

Tratamiento de lixiviados en biorreactores empacados con materiales estabilizados

Jesús Alberto Bautista-Ramírez¹, Hugo Alejandro Nájera-Aguilar^{1*},
Rebeca Isabel Martínez-Salinas¹, Pedro Vera-Toledo¹,
Rubén Fernando Gutiérrez-Hernández², Daisy Escobar-Castillejos³.

¹ Facultad de Ingeniería. PE de Ingeniería Ambiental. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Ciudad Universitaria, Libramiento Norte Poniente S/N, Col. Lajas, Maciel, C.P. 29000, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México; (*) Autor de correspondencia: Tel: 52 (961)1256033. e-mail: hugo.najera@unicach.mx. | ² Departameto de Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Tapachula. Tapachula, Chiapas. | ³ Facultad de ingeniería. Universidad Autónoma de Chiapas.

RESUMEN

En México 87% de los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos son tiraderos a cielo abierto, mientras que tan sólo el 13% son rellenos sanitarios. Los sitios de disposición final mal operados, causan afectaciones en su entorno y generan problemas de salud pública, principalmente por las emisiones de biogás y lixiviados; estos sitios en general, son concebidos como pasivos ambientales. Para el presente estudio se extrajeron residuos sólidos con edad superior a 8 años, de la zona clausurada del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. Posteriormente, estos residuos fueron utilizados como material de empaque dentro de un biofiltro semiaeróbico, con el objetivo de evaluar el potencial biológico para el tratamiento de lixiviados. Durante las 12 semanas de monitoreo, el biofiltro registró eficiencias de remoción en DQO de hasta el 84% y 95% en color, con cargas hidráulicas del orden de los 50-100 L/m³-d. Estos resultados representan las primeras investigaciones en México usando como material de empaque residuos estabilizados, demostrando con ello, que los biofiltros pueden ser utilizados como una alternativa atractiva para el pretratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

Palabras clave: basura de edad avanzada, biofiltro, residuos estabilizados, tratamiento de lixiviados, demanda química de oxígeno.

ABSTRACT

In Mexico 87% of the final disposition sites are dumps, while only 13% are landfills. The final disposition sites poorly operated, cause damages in their environment and public health problems generated mainly by emissions from biogas and leachates; these sites generally are conceived as environmental liabilities. In the present study solid waste was extracted with more than 8 years of age from the closed landfill area in the city of Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, Mexico. These wastes were used as packing material in three semi-aerobic biofilter, in order to evaluate the biological potential for treatment of leachate. During the 12 weeks of monitoring, the biofilter recorded in COD removal efficiencies of up to 84% and 95% in color, with hydraulic loads of the order of 50-100 L / m³ per day. These results represent one of the first investigations in Mexico using aged refuse as packaging material, thereby demonstrating that the biofilters can be used as an attractive for pretreating landfill leachates alternative.

Key words: trash of advanced age, biofilter, stabilized waste, leachate treatment, chemical oxygen demand.

INTRODUCCIÓN

La creciente generación de residuos sólidos es atribuida al aumento de la población global, la urbanización, la rápida industrialización y la acelerada obsolescencia de los productos comerciales, esto provoca una presión constante en la generación de residuos sólidos municipales (Chen *et al.*, 2016; Ahmed y Lan, 2012), principalmente en los sitios donde finalmente son dispuestos.

Una de las alternativas de disposición final más utilizada alrededor del mundo son los rellenos sanitarios (Gerçel, 2011; Xie *et al.*, 2010), lugares donde se controlan las emisiones de biogás y de producción de lixiviados. Los

lixiviados son el resultado de una biodegradación lenta de la materia orgánica, sumado a ello la percolación del agua de lluvia a través de los residuos sólidos, extrayendo y llevando consigo varios materiales contaminantes (Fernandes *et al.*, 2015; Damiano *et al.*, 2014).

Existen diversos ejemplos de impactos negativos producidos por los lixiviados (Cossu *et al.*, 2001), entre ellos se encuentra la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales esto es, probablemente, el más severo impacto ambiental de los SDF porque históricamente la mayoría de estos se construyeron sin principios ingenieriles y sistemas de recolección de lixiviados (Kjeldsen *et al.*, 2002). Este hecho ha propiciado la búsqueda e imple-

mentación de nuevos procesos de tratamiento para este líquido. Una alternativa reciente es un sistema semiaerobico empacado con residuos sólidos altamente estabilizados (semi-aerobic aged refuse biofilter: SAARB). El sistema SAARB es una novedosa técnica de tratamiento de lixiviados, en el cual se utilizan residuos sólidos de edad avanzada, mismos que contienen largas y diversas poblaciones de microorganismos que se han aclimatado a altas concentraciones de contaminantes por años, lo que les confiere una gran capacidad para descomponer materia orgánica refractaria (Li *et al.*, 2009).

En los estudios realizados por Zhao *et al.* (2007), se identificaron microorganismos de cinco clases como son: *Heterobacter*, *Coliformes*, *Nitrobacter*, *Nitrosomonas* y *Denitrobacter*, en el cual se encontró que la población de Nitrosomonas y Nitrobacter son mucho más altas que las Denitrobacter, indicando que un residuo de ocho años de edad puede tener una fuerte capacidad de convertir amonio a nitrito y nitrato, pero con una débil capacidad de desnitrificación. En relación con lo anterior el objetivo del presente trabajo fue evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica en lixiviados intermedios provenientes del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, utilizando bioreactores en serie empacados con residuos estabilizados.

METODOLOGÍA

a) Caracterización de los residuos sólidos de edad avanzada

Con la ayuda de una retroexcavadora, se obtuvo una muestra compuesta de residuos a partir de cuatro puntos del área clausurada del relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez, en las coordenadas geográficas 16°40'7.57" de latitud norte y 93°11'47.36" de longitud oeste (Figura 1), con una edad mínima estimada de 8 años.

Los residuos extraídos se secaron durante 4 semanas, durante este tiempo se verificó la estabilización de los residuos, con los parámetros de pH, Sólidos Volátiles (SV), Sólidos Fijos (SF) y Humedad, de acuerdo a las técnicas establecidas en normas mexicanas (Tabla 1). Los análisis se efectuaron una vez por semana.

Parámetro	Técnica o Método
Humedad	NMX-AA-016-1984
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011
Sólidos volátiles	NMX-AA-034-SCFI-2001
Sólidos fijos	NMX-AA-034-SCFI-2001

TABLA 1

Técnicas y métodos para cada parámetro

Una vez secos, los residuos fueron cribados y separados de acuerdo a los siguientes tamaños de partículas: >40 mm, 15-40 mm y <15 mm.

b) Construcción de un sistema de biofiltros en serie

Se construyeron tres biorreactores, comenzando con una estructura metálica donde se albergarán tres tubos de PVC, con dimensiones de 20 cm de diámetro y 2.3 metros de altura, para ser empacados con residuos sólidos estabilizados (figuras 2 y 3).

En el fondo de los biorreactores se colocó una capa (20 cm) de material de soporte (grava <2 cm de diámetro) empacada con malla sombra de 2 mm de abertura, para evitar el exceso de partículas. La tapa perforada del tubo fue colocada en el extremo inferior, para permitir la salida del efluente. En el volumen restante del tubo se agregó el lecho filtrante (material estabilizado). Teniendo finalmente, un biofiltro de 2.3 m de altura.

c) Caracterización del lixiviado

El lixiviado crudo fue caracterizado con los parámetros y las técnicas señaladas en las normas mexicanas, mostrados en la tabla 2.

Parámetros	Normatividad aplicada
DQO (mg/L)	NMX-AA-030/2-SCFI-2011
DBO (mg/L)	NMX-AA-028-SCFI-2001
Color (Pt/Co)	NMX-AA-017-1980
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011

TABLA 2

Parámetros medidos y normas aplicadas

DQO: Demanda química de oxígeno; DBO: Demanda bioquímica de oxígeno.

d) Monitoreo del biofiltro

Se realizó el monitoreo del influente y efluente, con los parámetros de DQO y color, con una frecuencia de una vez por semana. De acuerdo a lo reportado en estudios anteriores (Han *et al.*, 2011), se establecieron cargas hidráulicas del orden de los 50 y 100 L/m³-d. La alimentación se realizó seis días a la semana. El monitoreo del biofiltro se llevó a cabo a lo largo de más de dos meses (12 semanas).

RESULTADOS

a) Caracterización de los residuos sólidos de edad avanzada

Los residuos sólidos presentaron un ligero olor al ser extraídos y tendidos, pero el olor desapareció casi en su totalidad durante los primeros tres días del proceso de secado a temperatura ambiente, y a lo largo de este proceso la presencia de moscas fue nula. Estas observaciones coinciden con lo reportado por Zhao et al. (2007). Por otro lado, el contenido de humedad inicial (35%) observado en la Figura 4, es similar a lo reportado por otros autores (Han, Liu & Li, 2013; Sun, Sun & Zhao, 2011; Chen et al., 2009; Shi et al., 2007; Zhao, Chai & Niu, 2006), y se considera un valor esperado dado que por estar los materiales dispuestos en el subsuelo, estos se encuentran en contacto con los líquidos (agua de lluvia y lixiviados recirculados) que percolan a través de las diferentes capas, propiciando la continua generación de lixiviados (Silva, Dezotti, & Santa'anna, 2004). Sin embargo, una vez extraídos y expuestos al proceso de secado natural, en menos de tres semanas se observa una rápida disminución en su contenido de humedad.

En cuanto a la cantidad de sólidos fijos y sólidos volátiles del material, estos prácticamente no cambiaron, pues como se esperaba, estos materiales han alcanzado su mayor grado de degradación, y como consecuencia, la presencia de materia orgánica es prácticamente nula, lo que puede constatarse visualmente con la ausencia de moscas durante todo el proceso de secado, lo que además puede explicar el comportamiento casi constante en sus respectivas curvas (figura 4). En términos generales, las características que presentaron los residuos evaluados, son características de materiales física y biológicamente estabilizados, mismos que son ricos en poblaciones microbianas (Zhao et al., 2002), y adaptados a condiciones extremas y muy variadas.

b) Monitoreo del proceso (biofiltro)

En las figuras 5 y 6, se muestra el monitoreo de los biofiltros a lo largo de 12 semanas de un sistema acoplado y en serie del cual los primeros dos biorreactores (Fase 1) trabajaron con una carga hidráulica de 50 L/m³-d y el tercer reactor trabajó con una carga hidráulica de 100 L/m³-d. En las figuras 5 y 6 se observaron concentraciones en el influente que fluctuaron en los 4412-5547 mg/L, los valores de la DQO para la primera Fase se mantuvieron alrededor de los 792-1595 mg/L, mostrando una eficiencia de remoción de 70.45-84.71% alcanzando una rápida estabilización en las primeras cuatro semanas, a lo largo

de las 12 semanas de esta Fase se trabajó únicamente con una carga hidráulica de 50 L/m³-d. Para la Fase 2 las concentraciones de DQO se encontraron entre los 720-5722 mg/L, alcanzando eficiencia de remoción negativas de hasta los -57% (Figura 6) que aportaban DQO al efluente, cabe señalar que durante las primeras ocho semanas de esta Fase se trabajó con una carga hidráulica de 100 L/m³-d y posteriormente llevada a los 50 L/m³-d, pero estas eficiencias demuestran que un lixiviado tratado previamente sigue siendo altamente recalcitrante para un sistema biológico, además de que estas cargas hidráulicas han favorecido el arrastre de sólidos; después de estas semanas las eficiencias en la remoción de esta fase alcanzó el 40% de remoción (figura 6). En general, como se ve en la Figura 6, las eficiencias de remoción de ambos sistemas combinados son buenas, ya que es posible notar la estabilidad del sistema al obtener una remoción en el orden del 80%.

El color fue otro parámetro utilizado en el proceso como indicador del funcionamiento del biofiltro. En la Figura 7 se observan que las primeras 12 semanas, donde el color en el influente fue predominantemente negro, con un valor que osciló en los 7150-9233 unidades de color (Pt-Co), con un ligero olor, que después de ser ingresado a los biorreactores de la Fase 1 se tornaba a un color amarillo pálido, similar al color del ámbar, y sin olor, con unidades de color entre los 640-4540 (Pt-Co), lo que expresa que al menos el 46.8% logró ser removido durante esta fase. Para la Fase 2 se observaron valores de 400-4420 (Pt-Co), las eficiencias de remoción para esta fase fueron del orden de -12 al 60%, esto debido principalmente a que durante las primeras 8 semanas la carga hidráulica (100 L/m³-d) fue el doble que las de la Fase 1 y probablemente se tuvo un lavado de partículas finas en la etapa temprana de estabilización del biorreactor, denominado Flujo no ideal (Henry & Heinke, 1999); pasadas las primeras 8 semanas el biorreactor de la Fase 2 mantuvo valores que expresaban una estabilización. Estas variaciones pueden deberse a un Flujo no ideal (Glynn y Heinke, 1999).

CONCLUSIONES

Hasta la fecha, con 12 semanas de monitoreo, los biorreactores en serie empacados con residuos estabilizados han alcanzado remociones importantes de carga orgánica en las muestras de lixiviados, con eficiencias de hasta 84.8%, con un promedio de 80% de remoción a partir de la semana 3. Resultados similares fueron también obtenidos con el parámetro de color, solo que bajo un promedio ligeramente mayor de remoción (87.5%). Estos

resultados demuestran que los biorreactores empacados con residuos sólidos de edad avanzada, pueden ser una alternativa viable para la remoción de contaminantes orgánicos en lixiviados, pudiendo ser utilizados como una etapa de pretratamiento.

Por otro lado, también el sistema ensayado mostró una alta estabilidad al alcanzar en solo tres semanas prácticamente las máximas eficiencia de remoción.

Finalmente, la utilización de residuos de edad avanzada como material de empaque para la remoción de contaminantes, propicia una ventana de oportunidad en la revalorización de residuos sólidos urbanos dispuestos en rellenos sanitarios o cualquier otro sitio de disposición final, bajo el principio de “tratamiento de residuos con residuos”.



FIGURA 1 Zona clausurada del relleno sanitario.

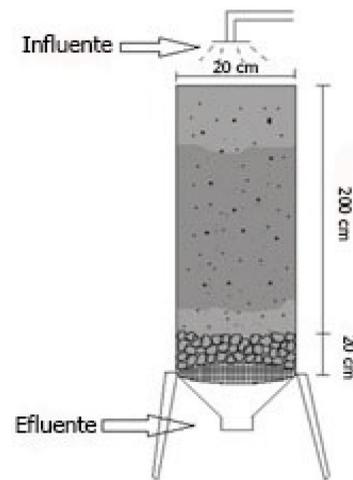


FIGURA 2 Diseño del biorreactor.



FIGURA 3 Biorreactor

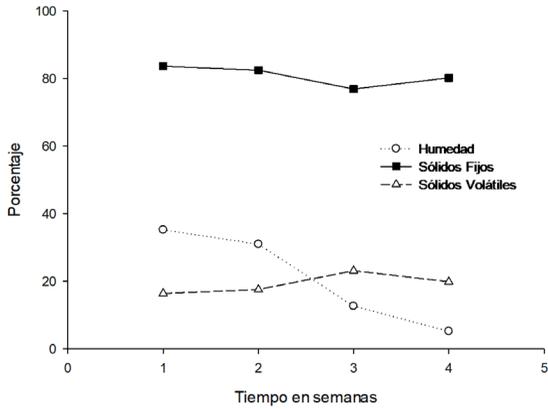


FIGURA 4 Comportamiento de la humedad y la presencia de SF y SV.

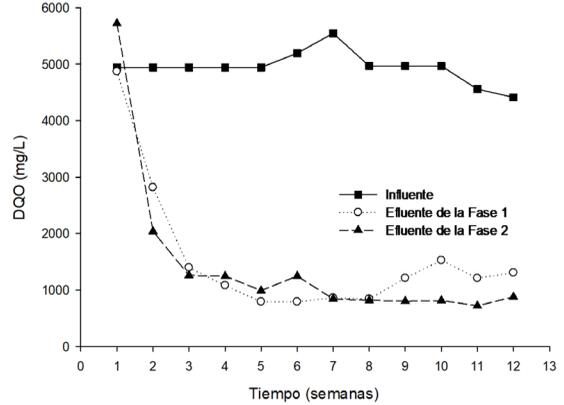


FIGURA 5 Concentración de la DQO en el influente y el efluente de ambas fases de tratamiento.

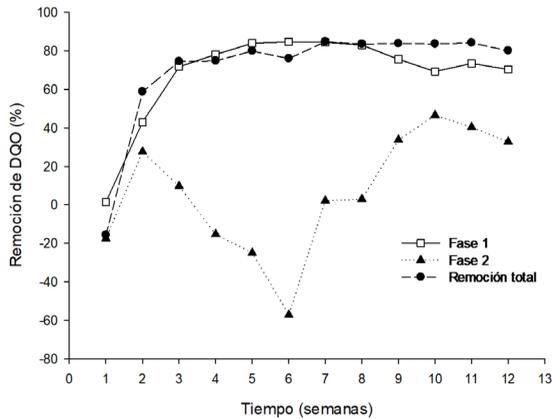


FIGURA 6 Porcentaje de remoción de la DQO en la Fase 1, la Fase 2 y del proceso combinado.

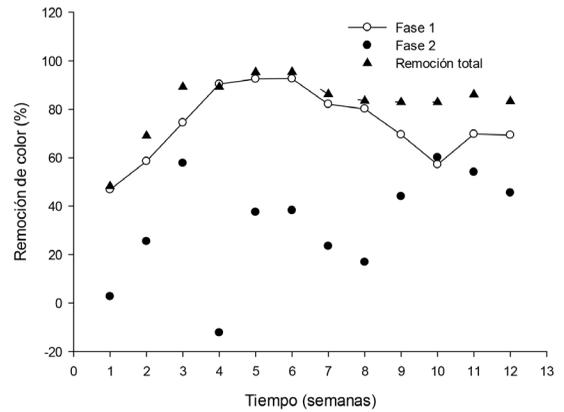


FIGURA 7 Porcentaje de remoción del color en la Fase 1, la Fase 2 y el proceso combinado.



FIGURA 8 Tonalidad del efluente.

LITERATURA CITADA

- AHMED, F. & C. LAN, 2012. Treatment al landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, 287: 41-54.
- CHEN, P., XIE, Q. ADDY, M. ZHOU, W. LIU, Y. WANG, Y. CHENG, Y. LI, K., & R. RUAN, 2016. Utilization of municipal solid and liquid wastes for bioenergy and bioproducts production. *Bioresource Technology*, 215: 163-172.
- CHEN, Y., S. WU, W. WU, H. SUN, & Y. DING, 2009. Denitrification capacity of bioreactors filled with refuse at different landfill ages. *Journal of Hazardous Materials*, 172: 159-165.
- COSSU, R., K. HAARSTAD, M. LAVAGNOLO & P. LITTARRU, 2001. Removal of municipal solid waste COD and NH₄ -N by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. *Ecological Engineering*, 16: 450-470.
- DAMIANO, L., J. JAMBECK & D. RINGELBERG, 2014.. Municipal Solid Waste Landfill Leachate Treatment and Electricity Production Using Microbial Fuel Cells. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 173: 472-485.
- FERNANDES, A., M. PACHECO, L. CIRÍACO & A. LOPES, 2015. Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. *Applied Catalysis B: Environmental*, 176-177, 183-200.
- GERÇEL, 2011. Bio-oil production from *Onopordum acanthium* L. by slow pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 92: 233-238.
- HAN, Z., D. LIU, Q. LI, G. LI, Z. YIN, X. CHEN & CHEN, 2011. A novel technique of semi-aerobic aged refuse biofilter for leachate treatment. *Waste Management*, 31: 1827-1832.
- HAN, Z., D. LIU & LI, 2013. A removal mechanism for organics and nitrogen in treating leachate using a semi-aerobic aged refuse biofilter. *Journal of Environmental Management*, 114: 336-342.
- HENRRY, G., & G. HEINKE, 1999. *Ingeniería ambiental*. Pearson Educación.
- KJELDSEN, P., M. BARLAZ, ROOKER, A. BAUN, A. LEDIN, & T. CHRISTENSEN, 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32: 297-336.
- SHI, L., Q. ZHANG, D. NIU & Y. ZHAO, 2007. Microbiological characteristics of aged-refuse-based bioreactor for landfill leachate treatment. *Journal of Tongji University (Natural Science)*, 8: 1085-1089.
- SILVA, A., M. DEZOTTI & G. SANTA'ANNA, 2004. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, 55: 207-214.
- SUN, Y., X. SUN & Y. ZHAO, 2011. Comparison of semi-aerobic and anaerobic degradation of refuse with recirculation after leachate treatment by aged refuse bioreactor. *Waste Management*, 31: 1202-1209.
- ZHAO, Y., L. SONG, R. HUANG, L. SONG & X. LI, 2007. Recycling of aged refuse from a closed landfill. *Waste Management & Research*, 25: 130-138.
- ZHAO, Y., X. CHAI & D. NIU, 2006. Characteristics of aged refuse closed refuse landfill in Shangahi. *Journal of Tongji University (Natural Science)*, 34: 1360-1364.