

Co-digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y su lixiviado

Anaerobic co-digestion of the organic fraction of urban solid waste and its leachate

Mabelín Benítez Fonseca*, Arelis Abalos Rodríguez**,
Suyén Rodríguez Pérez**, Florina Ramírez Vives***

DOI: 10.15446/rev.colomb.biote.v22n2.70345

RESUMEN

Los residuos sólidos urbanos (RSU), al ser vertidos sin tratamiento apropiado, ocasionan daños severos al medio ambiente influyendo en la calidad de vida de la población; por esta razón actualmente se le presta atención al adecuado manejo de estos residuos. En este trabajo se estudia la reducción de la fracción orgánica (FORSU), de residuos sólidos generados por un grupo poblacional, tomando como referente una de las residencias estudiantiles de la Universidad de Oriente. La generación de FORSU en la residencia es de 0,06 kg/hab-día, con un contenido de sólidos totales de $30,9 \pm 5,3$ %, de los cuáles el $81,7 \pm 0,6$ % son sólidos volátiles. Se evalúa la digestión anaerobia la FORSU, mediante un sistema de tratamiento en dos etapas. La primera etapa se realiza en un reactor en lote de lecho escurrido, que permitió un tratamiento discontinuo e *in situ* de la FORSU, en co-digestión anaerobia con un 25 % de estiércol vacuno. En una segunda etapa, se evalúa el tratamiento anaerobio para los lixiviados que se generan en el reactor en lote, empleando un reactor UASB. En el reactor en lote se alcanzó una remoción de sólidos volátiles del 44,1 %, mientras que en el reactor UASB se removió un 81,2 % de DQO. Como resultado la evaluación del sistema de tratamiento, se alcanzó una productividad total de $5,37 L_{CH_4} \cdot kg_{SV}^{-1} \cdot d^{-1}$.

Palabras claves: Tratamiento anaeróbico, co-digestión, lixiviados, lecho escurrido, remoción de sólidos.

ABSTRACT

Urban solid waste (MSW), when are discharged without proper treatment, causes severe damage to the environment, influencing the population's quality of life. For this reason, attention is currently paid to the proper handling of this waste. This paper studies the reduction of the organic fraction of solid waste (OFMSW), generated by a population group, taking as reference one of the Student Residences of the Universidad de Oriente. The generation of OFMSW in the residence is 0.06 kg/inhab-day, with a total solid content of $30.9 \pm 5.3\%$, of which $81.7 \pm 0.6\%$ are volatile solids. The anaerobic digestion of OFMSW is evaluated through a two-stage treatment system. The first stage is performed in a drained-bed batch reactor, which allowed discontinuous and *in-situ* treatment of OFMSW, in anaerobic co-digestion with 25% of cow manure. In a second stage, the anaerobic treatment for the leachates generated in the batch reactor

* Máster en Biotecnología Ambiental; Centro de investigaciones de Energía Solar (CIES). D. Postal: Edificio Energía Solar, Micro 3, C.U. Abel Santamaría, Santiago de Cuba, Cuba; Email: mbenitez@cies.cu.

** Doctor en Ciencias; Centro de Estudios de Biotecnología Industrial (CEBI). D. Postal: Universidad de Oriente, Patricio Lumumba s/n, Santiago de Cuba, Cuba, CP: 90500.

*** D. Postal: Doctor en Ciencias, Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana, Ave. San Rafael de Atlixco 186, Col. Vicentina 09340, Iztapalapa, D.F., México.

is evaluated, using a UASB reactor. In the batch reactor a removal of volatile solids of 44.1% was achieved, while in the UASB reactor 81.2% of COD was removed. As a result of the evaluation of the treatment system, total productivity of $5.37 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ was achieved.

Key words: anaerobic treatment, co-digestion, leachate, drained bed, solids removal, methane productivity.

Recibido: marzo 10 de 2020 **Aprobado:** noviembre 26 de 2020

INTRODUCCIÓN

En la actualidad el tratamiento que reciben los RSU incluyen el traslado por los Servicios Comunales para su confinamiento en vertederos a cielo abierto, o la incineración al aire libre cuando no son recolectados y permanecen en el punto de acopio por varios días. Esta última opción es la más recurrida por la variabilidad de la composición de los RSU, las mezclas que se producen durante su recogida y el aparente bajo coste económico; sin embargo, el consiguiente impacto negativo no siempre es considerado (López *et al.*, 2004; PNUMA, 2004). La descomposición de los residuos sólidos urbanos (RSU) en vertederos a cielo abierto o en algunos casos, la quema bajo las mismas condiciones, son acciones cuyas consecuencias a corto y largo plazo repercuten tanto en la calidad de vida de los asentamientos sociales aledaños a la zona de vertido, como en el deterioro continuo del ambiente (Romero, 2007; Ezeah *et al.*, 2013).

En el proceso de recogida del RSU se destruyen diferentes productos que pueden reciclarse (envases plásticos, aluminio, papel y cartón, vidrio, entre otros) y aprovecharse, minimizando la quema incontrolada. En vertederos a cielo abierto por la escorrentía de lluvias u otros procesos se generan los lixiviados de la fracción orgánica, la que es rica en materiales fermentables que pueden ser tratados por procesos biológicos incorporando algunos beneficios económicos y ambientales. El adecuado tratamiento de los lixiviados evita la contaminación directa de ríos y de acuíferos subterráneos, por la infiltración de los mismos. A su vez la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas impacta directamente en el consumo humano provocando enfermedades de origen hídrico y en las actividades económicas que dependen de cultivos agrícolas que se consumen crudos (Espinosa *et al.*, 2010; Pellón *et al.*, 2015).

En Cuba se han desarrollado proyectos que aprovechan los beneficios de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y se han tomado como núcleos poblacionales las residencias estudiantiles universitarias, donde es factible llevar a cabo una intervención ambiental (Ramírez *et al.*, 2014; Fernández y Rodríguez, 2013).

La residencia estudiantil “Antonio Maceo” de la Universidad de Oriente (UO), tiene una capacidad aproximada para 2250 estudiantes por año académico. En ella permanecen los estudiantes durante casi 320 días del año, por lo que a plena capacidad se estima que se generen 3,375 kg/día de RSU (1,5 kg/persona-día) (Crombet *et al.*, 2016; NC 133: 2002). La estrategia ambiental de la UO plantea la gestión eficiente e integral de los residuos sólidos que se generan en las diferentes áreas de dicho Centro de Educación Superior (Universidad). Para su cumplimiento en cuanto a mejorar la disposición de los residuos sólidos, se requieren de alternativas tecnológicas para su tratamiento y aprovechamiento.

Conociendo la problemática existente en la gestión integral de los residuos sólidos y tomando como referente al núcleo urbano de la residencia estudiantil, se procedió en este trabajo a evaluar como alternativa de tratamiento la digestión anaerobia de la FORSU, adicionando a la mezcla el estiércol vacuno y posterior tratamiento de los lixiviados generados en un reactor para líquidos. El estiércol vacuno constituye una fuente probada de microorganismos metanogénicos y otras poblaciones, asociadas a la digestión anaerobia, cuya actividad se toma de referencia para evaluar el potencial de conversión como actividad metanogénica específica de inóculos (Rodríguez *et al.*, 2000; Torres y Pérez, 2010; Castro *et al.*, 2016).

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección y toma de muestra del RSU. Caracterización del residuo

Para la selección de la muestra se partió de la voluntad de los estudiantes a colaborar con el estudio. La afluencia de los grupos estudiantiles a la Residencia, se afecta de sábado a lunes (salida-entrada), caracterizándose en esta dinámica una reducción considerable de los RSU generados, por lo que se decidió excluir estos días del muestreo. Se utilizó como muestra los RSU generados en un bloque, de la residencia estudiantil “Antonio Maceo” de la Universidad de Oriente, en Santiago de Cuba. Los muestreos se realizaron semanales en dos períodos del curso escolar; uno de ellos en el primer semestre (septiembre y octubre) y en el segundo semestre

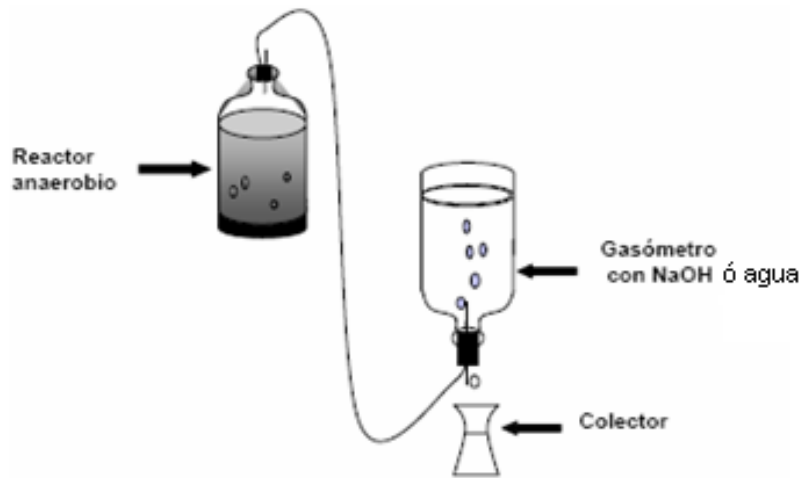


Figura 1. Sistema experimental para medir el metano (NaOH) o el biogás (H₂O), producido durante la digestión anaerobia.

(febrero y marzo). El sistema de recolección del RSU que se genera en el complejo habitacional está diseñado para acumular lo generado en la semana por cada habitación, en recipientes receptores; y la descarga al contenedor central se hace los sábados. Bajo estas condiciones, las muestras se tomaron a intervalos de cuatro días consecutivos (martes a viernes), en el intervalo comprendido entre 11:30 am - 12:30 pm; por ser en este horario donde se concentra la mayor cantidad de estudiantes en la residencia elaborando alimentos que complementen la oferta del menú del comedor estudiantil.

Por simple observación en el momento de la toma muestra, se separaron los residuos no orgánicos y se determinó el tipo de residuo orgánico predominante (frutales, cereales, hortalizas, etc.). Se pesó diariamente todo el residuo colectado y mediante la técnica de muestreo simple y estratificado al azar (cuarteo), se reduce la muestra a una cantidad entre 0,5-1 kg para su posterior caracterización. Se determina la densidad aparente del residuo, antes y después de reducir el tamaño de partícula, pesando la muestra en un recipiente de volumen y peso conocido, estableciendo la relación m/v como refieren Suárez y Beatón (2003). Se utilizó un molino con un tamizado de diámetro de 5 mm para reducir el tamaño de partícula del residuo hasta obtener una biomasa menos heterogénea y posteriormente se determinó el contenido de sólidos totales, sólidos volátiles y sólidos fijos por gravimetría (APHA 2017).

Así mismo se precisó la cantidad de agua que puede retener el residuo sólido mediante la técnica de capacidad de retención del líquido descrita por Nápoles (2005), lo cual resulta útil para el posterior montaje del biorreactor.

Ensayo de biodegradabilidad anaerobia de mezclas de FORSU con estiércol

Con el objetivo de determinar la biodegradabilidad anaerobia de FORSU en distintas mezclas con estiércol vacuno, se procedió al montaje de experimentos en lote, con porcentajes de excretas de: 10%, 25% y 50%. Los porcentajes fueron calculados en base a 45 g de residual FORSU añadido a cada biorreactor. Frascos serológicos de 0.125 L de capacidad fueron usados como reactor anaerobio, utilizando 0,09 L como volumen útil de trabajo. El pH se reguló entre 7 y 7,5 con una solución de NaOH (5%) y al final del experimento (10 días), se midió nuevamente.

En el gasómetro conectado a cada frasco, se utiliza solución de NaOH al 10% para hacer pasar el biogás generado, y así poder cuantificar metano. Cuando se emplea agua se cuantifica como biogás. El sistema empleado para estos ensayos se muestra en la figura 1.

Todos los tratamientos se hacen por duplicado, a temperaturas entre 27-30 °C. Se tomó como variable de respuesta, para el seguimiento de la degradación, la producción de metano en el tiempo y se elaboró una curva de producción acumulada, para poder determinar la actividad metanogénica. Este parámetro se calcula en la zona de máxima pendiente de la curva, a través de la siguiente expresión (Rodríguez *et al.*, 2000):

$$A.M = (dCH_4/dt) * (1/(V_r * f * SV)) \quad (Ec. 1)$$

Donde:

A.M: actividad metanogénica

V_r: Volumen útil del reactor.

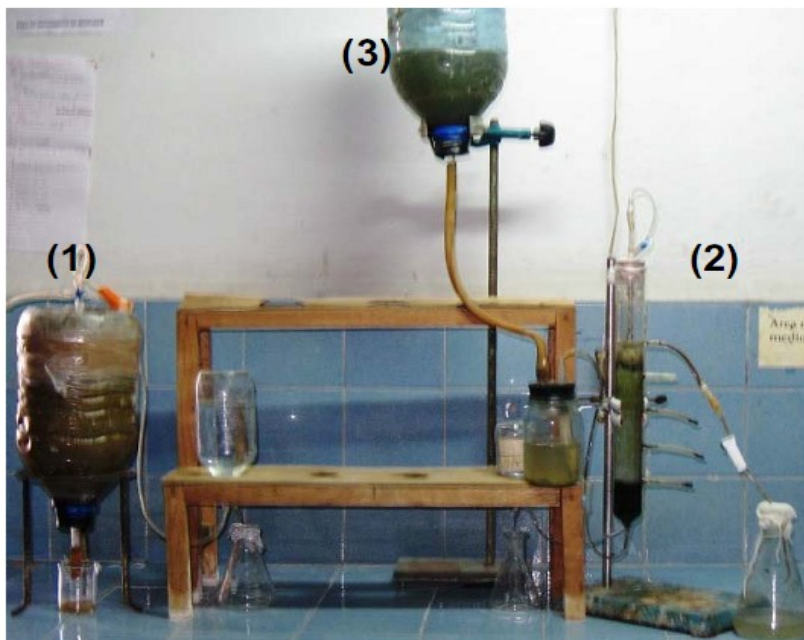


Figura 2. Sistema experimental de reactores anaerobios para el tratamiento del residuo sólido (FORSU + estiércol) y sus lixiviados: (1) Reactor anaerobio de sólidos, volumen útil 3 L; (2) Reactor UASB para el lixiviado, volumen útil 0,21 L; (3) sistema de alimentación (lixiviado y agua residual), (4) Gasómetro.

f: Factor de conversión, en este caso se considera 340 ml CH₄/g de DQO.

SV: Sólidos volátiles de la mezcla.

Finalizado el experimento, se determinó también el contenido de sólidos totales, volátiles y fijos (APHA, 2017), y se calculó el % de remoción de los sólidos volátiles.

Tratamiento de la FORSU mediante co-digestión anaerobia húmeda, con estiércol

El experimento se desarrolló en un prototipo de reactor anaerobio (**R1**) que responde a un diseño de reactor en lote de lecho escurrido, con una capacidad de 5 L (Ramírez *et al.*, 2014; Rodríguez *et al.*, 2015_(a)).

El reactor se construyó reciclando recipientes de politereftalato de etileno (PET) que se emplean en la comercialización de agua. La parte cónica del recipiente facilita la salida del efluente (lixiviado). Se introduce un tubo de plástico con una manguera perforada y sumergida en el sustrato a degradar, para facilitar la salida del gas y el líquido durante la humectación. El tubo está conectado a una llave con dos salidas: una para el biogás, que se hace pasar luego por una solución de NaOH al 10 % (Gasómetro) y otra, para recircular agua residual (en igual volumen que la cantidad de lixiviado drenado), contribuyendo a la humedad (figura 2- (1)).

Para la co-digestión se agregó estiércol vacuno fresco en una proporción % (v:v), utilizando la proporción más efectiva en el ensayo de biodegradabilidad y tomando como referencia el volumen útil del reactor.

Para este tratamiento se añadió 1500 g de biomasa al reactor (**R1**), con un tamaño de partícula de 15 mm y 500 g de estiércol. Se añadió agua residual albañal hasta completar un volumen total de trabajo de 3 L. Se ajustó el pH de la mezcla a 7 y se comenzó el seguimiento de la producción diaria de metano por recolección en el gasómetro y volumen desplazado medido con una probeta (mL). El drenaje del lixiviado se comenzó, al segundo día de iniciado el proceso, con una periodicidad de cada tres días. Al lixiviado se le determinó DQO, Ácidos grasos volátiles (AGV) y pH (APHA, 2017).

Se alimentó el reactor **R1** con agua residual albañal, para reponer la pérdida de volumen en forma de lixiviado. Se aprovechan las aguas albañales de la residencia estudiantil, las cuales están compuestas por los residuales líquidos de cada edificio y de la cocina-comedor (Crombet, 2013). A pesar de que sus cargas orgánicas y biológicas (DQO y DBO) están dentro de la norma Norma Cubana NC 27:2012, su reutilización en el tratamiento de la FORSU ofrece la ventaja de no emplear agua limpia en el reactor y aumentar la actividad biológica dentro del reactor UASB (Crombet, 2016).

Tabla 1. Características de inicio de los lodos anaerobios granulares empleados en el funcionamiento del reactor UASB, en continuo.

Caracterización	ACT. MET (Kg DQO/KgSV*d)	ST (g/L)	SV (g/L)	IVL (mL/g)	VEL. SED. (m/h)	Tamaño % (>1mm)
Lodo Granular	0.55	67.6	34.5	6	38	47

Tabla 2. Parámetros de arranque fijados en el reactor UASB (R2).

Parámetros	Unidad
Volumen de trabajo	0, 21 L
Carga orgánica volumétrica (COV)	3,6 kg _{DQO} L ⁻¹ d ⁻¹
Tiempo de retención	24 horas
Cantidad de lodo en el reactor	63 mL
Volumen útil del reactor	210 mL
pH de trabajo (ajustado con NaOH 5%)	7
Temperatura	28-32°C

Por lo que las etapas de experimentación se llevaron a cabo en dos reactores (figura 2):

Fase 1: Reactor en lote de lecho escurrido para el tratamiento de la FORSU (**R1**)

Fase 2: Reactor UASB (**R2**) para el tratamiento del lixiviado del primer reactor (**R1**), mezclado con agua residual.

Reactor anaerobio para el tratamiento del lixiviado.

El prototipo de reactor anaerobio para el tratamiento del lixiviado generado, en la Fase 2, consistió en un UASB con un volumen útil de 0,21 L (**R2**) (figura 2-(2) y (3)). Como afluente se incorpora el lixiviado mezclado con agua residual, en una proporción 3% (v:v) garantizando valores de DQO apropiados para el funcionamiento de un reactor UASB (Guardia *et al.*, 2013), con un pH ajustado a 7. Se utiliza la misma fuente de agua residual descrita anteriormente, conservada en recipientes de V_{total} 20 L a 2 °C durante la experimentación, para reducir las variabilidades de este en el tratamiento. La alimentación se realiza mediante bombeo de la mezcla por la parte inferior del reactor. El biogás se recoge de igual manera en una botella serológica (Gasómetro) (figura 2-(4)).

Para el reactor UASB, operando en continuo, se empleó como inóculo un lodo granular conservado por el Grupo de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad de Oriente. Las características del lodo granular en el momento de arranque se describen en la tabla 1.

En el arranque se determinó la actividad metanogénica específica del lodo granular empleado como inóculo, según Torres y Pérez (2010), y previo al comienzo de la variante experimental, se procedió a la adaptación del lodo granular al residual durante 5 días. Los parámetros

de arranque y funcionamiento fijados se relacionan en la tabla 2.

El tratamiento del lixiviado mezclado tuvo un tiempo de duración de 42 días, y los parámetros de control evaluados fueron: DQO del influente y del efluente, AGV, pH (APHA 2017), producción diaria de metano por recolección en el gasómetro y volumen desplazado medido con una probeta (mL).

El tiempo de tratamiento fue de 60 días y el porcentaje de remoción en el reactor con FORSU (**R1**) se determinó por gravimetría (APHA, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de los residuos sólidos generados. Consideraciones generales de tratamientos.

Las acciones de concientización ambiental en la residencia estudiantil Antonio Maceo, incluyen la recolección y clasificación de los residuos sólidos que se generan. Las muestras se colectaron previa separación en el origen de los materiales no biodegradables, reduciendo con esto su heterogeneidad. Se colectó un promedio de 2.5 kg/día, equivalente a 0,06 kg/habitante*d de FORSU.

Se evidenció una amplia variedad en el contenido de la FORSU, predominando residuos de agro-mercados con alto contenido de material orgánico: frutas de estación, viandas y vegetales; reflejo de los hábitos alimenticios de los estudiantes en la residencia y las fluctuaciones en la alimentación de estos. Técnicamente la variabilidad en la composición de los residuos es una característica indeseable para establecer un sistema de tratamiento continuo. La cantidad colectada no varió significativa-

Tabla 3. Caracterización físico-química de FORSU colectada en un núcleo poblacional.

Parámetro	1 ^{er} Semestre	2 ^{do} Semestre	Promedio
Cantidad de FORSU (kg/d)	2,41 ± 0,08 ^a	2,58 ± 0,1 ^a	2,49 ± 0,1
Sólidos totales ST (%)	27,15 ± 3,7 ^a	34,6 ± 2,4 ^b	30,9 ± 5,3
Sólidos volátiles SV (%) base peso seco	81,25 ± 0,9 ^a	82,1 ± 1,1 ^a	81,7 ± 0,6
Humedad (%)	72,85 ± 3,7 ^a	65,4 ± 2,4 ^b	69,1 ± 5,3
Densidad aparente (g/cm ³)	0,56 ± 0,07 ^a	0,56 ± 0,01 ^a	0,56 ± 0,01
Capacidad de retención de agua (%)	70,75 ± 1,2 ^a	70,8 ± 0,7 ^a	70,8 ± 0,03

mente de un muestreo a otro (tabla 3), estando las diferencias referidas a alimentos de estación.

En la caracterización realizada a la muestra (tabla 3), no se observaron diferencias significativas en los parámetros evaluados, excepto para el contenido de sólidos totales, que puede ser atribuible a la incidencia del período de lluvia, en la disposición, recolección y tipo de frutas, viandas, vegetales y otros residuos. Los valores obtenidos de sólidos volátiles no difieren de un muestreo a otro, resultando similar al obtenido por Espinosa y col. (2003), de 81,3 %. No obstante, el porcentaje de sólidos volátiles determinado es menor que el reportado por estos mismos autores, en la caracterización de una mezcla de residuos urbanos y de agro-mercados de 94,67 %, donde se incrementan los desechos de pos cosecha (Espinosa *et al.*, 2007). Por lo que la heterogeneidad de las muestras, inciden en la variación de su contenido de materia orgánica.

Prevalece la fracción orgánica como sólidos volátiles, cuya separación del resto de los componentes del RSU que se evalúa, posibilita la degradación utilizando métodos biológicos que pueden ser composteo, vermicompost, digestión anaerobia, entre otros (Ábalos, 2007; Espinosa *et al.*, 2007).

Es importante tener en cuenta que el porcentaje de humedad promedio en el residuo fue de 69,1 ± 5,3 %. Este valor de humedad es comparable con el determinado por Espinosa *et al.* (2007), de 74,5 %, ya que en ambos estudios los residuos fueron tomados directamente del origen. Los valores altos de humedad en el material a tratar, dificultan el almacenaje a temperatura ambiente y estimulan la aparición de vectores biológicos indeseables; siendo recomendable, el tratamiento *in situ* del residuo.

La cantidad máxima de agua que retuvo el residuo (capacidad de retención de agua) fue alta, 70,8 %, lo cual permite evaluar propuestas de sistemas de digestión anaerobio tanto seco como húmedo, y estimar la

cantidad máxima de agua que se le debe añadir al reactor al ser cargado con FORSU, en caso de seleccionar la segunda opción (Kumar, 2008; Evans, 2001). Además, posibilita el manejo de los sólidos totales en un reactor o sistema, como un parámetro de elección según la tecnología a implementar.

Evaluación del proceso de digestión anaerobia para el tratamiento de la FORSU

Según el ciclo de generación de los residuos en estudio y considerando los resultados obtenidos, se sugiere el tratamiento discontinuo o por lotes, *in situ* y se puede emplear tanto la digestión seca como la húmeda, en un rango mesófilo, aprovechándose la temperatura ambiente que fluctúa en el año de 21-35 °C como promedio (Rapport *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2011).

En la degradación anaerobia de la FORSU es difícil el crecimiento y la acción de la flora microbiana, si no existen ciertas condiciones que faciliten la actividad total de la misma para convertir este residuo en CH₄ y CO₂, mayoritariamente (Montalvo y Guerrero, 2003; García, 2009). En las fases de hidrólisis y acidogénesis se produce más energía y los organismos responsables crecen con mayor velocidad, por lo que la recuperación de las poblaciones frente a alguna alteración del medio es rápida. En las fases de acetogénesis y metanogénesis los rendimientos de energía son tan bajos, que la actividad de las bacterias asociadas es extremadamente lenta y cualquier alteración tarda mucho tiempo en corregirse (Torres y Pérez, 2010).

Por lo tanto, es de suma importancia realizar ensayos de biodegradabilidad, que permitan conocer la actividad microbiana total y determinar cuáles son las condiciones del medio factibles para ser aplicado en el proceso que se desea llevar a cabo, obteniendo la mayor productividad.

En el ensayo de biodegradabilidad, se evaluó la capacidad de degradación de la FORSU en presencia de estiércol vacuno a 10, 25 y 50% con respecto al FORSU. El

Tabla 4. Resultados de los ensayos de biodegradabilidad del estiércol a distintas concentraciones. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias de cada uno de los tratamientos ($p < 0.05$, según Prueba RM).

Estiércol (%)	Determinación de actividad metanogénica total			
	Actividad microbiana (g_{DQO}/g_{svd})	Sólidos volátiles removidos (g)	Producción acumulada (mL)	pHi/pHf
10	0,431 ^c	0,007 ^a (19,2 %)	30,44 ^a	7,3/6,3
25	0,318 ^b	0,018 ^a (10,2 %)	89,33 ^b	7,3/6,6
50	0,054 ^a	0,038 ^a (14,9 %)	100,25 ^b	7,3/6,6

10 % de estiércol, es una proporción que se utiliza comúnmente para proveer de un inóculo de bacterias metanogénicas a un biorreactor de digestión anaerobia; mientras que, por encima del 20 % se considera participar ambos como sustratos a degradar, por los aportes de materias orgánicas y otros compuestos al proceso biológico. En la experimentación se amplía el rango para aprovechar su uso como inóculo hasta co-digestión. Además, con la adición de estiércol se aprovecha la sinergia de las mezclas y se compensan las carencias de cada uno de los sustratos por separado (Kumar, 2008; García, 2009). En estos ensayos se trata de mantener en igualdad de condiciones la relación C/N, mediante la dosificación del sustrato en dependencia de los SV del inóculo (Guardia *et al.*, 2014).

Montalvo y Guerrero (2003) refieren que la actividad metanogénica específica (AME), del estiércol fresco se encuentra entre 0,001-0,020 $g_{DQO}g_{sv}^{-1}d^{-1}$. El incremento de la concentración de sólidos, dado en el porcentaje añadido de estiércol, puede afectar el proceso de transferencia de masa (sustrato-célula), reduciendo la eficiencia del uso de la materia orgánica por la microbiota presente (Rodríguez *et al.*, 2000). En las mezclas de FORSU y estiércol vacuno en distintas proporciones, se observa como disminuye la actividad metanogénica, a medida que se incrementa la concentración de sólidos en el reactor, dada por el incremento de estiércol vacuno añadido (tabla 4).

No obstante, la disminución de la actividad microbiana es inversa a los sólidos removidos, siendo favorecida la mezcla al 10% de estiércol, aunque estos valores no ofrecen diferencias significativas en ninguna de las variantes (tabla 4). Se evidencia una mayor eficiencia de utilización de esos sólidos removidos, en producir metano, en la medida en que existe una mayor proporción de estiércol vacuno; lo que favorece el empleo del mis-

mo como co-sustrato para la co-digestión anaerobia. Este inóculo obtenido de la excreta, contiene bacterias hidrolíticas, acidogénicas-acetogénicas y fundamentalmente metanogénicas, características del tracto digestivo de los rumiantes (Camacho *et al.*, 2017). El incremento de microorganismos metanogénicos aportados por el sustrato (estiércol), rico en esta microbiota, posibilita una mayor producción de metano.

En ocasiones, varias características de la fracción orgánica de los RSU (mezcla de compuestos complejos), hacen difícil la digestión anaerobia, recurriéndose en la mayoría de los casos a la co-digestión, en donde se combinan varias mezclas de sustratos orgánicos biodegradables, logrando aumentar el potencial de producción de biogás, por kilogramo de mezcla degradado. La principal ventaja de este proceso, está en aprovechar la sinergia de las mezclas (estiércol: FORSU) y compensar las insuficiencias de cada uno de los sustratos por separado (García, 2009). Por otro lado, la co-digestión tiene la ventaja de mejorar el balance de nutrientes del sustrato (C:N:P = 300:5:1), disminuir los contenidos de residuos estacionales, generar mayor producción de biogás y constituye una vía eficaz para conseguir materias primas o ingresos por concepto de tratamiento de residuos (Kumar, 2008).

El agotamiento de la materia orgánica contenida en la FORSU se puede evaluar por lixiviación, considerando la proximidad del contenido de humedad con la capacidad de retención de agua en el residuo (tabla 3); permitiendo separar los componentes sólidos y líquidos y evaluar diversas alternativas tecnológicas para su tratamiento (Pérez *et al.*, 2003)

Según los resultados obtenidos y teniendo en cuenta que el tratamiento a emplear es por lotes, como diseño del sistema de tratamiento se escoge un reactor de primera

Tabla 5. Caracterización de las aguas residuales de la residencia estudiantil “Antonio Maceo” de la Universidad de Oriente.

Parámetro	T (°C)	pH(U)	Turbidez (UTN)	λ (mS/cm)	DQO dic. (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	S ²⁻ (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	P-PO ₄ ⁻ (mg/L)
Promedio	27,1±0,1	7,3±0,1	69,7±9,5	688,1±49,4	252,9±57,8	78,9±18,8	2,8±2,8	1,9±0,7	6,4±4,3

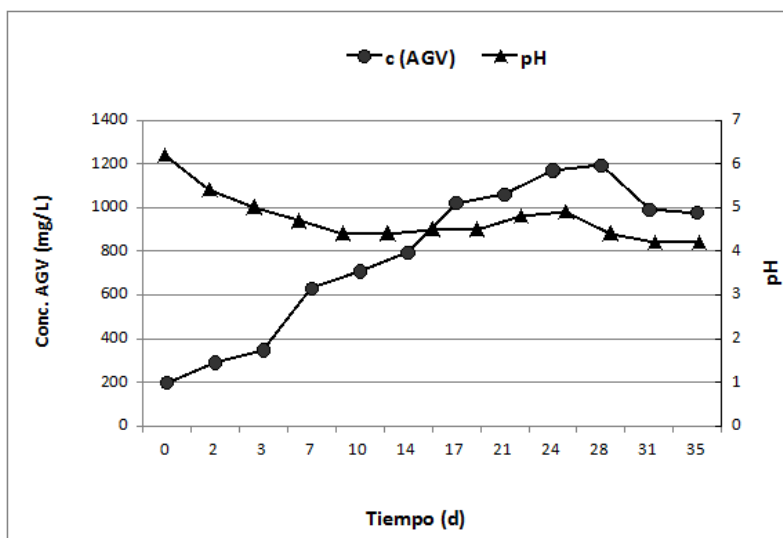


Figura 3. Variación del pH y la concentración de los AGV del lixiviado en la codigestión anaerobia húmeda de la FORSU.

generación de lecho escurrido o percolado, el cual facilita la extracción del lixiviado, donde estarán disueltos la mayor cantidad de ácidos grasos volátiles producidos por la etapa de hidrólisis y la etapa acidogénica-acetogénica. En el reactor de lecho escurrido, el residuo sólido a degradar fue mezclado con las aguas residuales de la residencia estudiantil hasta cubrir la capacidad de retención de agua, el 70,8 % (Crombet, 2013). Superado este valor, el reactor comienza a escurrir (lixiviar) y es extraída la carga orgánica soluble (Chavarro *et al.*, 2006).

Para reducir los costos asociados con la pérdida de humedad dentro del reactor por el escurrimiento, se evaluó el suministro de agua albañal como líquido a incorporar al reactor, reduciendo de este modo el volumen de agua y la carga orgánica contenida en este residual.

Su caracterización se muestra en la tabla 5, coincidiendo los promedios con la caracterización realizada por Crombet *et al.* (2013). A pesar de que las cargas orgánicas y biológicas (DQO y DBO) del residual albañal adicionado están dentro de la norma NC 27: 2012, ofrece beneficio su reutilización en el tratamiento de la FORSU, por la reducción de agua limpia necesaria para este fin.

Co-digestión anaerobia húmeda de la FORSU con 25 % estiércol

En el tratamiento se empleó una mezcla dentro del reactor (R1), descrita en materiales y métodos, alcanzando un contenido de ST de 17 %, recirculando agua albañal, en la misma cantidad del lixiviado drenado. Esta recirculación favorece la homogenización del sistema y mantiene la humedad requerida, alcanzando su capacidad de retención de agua.

En la co-digestión con estiércol vacuno (25%) se favorece el equilibrio microbiano, por la riqueza en poblaciones metanogénicas que se incorporan al sistema, en relación con el resto de las poblaciones que coexisten en la FORSU durante la digestión anaerobia, prevaleciendo las bacterias acidogénicas-acetogénicas (Rodríguez *et al.*, 2015^(b)). Por lo que se superan los inconvenientes de la acumulación de especies ácidas por la degradación de los sólidos y sus incidencias en la propia actividad microbiana.

En la figura 3 se observa que la concentración de los AGV en el lixiviado aumenta hasta los 1200 mg/L, por la degradación de los lípidos, proteínas y carbohidratos presentes en el residuo tratado. Este valor alto de la concentración de los AGV coincide con un ligero aumento del pH en el lixiviado (figura 3), lo que sugiere la acumulación de la especie de ácido no disociado y la captura y disminución de la concentración de H⁺.

En la literatura se refieren a una correspondencia del valor del pH con el tipo de AGV que se forma. Aunque se reconoce que la inhibición de la metanogénesis por AGV ocurre en concentraciones superiores a los 2000 mg/L, también se reconoce que ésta depende de cual especie se encuentra mayoritaria, siendo más perjudicial la presencia del ácido propiónico (Hu y Yu, 2006).

En el reactor con FORSU (R1) después de 60 días de tratamiento, se removió el 44,1 % de sólidos volátiles, reflejándose en la reducción del volumen; pero la productividad de metano fue sólo de 0.5 L_{CH4}kg_{SV}⁻¹d⁻¹. Por su lado, la DQO del lixiviado generado es alta (figura 4), de 100-140 g/L, coincidiendo los máximos con el período

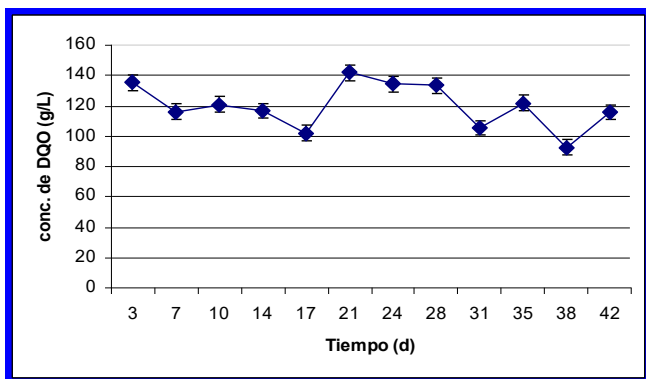


Figura 4. Variación de la concentración de la DQO del lixiviado drenado en el reactor R1, correspondiente a la co-digestión anaerobia húmeda de la FORSU.

do de mayor concentración de AGV, de alrededor de 1200 mg/L (figura 3).

Debido a la cantidad de agua albañal añadida en el reactor R1, los volúmenes de lixiviado drenados diariamente están entre el 1-1.3% volumen de trabajo del biorreactor. Como se observa en la figura 3, las altas concentraciones de carga orgánica (hasta 140 g/L) en el lixiviado reduce la conveniencia de desecharlos directamente la red de drenaje; por lo que se requiere de un segundo tratamiento para la disminución de su carga contaminante. Por tanto, se realizó una segunda fase, que permitió la remoción de la carga orgánica contenida en el lixiviado drenado diariamente.

Funcionamiento del reactor UASB a escala de laboratorio para el tratamiento del lixiviado generado en el reactor en lote.

Para el tratamiento de los lixiviados del reactor R1 se diseñó un sistema continuo sencillo, en el cual los parámetros requeridos (tabla 2), estén relacionados con el volumen y carga orgánica del sistema. El R2 es un reactor de lecho

anaerobio con flujo ascendente o UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (figura 1), donde la propia biomasa produce los flóculos con buena capacidad de sedimentación en el propio reactor y retarda su arrastre fuera del reactor (Abalos, 2007; Terry *et al.*, 2008).

Antes del arranque de R2, se verificó que el lodo granular tuviese la actividad metanogénica específica (AME), dentro del rango conveniente para lodos granulares ($0,5-1,5 \text{ g}_{\text{DQO}} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), (ver Tabla 1 vs Tabla 6) (Hulshoff *et al.*, 2004).

El lixiviado se mezcla igualmente con el agua residual albañal, para propiciar incrementos de pH y una COV menores a $4 \text{ kg}_{\text{DQO}} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, que es lo recomendado en el arranque de reactores de este tipo (Lettinga y Hulshoff, 1991; Chavarro *et al.*, 2006). Por tanto, la concentración de la DQO en la mezcla influente fluctuó entre 0,5 y 4,0 g/L, según las variaciones de la misma en el lixiviado drenado de R1 (figura 3), despreciándose la carga orgánica que aportan las aguas albañales de 0,025 g/L como promedio. Mientras que el pH del influente y el efluente no tiene grandes variaciones (figura 5), estando estos valores dentro del rango óptimo para las bacterias anaerobias, principalmente las metanogénicas (6,5 y 7,5) (Montalvo y Guerrero, 2003).

Bajo estas condiciones se obtuvieron valores de remoción de la DQO entre 63,4 - 92,5 % en el sistema continuo (R2). Estos resultados se asemejan a la eficiencia de reducción de la carga orgánica como DQO, alcanzados en tratamientos de lixiviados procedentes de la FORSU, superando el 90 % (Ramírez *et al.*, 2014; Rodríguez *et al.*, 2015_(b)). A su vez, son similares a los obtenidos en reactores UASB tratando aguas residuales de la agroindustria y de alimentos, con altas cargas orgánicas, bajos pH y fácilmente acidificables (Bermúdez *et al.*, 2003; Guardia *et al.*, 2013).

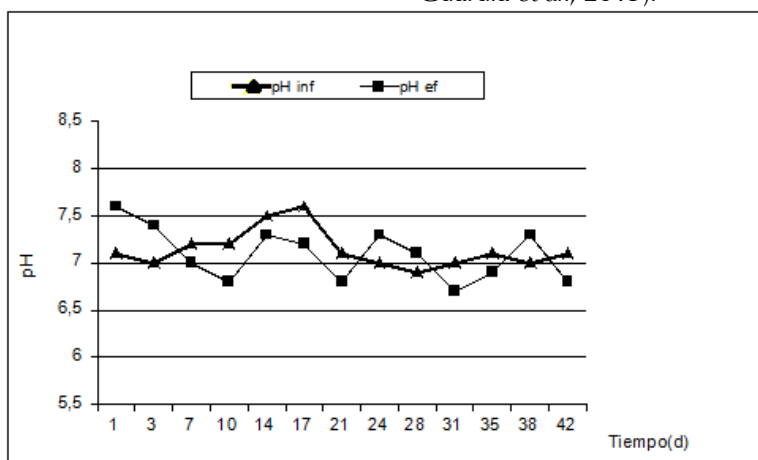


Figura 5. Variación del pH del influente y efluente en el reactor R2 (UASB), durante la digestión anaerobia del lixiviado.

Tabla 6. Características de los lodos anaerobios granulares utilizados en reactores UASB
Fuente: Hulshoff *et al.*, 2004.

Caracterización	ACT. MET (Kg DQO/KgSV*d)	ST (g/L)	SV (%)	IVL (mL/g)	VEL. SED. (m/h)	Tamaño (>1mm)
Lodo Granular (óptimos)	0.3 - 2.0	50 - 250	30 - 85	10 - 20	40 - 100	0.5 - 5.0

Las concentraciones de los AGV en el efluente se mantienen por debajo de las concentraciones de los influentes; variando la remoción de los mismos entre un 11,6 - 48,1 %. Esto demuestra la actividad de las bacterias metanogénicas dentro del reactor, de manera cooperada con el resto de las poblaciones y favorecidas por la estructura compacta que aparece en el gránulo, consumiendo favorablemente los AGV contenidos en el lixiviado para producción de metano (Hussolf *et al.*, 2004; Terry *et al.*, 2008). La productividad de metano en **R2** fue de $4,9 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{DQO}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ y la total para todo el tratamiento anaerobio, considerando que 1 g de sólidos volátiles removido equivale aproximadamente a 1 g de DQO removida partiendo de que son materiales carbonáceos, resulta en $5,37 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Es importante destacar que cuando se trabaja con residuos alimentarios el tamaño de partícula es uno de los factores más importantes de la digestión anaerobia (Kim *et al.*, 2000). Por otro lado, Palmowski *et al.* (2000), definen el tiempo técnico de digestión como el necesario para alcanzar el 80 % de la producción final de biogás y encuentran, que, por molienda, ese tiempo se reduce en un 50 % para sustratos lentamente biodegradables. Sin duda, el paso limitante en la anaerobiosis de residuos sólidos o semi-sólidos es la hidrólisis, por la presencia de compuestos de moléculas más complejas, por lo que se recomienda emplear pretratamientos físicos, químicos o enzimáticos (Díaz *et al.*, 2014).

Comparando la productividad con respecto a otras investigaciones, Macias-Corral *et al.* (2008), obtuvo $0,03 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ en 113 días para FORSU solamente y $0,1 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ para mezcla de FORSU con estiércol vacuno, en 141 días; ambos residuos con un 15 % de ST en el reactor (digestión húmeda). Por su parte el tratamiento en multietapas de la FORSU, mediante reactores en lote secuencial, donde el lixiviado es recirculado, conocido comercialmente como SEBAC, produce rendimientos de $0,16 - 0,19 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ en tiempos de 21-42 días. No obstante, este tiene la desventaja de que aparece material flotante que obstruye las instalaciones y reduce el intercambio de materia y gases; siendo necesario un nuevo montaje (Rapport *et al.*, 2008). En casi todos estos siste-

mas, el pH es controlado mediante la adición de agentes alcalinizantes.

CONCLUSIONES

El tratamiento de la FORSU por la co-digestión anaerobia húmeda con el estiércol vacuno resulta viable por las características del residual y las condiciones existentes en la fuente de generación del RSU, alcanzando valores de remoción de sólidos volátiles de 44,1 % en 60 días y una productividad de $0,5 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$

En un segundo tratamiento anaerobio con el lixiviado drenado del reactor anterior, en un reactor UASB en mezclas con aguas albañales, se logra remover la DQO en valores superiores al 80 %, mostrando la efectividad de esta segunda fase. El sistema en su conjunto posibilitó la obtención de metano a partir de esos residuales con una productividad estimada de $5,37 \text{ L}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abalos, A. (2007). Biotecnología ambiental y tratamiento biológico de residuos. ISBN 978-959-207-333-3.
- APPHA, W.; AWWA, E. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23th. ed. American Public Health Association, Washington DC. USA, 5-72.
- Bermúdez, R., Rodríguez, S., Martínez, M., & Terry, A. (2003). Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogás. *Tecnología Química*, 23(2), 37-44.
- Camacho, R., Villada H., & Hoyos J. (2017). Evaluación del Estiércol de Vaca como Inóculo en la Digestión Anaerobia Termófila de Residuos Sólidos Urbanos. *Información Tecnológica*, 28 (3), 29-36.
- Castro, L., Escalante, H., Gómez, O., & Jiménez, D. (2016). Análisis del potencial metanogénico y energético de las aguas residuales de una planta de sacrificio bovino mediante digestión anaeróbica. *DYNA*, 83 (199), 41-49.
- Chavarró, M., Garces, J., Guerrero, J., & Salas, D. (2006). Evaluación de la tratabilidad de los lixiviados en el relleno sanitario de Pereira mediante filtros anaero-

- bios de flujo ascendente a escala piloto. *Scientia et Technica*. XII (30): 399-404, ISSN 0122-1701.
- Crombet, S., Ábalos, A., Rodríguez, S., & Pérez, N. (2016). Evaluación del tratamiento anaerobio de las aguas residuales de una comunidad universitaria. *Rev. Colombiana de Biotecnología*, 18 (1): 49-56.
- Crombet, S., Pérez, N., Ábalos, A., & Rodríguez, S. (2013). Caracterización de las aguas residuales de la comunidad "Antonio Maceo" de la Universidad de Oriente. *Revista Cubana de Química*. XXV (2): 134-142.
- Díaz, Y., Fernández, E., Sárvari, I., & Rodríguez, S. (2014). Hidrólisis química y digestión anaerobia termofílica de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. *Revista Cubana de Ingeniería*. V (1): 59 - 66.
- Espinosa, M.; López, M.; Mayarí, R.; Escobedo, R.; Correa, O.; Rodríguez, X.; Ruiz, M.; León, Y.; Rodríguez, A.; Luna, B.; Ruiz, A.; & Fraguera, V. (2003). Caracterización de residuos sólidos urbanos en territorios de Ciudad de La Habana. Contribución a la Educación y la Protección Ambiental, Vol. 4. Instituto de Ciencia y Tecnología Nucleares, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. Ciudad de La Habana.
- Espinosa, M., López, M., Pellón, A., Mayarí, R., & Fernández, A. (2007). La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos como fuente potencial de producción de biogás. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*. 38 (1).
- Espinosa, M. López, M., Pellón, A., Gutiérrez, J., León, Y., Álvarez, Y., Correa, O., Rodríguez, X., Morejón, R., Oña, A., Robert, M., Agramonte, M., García, Y., González, A., Rodríguez, N., & Fernández, A. (2010). Caracterización de los lixiviados del vertedero de residuos sólidos urbanos "Calle 100", Ciudad de la Habana, Cuba. *Revista Cubana de Química*, XXII (1): 27-35.
- Evans, G. (2001). Biowaste and biological waste treatment. The Cromwell press. ISBN: 1-902916-08-5.
- Ezeah, C., Fazakerley, J.A., & Roberts, C.L. (2013). Emerging trends in informal sector recycling in developing and transition countries. *Waste Manage*, 33: 2509-2519.
- Fernández, F., Fernández, M., & García, P. Criterios para la selección de tecnología de digestión anaerobia de residuos sólidos. <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/unam7/criterios.pdf>, [consulta: abril, 2011].
- Fernández, V. N., & Rodríguez, S. (2013). La Educación Ambiental en el contexto universitario. El caso de la Universidad de Oriente. *Revista Santiago. Sociedad y Medio Ambiente*. 132 (septiembre-diciembre): 736-748.
- García, K. (2009). Codigestión anaeróbica de estiércol y lodos de depuradora para producción de biogás. Trabajo Final de Master Oficial en Gestión Integral del Agua. Universidad de Cádiz.
- Guardia, Y., Rodríguez, S., Jiménez, J., & Sánchez, V. (2013). Performance of a UASB reactor treating coffee wet wastewater. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 22 (3): 35-41.
- Guardia, Y., Rodríguez, S., Jiménez, J., Sánchez, V., Morgan, J., & Noyola, A. (2014). Experimental design technique is useful tool to compare anaerobic systems. *Renewable Bioresources*, 2 (3).
- Hu Hu, Z., & Yu, H.Q. (2006). Anaerobic digestion of cattail by rumen cultures. *Waste Management*, 26: 1222-1228.
- Hulshoff, L. W., De Castro, S., & Lettinga, P. (2004). Anaerobic sludge granulation. *Water Research*, 38: 1376- 389.
- Kim, I., Kim, D., & Hyun, S. (2000). Effect of particle size and sodium ion concentration on anaerobic thermophilic food waste digestion. *Wat. Sci. Tech*, 41(3), 67-73.
- Kumar, B., (2008). Dry continuous anaerobic digestion of municipal solid waste in thermophilic conditions. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Engineering in Environmental Engineering and Management. Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development. Thailand.
- Lettinga, G.; & Hulshoff, L. (1991). UASB Process design for various types of wastewaters. *Water Sci. Tech.*, 24 (8): 87- 107.
- López, M., Espinosa, M., & Delgado, J. (2004). Desarrollo tecnológico en la gestión integral de los residuos urbanos en Cuba *Revista CENIC Ciencias Biológicas*. 35 (1).
- Macias-Corral, 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. *Bioresour. Technol.*, 99 (17): 8288-8293.
- Montalvo, S. & Guerrero, L. (2003). Tratamiento anaerobio de residuos. Producción de Biogás. Universidad Técnica Federico Santa María, p 5-366.
- Nápoles, J. (2005). Ensayos de tratabilidad en suelos contaminados con petróleo. Tesis presentada en Opción al Título Académico de Máster en Biotecnología. Mención Ambiental. Universidad de Oriente.
- NC 133:2002. Residuos sólidos urbanos. Almacenamiento, recolección y transportación - requisitos higiénico sanitarios y ambientales. Oficina Nacional de Normalización. Ciudad de La Habana. Cuba.
- NC 27: 2012. Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado. Especificaciones. Oficina Nacional de Normalización (NC).
- Palmowski, L., & Müller, J. (2000). Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech*, 41(3): 156-162.
- Pellón, A., López, M., Espinosa, M., & González, O. (2015). Propuesta para tratamiento de lixiviados en un vertedero de residuos sólidos urbanos. *Revista Ingeniería Hidráulica y Ambiental*. 36 (2). ISSN 1680-0338.
- Pérez, N., Torrado, A., López, C. & Pastrana L. (2003). Main characteristics and applications of solid substrates

- te fermentation. *Electronic Journal of Environmental, Agriculture and Food Chemistry*, 2(3): 343-350.
- PNUMA, (2004). Delegación CITMA Ciudad de La Habana. GEO La Habana. Perspectivas del Medio Ambiente Urbano. Ciudad de La Habana, Centro de Información y Gestión Ambiental, 106.
- Ramírez, F., Rodríguez R., De Jesús A., Martínez F. J., Rodríguez S., & Monroy O. (2014). Two-Phase anaerobic digestion of Municipal organic solid wastes. *Journal of Advances in Biotechnology*, 3 (2): 210-218. ISSN 2348-6201.
- Rapport, J., Zhang, R., Jenkins, B., & Williams, R., (2008). Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste. California Integrated Waste Management Board. California Environmental Protection Agency.
- Rodríguez, R., Rodríguez, S., Monroy, O., & Ramírez, F. (2015) ^(a). Producción de metano a partir de la mezcla del lixiviado de residuos sólidos urbanos y el agua residual municipal. *Rev Cubana de Química*, 27 (3). ISSN 2224-5421.
- Rodríguez, R., Rodríguez, S., Monroy, O., & Ramírez, F. (2015) ^(b). Effect of organic loading rate on the performance of two-stage anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Water Science & Technology*, 72 (3): 384-390.
- Rodríguez, S., Pérez, R., & Fernández, M. (2000). Biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales del beneficio húmedo del café". *Revista Interciencia*, 25 (7).
- Romero, M., Álvarez, M., & Álvarez, A. (2007). Los factores ambientales como determinantes del estado de salud de las poblaciones. *Rev Cubana Higiene y Epidemiología*. 45(2). ISSN 1561-3003.
- Suárez, J., & Beatón, P. (2003). Physical Properties of Cuban Coffee Huso for Use as an Energy Source. *Energy Sources*, 25: 953-959.
- Terry, A., Fernández, M., & Zenia, D. (2008). Consideraciones generales para el desarrollo de una estrategia de granulación en reactores UASB. *Rev. Tecnología Química*, XXVIII (1): 70-79.
- Torres, P., & Pérez, A. (2010). Actividad metanogénica específica: Una herramienta de control de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Revista Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, (9), 5 -14.