

# Efecto del pretratamiento térmico de residuos de alimentos sobre la producción de metano

## Effect of the thermal pretreatment of from food waste on methane production

Brayan Alexis Parra-Orobio<sup>1</sup>; Carlos Vásquez-Franco<sup>2</sup>; Wilmar Alexander Torres-López<sup>3</sup>;  
Luis Fernando Marmolejo-Rebellón<sup>4</sup>; Patricia Torres-Lozada<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Ing. Sanitario. M.Sc. Universidad del Valle, Grupo de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental-ECCA. Cali, Colombia, e-mail: brayan.parra@correounivalle.edu.co, <https://orcid.org/0000-0001-9256-6797>

<sup>2</sup>Ing. Sanitario. Universidad del Valle, Grupo de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental-ECCA. Cali, Colombia, e-mail: carlos.vasquez@correounivalle.edu.co, <https://orcid.org/0000-0001-9798-5077>

<sup>3</sup>Estadístico. Universidad del Valle, Departamento de Biología. Cali, Colombia, e-mail: wilmar.alexander.torres@correounivalle.edu.co, <https://orcid.org/0000-0002-2482-013X>

<sup>4</sup>Ing. Sanitario. M.Sc. PhD. Universidad del Valle, Grupo de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental-ECCA. Cali, Colombia, e-mail: luis.marmolejo@correounivalle.edu.co, <https://orcid.org/0000-0001-9993-2841>

<sup>5</sup>Ing. Sanitaria. M.Sc. PhD. Universidad del Valle, Grupo de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental-ECCA. Cali, Colombia, e-mail: patricia.torres@correounivalle.edu.co, <https://orcid.org/0000-0001-9323-6677>

Cómo citar: Parra-Orobio, B.A.; Vásquez-Franco, C.; Torres-López, W.A.; Marmolejo-Rebellón, L.F.; Torres-Lozada, P. 2019. Efecto del pretratamiento térmico de residuos de alimentos sobre la producción de metano. Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 22(1):e1220. <https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1220>

Artículo de acceso abierto publicado por Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica bajo una licencia Creative Commons CC BY-NC 4.0

**Recibido:** Agosto 17 de 2018

**Aceptado:** Mayo 15 de 2019

### RESUMEN

Los residuos de alimentos son el componente principal de los residuos sólidos municipales y dado su elevado contenido de materia orgánica tienen alto potencial de producción de metano, mediante la digestión anaerobia; sin embargo, la predominancia de material lignocelulósico dificulta su hidrólisis. En este estudio, mediante ensayos de potencial bioquímico de metano, se evaluó el efecto de diferentes condiciones de pretratamiento térmico del sustrato, aplicando temperaturas entre 72 – 128°C y tiempos de exposición de 15 – 33 minutos sobre el rendimiento de producción de CH<sub>4</sub>. Para evaluar el efecto de las condiciones de pretratamiento, se empleó la metodología de superficie de respuesta y la aplicación de los modelos

cinéticos de primer orden y de ajuste de Gompertz modificado. Los parámetros cinéticos identificados fueron validados, mediante niveles de confianza, usando la matriz de información de Fisher. Se encontró que la región óptima, para alcanzar un mayor rendimiento en la digestión anaerobia, en cuanto a la producción de CH<sub>4</sub>, superior a 150 mL CH<sub>4</sub> gSV<sup>-1</sup> y tiempos de la fase de latencia menores a 1 día, fue alrededor de 100°C, con tiempos de exposición cercanos a 15 minutos, condición en que se alcanzó una mayor solubilidad y mejorando positivamente la etapa hidrolítica del proceso anaerobio.

**Palabras clave:** cinética; digestión anaerobia; metano; residuos sólidos; temperatura.

## ABSTRACT

Food waste are the main component of the municipal solid waste and given their high content of organic matter, have high potential for methane production through the anaerobic digestion. However, the predominance of lignocellulosic material hinders its hydrolysis. In this study, by means of assays of biochemical methane potential, the effect of different thermal pre-treatment conditions of the substrate was evaluated by applying temperatures between 72 - 128°C and exposure times of 15 - 33 minutes on the conditions on the performance of CH<sub>4</sub>. To evaluate the effect of pretreatment, we used the Response Surface Methodology accompanied by the application of first order kinetic and modified Gompertz models. The identified kinetic parameters were validated using confidence levels using the fisher information matrix. It was found that the optimal region, to reach a higher yield in the anaerobic digestion with regard to the production of CH<sub>4</sub> higher than 150mLCH<sub>4</sub> gVS<sup>-1</sup> and lag-phase times less than 1 day, was around 100°C with exposure times close to 15 minutes, condition in which a greater solubility was reached and positively improving the hydrolytic stage of the anaerobic process.

Keywords: anaerobic digestion; kinetic; methane; solid waste; temperature.

## INTRODUCCIÓN

A través de los años, la cantidad de residuos sólidos municipales-RSM ha ido en aumento, debido al desarrollo económico y al incremento de la población mundial. Los residuos de alimentos-RA constituyen el 40% de los RSM en países desarrollados y del orden del 75%, en los países en desarrollo (Cabeza *et al.* 2016), con cifras de 1.300 millones de toneladas, en países desarrollados (Dhamodharan *et al.* 2015) y 160 en países en desarrollo, particularmente, en Latinoamérica y el Caribe – LAC (Sepúlveda, 2016). Estos residuos presentan un alto contenido de humedad, entre el 70 y 90%, relaciones SV/ST superiores al 80% y C/N entre 15 y 36 (Zhang *et al.* 2014; Thi *et al.* 2015).

La digestión anaerobia-DA es una alternativa tecnológica, que consiste en la conversión de la materia orgánica presente en el sustrato, en biogás y se lleva a cabo por un grupo de microorganismos, a través diferentes de etapas metabólicas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Angelidaki *et al.* 2009). La composición de biogás que se obtiene varía dependiendo del tipo de materia prima y de las condiciones de funcionamiento del digestor (Surendra *et al.* 2014); el biogás, se compone de 50 a 75% de CH<sub>4</sub> y 25 a 50% de CO<sub>2</sub>, junto con otros componentes, traza como vapor de agua (H<sub>2</sub>O), sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S) y amoníaco (NH<sub>3</sub>).

En general, la hidrólisis, se presenta como la etapa limitante en la degradación de sustratos orgánicos heterogéneos y complejos, como los RA (Ma *et al.* 2018; Raposo *et al.* 2012). En esta etapa, se pueden formar subproductos tóxicos, como compuestos heterocíclicos y ácidos grasos volátiles, que alteran los grupos microbianos

metanogénicos y, por ende, la calidad del biogás (Neves *et al.* 2006). Diferentes estrategias de pretratamiento del sustrato, se han implementado, para maximizar la producción de metano (CH<sub>4</sub>), a partir de la DA, como procesos mecánicos, químicos, biológicos y térmicos, todos con el fin de la solubilizar y liberar macromoléculas de la materia orgánica, que mejoren el rendimiento del proceso (Kempgowda *et al.* 2017; Parthiba Karthikeyan *et al.* 2018).

Dentro de los estudios enfocados al pretratamiento térmico, se encuentran los realizados por Liu *et al.* (2012), quienes determinaron que el tratamiento térmico a RA, a 175 °C, disminuye hasta un 11,7% de la producción de metano; esto lo atribuyeron a la formación de melanoidinas. Por su parte, Ariunbaatar *et al.* (2014) encontraron que el pretratamiento de RA, a temperaturas entre 50 y 80°C, por periodos de tiempo entre 1,5 y 12 horas, mejoran la producción de metano, en un 40%. Li *et al.* (2016) obtuvieron un incremento en la producción de biogás del 69 y 75%, en pretratamientos, cuya duración fue de 70 min-90°C y 50 min-120°C, respectivamente; sin embargo, pocos estudios abordan la incidencia del pretratamiento desde una perspectiva de la cinética del proceso (Ma *et al.* 2018).

Por lo anterior, este estudio evaluó, mediante ensayos de Potencial Bioquímico de Metano-PBM, el efecto de pretratamiento térmico en los residuos de alimentos sobre la producción de metano. Se evaluó su incidencia sobre la hidrólisis del proceso, considerando aspectos clave del proceso, como el pH, la alcalinidad bicarbonática y los ácidos grasos volátiles, empleando herramientas de la cinética y la metodología de superficie de respuesta-MSR.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Sustrato e inóculo.** El sustrato, se tomó de un restaurante universitario de la ciudad de Cali – Colombia, que atiende a más de 3.000 estudiantes al día y genera 86,6kg·d<sup>-1</sup>, que representan la composición típica de una población de 15.000 habitantes, correspondiendo, en un 56%, a carbohidratos, asociado a cáscaras de plátano, papa, entre otros; 25%, a frutas cítricas; 8,2%, a frutas no cítricas; 8,2%, a fibras y minerales, relacionado a cáscaras de huevo, apio, hierbas, entre otros; además, un 3,2%, de hierbas, atribuido a cilantro, acelgas, cidra y otros. Esta composición fue establecida de acuerdo con lo encontrado por Oviedo-Ocaña *et al.* (2014) y Soto-Paz *et al.* (2019), en los RSM, de una localidad que realiza recolección selectiva y separación en la fuente de sus residuos.

Como inóculo, se utilizó biomasa anaerobia activa, procedente del digestor de lodos de una PTAR municipal, que cuenta con tratamiento primario avanzado y trata el agua residual de una población de 2 millones de habitantes (Parra-Orobio *et al.* 2018). En la tabla 1, se presentan las características fisicoquímicas del sustrato y el inóculo, que fueron caracterizados de acuerdo con ICONTEC (2004), ICONTEC (2009) y APHA (2005).

**Pretratamiento del sustrato.** Previamente a los ensayos PBM, los RA fueron sometidos a un pretratamiento mecánico, utilizando una trituradora CB15 Waring Commercial, a una velocidad de 15800rpm,

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de los residuos de alimentos e inóculo.

Parámetros	RA	Inóculo <sup>m</sup>	Unidades
pH (n=8)	5,6 ±0.1	7,9±	Unidades
Humedad(n=8)	76 ±0.9	N.D	%
AT(n=8)	4021± 247	35862.2	mg CaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup>
AB(n=8)	0±0	2525.2±	mg CaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup>
AB/AT	0	0.71	
AGV's(n=8)	3650 ±235	1071±	mg·L <sup>-1</sup>
DQO <sub>total</sub> (n=8)	112522± 410	N.D	mg·L <sup>-1</sup>
DQO <sub>filtrada</sub> (n=8)	22667 ± 342	N.D	mg·L <sup>-1</sup>
DBO <sub>5</sub> (n=8)	66951± 10	N.D	mg·L <sup>-1</sup>
DBO <sub>5</sub> /DQO	0.59	N.D	-
ST(n=8)	110730 ±488	35263,3	mg·L <sup>-1</sup>
SV(n=8)	93410± 331	15826,3	mg·L <sup>-1</sup>
SV/ST	0,8	0,4	-
Carbono Orgánico Total (n=4)	39850 ±3000	N.D	mg·kg <sup>-1</sup>
Nitrógeno Total(n=4)	1186± 201	N.D	mg·kg <sup>-1</sup>
Nitrógeno Amoniacal total(n=4)	86 ±63	N.D	mg·L <sup>-1</sup>
Fósforo total(n=4)	265 ±295	N.D	mg·kg <sup>-1</sup>
C/N	33,6	N.D	-
AME	N.D	0,008	gDQO·gSV <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup>

m: corresponde a 3 muestras n: número de muestras

durante un minuto (velocidad estándar del equipo), garantizando tamaños de partículas inferiores a 30mm (Izumi *et al.* 2010; Parra-Orobio *et al.* 2017).

El pretratamiento térmico del sustrato, se realizó en un horno WTB Binder 78532. La definición de las condiciones de pretratamiento, se efectuó con base en la literatura y en la metodología de Superficie de Respuesta (Parthiba Karthikeyan *et al.* 2018), empleándose un diseño experimental factorial 2<sup>2</sup> con dos factores, los cuales, fueron temperatura y tiempo; cada uno, con dos niveles, respectivamente. El punto central fue 100°C y 22 minutos, que se definió de acuerdo con los resultados obtenidos por Li *et al.* (2016) y Parthiba Karthikeyan *et al.* (2018); en dicho punto, se efectuaron cinco réplicas, como lo requiere la MSR. Además, fueron planteados cuatro puntos axiales, conformados por temperaturas de 72, 80, 100 y 128°C y tiempos de exposición de 12, 15, 30 y 33 minutos, obtenidos aplicando la MSR y cada uno de éstos, se ejecutó por triplicado. Adicionalmente, se incluyó una unidad experimental, denominada control, en la que el sustrato no fue pretratado. La tabla 2 muestra el diseño experimental y codificado de los factores como X<sub>1</sub> y X<sub>2</sub>.

Se construyó un modelo ajustado, representado mediante la Ecuación 1, con la finalidad de analizar el efecto de los factores temperatura y tiempo de exposición sobre de las variables de respuesta PBM, pH, AB y AGV's.

$$y = b_0 + b_1T + b_2t + b_3T * t + b_4T^2 + b_5t^2 \quad \text{Ecuación.1}$$

Donde:

y: variable de respuesta analizada: PBM, pH, AB y AGV's.

b<sub>0</sub>: intercepto.

b<sub>1</sub> y b<sub>2</sub>: coeficientes que acompañan a las covariables temperatura y tiempo en términos lineales, respectivamente.

b<sub>3</sub>: coeficiente de interacción entre las covariables temperatura y tiempo.

b<sub>4</sub> y b<sub>5</sub>: coeficientes que acompañan a las covariables temperatura y tiempo en términos cuadráticos, respectivamente.

**Ensayos de potencial bioquímico de metano – PBM.** La cuantificación de biogás en cada una de las condiciones experimentales mostradas en la tabla 2, se realizó mediante el método manométrico, empleando el Sistema Oxitop®, con reactores de 250mL (Pabón *et al.* 2012). Los ensayos, se realizaron en una incubadora WTW TS 606-G/2-i, con agitación manual intermitente; el volumen útil empleado fue de 200mL. Para garantizar que la medición manométrica del biogás correspondiera predominantemente a metano, se capturó el dióxido de carbono, a través de perlas de NaOH, cuya composición fue verificada mediante cromatografía de gases, usando el Cromatógrafo GC2014. El volumen de metano a condiciones estándar-CE, se determinó de acuerdo con Parra-Orobio *et al.* (2015), donde se considera la proporción de metano disuelto.

Tabla 2. Diseño experimental para la optimización entre la temperatura y el tiempo de exposición.

Tratamiento	Variables Naturales		Variables Codificadas	
	Temperatura (°C)	Tiempo de exposición (minutos)	X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>
T1	80	15	-1	-1
T2	80	30	-1	1
T3	120	15	1	-1
T4	120	30	1	1
T5	100	22	0	0
T6	72	22	-	0
T7	128	22		0
T8	100	12	0	-
T9	100	33	0	
T10	Control	Sin tiempo	-	-

La disponibilidad de nutrientes que se requiere en el ensayo de PBM fue suplida, de acuerdo con lo sugerido por Holliger *et al.* (2016). La cantidad utilizada de macro y de micronutrientes en cada uno de los reactores fue de 1mL por cada litro útil del reactor. La solución de macronutrientes estaba constituida por NH<sub>4</sub>Cl (170g·L<sup>-1</sup>), NaHCO<sub>3</sub> (1g·L<sup>-1</sup>), KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> (37g·L<sup>-1</sup>), MgSO<sub>4</sub>·4H<sub>2</sub>O (9g·L<sup>-1</sup>) y CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O (8g·L<sup>-1</sup>), mientras que la de micronutrientes por FeCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O (2g·L<sup>-1</sup>), ZnCl<sub>2</sub> (0,05g·L<sup>-1</sup>), CuCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O (0,03g·L<sup>-1</sup>), MnCl<sub>2</sub>·4H<sub>2</sub>O (0,5g·L<sup>-1</sup>), (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>MoO<sub>7</sub>·4H<sub>2</sub>O (0,09g·L<sup>-1</sup>), AlCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O (0,05g·L<sup>-1</sup>), CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O (2g·L<sup>-1</sup>), NiCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O (0,05g·L<sup>-1</sup>), H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> (0,05g·L<sup>-1</sup>), Na<sub>2</sub>SeO<sub>3</sub>·5H<sub>2</sub>O (0,1g·L<sup>-1</sup>), EDTA (1g·L<sup>-1</sup>) y HCl (1mL·L<sup>-1</sup>). Para garantizar un ambiente totalmente Redox, se adicionó en cada uno de los reactores Resarzurina (0,5g·L<sup>-1</sup>) y Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub> (0,1g·L<sup>-1</sup>) (Aquino *et al.* 2007; Angelidaki *et al.* 2009; Torres & Pérez, 2010).

El pH, se acondicionó a 7,0 unidades, con una solución de NaHCO<sub>3</sub>, al 4% v/v y se mantuvo una temperatura de 35°C, durante 63 días. La relación sustrato-inóculo-S/I empleada fue de 1,0 gSV<sub>sustrato</sub>·gSV<sub>inóculo</sub><sup>-1</sup> y se contó con un control negativo, que fue agua destilada más inóculo, cuyo objetivo fue realizar la corrección endógena de metano.

**Análisis cinético.** La producción de metano acumulado en el tiempo fue modelada, aplicando cinética de primer orden, representada con la ecuación 2 y el modelo ajustado de Gompertz, con la ecuación 3 (Donoso-Bravo *et al.* 2015):

$$B(t) = B_0 * (1 - \exp(-k_h * t)) \quad \text{Ecuación. 2}$$

$$B(t) = P_{max} * \exp\left\{-\exp\left(\frac{R_{m*}}{P_{max}}(\lambda - t) + 1\right)\right\} \quad \text{Ecuación. 3}$$

Donde,  $B(t)$  es la producción de metano acumulado (mLCH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup>);  $t$  es el tiempo en el que transcurre el experimento (d);  $k_h$  es la constante de hidrólisis (d<sup>-1</sup>);  $B_0$  y  $P_{max}$  hacen referencia a la máxima producción de metano (mLCH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup>) (parámetro asociado a la

degradación del sustrato);  $R_m$  es la tasa máxima de producción de metano (mLCH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>);  $e$  corresponde la exponencial de 1 (2,7183) y  $\lambda$  es la fase de latencia (d).

Para la estimación de los parámetros cinéticos, se usaron los datos experimentales del ensayo PBM, aplicando el algoritmo de Nelder-Mead y usando la función `Fminsearchbnd` de la caja de herramientas de Matlab®, para lo cual, se empleó, como criterio de optimización, la minimización de la función objetivo del error medio cuadrático. Una vez que la función de costo se ha reducido al mínimo, se determinó la inversa de la matriz de información de Fisher, con el objetivo de determinar la incertidumbre de los parámetros cinéticos, obtenidos en cada modelo (Donoso-Bravo & Fdz-Polanco, 2013).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Efecto del pretratamiento térmico sobre la producción de metano.

De acuerdo con la tabla 3, se encontró que la temperatura y el tiempo de exposición, tuvieron un efecto significativo sobre el PBM, con un  $p=0,002$  y  $p=0,001$ , respectivamente, permitiendo maximizar la producción de CH<sub>4</sub>, con valores superiores a 150mLCH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup>, asociado a una temperatura cercana a 100°C y un tiempo de exposición de 15 minutos, como lo muestra la figura 1. Estas condiciones son similares a las óptimas encontradas por Li *et al.* (2016), que fueron de 120°C y 15 minutos. Por otro lado, los resultados son superiores a los reportados en investigaciones con sustratos similares sin pretratamiento térmico, como las de Parra-Orobio *et al.* (2015): 101,8mL CH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup>; Cárdenas-Cleves *et al.* (2018): 70,9mL CH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup> y Sánchez-Reyes *et al.* (2016): 116mL CH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup>.

También, se identificó que, para las temperaturas extremas a 100°C, con un tiempo de exposición mayor a 15 minutos, la producción de CH<sub>4</sub> decrece, fenómeno que podría estar asociado, posiblemente, a la presencia o formación de subproductos complejos difíciles de degradar, ocasionada por la reacción entre los carbohidratos,

Tabla 3. Resultados del modelo de superficie de respuesta ajustado para potencial bioquímico de metano, alcalinidad bicarbonática, ácidos grados volátiles y Ph.

Componente	Coficiente	Error estándar	Valor t	Valor-p
<b>PBM</b>				
Intercepto	93,50	10,56	8,85	7,22E <sup>-09</sup>
Temperatura	1,93	4,84	0,40	0,69
Tiempo	-17,54	4,83	-3,63	0,001*
Interacción	6,19	6,79	0,91	0,37
Temperatura <sup>2</sup>	-23,87	6,80	-3,51	0,002*
Tiempo <sup>2</sup>	-0,24	6,82	-0,03	0,97
<b>AB</b>				
Intercepto	402,68	67,13	6,00	4,07E-06
Temperatura	23,56	30,75	0,77	0,4513
Tiempo	-25,29	30,71	-0,82	0,4188
Interacción	35,88	43,18	0,83	0,4145
Temperatura <sup>2</sup>	-136,07	43,23	-3,15	0,0045 *
Tiempo <sup>2</sup>	-23,50	43,36	-0,54	0,5931
<b>AGV's</b>				
Intercepto	211,92	28,36	7,47	1,35E-07
Temperatura	-13,64	12,99	-1,05	0,3045
Tiempo	-17,33	12,97	-1,34	0,1947
Interacción	-46,08	18,24	-2,53	0,0189 *
Temperatura <sup>2</sup>	46,01	18,26	2,52	0,0192 *
Tiempo <sup>2</sup>	28,85	18,32	1,58	0,1288
<b>pH</b>				
Intercepto	7,78	0,17	46,62	<2e-16
Temperatura	0,04	0,08	0,48	0,6333
Tiempo	0,04	0,08	0,57	0,5772
Interacción	0,11	0,11	1,06	0,3023
Temperatura <sup>2</sup>	0,06	0,11	0,52	0,6103
Tiempo <sup>2</sup>	0,02	0,11	0,17	0,8660

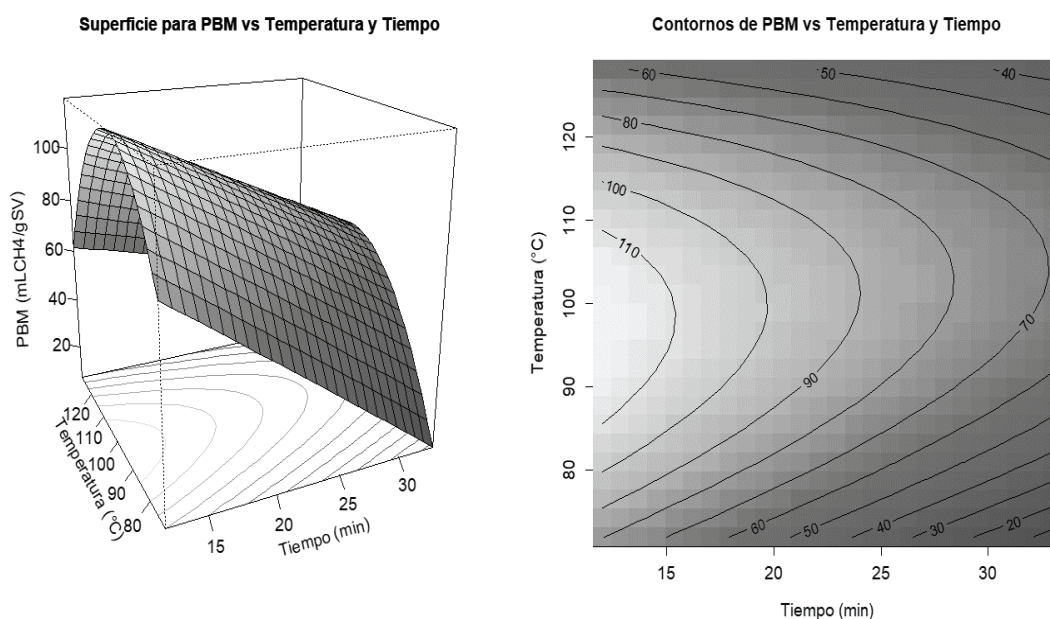


Figura 1. Superficie de respuesta para potencial bioquímico de metano vs temperatura y tiempo y gráfico de contornos para PBM vs temperatura y tiempo.

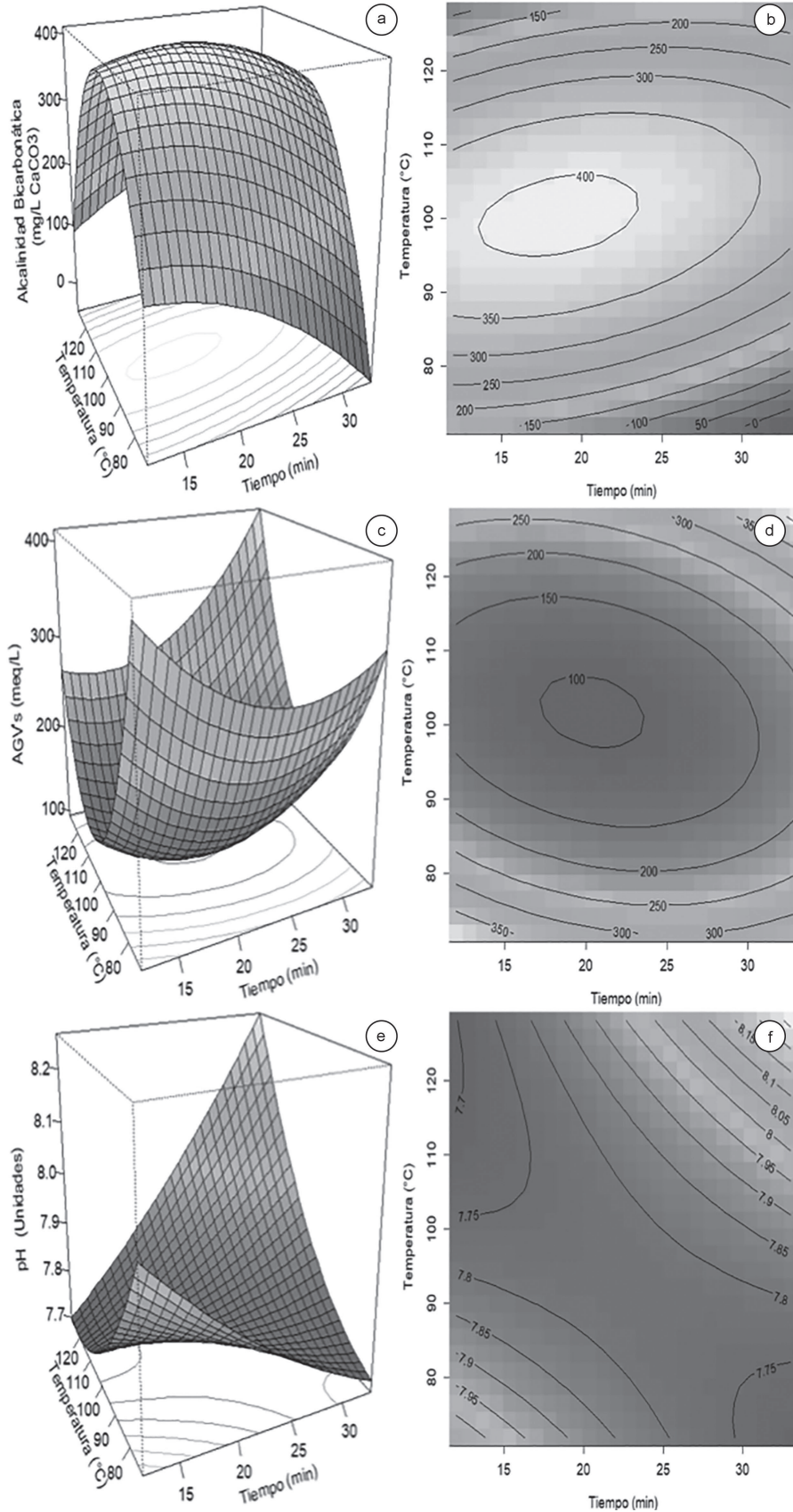


Figura 2. Alcalinidad bicarbonática-AB final vs tiempo y temperatura: a. superficie de respuesta; b. gráfico de contornos. AGV's final vs tiempo y temperatura: c. superficie de respuesta; d. gráfico de contornos. pH final vs tiempo y temperatura para pH; e. superficie de respuesta; f. gráfico de contornos.

que representan el 56% del sustrato y los aminoácidos, reacción conocida como Mallaird (Mailard, 1916; Hendriks & Zeeman, 2009; Ariunbaatar *et al.* 2014). Investigaciones relacionadas por Fujishima *et al.* (2000), señalan que una disminución de la producción de metano se relaciona por ausencia de carbohidratos.

**Efecto del pretratamiento sobre la AB, AGV's y pH.** De acuerdo con la tabla 3 y la figura 2, se identificó que la temperatura es el factor que mayor efecto significativo presenta en cuanto a la maximización de la concentración de AB, según la figura 2a y a la reducción de los AGV's, representada en la figura 2b, con un  $p=0,0045$  y  $p=0,0003$ , respectivamente. El tiempo mostró una incidencia significativa para ambos. Asimismo, se observa una relación inversa entre AB y AGV's, pues a medida que la AB se aleja de la región óptima de temperatura, que oscila entre los 98 y 100 °C, aumenta la presencia de AGV's. Esto puede estar ligado a que a temperaturas cercanas a los 80°C, el sustrato aún presenta elevadas concentraciones de AGV's, que ejercen una demanda de AB, mientras que el incremento de temperatura por encima de 100°C, en sustratos ricos en hidratos de carbono, generan sustancias recalcitrantes, que reducen la capacidad buffer del proceso (Dwyer *et al.* 2008; Ferreira *et al.* 2013).

Lo anterior es acorde con la amplia región identificada para el pH, que corresponde a valores cercanos a la neutralidad; en ese factor, se encontró que la temperatura y el tiempo de exposición no presentaron un efecto significativo, lo que ratifica que el pH no debe ser considerado como un factor decisivo, en cuanto a la operación en la definición de estrategias de control de reactores anaerobios, siendo más sensible y mejor indicadora la alcalinidad bicarbonática (Parra-Orobio *et al.* 2014; Zhai *et al.* 2015).

**Análisis cinético.** La tabla 4 presenta los ajustes de los modelos cinéticos empleados para los tratamientos evaluados. Se destaca que, en general, ambos modelos tuvieron un buen ajuste con  $R^2 > 0,9$  y  $CME < 7$ . Respecto al modelo de primer orden, se encontró que, si bien hubo un incremento de la tasa de hidrólisis en los tratamientos T1-80°C-15min, T2-80°C-30min, T3-120°C-15min y T6-72°C-22min respecto al tratamiento control-T10, la producción de metano no incrementó. Este fenómeno reafirma lo mencionado previamente, donde se muestra que, a temperaturas mayores y menores a 100°C, se generan sustancias recalcitrantes, que inhiben la acción de los consorcios microbianos, involucrados en cada una de las etapas de la DA de RA.

Tabla 4. Parámetros cinéticos para cada uno de los pretratamientos evaluados con su respectiva incertidumbre.

T	Modelo de primer orden				Modelo ajustado de Gompertz				
	$B_0$ (mLCH <sub>4</sub> ·gSV <sup>-1</sup> )	$k_b$ (d <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	CME	$P_{max}$ (mLCH <sub>4</sub> ·gSV <sup>-1</sup> )	$R_{max}$ (mLCH <sub>4</sub> ·gSV <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	$\lambda$ (d)	R <sup>2</sup>	CME
T1	94,9±2,7	0,04±0,002	0,98	3,4	88,1±2,4	3,4±0,1	0±0,9	0,99	2,3
T2	64,1±1,1	0,05±0,002	0,99	1,6	60,7±2,3	2,6±0,1	0±1,2	0,99	2,2
T3	83,8±1,9	0,05±0,002	0,99	2,6	78,1±3,2	3,2±0,2	0±1,3	0,98	3,2
T4	122,8±10,7	0,02±0,003	0,97	4,2	98,5±7,4	2,2±0,01	0±2,9	0,99	3,0
T5	116,7±7,4	0,03±0,003	0,97	4,1	54,0±1,2	1,4±0,1	0±1,18	0,94	6,1
T6	53,6±1,9	0,06±0,005	0,96	3,4	49,2±0,9	2,8±0,1	2,1±0,6	0,99	1,7
T7	83,8±14,5	0,02±0,004	0,93	4,5	59,2±5,3	1,4±0,1	0±3,3	0,97	3,2
T8	200,8±11,8	0,02±0,002	0,99	4,1	142,8±9,2	3,6±0,2	0±2,4	0,98	5,8
T9	73,5±3,9	0,02±0,002	0,99	1,5	92,1±9,1	2,7±0,3	0±3,7	0,99	1,2
T10	107,4±7,2	0,02±0,002	0,98	2,9	77,4±5,2	2,2±0,2	1,3±2,4	0,97	4,0

El T8-100°C-12min fue el tratamiento que presentó mejor comportamiento en términos de producción de metano en todos los escenarios, con un aumento del 100%, además de una tasa de hidrólisis igual a la del control, indicando que la transformación de la materia orgánica presente en los RA no originó material recalcitrante, que indujera la inhibición de la biomasa metanogénica. El mismo comportamiento, se presentó con el modelo de Gompertz, donde se resalta que, a una temperatura de 72°C, se prolonga la fase de latencia cercana a los 2 días; en la condición T8-100°C-12min, también se logró la mayor tasa de producción de metano, que fue de 3,6 mLCH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, que representa un incremento del orden del 60% y una reducción notoria en la fase de latencia respecto al control.

Según Mirmasoumi *et al.* (2018), esto puede estar asociado a que, temperaturas menores a 90°C, se requieren tiempos de exposición

entre 30 minutos y 1 hora, para lograr que, durante el proceso, no se generen sustancias que reduzcan el pH y, en consecuencia, incidan sobre la producción de metano. Estudios realizados por Jin *et al.* (2016), también demuestran que, a temperaturas entre 120 y 140°C, se lograron producciones de metano por encima de 400mLCH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup>, que superan los obtenidos en este estudio, con T8-100°C-12min, lo que se debe a que, para alcanzar estos niveles de producción, se requieren tiempos de exposición cercanos a 50 minutos, lo cual, desde las perspectivas energética y económica, podría ser una desventaja para el establecimiento de un proceso a escala real, lo que amerita ser evaluado.

Por lo anterior, esta investigación permite concluir que el pretratamiento térmico a 100°C y 12 minutos es una opción que puede incrementar significativamente la producción de metano y

reducir la fase de latencia; sin embargo, en el contexto de países en desarrollo, se debe evaluar el balance energético y el aspecto económico, para establecer ésta como una opción favorable y sostenible en la Digestión Anaerobia de Residuos de Alimentos.

**Agradecimientos:** A Colciencias, por la beca de doctoral del estudiante Brayan Alexis Parra-Orobio, Convocatoria 617 - 2013 – Segundo corte y a la Universidad del Valle, por el soporte para la elaboración de este manuscrito. **Conflicto de Interés:** Certificamos la originalidad y el carácter inédito del manuscrito elaborado y revisado con la participación de todos los autores, quienes declaramos que no existe conflicto de intereses que ponga en riesgo la validez de los resultados. **Financiación:** Esta investigación fue financiada por la Universidad del Valle en el marco del proyecto de convocatoria interna “Digestión anaerobia de una y dos fases de residuos de alimentos para la producción de energía renovable: comparación de la puesta en marcha, estabilidad y rendimiento del proceso-CI-21006”.

## REFERENCIAS

- ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J.L.; GUWY, A.J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J.B. 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*. 59:927-934. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION-APHA 2005. Standard methods for examination of water and wastewater. American Water Works Association and Water Environment Federation. Washington D.C.
- 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. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000200010>
- ARIUNBAATAR, J.; PANICO, A.; ESPOSITO, G.; PIROZZI, F.; LENS, P.N.L. 2014. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*. 123:143-156. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035>
- CABEZA, I.; THOMAS, M.; VÁSQUEZ, A.; ACEVEDO, P.; HERNÁNDEZ, M. 2016. Anaerobic Co-digestion of Organic Residues from Different Productive Sectors in Colombia: Biomethanation Potential Assessment. *Chemical Engineering Transactions*. 49:385-390. <https://doi.org/10.3303/CET1649065>
- CÁRDENAS-CLEVES, L.M.; MARMOLEJO-REBELLÓN, L.F.; TORRES-LOZADA, P. 2018. Anaerobic co-digestion of sugarcane press mud with food waste: Effects on hydrolysis stage, methane yield and synergistic effects. *Internal J. Chemical Engineering*. 2018(2):1-8. <https://doi.org/10.1155/2018/9351848>
- DHAMODHARAN, K.; KUMAR, V.; KALAMDHAD, A.S. 2015. Effect of different livestock dungs as inoculum on food waste anaerobic digestion and its kinetics. *Bioresource Technology*. 180:237-241. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.066>
- DONOSO-BRAVO, A.; FDZ-POLANCO, M. 2013. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and grease trap: Assessment of enzyme addition. *Process Biochemistry*. 48(5):936-940. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.005>
- DONOSO-BRAVO, A.; PÉREZ-ELVIRA, S.; FDZ-POLANCO, F. 2015. Simplified mechanistic model for the two-stage anaerobic degradation of sewage sludge. *Environmental Technology (United Kingdom)*. 36(10):1334-1346. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.988186>
- DWYER, J.; STARRENBURG, D.; TAIT, S.; BARR, K.; BATSTONE, D.J.; LANT, P. 2008. Decreasing activated sludge thermal hydrolysis temperature reduces product colour, without decreasing degradability. *Water Research*. 42(18):4699-4709. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.08.019>
- FERREIRA, L.C.; DONOSO-BRAVO, A.; NILSEN, P.J.; FDZ-POLANCO, F.; PÉREZ-ELVIRA, S.I. 2013. Influence of thermal pretreatment on the biochemical methane potential of wheat straw. *Bioresource Technology*. 143:251-257. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.065>
- FUJISHIMA, S.; MIYAHARA, T.; NOIKE, T. 2000. Effect of moisture content on anaerobic digestion of dewatered sludge: ammonia inhibition to carbohydrate removal and methane production. *Water Sci. Technol.* 41(3):119-127.
- HENDRIKS, A.; ZEEMAN, G. 2009. Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource technology*. 100(1):10-18. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.05.027>
- HOLLIGER, C.; ALVES, M.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I.; ASTALS, S.; BAIER, U.; BOUGRIER, C.; BUFFIÈRE, P.; CARBALLA, M.; DE WILDE, V.; EBERTSEDER, F.; FERNÁNDEZ, B.; FICARA, E.; FOTIDIS, I.; FRIGON, J.C.; FRUTEAU DE LACLOS, H.; GHASIMI, D.S.M.; HACK, G.; HARTEL, M.; HEERENKLAGE, J.; SARVARI HORVATH, I.; JENICEK, P.; KOCH, K.; KRAUTWALD, J.; LIZASOAIN, J.; LIU, J.; MOSBERGER, L.; NISTOR, M.; OECHSNER, H.; OLIVEIRA, J.V.; PATERSON, M.;



- PAUSS, A.; POMMIER, S.; PORQUEDDU, I.; RAPOSO, F.; RIBEIRO, T.; RÜSCH PFUND, F.; STRÖMBERG, S.; TORRIJOS, M.; VAN EEKERT, M.; VAN LIER, J.; WEDWITSCHKA, H.; WIERINCK, I. 2016. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*. 74(11):2515-2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
15. INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN-ICONTEC 2004. Norma Técnica Colombiana 5167. Productos para la industria agrícola, productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo. 32p.
  16. INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN-ICONTEC 2009. Gestión ambiental. Residuos sólidos. Guía para la separación en la fuente. Guía Técnica Colombia GTC-24. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. Bogotá D.C. 3p.
  17. 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. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.06.013>
  18. JIN, Y.; LI, Y.; LI, J. 2016. Influence of thermal pretreatment on physical and chemical properties of kitchen waste and the efficiency of anaerobic digestion. *J. Environmental Management*. 180:291-300. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.047>
  19. KEMPEGOWDA, R.S.; SKREIBERG, Ø.; TRAN, K.Q.; SELVAM, P.V.P. 2017. Techno-economic assessment of thermal co-pretreatment and co-digestion of food wastes and sewage sludge for heat, power and biochar production. *Energy Procedia*. 105:1737-1742. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.498>
  20. LI, Y.; JIN, Y.; LI, J.; LI, H.; YU, Z. 2016. Effects of thermal pretreatment on the biomethane yield and hydrolysis rate of kitchen waste. *Applied Energy*. 172:47-58. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.03.080>
  21. LIU, X.; WANG, W.; GAO, X.; ZHOU, Y.; SHEN, R. 2012. Effect of thermal pretreatment on the physical and chemical properties of municipal biomass waste. *Waste Management*. 32(2):249-255. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.027>
  22. MA, C.; LIU, J.; YE, M.; ZOU, L.; QIAN, G.; LI, Y.Y. 2018. Towards utmost bioenergy conversion efficiency of food waste: Pretreatment, co-digestion, and reactor type. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 90:700-709. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.110>
  23. MAILLARD, L.C. 1916. Synthesis of humus-like substances by the interaction of amino acids and reducing sugars. *Ann Chim*. 5:258-317.
  24. MIRMASOUMI, S.; EBRAHIMI, S.; SARAY, R.K. 2018. Enhancement of biogas production from sewage sludge in a wastewater treatment plant: Evaluation of pretreatment techniques and co-digestion under mesophilic and thermophilic conditions. *Energy*. 157:707-717. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.06.003>
  25. NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M.M. 2006. Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. *Waste Management*. 26(2):176-181. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.12.022>
  26. OVIEDO-OCAÑA, E.R.; MARMOLEJO-REBELLÓN, L.F.; TORRES-LOZADA, P. 2014. Influencia de la frecuencia de volteo para el control de la humedad de los sustratos en el compostaje de biorresiduos de origen municipal. *Rev. Internal Contaminación Ambiental*. 30:91-100.
  27. 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. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.305>
  28. PARRA-OROBIO, B.A.; ANGULO-MOSQUERA, L.S.; LOAIZA-GUALTERO, J.S.; TORRES-LÓPEZ, W.A.; TORRES-LOZADA, P. 2018. Inoculum mixture optimization as strategy for to improve the anaerobic digestion of food waste for the methane production. *J. Environmental Chemical Engineering*. 6(1):1529-1535. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.048>
  29. PARRA-OROBIO, B.A.; TORRES-LOZADA, P.; MARMOLEJO-REBELLÓN, L.F. 2017. Anaerobic digestion of municipal biowaste for the production of renewable energy: Effect of particle size. *Brazilian J. Chemical Engineering*. 34:481-491. <http://dx.doi.org/10.1590/0104-6632.20170342s20150331>
  30. PARRA-OROBIO, B.A.; TORRES-LOZADA, P.; MARMOLEJO-REBELLÓN, L.F.; CÁRDENAS-CLEVES, L.M.; VÁSQUEZ-FRANCO, C.H.; TORRES-LÓPEZ, W.A.; ORDÓÑEZ-ANDRADE, J.A. 2014. Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* 17(2):553-562. <http://dx.doi.org/10.31910/rudca.v17.n2.2014.421>
  31. PARRA-OROBIO, B.A.; TORRES, L.P.; MARMOLEJO, L.F.; CÁRDENAS, C.L.M.; VÁSQUEZ, F.C.; TORRES, L.W.A.; ORDÓÑEZ, A.J.A. 2015. Efecto de la relación sustrato-

- inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal. *Ingeniería Investigación y Tecnología*. 16(4):515-526.
32. PARTHIBA KARTHIKEYAN, O.; TRABLY, E.; MEHARIYA, S.; BERNET, N.; WONG, J.W.C.; CARRERE, H. 2018. Pretreatment of food waste for methane and hydrogen recovery: A review. *Bioresource Technology*. 249:1025-1039.
  33. RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. 2012. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 16(1):861-877. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>
  34. SÁNCHEZ-REYES, C.; PATIÑO-IGLESIAS, M.E.; ALCÁNTARA-FLORES, J.L.; REYES-ORTEGA, Y.; PÉREZ-CRUZ, M.A.; ORTÍZ-MUÑOZ, E. 2016. Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares. *Rev. Internal Contaminacion Ambiental* 32(2):191-198. <http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.05>
  35. SEPÚLVEDA, J.A.M. 2016. Outlook of municipal solid waste in Bogota (Colombia). *American J. Engineering and Applied Sciences*. 9(3):477-483. <https://doi.org/10.3844/ajeassp.2016.477.483>
  36. SOTO-PAZ, J.; OVIEDO-OCAÑA, E.R.; MANYOMA, P.C.; MARMOLEJO-REBELLÓN, L.F.; TORRES-LOZADA, P.; BARRENA, R.; SÁNCHEZ, A.; KOMILIS, D. 2019. Influence of mixing ratio and turning frequency on the co-composting of biowaste with sugarcane filter cake: a mixture experimental design. *Waste and Biomass Valorization*. 1:1-15. <https://doi.org/10.1007/s12649-019-00592-2>
  37. SURENDRA, K.C.; TAKARA, D.; HASHIMOTO, A.G.; KHANAL, S.K. 2014. Biogas as a sustainable energy source for developing countries: Opportunities and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 31:846-859. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.12.015>
  38. THI, N.B.D.; KUMAR, G.; LIN, C.Y. 2015. An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspective. *J. Environmental Management* 157:220-229. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.022>
  39. 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.
  40. ZHAI, N.; ZHANG, T.; YIN, D.; YANG, G.; WANG, X.; REN, G.; FENG, Y. 2015. Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. *Waste Management*. 38:126-131. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.027>
  41. ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. 2014. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 38:383-392. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>