

## Diseño y operación de un reactor anaerobio de flujo ascendente empacado con lecho de lodos (RAFAELL) para la producción de metano

VIGUERAS-CARMONA, Sergio\*†, VIAN-PÉREZ, José', VELÁSICO-PÉREZ, Alejandra' y ZAFRA-JIMÉNEZ, Gabriela.

*Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec, División de Ingeniería Química y Bioquímica  
'Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Químicas,*

Recibido Julio 22, 2016; Aceptado Septiembre 15, 2016

### Resumen

El objetivo de este trabajo fue diseñar un reactor anaerobio para el tratamiento de residuos sólidos urbanos orgánicos vegetales (RSUOV), sus características están vinculadas con los procesos bioquímicos de la digestión anaerobia. El diseño del Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente Empacado con Lecho de Lodos (RAFAELL) está basado en el mejoramiento de la eficiencia de producción de metano y remoción de sólidos. El diseño considera una etapa de pretratamiento en la que los RSUOV son sometidos a esfuerzos cortantes para incrementar el número de partículas menores a 150  $\mu\text{m}$  y la concentración de sólidos disueltos (partículas menores a 2.5  $\mu\text{m}$ ). Además, se ha incluido un lecho de lodos para incrementar el tiempo de residencia celular en el reactor. La sección de empaque permite mantener separadas las fases hidrolítica y metanogénica lo que mejora el control del proceso. Los flujos hidráulicos permiten transportar la fracción más rápidamente biodegradable al lecho de lodo, lo que favorece su transformación a metano. Estas características, incluidas en un solo reactor, permiten mejorar la eficiencia del proceso anaerobio. Al evaluar el comportamiento del RAFAELL se obtuvieron buenas eficiencias de remoción de sólidos (67%) en 12 días con productividades de metano de 1.45  $\text{L}_{\text{CH}_4}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , valores proporcionales a las cargas orgánicas aplicadas al sistema (0.66 – 2.5  $\text{gSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ).

### Diseño, reactor, metano

**Citación:** VIGUERAS-CARMONA, Sergio, VIAN-PÉREZ, José', VELÁSICO-PÉREZ, Alejandra' y ZAFRA-JIMÉNEZ, Gabriela. Diseño y operación de un reactor anaerobio de flujo ascendente empacado con lecho de lodos (RAFAELL) para la producción de metano. Revista de Sistemas Experimentales. 2016, 3-8: 1-7

### Abstract

The aim of this work was to design an anaerobic reactor for treating the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW); their characteristics are linked to the biochemical processes of anaerobic digestion. Design Up flow anaerobic sludge blanket solid-state reactor (RAFAELL, for acronyms in Spanish, Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente Empacado con Lecho de Lodos) is based on improving the efficiency of methane production and removal of solids. The design considers a pre-treatment stage in which OFMSW are subjected to shear to increase the number of particles smaller than 150  $\mu\text{m}$  and the concentration of dissolved solids (particles smaller than 2.5  $\mu\text{m}$ ). Furthermore, it has included a sludge bed to increase the time of cell residence in the reactor. Solid-state section allows separating hydrolytic and methanogenic phases which improves process control. Hydraulic flows transports the faster biodegradable fraction to sludge bed, which favors its conversion to methane. These features included in a single reactor, allow improving the efficiency of the anaerobic process. In assessing the behavior of RAFAELL were obtained good solid removal efficiencies (67%) in 12 days, with methane productivity of 1.45  $\text{L}_{\text{CH}_4}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  which is proportional to the organic loads applied to the system (0.66 – 2.5  $\text{gSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ).

### Design, reactor, methane

\* Correspondencia al Autor (Correo electrónico: svigueras@tese.edu.mx)

† Investigador contribuyendo como primer Autor.

## Introducción

Tradicionalmente, los residuos sólidos urbanos se disponen en rellenos sanitarios, que al carecer de un adecuado control, son responsables de la mayor descarga de gases de efecto invernadero a la atmósfera, por lo que tecnologías de menor impacto medioambiental adquieren relevancia (Themelis, 2008) entre las que destaca la digestión anaerobia debido a que produce energía. Los procesos anaerobios han sido empleados para el tratamiento de aguas residuales debido a sus características de recuperación de energía, baja producción de lodos residuales y de su capacidad para tratar elevadas cargas orgánicas. Por lo anterior, la tecnología de digestión anaerobia se ha extendido a la estabilización de residuos sólidos, como los provenientes de actividades agrícolas, residuos de comida y lodos de desecho (Ward et al., 2008).

En el proceso de estabilización de los residuos sólidos, diversas tecnologías anaerobias como los procesos Dranco, Valorgas y Kompogás se han consolidado a escala industrial (Fagbohunge et al., 2015). Además una variedad de diseños de reactores se han propuesto recientemente los cuales han incrementado significativamente las velocidades de reacción del proceso de digestión de los residuos (Mao et al., 2015). De acuerdo con Ward y colaboradores (2008), un bioreactor anaerobio debe ser diseñado con la finalidad de maximizar la producción de metano, aplicando continuamente elevada carga orgánica y operando a cortos tiempos de retención hidráulica.

Actualmente, los bioreactores utilizados para la metanización de distintos tipos de residuos se pueden clasificar como reactores por lotes y sistemas continuos de una etapa y multi-etapa.

Entre las configuraciones de bioreactores anaerobios mayormente utilizados se encuentran el bioreactor de tanque agitado con alimentación continua, bioreactores tubulares, reactores batch en secuencia, reactores anaerobios de flujo ascendente RAFA y filtros anaerobios. Los reactores de dos o más etapas con alimentación continua, en los cuales las etapas bioquímicas de la digestión anaerobia, hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis se llevan a cabo de forma separada han mostrado mejor desempeño en términos de eficiencia de remoción y producción de biogás.

Sin embargo, el diseño de los reactores mencionados en anteriores párrafos se limita a aspectos hidráulicos y energéticos, por lo que algunos autores como Fernández-Polanco (2002) afirman que existe carencia de información para el diseño de este tipo de tecnología. Los RSUOV son complejos en estructura física y composición química, y se ha demostrado que la proporción de las fracciones con distinta biodegradabilidad determina la velocidad de hidrólisis en el proceso anaerobio (Vavilin, 2008; Cho, 1995). Entonces, considerando que la hidrólisis de los residuos es la etapa limitante del proceso (Lu, 2007), las características de los residuos a digerir afectan la velocidad de producción de metano como resultado de inhibición por acumulación de ácidos grasos volátiles AGV o por limitación de sustrato soluble (Polanco, 2015; Zhang, 2013; Visvanathan, 2012). Por lo anterior, es necesario realizar una caracterización apropiada de los residuos, con especial atención a las posibles limitaciones debido al tamaño de los sólidos y control de la etapa de hidrólisis.

## Materiales y métodos

### Caracterización de los residuos

Se llevó a cabo la caracterización fisicoquímica de los residuos empleados para este estudio. Debido a la larga duración del estudio, fue necesario tomar muestras de RSUOV en diferentes momentos por lo que la proporción y tipos de residuos no fue la misma durante toda la etapa experimental. El pH y conductividad fueron determinados de acuerdo a Fernandez *et al.* (2006); densidad de empaque, porcentaje de humedad, sólidos totales y sólidos volátiles se determinaron mediante el método gravimétrico. Para la determinación de la demanda química de oxígeno, proteínas y carbohidratos, los residuos fueron secados en una estufa a 105 °C, posteriormente se homogenizo el tamaño de partícula triturando la muestra y tamizándola, finalmente se resuspendió la muestra en agua para tener una concentración de 1 g/L y se procedió conforme a Eaton *et al.*, (1998), Lowry *et al.*, (1951) y Goel *et al.*, (1998), respectivamente.

### Inóculo

Un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) fue inoculado con una mezcla de lodo activado estabilizado anaeróbicamente y estiércol de vaca en proporción volumétrica 1:1. El reactor fue alimentado con lixiviado de RSOUV. La carga orgánica alimentada fue incrementando gradualmente conforme la eficiencia del reactor incrementó. Después de 100 días de operación, el inóculo alcanzó una actividad metanogénica de 0.21 kg DQO<sub>CH4</sub>.kg<sup>-1</sup>SSV.d<sup>-1</sup>. La composición del biogás fue determinada mediante cromatografía de gases, usando un cromatógrafo (GOW-MAC con integrador SP-4290) equipado con un detector de conductividad térmica (TCD) y una columna empacada con Carbosphere.

### Dinámica de solubilización de los residuos sólidos urbanos orgánicos vegetales

Los RSOUV previamente cortados con un tamaño de partícula de 1 cm se empacaron dentro de un reactor de 8 L. Una vez empacados los residuos se llevó a cabo recirculación de agua residual municipal a través del lecho, fijando una velocidad ascensional de 1 m.h<sup>-1</sup>. Diariamente se tomó una muestra de 100 mL misma que se reemplazó en el reactor con agua residual municipal cruda. A la muestra tomada se le determinó la concentración de sólidos totales ST y sólidos volátiles SV. Una vez que el efluente se saturó de sólidos fue reemplazado por agua residual cruda, al periodo de tiempo entre cada recambio de agua cruda se le denominó ciclo de recirculación.

### Distribución del tamaño de partícula

La columna empacada sometida a recirculación de agua a distintas velocidades ascensionales fue operada con un tiempo de retención hidráulico de 10 días. Al efluente purgado se le determinó la distribución del tamaño de partícula. Lo anterior se realizó pasando muestras de 50 mL a través de tamices de tamaño de poro de 105, 74, 62, 54 y 37 μm, y filtrando otras a través de papeles de tamaño de poro de 25, 16, 11, 8, 6, 3 y 2.5 μm.

Al final de lo anterior se tenían 13 muestras de líquido con sólidos de tamaño >105, >74, >62, >54, >37, >25, >16, >11, >8, >6, >3 y >2.5 μm respectivamente, a las que se les determinó la concentración de sólidos totales. Posteriormente, se comparó la cantidad de sólidos en cada muestra con el contenido de sólidos en una muestra del efluente sin tamizar (sólidos totales en la muestra) para obtener el porcentaje de sólidos para cada tamaño de partícula.

## Biodegradabilidad anaerobia de los residuos sólidos

Conforme al protocolo de Field (1986), se determinó la biodegradabilidad anaerobia, tanto de sólidos solubles ( $< 2.5 \mu\text{m}$ ) como de sólidos suspendidos ( $> 2.5 \mu\text{m}$ ) para una mezcla de RSUOV sometida a recirculación de agua.

Los ensayos se llevaron a cabo en botellas serológicas de 120 mL con un volumen de reacción de 80 mL. La concentración del inóculo fue de  $2.5 \text{ g SSV.L}^{-1}$ , mismo que tenía una actividad metanogénica específica de  $0.21 \pm 0.03 \text{ g DQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}^{-1} \text{ SSV} \cdot \text{d}^{-1}$ . El sustrato para este ensayo fueron los sólidos contenidos en el efluente de la columna empacada y sometida a recirculación de agua, la concentración del efluente fue diluida para obtener una relación sustrato-inóculo en el ensayo de  $1.2 \text{ g DQO}_{\text{acetato}}/\text{g SSV inóculo}$ . La cuantificación de metano se realizó mediante cromatografía de gases.

Al RSOUV retirado al finalizar los ciclos de recirculación se le quitó el exceso de agua y se trituró en un extractor de frutas, el líquido fue recuperado y pasado por un tamiz con tamaño de partícula de  $105 \mu\text{m}$ . El bagazo fue exprimido usando un cedazo hasta extraer el máximo de líquido, que fue también tamizado. La mezcla de las dos fracciones líquidas fueron utilizadas para determinar la biodegradabilidad del empaque.

### Diseño del reactor anaerobio

Los criterios de diseño del reactor anaerobio fueron: la velocidad ascensional, el tiempo de retención hidráulico y el porcentaje de biodegradabilidad de los sólidos.

En esta etapa se estableció la velocidad ascensional adecuada para promover la reducción del tamaño de partícula y mantener el lecho de lodos en la sección de metanogénesis. Por otro lado, se estableció el tiempo de retención hidráulica óptimo para lograr la mayor eficiencia de remoción de carga orgánica. A partir de los resultados obtenidos se diseñó el reactor.

Para establecer la velocidad ascensional, una columna de 8 L fue empacada con mezcla de RSUOV con tamaño de partícula de 1 cm y se sometió a recirculación de agua, fijando velocidades ascensionales de 0.5, 1, 1.4 y  $2 \text{ m.h}^{-1}$ . El agua utilizada fue agua residual municipal. Diariamente se tomó muestra de 100 mL a la que se determinó la concentración de sólidos totales y sólidos volátiles.

Para establecer el tiempo de retención hidráulico se tomó como base la información generada en las pruebas de biodegradabilidad de los residuos. El TRH correspondió al tiempo necesario para alcanzar una velocidad constante de producción de metano.

## Resultados

### Caracterización de los residuos

Las características de la mezcla de empaque se exponen en la Tabla 1, los valores obtenidos están dentro del intervalo reportado en estudios previos para mezclas similares de RSUOV.

El valor determinado para la concentración de DQO es 100 veces más grande en comparación al reportado por Liu *et al* (2008), debido a que este último sólo emplea la fracción líquida después de la hidrólisis ácida de los residuos, quedando la mayor cantidad de DQO en el residuo no hidrolizado.

### Dinámica de solubilización de los residuos

Los pretratamientos utilizados en el proceso de digestión anaerobia de residuos sólidos orgánicos, tienen como principal objetivo acelerar la solubilización e hidrólisis del residuo, en este estudio el pretratamiento fueron los esfuerzos cortantes del agua sobre los residuos. Para evaluar el efecto de los esfuerzos cortantes, debido al flujo, sobre la dinámica de solubilización de los RSOUV se determinó la distribución del tamaño de partícula. En la Gráfica 1, se observa que al aumentar la velocidad ascensional, el porcentaje de partículas menores a 20  $\mu\text{m}$  aumenta, lo que implica que los esfuerzos cortantes a los que son sometidos los residuos aceleran la modificación de la estructura del residuo vegetal provocando la liberación del agua y la reducción del tamaño de partícula.

A una velocidad ascensional de 1.64  $\text{m.h}^{-1}$  se observa que el 93% de las partículas tienen tamaños menores a 20  $\mu\text{m}$ . Por otro lado, los reactores anaerobios de flujo ascendente diseñados con base en la carga hidráulica, establecen una velocidad ascensional menor o igual a 1  $\text{m.h}^{-1}$  para reactores que utilizan lodos anaerobios floculantes. Utilizando estos dos criterios se realizó la dinámica de solubilización de una columna empacada con residuos urbanos orgánicos vegetales, estableciendo la velocidad ascensional en 1  $\text{m.h}^{-1}$  y el tiempo de retención hidráulico en 10 d.

En la Gráfica 2 se observa la dinámica de solubilización de los sólidos en el agua residual (concentración inicial de sólidos de 0.05  $\text{g SV.L}^{-1}$ ). A los primeros 6 días llega a su máxima concentración (6.75  $\text{g SV.L}^{-1}$ ). El segundo ciclo, el efluente llega a su máximo el día 17 (3.12  $\text{g SV.L}^{-1}$ ). El tercer ciclo inicia el día 19, llegando a su máximo el día 23 (3.45  $\text{g SV.L}^{-1}$ ).

El último ciclo inicia en el día 24 y llega a una máxima concentración el día 32 (2.13  $\text{g SV.L}^{-1}$ ). Se observa también que el agua residual se satura rápidamente con sólidos en cada uno de los ciclos.

Durante este experimento también se observó un cambio en la densidad de empaque del RSOUV, pasando de 0.9  $\text{kg.L}^{-1}$  a 0.5  $\text{kg.L}^{-1}$ . El volumen de los residuos al final fue el 40 % del volumen inicial y el tamaño de partícula promedio del empaque fue menor a 5 mm, esta disminución se logró en un periodo de 35 días, lo que representa alrededor de 3.5 menos tiempo que el utilizado en el composteo tradicional para reducir en esa magnitud el volumen de los residuos tratados.

### Biodegradabilidad anaerobia de los residuos sólidos

Al efluente obtenido en cada una de los ciclos de recirculación le fue medida su biodegradabilidad anaerobia (Tabla 2). El efluente fue disminuyendo su biodegradabilidad conforme avanzan los ciclos de recirculación. La baja biodegradabilidad del RSOUV (por debajo de 50%) después de la recirculación debe estar asociada a su composición (polisacáridos como celulosas), en concordancia con diversos autores (Moshier, 2005; Hilkieh, 2008) que trabajaron con materiales ricos en celulosa 38.81 %, hemicelulosa 29.5 % y lignina 7.1 % que son materiales de baja biodegradabilidad (por debajo de 50 %).

### Asignación del valor de los parámetros de diseño

En la Gráfica 3 se muestran el valor de los sólidos totales en el efluente del reactor a las diferentes velocidades ascensionales.

Se observa que de 0.5 a 1.44 m.h<sup>-1</sup> la concentración de sólidos en el efluente está por debajo de 0.15 g SST.L<sup>-1</sup> y que para la velocidad de 2 m.h<sup>-1</sup> se incrementa la concentración de sólidos hasta 0.33 g SST.L<sup>-1</sup>, con una desviación estándar mayor, lo que implica que la salida de sólidos puede llegar hasta 0.45 g SST.L<sup>-1</sup>. Así que se estableció como velocidad ascensional de operación de 1.4 m.h<sup>-1</sup>, ya que a ésta se pueden tener mejor calidad del efluente que abandona el reactor.

Para establecer el tiempo de retención hidráulica se utilizó la información generada en la pruebas de biodegradabilidad, en ellas se estableció que el tiempo promedio en el que se alcanza una velocidad de producción de metano constante fue de 7 ± 3 días. Por lo que se estableció un tiempo de retención hidráulica de 10 días.

### Construcción y puesta en marcha del reactor anaerobio de flujo ascendente empacado con lecho de lodos

El reactor fue construido de acrílico con tres compartimientos (Figura 1), cada uno con un volumen total de 8 L y un área de 400 cm<sup>2</sup>. La relación área/longitud máxima que se obtuvo para lograr una buena distribución de la alimentación a escala laboratorio fue de 20. La parte superior del reactor tiene una mampara de separación sólido-líquido-gas [(i), Figura 1]. El flujo hidráulico del reactor es controlado por dos bombas peristálticas, una controla la velocidad ascensional (I<sub>1</sub>) y la otra el tiempo de retención hidráulico (I<sub>2</sub>). El cárcamo de alimentación [(m), Figura 1] está en un baño de temperatura controlada para mantener la alimentación del efluente a 35 °C.

Para iniciar la operación del reactor se utilizaron 6 L del inóculo previamente adaptado (actividad metanogénica de 0.43 ± 0.06 g DQO<sub>CH4</sub>.g<sup>-1</sup>SSV.d<sup>-1</sup>) colocado en la primera sección del reactor [(b), Figura 1].

La sección superior del reactor (c) fue empacada con RSOUOV con un tamaño de partícula promedio de 1 cm. El RAFAELL se llenó con agua residual que es recirculada para que pase a través del lecho de lodo anaerobio, ascienda por una zona de mezclado (e) y llegue a la sección de empaque en donde los esfuerzos cortantes provocan la reducción del tamaño de partícula de los RSOUV, transportando las partículas más pequeñas al lecho de lodo.

El biogás es retirado continuamente utilizando un separador sólido-líquido-gas y cuantificado por un contador magnético de pulsos [(n), Figura 1]. La eficiencia del sistema se evaluó determinando la productividad de metano L<sub>CH4</sub>.L<sub>R</sub><sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>.

La Gráfica 4 muestra la productividad del RAFAELL con respecto a la carga orgánica. En el intervalo ensayado (0.66 a 2.5 g SV.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>) la productividad metanogénica aumentó proporcionalmente conforme aumentó la carga orgánica, llegando a un valor máximo 1.45 L<sub>CH4</sub>.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, los valores reportados para sistemas similares al RAFAELL son de hasta 4 L<sub>CH4</sub>.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> (Montalvo, 2003) para cargas de hasta 5 g SV.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>.

El principal problema que presentó el RAFAELL durante su operación fue la acumulación de ácidos grasos volátiles (Gráfica 5) lo que provocó una disminución en el pH, Gráfica 6. El control del pH en el RAFAELL se realizó adicionando al cárcamo de bombeo el volumen necesario de una solución 5 N de hidróxido de sodio, sin embargo, después de 12 horas el pH volvió a descender, este comportamiento fue periódico en todas las cargas orgánicas ensayadas. Para aumentar el poder de amortiguamiento del RAFAELL se agregó bicarbonato de sodio hasta tener una relación 1 g HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>.g<sup>-1</sup> DQO, dándole mayor estabilidad al RAFAELL.

En la Tabla 2 se muestra de forma resumida las condiciones de operación y parámetros de diseño del RAFAELL ensayadas en este estudio.

### Conclusiones

El reactor anaerobio de flujo ascendente empacado con lecho de lodos (RAFAELL), fue diseñado considerando los aspectos bioquímicos de la digestión anaerobia de residuos sólidos orgánicos. El diseño permite mejorar la eficiencia del proceso anaerobio,  $0.58 \text{ m}^3 \text{ biogas.kg}^{-1} \text{ SV}$ , además de facilitar el control y operación del digestor.

En general el RAFAELL presenta buena eficiencia de remoción de sólidos volátiles a las cargas ensayadas (67 %) y aunque la productividad aún está por debajo de los valores reportados para sistemas similares, las cargas orgánicas en el RAFAELL son 10 veces más pequeñas comparado con los sistemas comerciales ( $12 \text{ g SV.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ). Por lo que todavía se debe trabajar en el establecimiento de la máxima cantidad de RSUOV que puede soportar el RAFAELL y determinar su factibilidad operando como un reactor de lote alimentado.

El principal problema encontrado al operar el RAFAELL fue el descenso en el pH (hasta pH 5) durante los primeros días de digestión de cada lote de alimentación, lo cual está asociado principalmente a la rápida producción de AGV en el sistema (llegando hasta  $50 \text{ meq AGV.L}^{-1}$ ).

Se deben establecer la máxima cantidad de RSUOV que puede soportar el RAFAELL, operado a  $35 \text{ }^\circ\text{C}$ , en el arranque y determinar su factibilidad operando como un reactor de lote alimentado (semicontinuo).

### Referencias

Cho, J.K., Park, S.C., Chang, H.N. (1995). Biochemical methane potential and solid- state anaerobic-digestion of Korean food wastes. *Bioresource Technology*. 52; 245-253.

Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Greenberg A. E. (1998) (APHA) Standard Methods for the examination of water and wastewater, 19ava. Edition, Washington D. C. U.S.A.

Fagbohunge, M.O., Dodd, L.C., Herbert, M.J., Semple, K.T., (2015). High solid anaerobic digestion: Operational Challenges and possibilities. *Environmental Technology & Innovation*. 4: 268-284.

Fernández L.C. (2006). Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. Instituto Mexicano del Petroleo. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. 19-22.

Fernández, F., M. Fernández Polanco, P.A. García Encina. (2002). Criterios para la selección de tecnología de digestión anaerobia de residuos sólidos. Latin American Workshop and Symposium an anaerobic digestión. Mérida, Yucatán, México.

Field, J., Sierra, R., Lettinga, G. (1986) Ensayos Anaerobios, Process of on Wastewater Anaerobic Treatments. Valladolid Spain.

Goel, R., Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T. (1998). Comparison of hydrolytic enzyme systems in pure culture and activated sludge under different electron acceptor condition. *Water Science and Technology*, 37 (4-5), 335-343.