

Producción de metano a partir de la mezcla del lixiviado de residuos sólidos urbanos y el agua residual municipal

Methane production as from the mixture of the urban solid waste lixivate and municipal wastewater

MSc. Reyna I. Rodríguez-Pimentel^I; Dra. C. Suyén Rodríguez-Pérez^{II}; Dr. C. Oscar Monroy-Hermosillo^I; Dra. Florina Ramírez-Vives^I

frav@xanum.uam.mx

^IDepartamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana, D.F, México;

^{II}Centro de Estudios de Biotecnología Industrial (CEBI), Universidad de Oriente, Santiago de Cuba, Cuba

Recibido: 2 de septiembre de 2014

Aprobado: 6 de diciembre de 2014

Resumen

En México, como en otros países, la generación de los residuos sólidos y aguas residuales de diferentes orígenes se ha incrementado considerablemente en los últimos años, por lo que es importante su tratamiento para reducir la contaminación que se genera. En este trabajo se presentan los resultados de la digestión anaerobia de los lixiviados generados de la hidrólisis y acidogénesis de la fracción orgánica de los residuos sólidos de la cafetería de la Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa. Los lixiviados fueron diluidos con agua residual municipal a diferentes cargas orgánicas (2,3 a 20 gDQO/L.d) y metanizados en un reactor UASB. La producción promedio de biogás en la última carga del reactor UASB fue de 12 L/L.d con eficiencias de remoción de la DQO mayores al 90 %, y un rendimiento de metano de 0,38 L_{CH₄}·gSSV⁻¹.

Palabras clave: residuos sólidos urbanos, agua residual municipal, lixiviados, digestión anaerobia, UASB, biogás.

Abstract

The generation of solid wastes and wastewater in Mexico, as other countries, has increased considerably of late years, so its treatment is very important to reduce the pollution. In this work are presented the results on the anaerobic digestion of lixivate generated with the hydrolysis and acidogenesis of the organic fraction of municipal solid waste recollected in the Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa coffee shop. Theses lixiviated were diluted with municipal wastewater to different organic loads (2,3-20 gCOD/L.d) and after treated anaerobically in UASB reactor. Biogas's average production in the last load of the UASB reactor was up to 12 L/L.d with an efficiency to remove COD on top of 90 % and a production of methane of 0,38 L_{CH₄}·gVSS⁻¹.

Keywords: urban solid wastes, municipal wastewater, lixivate, anaerobic digestion, UASB, biogas.

Introducción

México ocupa uno de los primeros lugares en la generación de residuos sólidos en América Latina. Solo en el 2012 se reportaron 42 millones de toneladas de desechos urbanos, de los cuales los residuos orgánicos como restos de comida, de jardines y otros materiales similares, representan poco más del 52 %. Por otro lado, la generación de aguas residuales es estimada en 237 m³/s. Ambos residuales constituyen objetos de estudio para evaluar tratamientos apropiados que permitan reducir la carga contaminante aportada o la reconversión en productos útiles antes de su disposición final [1].

Se entiende por residuo sólido urbano (RSU) al conjunto de desechos, desperdicios y artículos rotos que componen una masa heterogénea, y son generados en los domicilios, comercios, oficinas y servicios, producto de las distintas actividades del hombre y de los animales en los núcleos urbanos y sus alrededores; así como, todos aquellos que no tengan la clasificación de peligrosos y que por su naturaleza o composición puedan asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades [2].

La gestión incorrecta de los RSU origina numerosos problemas ambientales, tales como: olores muy molestos, su fermentación o incineración pueden producir gases tóxicos y humos, la proliferación de roedores e insectos que son agentes portadores de enfermedades, contaminaciones por microorganismos patógenos, entre otros [3]. Dentro de los posibles tratamientos primarios aplicados a los RSU se pueden citar: la incineración controlada, la compactación, la combustión y la gasificación. La incineración es la vía más empleada por la población y los sectores responsables de la disposición final de los RSU, no solo en Cuba y México, sino también en gran parte de Latinoamérica [4].

Los tratamientos secundarios realizados específicamente a la materia orgánica (FORSU) de los RSU son varios y dependen del lugar, las condiciones económicas, socioambientales y del empleo o no del producto final de su descomposición. En este grupo se incluyen los vertederos controlados, el compostaje, la digestión anaerobia y la lombricultura [5]. Coincidentemente la digestión anaerobia es utilizada como método de tratamiento de aguas residuales de diferentes orígenes en numerosos países del área [6, 7].

La digestión anaerobia es un proceso biológico que en ausencia de oxígeno transforma la materia orgánica en biogás y un biosólido digerido, producto de la estabilización de la materia orgánica. El biogás está constituido fundamentalmente por CH₄, CO₂ y H₂S. La degradación de la materia orgánica es producida por diferentes grupos de microorganismos (preferentemente bacterias) que, de manera sinérgica y en diferentes etapas, provocan la completa reducción del material orgánico biodegradable presente [8]. En las etapas se destacan principalmente la hidrólisis, acidogénesis y la metanogénesis, las cuales, en determinadas condiciones y para determinados residuos, es necesario separar en aras de incrementar la eficiencia del propio tratamiento.

El proceso de digestión anaerobia en dos fases resulta eficaz cuando se tratan residuos con alta carga orgánica. La separación en dos fases de la digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) se compone de dos reactores separados, uno para las etapas hidrólisis/acidogénesis y otro para la metanogénesis. Esta separación física hace posible operar cada uno de los reactores bajo las mejores condiciones para cada uno de los grupos microbianos involucrados, como son una alta producción de ácidos grasos volátiles (AGV) en la primera fase y el amortiguamiento en el segundo reactor para lograr elevadas eficiencias de conversión a metano [9-12].

Numerosas publicaciones refieren los beneficios del tratamiento en dos fases de una gran variedad de residuos sólidos; sin embargo, la mayoría de estos autores trabajan las dos fases con reactores agitados, continuos o por lote con los residuos sólidos diluidos [12-14]. Hasta la fecha se han encontrado muy pocos trabajos que utilicen aguas residuales municipales como diluyente de lixiviados, los cuales contienen elevadas concentraciones de AGV para ser adicionados al reactor metanogénico.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la digestión anaerobia en un reactor UASB de los lixiviados provenientes de un reactor hidrolítico-acidogénico (RHAE) con alta carga de AGV, mezclados para su dilución con agua residual municipal y su posterior metanización.

Materiales y métodos

La digestión anaerobia de la FORSU se realizó en dos reactores: uno de hidrólisis anaerobio de lecho escurrido y otro anaerobio para la mezcla con agua residual municipal [15]. El lixiviado, producto de la primera fase y con alta concentración de productos provenientes de la solubilización y fermentación de la FORSU, fue diluido

con agua residual municipal a diferentes cargas orgánicas (tabla 1) y tratado en un reactor UASB de 1 L de volumen.

**TABLA 1 CARGAS ORGÁNICAS
ALIMENTADAS
AL REACTOR UASB**

ETAPA	UASB
	CO (gDQO/L.d)
I	2,3
II	6-9
III*	
IV**	
V**	16, 21

La caracterización de los lixiviados se basó en la determinación de los parámetros: pH, sólidos, demanda química de oxígeno (DQO), amonio y AGV. El agua residual municipal fue colectada del registro (cárcamo) en la salida de la Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa (UAMI) y se le realizó la misma caracterización antes de mezclarla con los lixiviados generados del RHALE.

Métodos analíticos

El pH fue determinado con un equipo potenciométrico HANNA HI 255. Los parámetros DQO, sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) fueron determinados por métodos estandarizados. La determinación de AGV se llevó a cabo en un cromatógrafo de gases HP 5890 con detector de ionización de flama (FID). El volumen generado de biogás fue medido en una columna graduada con solución salina (NaCl, 250 g/L), cuya composición fue determinada usando un cromatógrafo de gases (GowMAC 580 series) con un detector de conductividad térmica (TCD) [15, 16].

La eficiencia del reactor UASB a las diferentes cargas orgánicas se midió tomando como criterio la eficiencia de remoción (η) de la DQO al inicio (η_0) y final (η_1) del tratamiento (1).

$$\eta = (\eta_0 - \eta_1) , \quad (1)$$

Resultados y discusión

La tabla 2 muestra la caracterización del lixiviado generado en el RHALE y la del agua residual municipal proveniente de la UAMI, la cual se utilizó como diluyente en la alimentación del UASB.

Si se comparan los resultados obtenidos en la caracterización del lixiviado con los obtenidos para el agua residual, las diferencias son de varias órdenes de magnitud, principalmente en la concentración de DQO y AGV, por lo que el aporte del agua residual en el balance de masa del UASB se consideró no significativa, pudiendo emplearse para la dilución de la carga orgánica a tratar. El pH del agua residual municipal es ligeramente básico, lo que la hace apropiada para la mezcla con el lixiviado generado en la primera etapa. Dicho pH está determinado por la relación de especies ácido-bases (AGV/NH_4^+) cercana a 0,5.

TABLA 2 CARACTERIZACIÓN AGUA RESIDUAL Y LIXIVIADO

Parámetros	Agua residual municipal	Lixiviado
pH	8,188 ± 0,318	4,82 ± 0,63
AGV (g/L)	0,160 ± 0,005	35,16 ± 22,02
Amonio (g/L)	0,243 ± 0,078	0,890 ± 0,160
DQO (g/L)	0,460 ± 0,158	106 ± 41
SST (g/L)	0,000 1 ± 0,000 01	13,14 ± 9,62

El lixiviado generado durante la biodegradación del RSU presenta un pH bajo, no apropiado para la realización de la metanogénesis por la población microbiana encargada de esta etapa, que supera casi en 40 veces la concentración de AGV con respecto al amonio presente.

La fermentación ácida tiende a disminuir el pH, debido a la acumulación de AGV y otros productos intermediarios; mientras que, la metanogénesis solo se desarrolla cuando el pH se encuentra cercano al neutro. Por lo tanto, si por alguna razón la tasa de remoción de AGV a través de la metanogénesis no se equilibra con la tasa de producción de AGV puede surgir una situación de inestabilidad al reducirse significativamente el pH del sistema, que causaría la inhibición de las bacterias metanogénicas. Esta acidificación del sistema es una de las principales causas de falla

operacional en los reactores anaerobios. Lo anterior puede ser evitado si se garantiza un equilibrio entre la fermentación ácida y la respiración metanogénica manteniendo una alta capacidad metanogénica y una buena capacidad tampón en el sistema [11].

Es significativo que la concentración de AGV del lixiviado sobrepase los 2 g/L, sin embargo, la cantidad de amonio no sobrepasa 1 g/L, requiriendo el uso de la capacidad de tamponamiento generada, además, por las diferentes especies ácidas y bicarbonatos presentes durante el metabolismo.

La figura 1 muestra el comportamiento del reactor metanogénico. Se observa que el aumento de la producción de biogás (de 2,4 a 12 L/L.d) es directamente proporcional al aumento de las cargas orgánicas (de 2,3 a 21 gDQO/L.d), manteniendo eficiencias de remoción superiores al 90 % y con una composición de CH₄ en el biogás del 80 %, que refiere una adecuada actividad metanogénica en función, principalmente, de la actividad acetoclástica y la adecuada transferencia de H⁺.

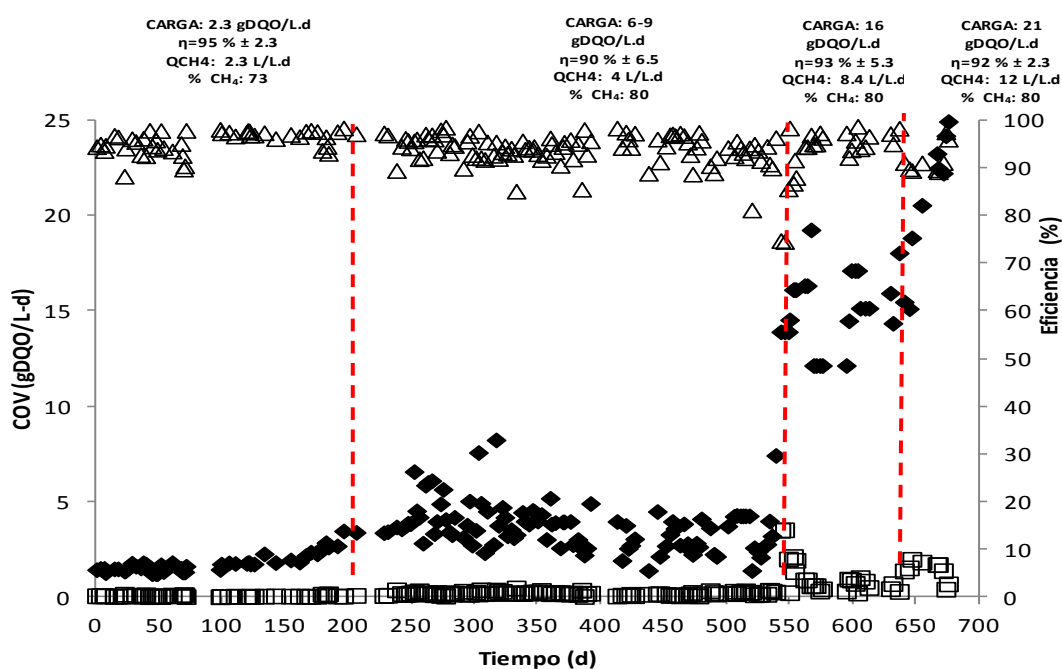


Figura 1 Cargas, eficiencias de degradación de la DQO y producción de CH₄ en el reactor UASB. ♦ entrada, □ salida, Δ eficiencia

Se han descrito trabajos de reactores con separación de fases para el tratamiento de residuos sólidos (excretas) con una carga de 20 gDQO/L.d, que han obtenido eficiencias de remoción del 87 % y un rendimiento de metano de 6,6 L/L.d, menores que la obtenida en este trabajo [17, 18].

La composición de metano en el biogás obtenido hace posible que sea aprovechado como combustible, puesto que supera el 60 % necesario para que su capacidad energética se aproveche en numerosos usos, tales como: calefacción, cocción, combustión, etcétera [5, 8]. Por otro lado, la obtención de eficiencias superiores al 90 % de eliminación de la carga orgánica (como DQO) en el UASB, con cargas alrededor de 20 gDQO/L.d, permite evaluar otras alternativas como la de reducir significativamente el tamaño del reactor; lo que incidiría en la reducción de costos del tratamiento propuesto.

Conclusiones

A pesar de las altas cargas orgánicas del lixiviado obtenido de la FORSU, la mezcla con agua residual municipal permitió mantener el reactor UASB operativo, con altos rendimientos de metano (12 L/L.d) y eficiencias de remoción de la DQO mayores al 90 %. El uso de la FORSU y el agua residual municipal, contaminantes que abundan en las ciudades, mediante un proceso de digestión anaerobia en dos fases genera energía que puede ser aplicada en beneficio de las propias comunidades.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (CONACYT) por el apoyo financiero para la realización de becas de estudios y postdoctorales de dos de los autores de este artículo.

Referencias bibliográficas

1. INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA, *Estadística sobre generación de residuos sólidos en México*, CONAGUA, 2012 [consulta: 30 de septiembre de 2013]. Disponible en: <www.inegi.gob.mx>.
2. TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S., *Gestión Integral de Residuos Sólidos*, Madrid, Ed. Mc Graw-Hill, 1993, 1087-1095.
3. FERNÁNDEZ, A., “La gestión integral de los residuos sólidos urbanos en el desarrollo sostenible local”, *Revista Cubana de Química*, 2005, XVII(3), 35-40.
4. PESCUA, A.; DE LUCA, M.; GUARESTÍ, M.; GIORGI, N.; GUDEWORT, A., *Escenarios para un programa de reciclaje de residuos sólidos urbanos en la Ciudad de Buenos Aires, Argentina*, Parte I, Ingeniería Sanitaria y Ambiental- AIDIS, 2004, 73, 80-87.

5. ÁBALOS, A., *Biotecnología ambiental y tratamiento biológico de residuos*, Santiago de Cuba, Ediciones Universidad de Oriente, 2007.
6. RAPPORT, J.; ZHANG, R.; JENKINS, B.; WILLIAMS, R., *Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste*, Sacramento, California, Californ Environmental Protection Agency, 2008.
7. LÓPEZ, M.; ESPINOSA, M. C.; ESCOBEDO, R.; DELGADO, J., “Gestión integral de los residuos urbanos sólidos y líquidos en Cuba”, *Rev. Tecnología, Ciencia, Educación*, 2004, 19(1), 5-13.
8. MONTALVO, S.; GUERRERO, L., *Tratamiento anaerobio de residuos. Producción de Biogás*, Valparaíso, Chile, Textos de la Universidad Técnica Federico Santa María, 2003, 5-366.
9. BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R.; HAMDIA, M., “Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: review”, *Process Biochem.*, 2005, 40, 989-995.
10. VAVILIN, V.; RYTOV, S. L.; RINTALA, J.; LYBERATOS, G., “Simplified hydrolysis models for the optimal design of two-stage anaerobic digestion”, *Water Res.*, 2001, 35(17), 4247-4251.
11. CIRNE, D.; LEHTOMÄKI, A.; BJÖRNSSON, L.; BLACKALL, L., “Hydrolysis and microbial community analyses in two-stage anaerobic digestion of energy crops”, *J. Appl. Microbiol.*, 2007, 103(3), 516-527.
12. ZHANG, B.; ZHANG, L.; ZHANG, S.; SHI H.; CAI, W., “The influence of pH on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two-phase anaerobic digestion”, *Environmental Technology*, 2005, 26(3), 329-339.
13. WANG, J.; SHEN, D.; XU, Y., “Effect of acidification percentage and volatile organic acids on the anaerobic biological process in simulated landfill bioreactors”, *Process Biochem.*, 2006, 41(7), 1677-1681.
14. CYSNEIROS, D.; BANKS, C. J.; HEAVEN, S.; KARATZAS, K. A. G., “The role of phase separation and feed cycle length in leach beds coupled to methanogenic reactors for digestion of a solid substrate (part 2): hydrolysis, acidification and methanogenesis in a two-phase system”, *Bioresour. Technol.*, 2011, 102, 7393-7400.

15. RAMÍREZ, F.; RODRÍGUEZ, R.; DE JESÚS, A.; MARTÍNEZ, F.; RODRÍGUEZ, S.; MONROY, O., "Two-phase anaerobic digestion of municipal organic solid wastes". *J. Adv. in Biotechnology*, 2014, **3**(2), 210-218.
16. APHA, AWWA, WPCF, *Standard Methods for the Examination of water and wastewater*, 21th. ed., USA, American Public Health Association, 2003, 45-67.
17. ZHANG, B.; ZHANG, L-L.; ZHANG, S-C; SHI, H-Z; CAI, W-M., "The influence of pH on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two-phase anaerobic digestion", *Environmental Technology*, 2004, 26, 329-339.
18. STABNIKOVA, O.; XUE-YAN, L; JING-YUAN, W., "Anaerobic digestion of food waste in a hybrid anaerobic solid-liquid system with leachate recirculation in an acidogenic reactor", *Biochem. Eng. J.*, 2008, 41(2), 198-201.