2009). La Problemática De Los Desechos Sólidos. Economía, 34,27, 121-144.
- Cabbai, V., Ballico, M., Aneggi, E. & Goi, D. (2013). Bmp Tests Of Source Selected Ofmsw To Evaluate Anaerobic Codigestion With Sewage Sludge. Waste Management.
- Camargo, Y. & Vélez, A. (2009). Emisiones De Biogas Producidas En Rellenos Sanitarios. Ii Simposio Iberoamericano De Ingeniería De Residuos. Barranquilla: Redisa.
- Campos, P. A. E. (2001). Optimización De La Digestión Anaerobia De Purines De Cerdo Mediante Codigestión Con Residuos Orgánicos De La Industria Agroalimentaria. Tesis Doctoral, Universitat De Lleida

Carneiro, P. H. (2005). Efeito Da Adicao De Lodo Ao Inóculo De Reator Anaeróbio Híbrido Sólido-Líquido Tratando Fracao Organánica De Resíduos Sólidos Urbanos Tesis Maestría, Universidad De Sao Paulo

Castells, X. E. 2012. Métodos De Valorización Y Tratamiento De Residuos Municipales. Reciclaje De Residuos Industriales. Ediciones Díaz De Santos, 866

Castillo, M. E. F., Cristancho, D. E. & Arellano, A. V. (2003). Estudio De Las Condiciones De Operación Para La Digestión Anaerobia De Residuos Sólidos Urbanos. Revista Colombiana De Biotecnología, 5,2, 11-22.

Castrillon, L., Fernández, N. Y., González, A. & Marañón, E. (2013). A Case Study Of The Characteristics Of Municipal Solid Waste In Asturias (Spain): Influence Of Season And Source. Waste Management & Research, 31,4, 428-431.

Ce (1975). Directiva 75/442/Cee Del Consejo. In: Europea, C. (Ed.).

Cec (1985). Two-Phase Anaerobic Digestion Of Solid Organic Wastes Yielding Biogas And Compost. In: Communities, C. O. T. E. (Ed.). Luxemburgo.

Cec. (2008). Communication Of The Commission Com (2008) 811 Final. Green Paper On The Management Of Biowaste In The European Union [Online]. Available: [Http://Ec.Europa.Eu/Environment/Waste/Compost/Pdf/Green\\_Paper\\_En.Pdf](Http://Ec.Europa.Eu/Environment/Waste/Compost/Pdf/Green_Paper_En.Pdf) [Accessed Junio 2013].

Cecchi, F., Mata, A., J., Traverso, P. G., Medici, F. & Fazzini, G. A. (1990). New Approach To The Kinetic Study Of Anaerobic Degradation Of The Organic Fraction Of Municipal Solid Waste. Biomass 79-102.

Cendales, L. E. D. (2011). Producción De Biogas Mediante La Codigestión Anaeróbica De La Mezcla De Residuos Cítricos Y Estiercol

Bovino Para Su Utilización Como Fuente De Energía Renovable. Tesis De Maestría, Universidad Nacional De Colombia

Cuadros, B. F., Gonzalez, G. A., Roldan, R. M. J., Rubiales, R. F., Ruiz, C. A., Vizcaino, G. A. & Lopez, R. F. (2011). Digestión Anerobia De Residuos De La Industria Del Tomate En Modo Continuo Y Semicontinuo Xv Congreso Internacional De Ingeniería De Proyectos. Huesca.

Cuetos, M. J., Gómez, X., Otero, M. & Morán, A. (2008). Anaerobic Digestion Of Solid Slaughterhouse Waste (Shw) At Laboratory Scale: Influence Of Co-Digestion With The Organic Fraction Of Municipal Solid Waste (Ofmsw). Biochemical Engineering Journal, 40, 99-106.

Charles, W., Walker, L. & Cord-Ruwisch, R. (2009). Effect Of Pre-Aeration And Inoculum On The Start-Up Of Batch Thermophilic Anaerobic Digestion Of Municipal Solid Waste. Bioresour. Technol., 100, 2329-2335.

Chen, X., Romano, R. T. & Zhang, R. (2010). Anaerobic Digestion Of Food Wastes For Biogas Production. Int. J. Agric. & Biol. Eng., 3,4, 61-71.

Chen, Y., Cheng, J. J. & Creamer, K. S. (2008). Inhibition Of Anaerobic Digestion Process: A Review. Bioresource Technology, 99,10, 4044-4064.

Chen, Y. R., Hashimoto, A. G. & Verel, V. H. (1981). Theoretical Aspects Of Methane Roduction: State Of The Art. In: *Livestock Waste: A Renewable Resources*. Proceedings Of The Fourth International Symposium Of Livestock Wastes. Transaction Of Asae, Usa, 86-91.

Chernicharo, L. C. A. 2007. *Anaerobic Reactors*. Biological Wastewater Treatment Series. New Delhi, India: Iwa Publishing, 26-27

Cho, S.-K., Kim, D.-H., Yun, Y.-M., Jung, K.-W., Shin, H.-S. & Oh, S.-E. (2013). Statistical Optimization Of Mixture Ratio And Particle Size For Dry Co-Digestion Of Food Waste And Manure By Response Surface Methodology. *Korean Journal Of Chemical Engineering*, 1-4.

Dapm (2009). *Evaluación Y Ajuste Del Plan De Gestión Integral De Residuos Sólidos Pgirs 2004-2019*. In: Municipal, D. D. A. D. P. (Ed.). Cali: Dapm.

De Baere, L. & Mattheeuws, B. (2013). *Anaerobic Digestion Of The Organic Fraction Of Municipal Solid Waste In Europe*. Status, Experience And Prospects [Online]. Available: [Http://Www.Ows.Be/Wp-Content/Uploads/2013/02/Anaerobic-Digestion-Of-The-Organic-Fraction-Of-Msw-In-Europe.Pdf](http://www.ows.be/Wp-Content/Uploads/2013/02/Anaerobic-Digestion-Of-The-Organic-Fraction-Of-Msw-In-Europe.Pdf). [Accessed Mayo 2013].

De La Rubia, M., Fernández-Cegri, V., Raposo, F. & Borja, R. (2011). Influence Of Particle Size And Chemical Composition On The Performance And Kinetics Of Anaerobic Digestion Process Of Sunflower Oil Cake In Batch Mode. *Biochemical Engineering Journal*, 58, 162-167.

Del Borghi, A., Binaghi, L., Converti, A. & Del Borghi, M. (2003). Combined Treatment Of Leachate From Sanitary Landfill And Municipal Wastewater By Activated Sludge. *Chemical And Biochemical Engineering Quarterly*, 14,4, 277-283.

Delfín, A. I. & Durán, D. B. C. (2003). Biodegradación De Residuos Urbanos Lignocelulósicos Por *Pleurotus*. *Rev. Int. Contam. Ambient.* , 19,1, 37-45.

Díaz, A. J. E. & Giraldo, G. E. (1997). Digestión Anaerobia Seca De La Fracción Orgánica De Los Residuos Sólidos Municipales De Sante Fé De Bogotá En Reactor Completamente Mezclado (C.M). *Memos De Investigación*, 360, 1-18.

Diaz, B. M. C., Espitia, V. S. E. & Molina, P. F. (2002). *Digestión Anaerobia: Una Aproximación A La Tecnología*, Bogotá, Unilibros,63.

Dinamarca, S., Aroca, G., Chamy, R. & Guerrero, L. (2003). The Influence Of Ph In The Hydrolytic Stage Of Anaerobic Digestion Of The Organic Fraction Of Urban Solid Waste. *Water Science And Technology*, 48,6, 294-254.

Dowing, D., Vargas, K., Lawence, P. & Formby, J. (2010). *An Investigation Into Composting Alternatives At The New Student Union Building*. Tesis De Pregrado University Of British Columbia

Eastman, J. A. & Ferguson, J. F. (1981). Solubilization Of Particulate Organic Carbon During The Acid Phase Of Anaerobic Digestion. *Journal Wpcf*, 53, 352-366.

Elbeshbishy, E., Nakhla, G. & Hafez, H. (2012). Biochemical Methane Potential (Bmp) Of Food Waste And Primary Sludge: Influence Of Inoculum Pre-Incubation And Inoculum Source. *Bioresoruce Technology*, 110, 18-25.

Eliyan, C., Adhikari, R., Juanga, J. P. & Visvanathan, C. (2008). Anaerobic Digestion Of Municipal Solid Waste In Thermophilic Continuous Operation International Conference On Sustainable Solid Waste Management. Chennai.

Espinosa, L. M. D. C., López, T. M., Pellón, A. A., Mayarí, N. R. & Fernández, C. A. (2007). La Fracción Orgánica De Los Residuos Sólidos Urbanos Como Fuente Potencial De Producción De Biogás. *Revista Cenic Ciencias Biológicas*, 38,1, 33-37.

Esposito, G., Frunzo, L., Giordano, A., Liotta, F., Panico, A. & Pirozzi, F. (2012). Anaerobic Co-Digestion Of Organic Wastes. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 11, 325-341.

Fang, L. X., Nair, J. & Ho, G. (2012). Influence Of Food Waste Composition And Volumetric Water Dilution On Methane Generation Kinetics. *International Journal Of Environmental Protection*, 2,9, 22-29.

Fantozzi, F. & Cinzia, B. (2011). Anaerobic Digestion Of Mechanically Treated Ofmsw: Experimental Data On Biogas/Methane Production And Residues Characterization. *Bioresource Technology*, 102, 8885-8892.

Farias, L., Vasconcelos, V., Carvalho, F. & Sarmiento, J. (2011). Avaliation Of Bicompartimental Logistic And Gompertz Mathematical Models To Estimate Gas Production From Babassu (*Orbignya Martiana*) Meal And Pie Using The Semi-Automated In Vitro Technique. *Arquivo Brasileiro De Medicina Veterinária E Zootecnia*, 63,1, 136-142.

Feng, L., Li, Y., Chen, C., Liu, X., Xiao, X., Ma, X., Zhang, R., He, Y. & Liu, G. (2013). Biochemical Methane Potential (Bmp) Of Vinegar Residue And The Influence Of Feed To Inoculum Ratios On Biogas Production. *Bioresources*, 8,2, 2487-2498.

Fernández, B., Porrier, P. & Chamy, R. (2001). Effect Of Inoculum-Substrate Ratio On The Start-Up Of Solid Waste Anaerobic Digesters. *Wat. Sci.Tech.*, 44,4, 103-108.

Fernández, G. L. A. (2008). Caracterización Cinética De La Degradación Anaerobia Termofílica Seca De La Forsu. Efecto De Diferentes Pretratamientos Sobre La Biodegradabilidad Del Residuo. Tesis Doctoral, Universidad De Cadiz

Fernández, J., Pérez, M. & Romero, L. I. (2010). Kinetics Of Mesophilic Anaerobic Digestion Of The Organic Fraction Of Municipal Solid Waste: Influence Of Initial Total Solid Concentration. *Bioresource Technology*, 101,16, 6322-6328.

Ferreira, N. L. M. G. (2009). Anaerobic Co-Digestion Of Organic Wastes. Tesis Doctoral, Universidade Do Minho

Field, J. (1987). Arranque Y Operación De Sistemas De Flujo Ascendente Con Manto De Lodo-Ussb. Universidad Del Valle, Cvc, Universidad Agrícola De Wageningen.

- Filigrana, P. A., Gómez, O. L. & Méndez, F. (2011). Impacto De Un Sitio De Disposición Final De Residuos Sólidos En La Salud Respiratoria De Los Adultos Mayores. *Biomédica*, 31, 322-334.
- Forster, C. T. (2005). Digestión Anaerobia Termofílica Seca De Residuos Sólidos Urbanos: Estudio De Las Variables Del Proceso En El Arranque Y Estabilización Del Bio-Reactor. Tesis Doctoral, Universidad De Cádiz
- García, T. P. (2010). Avances En Aglomeración Y Compactación De Partículas. Tesis Doctoral Universidad Santiago De Compostela
- Gavala, H. N. & Lyberatos, G. (2001). Influence Of Anaerobic Culture Acclimation On The Degradation Kinetics Of Various Substrates. *Biotechnology And Bioengineering*, 74,3, 181-195.
- Gidakos, E., Havas, G. & Ntzamilis, P. (2006). Municipal Solid Waste Composition Determination Supporting The Integrated Solid Waste Management System In The Island Of Crete. *Waste Management*, 26, 668-679.
- Giménez, J. B., Martí, N., Ferrer, J. & Seco, A. (2012). Methane Recovery Efficiency In A Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor (Sanmbr) Treating Sulphate-Rich Urban Wastewater: Evaluation Of Methane Losses With The Effluent. *Bioresoruce Technology*, 118, 67-72.
- González, G. I., Rustrían, E., Houbron, E. & Zamora, A. (2008). Impacto De La Tasa De Humedad En La Biodegradación De Los Residuos Sólidos Urbanos De La Ciudad De Veracruz, México. *Revista Latinoamericana De Recursos Naturales*, 4,3, 336-341.
- Grajales, A. C. (2012). Análisis De La Variabilidad De La Calidad De Los Sustratos Del Compostaje De Biorresiduos En La Cabecera Municipal De Versalles - Valle Del Cauca, Acorde Con El Día De Montaje. Tesis De Pregrado Universidad Del Valle.59
- Hajji, A. & Rhachi, M. (2013). The Influence Of Particle Size On The Performance Of Anerobic Digestion Of Municipal Solid Waste. *Energy Procedia*, 36, 515-520.
- Hansen, T. L., Schmidt, J. E., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J. C., Mosbæk, H. & Christensen, T. H. (2004). Method For Determination Of Methane Potentials Of Solid Organic Waste. *Waste Management*, 24, 393-400.
- Hasse, A., Belguith, K., Jedidi, N., Cherif, A., Cherif, M. & Boudabous, A. (2001). Microbial Characterization During Composting Of Municipal Solid Waste. *Bioresource Technology*, 80,3, 217-225.
- Henze, M. H., Jonsen, J. C. & Arven, E. (1997). *Waste Water Treatment*. Springer-Verlog, Berlin, Germany.
- Hernández, M. & Delgadillo, L. R. (2011). Aplicación Del Modelo Adm-1 En La Digestión Anaerobia De Aguas Residuales Y Desechos Sólidos. *Revista Tumbaga*, 6, 29-42.
- Hills, D. J. (1979). Effects Of Carbon: Nitrogen Ratio On Anaerobic Digestion Of Dairy Manure. *Agricultural Wastes*, 1,4, 267-278.
- Hobson, P. N. & Wheatley, A. (1992). *Anaerobic Digestion: Modern Theory And Practice*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Hu, H. Z., Qing, Y. H. & Fa, Z. R. (2005). Influence Of Particle Size And Ph On Anaerobic Degradation Of Cellulose By Ruminant Microbes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 55, 233-238.

Huertas, O., López, M., Soliva, M. & Zaloña, M. (2008). Compostaje De Residuos Municipales: Control Del Proceso, Rendimiento Y Calidad Del Producto. Cataluña. Escuela Superior De Agricultura De Barcelona – Esab Y Agencia De Residuos De Cataluña 330p.

Icc. (2013). Analisis Granulometrico [Online]. Chile: Pontificia Universidad Catolica De Valparaiso. Available: [Http://Icc.Ucv.Cl/Geotecnia/03\\_Docencia/02\\_Laboratorio/Manual\\_Laboratorio/Granulometria.Pdf](Http://Icc.Ucv.Cl/Geotecnia/03_Docencia/02_Laboratorio/Manual_Laboratorio/Granulometria.Pdf) [Accessed Noviembre 2013].

Icontec (2004). Norma Técnica Colombina 5167.

Icontec (2009). Norma Técnica Colombiana 1369.

Igoni, H. A., Abowei, M. F. N., Ayotamuno, M. J. & Eze, C. L. (2008). Effect Of Total Solids Concentration Of Municipal Solid Waste On The Biogas Produced In An Anaerobic Continuous Digester. *Agricultural Engineering International*, 10, 1-10.

Izumi, K., Okishio, Y. K., Nagao, N., Niwa, C., Yamamoto, S. & Toda, T. (2010). Effects Of Particle Size On Anaerobic Digestion Of Food Waste. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 64, 601-608.

Jarabo, F. F., Fernández, J., Trujillo, D., Elortegui, N. & Pérez, C. (1999). *La Energía De La Biomasa*. Segunda Edición Ed. Madrid: S.A.P.T Publicaciones Técnicas, S.L.

Jenkins, S., Morgan, J. & Sawyer, C. (1983). Measuring Anaerobic Sludge Digestion And Growth By A Simple Alkalimetric Titration. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 448-453.

Jeon, H., Park, S., Choi, J., Jeong, G., Lee, S., Choi, Y. & Lee, S. J. (2011). The Intestinal Bacterial Community In The Food Waste-Reducing Larvae Of *Hermetia Illucens*. *Current Microbiology*, 62,5.

Jiang, Y., Heaven, S., & Banks, C. J. (2012). Strategies for stable anaerobic digestion of vegetable waste. *Renewable Energy*, 44, 206-214.

Juanga, J. P. (2005). *Optimizing Dry Anaerobic Digestion Of Organic Fraction Of Municipal Solid Waste*. Thesis Master, Asian Institute Of Technology

Khalid, A., Muhammad, A., Muzammil, A., Mahmood, T. & Dawson, L. (2011). Review: The Anaerobic Digestion Of Solid Organic Waste. *Waste Management*, 31, 1737-1744.

Kim, W., Bae, A., Park, K., Lee, S., Choi, Y., Han, S., Park, Y. & Koh, Y. (2011). Characterization Of The Molecular Features And Expression Patterns Of Two Serine Proteases In *Hermetia Illucens* (Diptera: Stratiomyidae) Larvae. *Bmb Reports*, 44,6, 387-392.

Knol, W., Van Der Most, M. M. & De Waart, J. (1978). Biogas Production By Anaerobic Digestion Of Fruit And Vegetable Waste. A Preliminary Study. *Journal Of The Science Of Food And Agriculture*, 29,9, 822-830.

Krishania, M., Vijay, V. K. & Chandra, R. (2013). Methane Fermentation And Kinetics Of Wheat Straw Pretreated Substrates Co-Digested With Cattle Manure In Batch Assay. *Energy*, 57,0, 359-367.



Krishna, K. G., Hun, K. S. & Sung, K. (2013). Ensiling Of Fish Industry Waste For Biogas Production: A Lab Scale Evaluation Of Biochemical Methane Potential (Bmp) And Kinetics. *Bioresource Technology*, 127, 326-336.

Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource technology*, 102(3), 2255-2264.

Labatut, R. A., & Gooch, C. A. (2012). Monitoring of Anaerobic Digestion Process to Optimize Performance and Prevent System Failure. *Got Manure? Enhancing Environmental and Economic Sustainability Conference*, New York.

Lauwers, J., Appels, L., Thompson, I. P., Degreè, J., Van Impe, J. F. & Dewil, R. (2013). Mathematical Modelling Of Anaerobic Digestion Of Biomass And Waste: Power And Limitations. *Progress In Energy And Combustion Science*, 39,4, 383-402.

Lay, J. J., Li, Y. Y., Noike, T., Endo, J. & Ishimoto, S. (1997). Analysis Of Enviomental Factors Affecting Methane Production From High-Solids Organic Waste. *Wat. Sci.Tech.*, 36,6-7, 493-500.

Lee, K., Chantrasakdakul, P., Kim, D., Kim, H. S. & Park, K. Y. Evaluation Of Methane Production And Biomass Degradation In Anaerobic Co-Digestion Of Organic Residuals.

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 Biochem.*, 45, 431-440.

Li, D., Sun, Y., Kong, X., Li, L. & Yuan, Z. (Year). The Future Of Biogas Utilizations In China. In: *International Conference On Remote Sensing, Environment And Transportation Engineering*, 2011 Nanjing. 7967-7970.

Li, R., Chen, S. & Li, X. (2010). Biogas Production From Anaerobic Co-Digestion Of Food Waste With Dairy Manure In A Two-Phase Digestion System. *Applied Biochemistry And Biotechnology*, 160,2, 643-654.

Liew, L. N., Shi, J. & Li, Y. (2012). Methane Production From Solid-State Anaerobic Digestion Of Lignocellulosic Biomass. *Biomass And Bioenergy*, 46, 125-132.

Lleó, T., Albacete, E., Barrena, R., Font, X., Artola, A. & Sánchez, A. (2012). Home And Vermicomposting As Sustainable Options For Biowaste Management. *Journal Of Cleaner Production*, 0.

Macias, C. M., Samani, Z., Hanson, A., Smith, G., Funk, P., Yu, H. & Longworth, J. (2008). Anaerobic Digestion Of Municipal Solid Waste And Agricultural Waste And The Effect Of Co-Digestion With Dairy Cow Manure. *Bioresource Technology*, 99, 8288-8293.

Marmolejo, L. F. (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. Tesis Doctoral, Universidad Del Valle

Marmolejo, L. F., Oviedo, E. R., Jaimes, J. C. & Torres, L. P. (2011a). Influencia De La Separación En La Fuente Sobre El Compostaje De Residuos Sólidos Municipales. *Agronomía Colombiana*, 28,2, 319-328.

- Marmolejo, L. F., Torres, P., Oviedo, R., García, M. & Díaz, L. F. (2011b). Análisis Del Funcionamiento De Plantas De Manejo De Residuos Sólidos En El Norte Del Valle Del Cauca, Colombia. *Revista Eia*, 16, 163-174.
- Mata, A. J. 2003. *Fundamentals Of The Anaerobic Digestion Process. Biomethanization Of The Organic Fraction Of Municipal Solid Wastes*, Padstow: Iwa Publishing, 1-15
- Mata, A. J., Macé, S. & Llabares, P. (2000). Anaerobic Digestion Of Organic Solid Wastes. An Overview Of Research Achievements And Perspectives. *Bioresoruce Technology*, 74, 3-16.
- Mavdt (2009). *Reglamento Técnico Del Sector De Agua Potable Y Saneamiento Básico Y Ambiental-Ras-Título F*. In: Ministerio De Ambiente, V. Y. D. T.-V. D. A. Y. S. (Ed.). Bogotá D.C.
- Mavdt & Dpa (2003). *Estrategia Institucional Para La Venta De Servicios Ambientales De Mitigación Del Cambio Climático*. Bogotá: Ministerio De Ambiente, Vivienda Y Desarrollo Territorial, Departamento Nacional De Planeación.
- Mcvr (2013). *Por El Cual Se Reglamenta La Prestación Del Servicio Público De Aseo*. In: Ministerio De Vivienda, C. Y. T. (Ed.). Colombia: Mcvr.
- Mejía, S. G. M. 1996. *Fundamentos De La Digestión Anaerobia. Digestión Anaerobia*. Yucatan: Universidad Autonoma De Yucatan, 5
- Menardo, S., Airoldi, G. & Balsari, P. (2012). The Effect Of Particle Size And Thermal Pre-Treatment On The Methane Yield Of Four Agricultural By-Products. *Bioresource Technology*, 104, 708-714.
- Mosos, M. W. A., Cadavid, R. L. S. & Agudelo, H. A. C. (2012). Potencial De Biogás De Residuos De Frutas Y Verduras Provenientes De Restaurantes De Palmira. *Acta Agronómica* 61,5, 97-98.
- Montgomery, D. (2004). *Diseño y análisis de experimentos. Segunda Edición*. Editorial Limusa Wiley
- Motte, J. C., Escudié, R., Bernet, N., Delgenes, J. P., Steyer, J. P. & Dumas, C. (2013). Dynamic Effect Of Total Solid Content, Low Substrate/Inoculum Ratio And Particle Size On Solid-State Anaerobic Digestion. *Bioresoruce Technology*, 144, 141-148.
- Mshadete, A., Björnsson, L., Kivaisi, A. K., Rubndamayugi, M. S. T. & Mattiasson, B. (2006). Effect Of Particle Size On Biogas Yield From Sisal Fibre Waste. *Renewable Energy*, 31, 2385-2392.
- Mt, Ntua, Uv & Crth. (2011). *Lca Studies For Composting And Anaerobic Digestion Units* [Online]. Available: [Http://Uest.Ntua.Gr/Iswm-Tinos/Uploads/D1\\_4\\_Iswm\\_Tinos\\_English\\_Report.Pdf](http://Uest.Ntua.Gr/Iswm-Tinos/Uploads/D1_4_Iswm_Tinos_English_Report.Pdf). [Accessed Junio 2013].
- Mukherjee, S., Kumar, S. & Devotta, S. (2008). Influence Of Nitrogen Of Anaerobic Digestion Of Municipal Solid Waste In A Laboratory Scale Reactor. *Journal Of The Iphe*, 09,4, 19-24.
- Nayono, S. E. 2010. *Aspects And Developments In Anaerobic Digestion Of Organic Solid Waste: A Literature Review. Anaerobic Digestion Of Organic Solid Waste For Energy* Kit Scientific Publishing
- Neves, L., Goncalo, E., Oliveira, R. & Alves, M. M. (2008). Influence Of Composition On The Biomethanation Potential Of Restaurant Waste At Mesophilic Temperatures. *Waste Management*, 28, 965-972.

- Neves, L., Oliveira, R. & Alves, M. M. (2004). Influence Of Inoculum Activity On The Bio-Methanization Of A Kitchen Waste Under Different Waste/Inoculum Ratios. *Process Biochemistry*, 39, 2019-2024.
- Noguera, M. K. & Olivero, J. T. (2010). Los Rellenos Sanitarios En Latinoamérica: Caso Colombiano. *Rev. Acad. Colomb.Cienc.*, 34,132, 347-356.
- Noguera, R., Saliba, E. & Mauricio, R. (2004). Comparación De Modelos Matemáticos Para Estimar Los Parámetros De Degradación Obtenidos A Través De La Técnica De Producción De Gas. *Livestock Res Rural Develop*, 16,11.
- O` Conell, E. (2011). Overcoming The Fear Of Waste. *Waste Management*, 31,11, 2201-2202.
- Ortiz, J. V. (2011). Puesta A Punto De Una Metodología Para La Determinación De La Actividad Metanogénica Específica (Ame) De Un Fango Anaerobio Mediante El Sistema Oxitop®. Influencia De Las Principales Variables Experimentales. Tesis De Maestría, Universidad Politecnica De Valencia
- Oviedo, E. R., Daza, T. M. C., Marmolejo, L. F., Osorio, O. A. & Torres, L. P. (2013). Influencia De La Incorporación De Pasto Estrella Como Material De Soporte (*Cynodon Plectostachyus*) En El Compostaje De Biorresiduos De Origen Municipal. *Ingeniería Y Desarrollo*, 31,2, 252-271.
- 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 Medellin*, 11,20, 67-76.
- Owen, W. F., Stuckey, D. C., Healy, J. B., Young, L. Y. & L., M. P. (1978). Bioassay For Monitorign Biochemical Methane Potential And Anaerobic Toxicity.
- Pabón, P. C. P. (2009). Anaerobic Digestion In Sustainable Biomass Chains. Thesis Doctor, Wageningen University
- Pabón, P. C. P., Castañares, G. & Van Lier, J. B. (2012). An Oxitop® Protocol For Screening Plant Material For Its Biochemical Methane Potential (Bmp). *Water Science And Technology*, 66,7, 1416-1423.
- Palmowski, L. M. & Müller, J. A. (2000). Influence Of The Size Reduction Of Organic Waste On Their Anaerobic Digestion. *Water Science And Technology*, 155-162.
- Parawira, W., Murto, M., Zvauya, R. & Mattiasson, B. (2004). Anaerobic Batchdigestion Of Solid Potato Waste Alone And In Combination With Sugar Beet Leaves. *Renewable Energy*, 29, 1811-1823.
- Parfitt, J., Barthel, M. & Macnaughton, S. (2010). Food Waste Within Food Supply Chains: Quantification And Potential For Change To 2050. *Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences*, 365,1554, 3065-3081.
- Parra, P. J. (2002). Evaluación De La Gestión De Residuos Sólidos En Bogotá. *Tecnura*, 10, 59-68.
- Parry, D. L. & Evans, P. (2012). Wastewater And Organic Waste To Bioenergy. *Water Practice And Technology*, 7,4.

Pasquali, R. C., Bregni, C. & Serrao, R. (2005). Estructura De Las Principales Fases Líquido-Cristalinas Liotrópicas. *Acta Farmacéutica Bonaerense*, 24,3, 453.

Patrap, S. R., Singh, N., Araujo, A., Hakimi, I. M. & Sulaiman, O. (2011). Management Of Urban Solid Waste: Vermicomposting A Sustainable Option. *Resources, Conservation And Recycling*, 55, 719-729.

Pbh. (2010). Prefeitura Gera Energia Elétrica Através Do Lixo E Avança Na Proteção Do Meio Ambiente [Online]. Belo Horizonte: Prefeitura Belo Horizonte. Available: [Http://Portalpbh.Pbh.Gov.Br/Pbh/Ecp/Contents.Do?Evento=Conteudo&Idconteudo=132248&Chplc=132248&&Pidplc=&App=Salanoticias](http://Portalpbh.Pbh.Gov.Br/Pbh/Ecp/Contents.Do?Evento=Conteudo&Idconteudo=132248&Chplc=132248&&Pidplc=&App=Salanoticias) [Accessed Noviembre 2013].

Pesta, G. (2007). *Anaerobic Digestion Of Organic Residues And Wastes* New York, Springer Us,53-71.

Puerta, E. S. M. (2012). Los Residuos Sólidos Municipales Como Acondicionadores De Suelos. *Revista Lasallista De Investigación*, 1,1, 56-65.

Rajagopal, R., Lim, J. W., Mao, Y., Chen, C. L. & Wang, J. (2013). Anaerobic Co-Digestion Of Source Segregated Brown Water (Feces-Without-Urine) And Food Waste: For Singapore Context. *Science Of The Total Environment*, 443, 877-886.

Rao, M. S., Singh, S. P., Singh, A. K. & Sodha, M. S. (2000). Bioenergy Conversion Studies Of The Organic Fraction Of Msw: Assessment Of Ultimate Bioenergy Production Potential Of Municipal Garbage. *Applied Energy*, 66, 75-87.

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, 1444-1450.

Raposo, F., Fernández-Cegrí, V., De La Rubia, M. A., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., Demirer, G., Fernández, B., Fernández-Polanco, M., Frigon, J. C., Ganesh, R., Kaparaju, P., Koubova, J., Méndez, R., Menin, G., Peene, A., Scherer, P., Torrijos, M., Uellendahl, H., Wierinck, I. & De Wilde, V. (2011). Biochemical Methane Potential (Bmp) Of Solid Organic Substrates: Evaluation Of Anaerobic Biodegradability Using Data From An International Interlaboratory Study. *Journal Of Chemical Technology And Biotechnology*, 86,8, 1088-1098.

Ripley, L., Boyle, W. & Converse, J. (1986). Improved Alkalimetric Monitoring For Anaerobic Digestion Of High-Strength Wastes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 406-411.

Sakurai, K. (2000). Método Sencillo Del Análisis De Residuos Sólidos. In: Cepis (Ed.). Lima-Peru: Cepis/Ops.

Sanders, W. T. M., Geerink, M., Zeeman, G. & Lettinga, G. (2000). Anaerobic Hydrolysis Kinetics Of Particulate Substrates. *Water Sci. Technol*, 41, 17-24.

Shahriari, H., Warith, M., Hamoda, M. & Kennedy, K. J. (2011). Anaerobic Digestion Of Organic Fraction Of Municipal Solid Waste Combining Two Pretreatment Modalities, High Temperature Microwave And Hydrogen Peroxide. *Waste Management*, 32,1, 41-52.

Sharma, K. S., Mishra, I. M., Sharma, M. P. & Saini, J. S. (1988). Effect Of Particle Size On Biogas Generation From Biomass Residues.

Sharma, V. K., Testa, C., Cornacchia, G., Lastella, G. & Farina, R. (1999). Anaerobic Digestion Of Semi-Solid Organic Waste Available From Orthofruit Market: Preliminary Experimental Results. *Energy Conversion And Management*, 40,3, 287-304.

Siefers, A. M. (2010). A Novel And Cost-Effective Hydrogen Sulfide Removal Technology Using Tire Derived Rubber Particles. Iowa: Iowa State University.

Silva, J. P., Ruiz, J. L., Peña, M. R., Lubberding, H. & Gijzen, H. (2012). Influence Of Photoperiod On Carbon Dioxide And Methane Emissions From Two Pilot-Scale Stabilization Ponds. *Water Science And Technology*, 66,9, 1930-1940.

Silva Pereira, G. & De Conto, S. M. (2008). Manejo De Resíduos Sólidos En Un Evento Turístico: Fiesta Nacional De La Uva (Rs - Brasil). *Estudios Y Perspectivas En Turismo*, 17, 55-75.

Singh, P. & Bajpai, U. (2012). Anaerobic Digestion Of Flower Waste For Methane Production: An Alternative Energy Source. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 31,4, 637-641.

Sobotka, M., Votruba, J., Havlík, I. & Minkevich, I. G. (1983). The Mass—Energy Balance Of Anaerobic Methane Production. *Folia Microbiologica*, 28,3, 195-204.

Solano, O. R., Vargas, M. F. & Watson, R. G. (2011). Biodigestores: Factores Químicos, Físicos Y Biológicos Relacionados Con Su Productividad. *Tecnología En Marcha*, 23,1, 39-46.

Solórzano, O. G. (2003). Aportación De Gases De Efecto Invernadero Por El Manejo De Resíduos Sólidos En México: El Caso Del Metano. *Gaceta Ecológica*, 66, 7-15.

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.

Sri, B. K., Kalyanaraman, C., Porselvam, S. & Thanasekaran, K. (2012). Optimization Of Inoculum To Substrate Ratio For Bio-Energy Generation In Co-Digestion Of Tannery Solid Wastes. *Clean Techn Environ Policy*, 14, 241-250.

SSPD (2011). Situación De La Disposición Final De Resíduos Sólidos En Colombia-Diagnostico 2011. In: *Domiciliarios*, S. D. S. P. (Ed.). Bogotá D.C.

Sterling Jr, M., Lacey, R., Engler, C. & Ricke, S. (2001). Effects of ammonia nitrogen on H<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> production during anaerobic digestion of dairy cattle manure. *Bioresource technology*, 77,1, 9-18.

Sundberg, C., Franke-Whittle, I. H., Kauppi, S., Yu, D., Romantschuk, M., Insam, H. & Jönsson, H. (2011). Characterisation Of Source-Separated Household Waste Intended For Composting. *Bioresource Technology*, 102,3, 2859-2867.

Suvillan, A. M. & Miller, R. O. (2001). Chapter 4. Compost Quality Attributes, Measurements, And Variability. In: *Compost Utilization In Horticultural Cropping Systems*. Edited By: Stofella, P.; Kahn, B. Editorial Lewis Publishers.

Takáčová, A., Mackluřak, T., Smolinská, M., Hutňan, M. & Olejníková, P. (2012). Influence Of Selected Biowaste Materials Pre-Treatment On Their Anaerobic Digestion. *Chemical Papers*, 66,2, 129-137.

- 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, 177–307
- Thanh, P. N. (2012). Greenhouse Gas Emissions From Composting And Anaerobic Digestion Plants. . Thesis Doctor, Universität Zu Bonn
- Tomberlin, J. K., Sheppard, D. C. & Joyce, J. A. (2002). Selected Life-History Traits Of Black Soldier Flies (Diptera: Stratiomyidae) Reared On Three Artificial Diets. *Annals Of The Entomological Society Of America*, 95,3, 379-386.
- Torres, L. P. (2012). Perspectivas Del Tratamiento Anaerobio De Aguas Residuales Domésticas En Países En Desarrollo. *Revista Eia*, 18, 115-129.
- Torres, L. P. & Pérez, A. (2008). Indices De Alcalinidad Para El Control Del Tratamiento Anaerobio De Aguas Residuales Fácilmente Acidificables. *Ingeniería Y Competitividad*, 10,2, 41-52.
- Torres, L. P. & Pérez, A. (2010). Actividad Metanogénica Específica: Una Herramienta De Control Y Optimización De Sistemas De Tratamiento Anaerobio De Aguas Residuales. *Revista Eidenar*, 9, 5-14.
- Torres, L. P., Pérez, V. A., Cajigas, Á. A., Otero, A. M. & González, M. (2008). Selección De Acondicionadores Químicos Para El Tratamiento Anaerobio De Aguas Residuales Del Proceso De Extracción De Almidón De Yuca. *Ingeniería De Recursos Naturales Y Del Ambiente*, 7, 66-74.
- 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.
- Tortarolo, M. F., Pereda, M., Palma, M. & Arrigo, N. M. (2008). Influencia De La Inoculación De Microorganismos Sobre La Temperatura En El Proceso De Compostaje. *Ciencia Del Suelo*, 26,1, 41-50.
- Trzcinski, A. P. & Stuckey, D. C. (2011). Determination Of The Hydrolysis Constant In The Biochemical Methane Potential Test Of Municipal Solid Waste. *Environmental Engineering Science*, 29,9, 848-854.
- Tueen, B. S., Nithiyaa, M., Tin, S. L., Ting, T. T. & Rahmat, A. R. (2013). Investigation Of Biogas Production And Its Residue With Fertilization Effect From Municipal Waste Pakistan Journal Of Biological Sciences, 16,20, 1104-1112.
- Tumutegereize, P., Muranga, F., Kawongolo, J. & Nabugoomu, F. (2011). Optimization Of Biogas Production From Banana Peels: Effect Of Particle Size On Methane Yield. *African Journal Of Biotechnology*, 10,79, 18243-18251.
- Twb (2012). World Production Of Municipal Solid Waste (Msw), 2012\*–2025. The World Bank
- Udea (2006). Formulación Del Plan De Gestión Integral De Residuos Sólidos Regional Del Valle De Aburrá – Págs. Medellín: Universidad De Antioquia.
- Usepa (2002). Resource Conservation And Recovery Act. In: Agency, U. S. E. P. (Ed.). Washington D.C.

- Usepa (2009). Municipal Solid Waste In The United States. In: Agency, U. S. E. P. (Ed.). Washington D. C.: Usepa.
- Valentini, A., Garruti, G., Rozzi, A. & Tilche, A. (1997). Anaerobic Degradation Kinetics Of Particulate Organic Matter: A New Approach. *Water Sci. Technol*, 36, 239-246.
- Vargas, L. C. V. & Zambrano, G. C. M. (2010). Estudio Del Efecto De Tamaño De Partícula De Bagazo De Fique En La Producción De Biogás. Tesis De Pregrado Universidad Industrial De Santander
- Vdi (2006). Fermentation Of Organic Materials Characterisation Of The Substrate, Sampling, Collection Of Material Data, Fermentation Tests. Germany: Verein Deustcher Ingenieure.
- Veeken, A., Kalyuzhnyi, S., Scharff, H. & Hamerlers, B. (2000). Effect Of Ph And Vfa On Hydrolysis Of Organic Solid Waste. *Journal Of Environmental Engineering*, 126,12, 1076-1081.
- Verma, S. (2002). Anaerobic Digestion Of Biodegradable Organics In Municipal Solid Wastes. Thesis Of Master, Columbia University
- Vivas, G. G. & Cuellar, G. J. (2010). Generación De Gases De Efecto Invernadero En El Proceso De Compostaje De Residuos Orgánicos De Rápida Degradación Separados En Planta Y En Fuente, En El Municipio De La Victoria-Valle Del Cauca. Tesis De Pregrado Universidad Del Valle
- Wang, H. & Wang, C. (2013). Municipal Solid Waste Management In Beijing: Characteristics And Challenges. *Waste Management & Research*, 31,1, 67-72.
- Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J. & Jones, D. L. (2008). Optimisation Of The Anaerobic Digestion Of Agricultural Resources. *Bioresource Technology*, 99, 7928-7940.
- Wilkie, A. C. (2005). Anaerobic Digestion: Biology And Benefits. New York. Natural Resource, Agriculture And Engineering Service [Online]. Available: [Http://Dairy.lfas.Ufl.Edu/Other/Files/Nraes-176-March2005-P63-72.Pdf](http://Dairy.lfas.Ufl.Edu/Other/Files/Nraes-176-March2005-P63-72.Pdf). [Accessed Mayo 2013].
- Ye, J., Li, D., Sun, Y., Wang, G., Yuan, Z., Zhen, F. & Wang, Y. (2013). Improved Biogas Production From Rice Straw By Co-Digestion With Kitchen Waste And Pig Manure. *Waste Management*, 0.
- Zhang, J. S., Sun, K. W., Wu, M. C. & Zhang, L. (2006). Influence Of Temperature On Performance Of Anaerobic Digestion Of Municipal Solid Waste. *Journal Of Enviromental Sciences*, 18,4, 810-815.
- Zhang, R., El-Mashad, M., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C. & Gamble, P. (2007). Characterization Of Food Waste As Feedstock For Anaerobic Digestion. *Bioresoruce Technology*, 98, 929-935.
- Zhang, Y. & Banks, C. J. (2013). Impact Of Different Particle Size Distributions On Anaerobic Digestion Of The Organic Fraction Of Municipal Solid Waste. *Waste Management*, 33,2, 297-307.
- Zhou, Y., Zhang, Z., Nakamoto, T., Li, Y., Yang, Y., Utsumi, M. & Sugiura, N. (2011). Influence Of Substrate-To-Inoculum Ratio On The Batch Anaerobic Digestion Of Bean Curd Refuse-Okara Under Mesophilic Conditions. *Biomass And Bioenergy*, 35, 3251-3256.