

INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICA SOBRE LA HIDRÓLISIS EN CODIGESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS

Gloria I. GONZÁLEZ LÓPEZ^{1,2*}, Abigail ZAMORA HERNÁNDEZ¹,
Concepción CARREÓN-DIAZCONTI¹, Elena RUSTRIÁN PORTILLA² y Eric HOUBRON²

¹ Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Calle de la Normal s/n, Insurgentes Este, Mexicali, Baja California. México

² Laboratorio Ambiental, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana. Prolongación de Oriente 6, No. 1009, Orizaba, Veracruz México

*Autora responsable; giglzlz2@hotmail.com

(Recibido agosto 2011, aceptado abril 2013)

Palabras clave: biorreactor, digestión anaerobia, lixiviado, recirculación

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es estudiar la influencia de tres tiempos de residencia hidráulica (TRH) sobre el proceso de hidrólisis-solubilización de residuos sólidos. Se sometió a digestión anaerobia la materia orgánica contenida en residuos sólidos orgánicos (RSO), y lodos microbianos en exceso de una planta de tratamiento de aguas residuales, en un biorreactor de 27.2 litros. Se llenó el volumen útil de 13 litros, con cantidades iguales de sólidos orgánicos y lodos. La muestra de RSO se preparó con residuos alimenticios, de jardinería, así como papel y cartón, de acuerdo con los porcentajes de la composición nacional mexicana reportados por el INEGI para 2009. El reactor se operó alimentando en continuo y en flujo ascendente agua de la llave para aumentar el contacto sustrato microorganismos y así incrementar las cinéticas de solubilización. Bajo las condiciones descritas, se evaluó el impacto del TRH sobre la hidrólisis-solubilización aplicando valores de 5, 10 y 20 días. Mediante la caracterización fisicoquímica del efluente de salida del sistema se analizó la calidad de la hidrólisis-solubilización. A menor TRH se mejora la eficiencia general de la hidrólisis. Esto permite constatar la influencia determinante que tiene el TRH sobre el proceso de hidrólisis-solubilización del sustrato orgánico.

Key words: bioreactor, anaerobic digestion, leachate, recirculation

ABSTRACT

The aim of this paper is to study the influence of three hydraulic residence time (HRT) in the hydrolysis-solubilization process of solid waste. Organic matter from organic solid waste (OSW) and sewage sludge from a wastewater treatment plant were treated by anaerobic digestion in a bioreactor of 27.2 liters. A 13 liters useful volume was filled with equal amounts of organic solids and sludges. An OSW sample was prepared with waste from food, gardening, as well as paper and cardboard, according to percentages of the Mexican composition reported by INEGI (2011). The reactor was operated with a continuous upflow feeding of tap water to increase contact between substrate and

microorganisms in order to increase the solubilization kinetics. Under these conditions, the impact of HRT on solubilization hydrolysis was evaluated for 5, 10 and 20 days. Quality of hydrolysis-solubilization was analyzed through the physical and chemical characterization of the output effluent. Lower HRT improves the overall efficiency of hydrolysis. This demonstrates the decisive influence of HRT on hydrolysis-solubilization process of the organic substrate.

INTRODUCCIÓN

En México, alrededor del 50 % de la basura que se lleva a los sitios de disposición final está compuesta por materia orgánica fácilmente putrescible: residuos de alimento, jardinería, papel y cartón. En el estado de Veracruz se generaron 2.25 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) en 2011 (SEMARNAT 2011). Con base en el dato de disposición en sitios no controlados, se estima que el 61 % se dispone a cielo abierto. El interés en el tratamiento de residuos sólidos urbanos (RSU) se ha intensificado debido a la limitada capacidad de disposición final vía rellenos sanitarios, la falta de terrenos apropiados y su elevado costo. El tratamiento anaerobio de RSU puede ser una alternativa válida, debido principalmente a la reducción del volumen (Bouallagui *et al.* 2005). La digestión anaerobia estabiliza a los RSO y permite valorizarlos mediante la recuperación de energía bajo la forma de metano (Mata-Álvarez *et al.* 2011). Además, los residuos finales pueden usarse como acondicionador de suelos. Por su parte, la deficiencia de nutrientes presentada en el proceso de digestión puede ser compensada a través de la incorporación de lodos bacterianos en exceso de plantas de tratamientos de aguas residuales municipales (PTAR) (Corti y Lombardi 2007). La codigestión de RSU y bacterias es una alternativa atractiva de manejo de dos residuos producidos en grandes cantidades. Así, además de ofrecer una alternativa para la disposición de lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas, se aporta humedad, actividad microbiana (Khalid *et al.* 2011), materia orgánica fácilmente degradable y nitrógeno. Al mismo tiempo se contrarresta el efecto de inhibidores (Stroot *et al.* 2001, Sosnowski *et al.* 2003).

Por otro lado, la mayoría de los experimentos de codigestión de desechos sólidos se han realizado en reactores anaerobios de producción de metano (Gómez *et al.* 2005, Zupančič *et al.* 2008). Estudios complementarios aplicando los ensayos en lotes de tipo potencial bioquímico del metano (PBM) (Lin *et al.* 2011), permiten caracterizar las cinéticas y eficiencia de los sistemas con un desecho en particular. De

esta manera, varios estudios de digestión anaerobia en dos etapas (Banks y Wang 1999, Houbbron *et al.* 2003, Gómez *et al.* 2007), han demostrado el interés en esta tecnología para incrementar en cada reactor la cinética de hidrólisis y metanización, respectivamente. Estas estrategias permiten elevar la eficiencia total del sistema y reducir el volumen de la instalación.

En el presente estudio se pretende evaluar el impacto del TRH sobre la hidrólisis-solubilización en un reactor, aplicando condiciones de 5, 10 y 20 días. Introduciendo de manera continua un efluente líquido en una celda de codigestión llena de RSO y lodos microbianos, se intenta incrementar el contacto entre microorganismos y sustrato, con el objeto de elevar las cinéticas de hidrólisis-solubilización.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó un biorreactor construido con PVC cédula 80 de volumen total de 27.2 L y volumen útil de 13 L (**Fig. 1**). Formado de las cuatro partes siguientes: cámara de homogenización de 6.9 L, cámara de retención de desechos sólidos de 13 L; separador trifásico líquido-sólido-gas de 7.3 L (compuesto a su vez por una trampa de sólidos y una campana de recuperación de gas) y una cámara de gas en la parte superior de 3.5 L. Su longitud total es de 94 cm, con un diámetro interior de 19.2 cm. El equipo cierra de manera hermética, por medio de tornillos y válvulas, para otorgar las condiciones de operación requeridas.

Para disociar el tiempo de residencia de los sólidos (TRS) y el tiempo de residencia de los líquidos (TRH), se optó por una configuración en donde se llena una celda de desechos sólidos y se introduce en continuo un líquido. Así, el sólido presenta un TRS grande y se puede controlar el TRH del líquido, con el fin de evaluar su efecto sobre la tasa de hidrólisis-solubilización, midiendo la cantidad de la demanda química de oxígeno (DQO) que se transfiere de la fase sólida hacia la fase líquida. Este análisis se efectuó en el lixiviado, cuya salida se ubicó en la parte superior lateral del biorreactor (**Fig. 1**). Como se aprecia en la figura, en la salida del lixiviado se construyó una

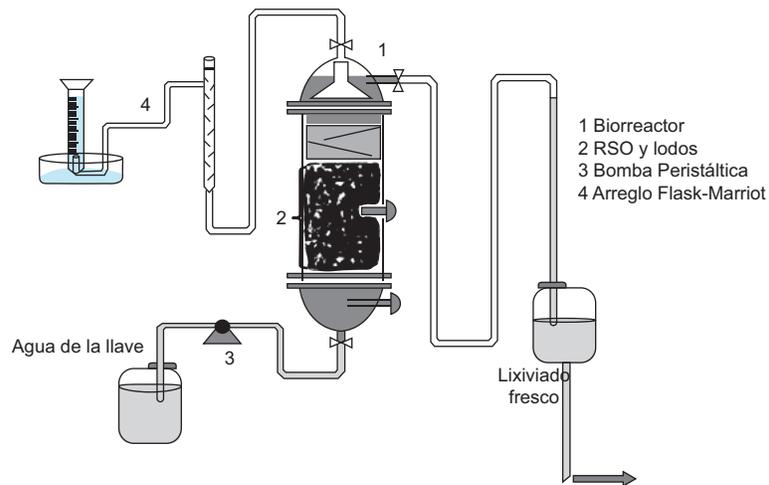


Fig. 1. Esquema del montaje experimental

trampa de sólidos, la cual impide el posible paso de sólidos hacia el tanque receptor. Cabe mencionar que todos los análisis se efectuaron siguiendo los métodos estándar (APHA 1998). Para controlar el TRH, se introdujo en la parte inferior de la celda agua de la llave mediante una bomba peristáltica. En los TRH de 5, 10 y 20 días se mantuvo un flujo de alimentación continua de 227.66, 113.8, y 56.9 mL/h, respectivamente. Entre la cámara de homogeneización y la de los desechos sólidos se instaló un plato perforado con orificios de 0.8 cm de diámetro, que permite una distribución uniforme y ascendente del agua, que entra en contacto directo con el sustrato sólido y los microorganismos. En el extremo superior central se conectó un sistema de medición volumétrica de tipo Flask-Marriot para cuantificar el biogás generado. El reactor se operó a temperatura ambiente (25 ± 3 °C) durante todo el experimento, la cual se midió mediante 2 termómetros, colocados dentro de termopozos de acero inoxidable.

La preparación de la muestra de RSO se realizó respetando la composición promedio nacional disponible, publicada por el INEGI (correspondiente a 2009). Se utilizó una mezcla de cáscaras de piña, papa, tomate, zanahoria, naranja, plátano, chayote, elote, hojas de lechuga y de árboles, cilantro, papel periódico y cartón. Los residuos se cortaron manualmente en pedazos cuadrados de 3 cm en promedio. Como cosustrato se utilizaron lodos secundarios conteniendo bacterias, provenientes de una PTAR con capacidad de 25 L/s. Para el TRH de 5 y 20 días se preparó una mezcla de 6.5 kg de RSO y de 6.5 kg de lodo fresco, lo que representa una masa total de 13 kg de sustrato para la codigestión. Esta mezcla se introdujo en el reactor y se compactó hasta alcan-

zar el volumen útil de 13 L, logrando una densidad aproximada de 1 kg/L. Después se introdujeron 14.2 L de agua de la llave para llenar completamente la celda y así obtener una tasa de humedad superior al 90 %. Para el TRH de 10 días se preparó la misma proporción de mezcla (50 %/50 % masa/masa), sin embargo, tras la compactación se logró introducir únicamente 11 kg. Esto representa una densidad aproximada de 0.85 kg/L. El volumen total del reactor se completó con agua de la llave, de la misma manera que para TRH 5 y 20. Los tres TRH se trabajaron por lotes, debido a eso la mezcla de sustratos presentó características diferentes. En cuanto a la muestra de lodos, se tomó de la parte inferior de los tanques en la PTAR. Antes de pesar la masa correspondiente se desechó el sobrenadante.

La caracterización de los RSO se realizó al inicio y al final del experimento. El lixiviado obtenido se analizó diariamente. Se determinó el contenido de materia orgánica por medio de la DQO soluble y total. Asimismo, se caracterizó los sólidos (sólidos totales, ST, volátiles, SV), nitrógeno total Kjeldhal y nitrógeno amoniacal (N-NTK y N-NH₄), pH y fósforo. Todos los análisis se realizaron de acuerdo con los métodos estándar (APHA 1998).

RESULTADOS

En el **cuadro I** se muestran los resultados de la caracterización inicial de los lodos y de los RSO que se emplearon. La tasa de humedad es superior al 80 % en los dos sustratos a lo largo de las 3 condiciones probadas. Los RSO y los lodos representan para el TRH de cinco días un total de 0.91 y 1.04 kg de ST,

CUADRO I. CARACTERIZACIÓN INICIAL DE LOS LODOS Y RSO UTILIZADOS

| Parámetros Unidad | Masa kg | Humedad (%) | DQO (mgDQO.gST ⁻¹) | SV (gSV.gST ⁻¹) | N-NTK (mg.gST ⁻¹) | N-NH ₄ (mg.gST ⁻¹) |
|----------------------|------------|----------------|-----------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--|
| TRH 5 | | | | | | |
| RSO | 6.5 | 86.20 | 614 | 0.90 | 4.48 | 0.56 |
| Lodos | 6.5 | 84.00 | 1168 | 0.59 | 6.72 | 1.12 |
| TRH 10 | | | | | | |
| RSO | 5.5 | 80.22 | 797 | 0.90 | 6.72 | 5.60 |
| Lodos | 5.5 | 80.83 | 1132 | 0.74 | 5.32 | 1.12 |
| TRH 20 | | | | | | |
| RSO | 6.5 | 79.46 | ND | 0.98 | 4.48 | 3.36 |
| Lodos | 6.5 | 51.89 | ND | 0.81 | 1.96 | 0.56 |

ND = no determinados

respectivamente, lo que corresponde a 0.55 y 1.22 kg de DQO. Si bien las masas de sustratos son similares, la masa de DQO es del doble para los lodos. Para las otras dos manipulaciones las masas aportadas son similares a la de TRH 5. La contribución total en DQO en las celdas para los TRH de 5 y 10 días son de 1.77 y 1.94 kg de DQO, respectivamente, y del orden de 4 kg de DQO para el TRH de 20 días, debido a la alta concentración del lodo. Esto se presentó porque los TRH se trabajaron por lotes, como se mencionó en la metodología.

Después de cargar las celdas, el agua que se introduce al reactor inicia el arrastre de materia orgánica hacia el efluente de salida. Al comenzar la operación de los tres reactores se aprecia inmediatamente la aparición de materia orgánica en el efluente de salida, bajo la forma de DQO total y soluble (**Fig. 2**), a concentraciones de 12 000 a 15 000 mgDQO/L. En los tres casos desde el principio hasta el final de las manipulaciones, más del 75 % de la DQO se presenta bajo forma soluble, lo que confirma la transferencia de materia orgánica desde la fase sólida hacia la fase líquida, sin pérdida de sólidos en el efluente de salida.

En el TRH de 5 días, el 85 % de la materia orgánica se solubilizó en un periodo de 10 días. No obstante, para el TRH 10 se han requerido más de 20 días y a TRH 20, se necesitaron 60 días. Una vez transcurrido el periodo de remoción rápida, cada reactor tiende todavía a solubilizar los sólidos restantes, generando una DQO soluble de manera constante, con valores promedio de 435, 306 y 163 mg/L, respectivamente.

Las dos gráficas de la **figura 3** representan la evolución de las cinéticas de hidrólisis-solubilización máxima y las de la fase final del experimento, todas en función del TRH. En ambos casos es evidente la influencia directa del TRH sobre las cinéticas de

hidrólisis-solubilización, en donde a TRH corto se incrementan todos los valores. Las cinéticas iniciales máximas y finales presentaron valores de 2029 y 98 mgDQO/L/d, respectivamente para el TRH de 5 días. Al iniciar el experimento se hidroliza y solubiliza la materia orgánica fácilmente accesible. Una vez agotado lo fácilmente hidrolizable se logran los valores finales de la cinética, que se mantuvieron constantes e indicativos de una fracción orgánica más compleja.

El pH del lixiviado extraído se mantuvo ácido en todos los experimentos con valores entre 4.5 y 6, sin aplicar regulación alguna. Los perfiles observados son similares para los tres TRH. En un primer tiempo, el pH se acidifica levemente hasta 4.5, durante el periodo de generación intensiva de DQO soluble. Una vez terminada esta fase, el pH se incrementó a valores cercanos a 6, debido a la extracción continua de los ácidos generados. No se observó producción de metano en los tres experimentos.

DISCUSIÓN

La configuración experimental de este bio-reactor se diseñó para favorecer los procesos de hidrólisis-solubilización e inhibir el proceso de metanización. La actividad de la celda se enfoca en transferir la materia orgánica de la fase sólida a la fase líquida, conservando la DQO en forma soluble. Al disociar el TRH y el TRS mediante la introducción en continuo de líquido es posible acelerar considerablemente los tiempos de estabilización de los RSO. Una vez logrado lo anterior, será posible enviar el lixiviado generado rico en DQO soluble, a un reactor metanogénico de alto rendimiento. Con-

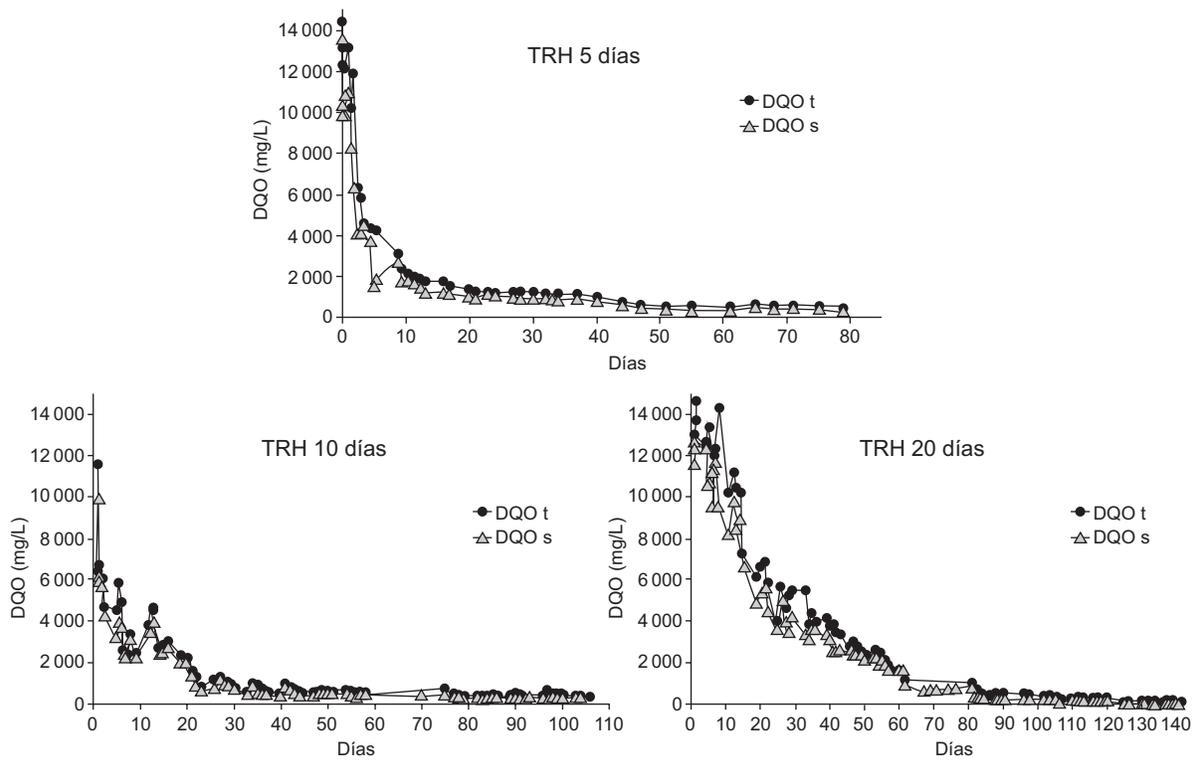


Fig. 2. Evolución de la DQO total y soluble del lixiviado en función del tiempo

siderando tal esquema de digestión anaerobia en dos etapas, el efluente tratado proveniente del reactor de metanización podría ser recirculado hacia el reactor de hidrólisis-solubilización y así incrementar las cinéticas de reacción.

Las variables que se eligieron como parámetros de presión de selección son el pH, cuyos valores se mantuvieron en 6 o inferiores, debido a las características del lixiviado. La segunda variable es una

alta carga orgánica, ya que en estas condiciones se inhibe la metanización (Houbroun *et al.* 2003). Bajo estas circunstancias el metabolismo del biorreactor anaerobio se orientó principalmente hacia la hidrólisis-solubilización de los desechos sólidos. Fase en la que se centraba el interés de este trabajo.

En los resultados obtenidos se observa una clara relación entre el TRH y la concentración en DQO soluble del lixiviado obtenido. A tiempos de retención

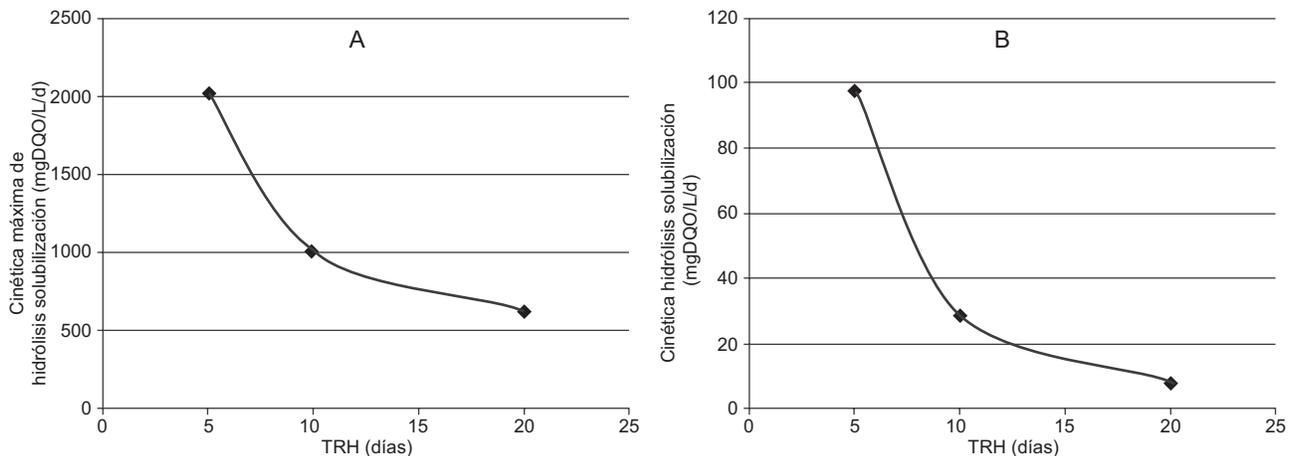


Fig. 3. Cinética de hidrólisis-solubilización en función del TRH; A: velocidad inicial máxima; B: velocidad final

más cortos se incrementa la hidrólisis-solubilización de los desechos sólidos orgánicos. Al reducirse el TRH, se aumenta la turbulencia y por consecuencia el contacto entre el sustrato sólido y los microorganismos de los lodos, lo cual favorece la etapa de hidrólisis-solubilización y acidificación.

La evolución del pH durante el experimento tiene semejanza con el reportado por Houbron y sus colaboradores (2008), quienes ensayaron también diferentes TRH utilizando pulpa de café. Los valores ácidos al inicio de los ensayos son indicativos de la actividad de bacterias acidogénicas, productoras de ácidos grasos volátiles (AGV). La extracción continua de lixiviado arrastra los ácidos generados, motivo por el cual en un segundo tiempo el pH se elevó a 6.

CONCLUSIONES

Los resultados demuestran que la mezcla de RSO y lodos bacterianos son un sustrato adecuado en codigestión para la producción de un lixiviado rico en DQO soluble, fácilmente fermentable.

El TRH tiene un impacto considerable sobre las cinéticas de hidrólisis-solubilización.

Al reducir el TRH se incrementa la hidrodinámica y se reduce el tiempo del proceso de hidrólisis-solubilización. La configuración del biorreactor empleada permite generar en días el sustrato orgánico (10 con el mejor TRH).

El lixiviado producido que contiene más de 75 % de DQO soluble, representa un sustrato atractivo para alimentar un reactor de metanización de elevado rendimiento. De esta manera se reducirían tanto el volumen total de la instalación, como el tiempo de estabilización de los RSO.

REFERENCIAS

- APHA (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20a ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 1325 pp.
- Banks C.J. y Wang Z. (1999). Development of a two phase anaerobic digester for the treatment of mixed abattoir wastes. *Water Sci. Tech.* 40, 69-76.
- Bouallagui H., Touhami Y., Ben Cheikh R. y Hamdi M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Proc. Biochem.* 40, 989-995.
- Corti A. y Lombardi L. (2007). Anaerobic co-digestion of source selected organic waste and sewage sludge. Memorias. Eleventh International Symposium Waste Management and Landfill Sardinia. Cagliari, Italy. 1-5 de octubre, 2007. CD-ROM.
- Gómez X., Cuetos M.J., Cara J., Morán A. y García A.I. (2005). Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renew. Energy* 31, 2017-2024.
- Gómez X., Cuetos M. J., Moran A., García A. I. (2007). Digestión anaerobia en dos fases: solubilización de las partículas mediante recirculación del digerido. *Ing. Química* 443, 124-134.
- Houbron E., Larrinaga A. y Rustrián E. (2003). Liquefaction and methanization of solid and liquid coffee wastes by two phase anaerobic digestion process. *Water Sci. Tech.* 48, 255-262.
- Houbron E., González-López G. I., Cano-Lozano V. y Rustrián E. (2008). Hydraulic retention time impact of treated recirculated leachate on the hydrolytic kinetic rate of coffee pulp in an acidogenic reactor. *Water Sci. Tech.* 58, 1415-1421.
- INEGI (2011). Estadísticas por tema. Medio ambiente, Asentamientos y actividades humanas, residuos. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática [en línea]. <http://www.inegi.org.mx/Sistemas/temasV2/Default.aspx?s=est&c=21385>
- Lin J., Zuo J., Gan L., Li P., Liu F., Wang K., Chen L. y Gan H. (2011) Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. *J. of Environ. Sci.* 23, 1403-1408.
- Khalid A., Arshad M., Anjum M., Mahmood T. y Dawson L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Manag.* 31, 1737-1744.
- Mata-Álvarez J., Dosta J., Macé S., y Astals S. (2011) Codigestion of solid wastes: a review of its uses and perspectives including modeling. *Crit. Rev. Biotech.* 31, 99-111.
- SEMARNAT (2011). Sistema nacional de información ambiental y de recursos naturales. Base de datos estadísticos: Consulta temática. Residuos sólidos urbanos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [en línea]. http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/approot/dgeia_mce/html/mce_index.html
- Sosnowski P., Wiczorek S. y Ledakowicz S. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Adv. Environ. Res.* 7, 609-616.
- Stroot P., McMahan K., Mackie y Raskin, L. (2001). Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions-I. Digester performance. *Water Res.* 35, 1804-1816.
- Zupančič G.D., Uranjek-Ževart N. y Roš M. (2008). Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge. *Biom. Bioen.* 32, 162-167.