



**BIORREACTOR EMPACADO CON MATERIALES ESTABILIZADOS (BEME),
COMO PRETRATAMIENTO PARA LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS**

**AGED REFUSE FILLED BIOREACTOR (ARFB), AS A PRETREATMENT FOR
LANDFILL LEACHATE**

J.A. Bautista-Ramírez¹, R.F. Gutiérrez-Hernández², H.A. Nájera-Aguilar^{1*}, R.I. Martínez-Salinas¹,
P. Vera-Toledo¹, J.A. Araiza-Aguilar¹, R. Méndez-Novelo³, M.N. Rojas-Valencia⁴

¹Ingeniería 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.

²Departamento de Ingeniería Química y Bioquímica, Instituto Tecnológico de Tapachula, Tecnológico Nacional de México,
Km. 2 carretera a Puerto Madero s/n. Tapachula, Chiapas, C.P. 30700, México.

³Universidad Autónoma de Yucatán. Depto. de Ing. Ambiental de la Facultad de Ing. Av. Industrias no contaminantes por anillo
periférico Nte. s/n, Mérida, Yucatán, México.

⁴Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ingeniería, Circuito Escolar s/n, Ciudad Universitaria, Delegación
Coyoacán, México D.F., C.P. 04510.

Recibido 15 de Noviembre de 2017; Aceptado 15 de Enero de 2018

Resumen

El amplio espectro de moléculas contaminantes biorrecalcitrantes presentes en lixiviados, hacen de estos líquidos un problema de contaminación difícil de atender. Una tecnología recientemente probada para su tratamiento se fundamenta en el uso de materiales estabilizados. En el presente trabajo se evaluó el potencial biológico de estos materiales empleándolos en el tratamiento de lixiviados mediante el uso de biorreactores empacados. Los materiales estabilizados, extraídos del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, se caracterizaron con parámetros granulométricos, humedad, sólidos volátiles, cenizas y peso volumétrico. Así también se realizó una caracterización microbiológica que permitió identificar la presencia de ocho especies relacionados con la degradación y mineralización de compuestos orgánicos. La operación del biorreactor fue monitoreada durante un año bajo cuatro cargas hidráulicas de lixiviados (10.5, 18, 26 y 41 L/ m³-d). La máxima eficiencia promedio alcanzada por el sistema fue del 80% tanto en DQO como en color, esto se logró cuando el sistema fue operado con una carga hidráulica de 18 L/ m³-d. Los valores de la DQO, DBO, color e IB del efluente final alcanzado fueron de 959 mg/L, 72 mg/L, 1685 Pt-Co y 0.07, respectivamente, quedando preparado para una etapa final de depuración.

Palabras clave: biorreactor, DQO, lixiviados de relleno sanitario, materiales estabilizados, pretratamiento.

Abstract

The wide spectrum of bio-recalcitrant polluting molecules present in the landfill leachate, make it a hard to address pollution problem. A recently tested technology for its treatment is based on the use of aged refuse. The present paper is aimed to highlight the potential of a recently tested technology for the treatment of leachates, based on the use of an aged refuse filled bioreactor. The aged refuse, extracted from the sanitary landfill of the city of Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, Mexico, were characterized with granulometric parameters, moisture, volatile solids, ash and volumetric weight. A microbiological characterization of the aged refuse was also carried out, which allowed identifying the presence of eight species, related to the degradation and mineralization of organic compounds. The bioreactor was operated for one year under four hydraulic leachate loads (10.5, 18, 26 and 41 L/ m³-d). The maximum average efficiency of the system reached 80% in both COD and color, this was achieved when the system was operated with a hydraulic load of 18 L/ m³-d. The values of COD, BOD, color and biodegradability index of the final effluent were 959 mg/L, 72 mg/L, 1685 Pt-Co, and 0.07, respectively, being prepared for a final purification stage.

Keywords: bioreactor, COD, landfill leachate, aged refuse, pretreatment.

* Autor para la correspondencia. E-mail: hugo.najera@unicach.mx
doi: 10.24275/10.24275/uam/izt/dcbi/revmexingquim/2018v17n2/Bautista
issn-e: 2395-8472

1 Introducción

Dentro de la gestión integral de los residuos sólidos, la etapa de disposición final es la que presenta los mayores retos por vencer. Actualmente, a nivel global, los rellenos sanitarios son la forma controlada más común para disponer los residuos sólidos urbanos (RSU) (Xie y col. 2010) y países como México este método de disposición aún tiene un largo futuro (Aldana-Espitia y col. 2017). Estudios comparativos entre los diversos medios de disposición de RSU, han demostrado que en términos de costos de explotación y de capital, los rellenos sanitarios son la alternativa más económica (Renou y col. 2008).

Los rellenos sanitarios han venido evolucionando desde tiraderos a cielo abierto, hasta rellenos altamente tecnificados donde se controlan las emisiones (líquidas y gaseosas) potencialmente peligrosas para el ambiente (Méndez y col. 2004). La fracción líquida es generada como resultado de los procesos de degradación que experimentan los residuos bajo condiciones predominantemente anaerobias, además de la percolación del agua de lluvia a través de los residuos sólidos, arrastrando consigo diversas sustancias contaminantes, produciendo un agua residual muy compleja, conocida propiamente con el término de lixiviado (Fernandes y col. 2015). En estos líquidos puede ser encontrado un amplio espectro de contaminantes, tanto de naturaleza orgánica como inorgánica; algunos de ellos refractarios y tóxicos, como los metales pesados, lo que puede derivar en la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, y plantear una amenaza potencial para la salud humana y otros organismos vivos (San Pedro-Cedillo y col. 2015).

La carga orgánica y la cantidad de contaminantes biorrecalcitrantes presentes en los lixiviados dependen principalmente de su edad. De acuerdo con Foo y Hameed (2009), los lixiviados pueden ser clasificados como: jóvenes (menor a 5 años y DBO/DQO = 0.5-1.0), intermedios (5-10 años y DBO/DQO = 0.1-0.5) y estabilizados o maduros (>10 años y DBO/DQO < 0.1). Se ha observado que el contenido orgánico presente en los lixiviados declina dramáticamente con el tiempo, convirtiéndose gradualmente en material refractario (Deng y Ezyske 2011). Por esta razón, en el tratamiento de lixiviados jóvenes, la primera opción de tratamiento son los procesos biológicos, mientras que para los lixiviados maduros o de

baja biodegradabilidad, los procesos fisicoquímicos representan la alternativa primaria más recomendada.

Recientemente, a inicios de la década pasada, en la búsqueda de darle un valor económico o utilidad a la basura vieja dispuesta en los rellenos sanitarios, y desarrollar tecnologías novedosas para el tratamiento de lixiviados, se ha generado información acerca del uso de bioreactores empacados con estos materiales. En general, se considera que después de ocho años de haber sido dispuesta la basura en los rellenos sanitarios, la materia orgánica presente en los residuos ha sido degradada (Lei y col. 2007), por lo que los residuos a esta edad pueden concebirse como basura vieja o estabilizada ("aged refuse" por su traducción en inglés) (Hassan y Xie 2014). La aplicación de esta tecnología se ha enfocado principalmente al tratamiento de los lixiviados, los cuales son considerados uno de los líquidos más complejos de tratar. En el presente trabajo, la basura vieja o estabilizada es referida como materiales estabilizados (ME).

Los biorreactores empacados con materiales estabilizados (BEME) se caracterizan por estar conformados por basura vieja proveniente de sitios de disposición final (SDF) de residuos sólidos municipales. Estos materiales contienen un amplio espectro y gran cantidad de poblaciones microbianas (1.40×10^6 UFC/g), mismas que se han adaptado a lo largo de los años a las altas concentraciones de contaminantes (Youcai y col. 2002) y que favorecen al sistema BEME en la remoción de carga orgánica en diferentes matrices acuosas, tal como muestran los estudios realizados por Li y col. (2010) en el tratamiento de lixiviados, quienes trabajaron con una carga hidráulica (C.H.) de 14 L/ m³-d realizando aspersiones 10 veces al día cada 30 minutos, con remociones de 64% en DQO, 95.8-99.8% en DBO y 90% en color; otro trabajo en el tratamiento de lixiviados es el reportado por Xie y col. (2010), donde se alcanzó una remoción de 80% en DQO y 90% en DBO con una C.H. de 20 L/ m³-d; por otra parte, Zhao & Shao (2004) trataron aguas de rastro con una C.H. de 250 L/m³-d, realizando una aspersión continua por 3 horas una vez al día, con lo que se removió un 90, 88 y 50% en DQO, DBO y color, respectivamente. También los BEME se han ensayado en aguas más nobles como las aguas grises, con remociones de hasta un 93% en DQO, una C.H. de 159 L/ m³-d y con una alimentación de 4 horas al día (Zhao y col. 2007a). Además de su riqueza microbiana, en estudios reportados por Hongjiang y col. (2009) los materiales estabilizados han mostrado

gran capacidad de intercambio catiónico (0.068 mol/g) y alta porosidad (37.25%).

Así, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la remoción de materia orgánica en lixiviados tipo II del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, usando un BEME bajo diferentes C.H. evaluadas a lo largo de un año de operación.

2 Metodología

2.1 Extracción y secado del material estabilizado (ME)

El ME utilizado como empaque del biorreactor fue obtenido a partir de 3 muestras simples tomadas en el área clausurada (desde el 2008) del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. El área seleccionada para la toma de las muestras cubrió una superficie total de 2 Ha. Las muestras de ME fueron tomadas a una profundidad de 1.0-1.5 m medidos después de remover el material de la cubierta final. De cada punto de muestreo se tomaron alrededor de 300 Kg, la muestra final se obtuvo al mezclar y homogenizar las tres muestras simples. El material obtenido fue dispuesto sobre lonas y secado a la sombra y a temperatura ambiente durante 6 semanas, distribuyéndose en espesores de 6 a 8 cm, y removiéndose semanalmente. Durante el proceso de secado se retiraron restos de materiales de mayor tamaño (tela, vidrio, cartón, piedras, fierro, plásticos, entre otros).

2.2 Caracterización fisicoquímica y microbiológica de los materiales estabilizados

La caracterización de los ME se llevó a cabo durante el periodo de secado de acuerdo a las técnicas establecidas en la normativa mexicana para los parámetros de pH (NMX-AA-025-1984), sólidos volátiles y fijos (NMX-AA-018-1984) y contenido de humedad (NMX-AA-016-1984). Los análisis fueron realizados semanalmente.

El análisis de la composición de los materiales se llevó a cabo tanto con el material fresco como con el material obtenido después de las seis semanas de secado. En esta caracterización se determinó el porcentaje de plásticos rígidos, bolsas nylon, vidrio, madera, piedras, finos, entre los principales. De igual manera, con el propósito de conocer los diferentes

tamaños de partícula en los residuos secos, los materiales fueron cribados y clasificados de acuerdo a los siguientes tamaños: >40 mm, 16-40mm y ≤15 mm.

Respecto a la caracterización microbiológica, se realizó un análisis para determinar microorganismos aerobios a nivel de especie, tomando muestras de los ME para ser sembrados en agar nutritivo, posteriormente se efectuó la observación microscópica aplicando la técnica de la tinción de Gram, se realizó la extracción de ADN polimerasa por el método Lisis Celular-Fenol-Cloroformo, seguido de Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR). La purificación y secuenciación estuvo a cargo de la compañía MACROGEN en Seúl, Corea. Finalmente, la determinación microbiológica se realizó con el gen ARNr 16S y la base de datos que proporciona GenBank.

2.3 Caracterización del lixiviado

Los lixiviados a tratar fueron tomados de la laguna de evaporación de lixiviados jóvenes del relleno sanitario, en garrafas de polietileno de 20 L y refrigerados a 4°C hasta su posterior utilización. Estas muestras fueron caracterizadas con los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), color, alcalinidad y pH. La DQO fue cuantificada utilizando el micrométodo de reflujos cerrado, digstando la muestra a 150 °C por 2 h, y posteriormente leída en un espectrofotómetro HACH DR-5000 a 620 nm; para el caso de la DBO, la prueba se llevó a cabo mediante la cuantificación de la diferencia entre la concentración del oxígeno disuelto inicial y la concentración después de cinco días de incubación a 20±1°C. Respecto a la determinación del color, se utilizó un colorímetro HACH DR/890, y para la alcalinidad se empleó el método volumétrico, titulando con ácido sulfúrico 0.02 N. Todos los análisis fueron desarrollados siguiendo los métodos normalizados (APHA, 2012), adaptados a las particularidades de los lixiviados.

2.4 Construcción del biorreactor

El Biorreactor empacado se construyó con un tubo de policloruro de vinilo (PVC) de 30 cm de diámetro, disponiendo en la parte inferior 20 cm de material de soporte (grava de 1"), a continuación 120 cm de ME de un tamaño de partícula no mayor a los 15 mm, y finalmente 10 cm de bordo libre,

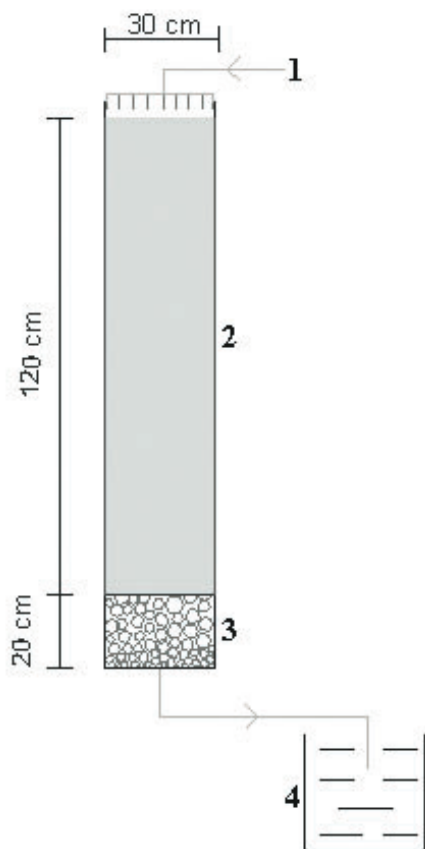


Fig. 1. Biorreactor para el tratamiento de lixiviados. 1) Influyente, 2) Materiales Estabilizados, 3) Material de soporte de 1", 4) Depósito para efluente.

dando una altura total de 150 cm (Figura 1). Para contener todo el material del biorreactor, este fue cerrado en la parte inferior con una tapa de PVC perforada, además, para evitar el arrastre de materiales finos, el material de soporte fue dispuesto en el biorreactor dentro de una bolsa de malla-sombra. Un segundo biorreactor (de sacrificio) fue construido bajo la misma configuración.

2.5 Operación y monitoreo del biorreactor

El BEME fue alimentado con lixiviados a temperatura ambiente (22.5 ± 3.2 °C) bajo cuatro C.H. (10.5, 18, 26 y 41 L/ m³-d), cada una de ellas por un periodo de tiempo de al menos 8 semanas (Xie y col. 2012). Considerando que el tiempo de reposo entre alimentaciones favorece la degradación de los contaminantes dentro del biorreactor (Hongjiang y col.

2009), la alimentación se llevó a cabo por aspersión sobre todo el espejo del BEME en dos tiempos al día, cada uno de ellos con duración de una hora. La eficiencia del biorreactor se determinó mediante la estimación del porcentaje de remoción tanto de la DQO como del color (Ec. 1). El monitoreo del sistema se llevó a cabo una vez por semana para la DQO y dos veces por semana para el color.

$$\% \text{ Remoción} = [(C_i - C_f)/C_i] \times 100 \quad (1)$$

Donde: C_i : Concentración inicial. C_f : Concentración final.

Respecto al biorreactor de sacrificio, su alimentación con lixiviados se realizó a una C.H. de 26 L/ m³-d bajo las mismas condiciones de operación, y posterior a su estabilización, se hizo pasar una solución de NaHClO al 13%.

2.6 Análisis de datos experimentales

El análisis estadístico de los resultados obtenidos en las pruebas de tratabilidad se llevó a cabo mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía con un nivel de significancia $\alpha = 0.05$. Previo al análisis, se verificaron los supuestos del ANOVA.

3 Resultados y discusión

3.1 Secado y caracterización de materiales

Los ME presentaron un color predominantemente negro, con un ligero olor el cual se disipó en menos de 48 horas de haber iniciado el proceso de secado a temperatura ambiente. Estas observaciones son similares a lo reportado por Zhao y col. (2007b) y por Ziyang y col. (2015) para residuos mayores a 8 años de edad. También se debe resaltar que durante el proceso comprendido desde la extracción hasta el secado final, no se observó la presencia de moscas en los alrededores del área de trabajo lo que permite pensar que las fracciones orgánicas inicialmente presentes han sido degradadas. Por otro lado, el contenido de humedad inicial (34.2%) observado en la figura 2, puede atribuirse al hecho de que los materiales dispuestos en el subsuelo, se encuentran en contacto tanto con el agua de lluvia que percola como con los lixiviados roseados sobre el área clausurada, lo que favorece condiciones húmedas en los residuos.

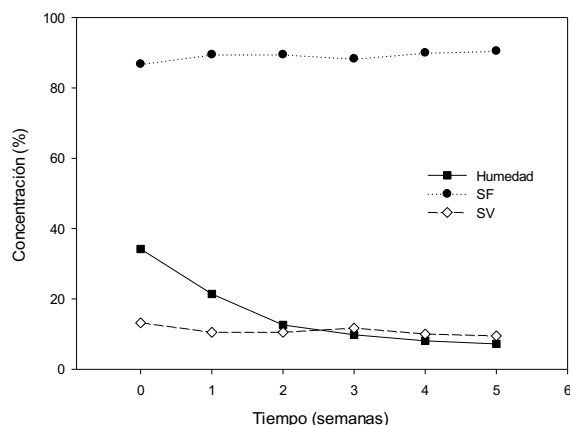


Fig. 2. Caracterización de los residuos extraídos durante el proceso de secado. Donde: (■) Humedad, (◇) SV (Sólidos Volátiles), (●) SF (Sólidos Fijos).

Sin embargo, una vez extraídos y expuestos al proceso de secado natural, en menos de dos semanas se observó una rápida disminución en su contenido de humedad, alcanzando, después de este periodo de tiempo, una humedad residual entre el 7 y 8 %. En cuanto a la cantidad de sólidos fijos y volátiles de los materiales excavados, en la misma figura 2 se puede observar que estas prácticamente no cambiaron durante el periodo de secado. Los valores constantes de materia orgánica cuantificada como sólidos volátiles, denota un alto grado de degradación en los materiales excavados y puede explicar la ausencia total de moscas durante el proceso de secado.

En relación a los registros de pH, sus lecturas

estuvieron alrededor de 7.5, valores ligeramente básicos que pueden atribuirse al lixiviado maduro que percola por estos materiales. También se determinó la composición de los residuos sólidos estabilizados (Tabla 1) en base húmeda (BH) y base seca (BS). En la Tabla 1 se observa que al menos el 10% de plásticos rígidos se encuentran presentes en los residuos tanto en BH como BS, porcentaje mayor al 4.19 reportado por Zhao y col. (2007b), este subproducto es fácil de separar y puede ser reciclado. Un componente también importante en los residuos estabilizados son las bolsas de nylon, presentes en un 11.1% en los residuos BS, el cual a menos que sea triturado, debe ser separado porque no favorece la percolación y distribución del líquido alimentado dentro de un biorreactor empacado.

El cuarto subproducto predominante fueron las piedras, representando un 9% en BS. Las piedras mayores pueden separarse con facilidad y con la posibilidad de reutilizarse en obras civiles, piedras menores a 15mm son más complicadas de separar y terminaron formando parte de los componentes del biorreactor empacado. Respecto al contenido de finos considerados como una mezcla de subproductos cuyo tamaño de partícula es ≤ 40 mm, representó el 62% en BH y el 57% en BS. Este valor es inferior al 70.5% en peso reportado por Hongjiang y col. (2009) y Zhao y col. (2007b), lo que puede atribuirse a la variabilidad en la composición de los residuos entre un lugar y otro. La cuantificación de dicho componente en BS es de suma importancia porque define la cantidad mínima de material estabilizado que será útil como material de empaque en los sistemas BEME.

Tabla 1. Composición de los residuos sólidos estabilizados en BS y BH.

Materiales	BH (kg)	%BH	BS (kg)	% BS
Plásticos rígidos (PET, PVC, etc.)	5.2	10.9	5.5	10.2
Bolsas de nylon	6.21	13	6	11.1
Vidrio	0.4	0.8	0.6	1.1
Madera	0.25	0.5	0.9	1.7
Otros (Finos)	29.7	62.1	31	57.4
Cartón	1.08	2.3	1.8	3.3
Metales	0.59	1.2	1.34	2.5
Hueso	0.24	0.5	0.56	1
Unicel	0.02	0	0.06	0.1
Fibras sintéticas (Pañal)	0.94	2	0.8	1.5
Piedras	3.21	6.7	4.85	9
Telas	0	0	0.62	1.1
Total	47.84	100%	54.03	100%

Tabla 2. Clasificación por tamaño de partícula en BS.

Tamaño de partícula (mm)	Cantidad	
	Kg	%
> 40	4.8	15.05
De 16 a 40	7.7	24.14
≤ 15	19.4	60.81
Total	31.9	100

Otro parámetro considerado en la caracterización de los ME, fue la determinación del peso volumétrico (PV) tanto en BH como en BS. Se realizaron cuatro repeticiones para cada uno de ellos obteniendo promedios de 444 ± 38.1 y 277 ± 24.4 Kg/m³, respectivamente. Con estos datos se tiene que 1 ton de material excavado ocupa un volumen cercano a 2.25 m³, información útil al momento de estimar la cantidad que puede transportar una unidad en función de su tonelaje o volumen, o bien, de la capacidad requerida para un equipo de secado, o de la superficie requerida si el proceso de secado se realizara a temperatura ambiente. Los dos muestreos realizados a los residuos sólidos estabilizados se llevaron a cabo en temporada de estiaje. Referente al PV en BS, es información que permite saber el volumen ocupado por una cierta cantidad de material seco estabilizado al momento de empacar el biorreactor.

Por otro lado, con el propósito de conocer los diferentes tamaños de partícula en los residuos en BS, y con el fin de poder comparar con lo reportado en otros trabajos, se clasificaron de acuerdo a lo mostrado en la tabla 2.

De la tabla 2 se observa que arriba del 80% de los materiales presentaron un tamaño de partícula ≤ 40 mm, valor ligeramente mayor al 75% encontrado en otros trabajos (Zhao y col. 2007a) para materiales con 10 años de edad, por lo que un alto porcentaje de los ME una vez secos, pueden ser aprovechados como materiales de empaque en sistemas BEME. En estudios a nivel laboratorio, autores como Youcai y col. (2002), han reportado buenos resultados en el tratamiento de lixiviados usando tamaños de partícula inferior a los 20 mm, sin embargo, en trabajos más recientes y con biorreactores escalados al menos a nivel piloto (Hongjiang y col. 2009; Xie y col. 2010; Xie y col. 2012), los biorreactores se han empacado con ME de un mayor tamaño de partícula, del orden de los 40 mm, lo que ha permitido un mayor volumen de aprovechamiento de los materiales y con resultados reproducibles a los obtenidos a nivel laboratorio.

Finalmente, del análisis microbiológico realizado a los ME, se identificaron 8 especies de microorganismos: *Bacillus cereus*, *Acinetobacter schindler*, *Bacillus pumilus*, *Bacillus subtilis* y *Bacillus licheniformis*, la mayoría de ellas especializadas en la degradación y mineralización de compuestos orgánicos (De Vegasa y Nieves, 2005; Pérez, 2012; Paranjape y col. 2014); y algunas otras como *Kocuria marina*, *Psychrobacter sanguinis* y *Pseudomonas Stutzeri* relacionadas con la remoción de macronutrientes (Kim y col. 2004; Koneman y Allen, 2008; Berger, 2015). En general, por las características que presentaron los residuos evaluados, puede decirse que se trata de materiales física y biológicamente estabilizados, mismos que son ricos en poblaciones microbianas, y de acuerdo con Youcai y col. (2002), adaptados a condiciones extremas y variadas.

3.2 Caracterización de lixiviados y monitoreo del biorreactor

Los resultados de caracterización de las muestras tomadas de la laguna de evaporación de lixiviados jóvenes del relleno sanitario, son presentados en la tabla 3.

Estos resultados muestran que el lixiviado no es propiamente joven a pesar de provenir de una laguna destinada para alojar lixiviados frescos, más

Tabla 3. Caracterización del influente.

Parámetro	Resultado
pH	8.0-8.4
DQO (mg/L)	4742 ± 515
Color (Pt-Co)	7802 ± 1320
Alcalinidad (mg/L)	1675
DBO ₅ (mg/L)	936 ± 81
I.B.	0.2

I.B. = Índice de biodegradabilidad.

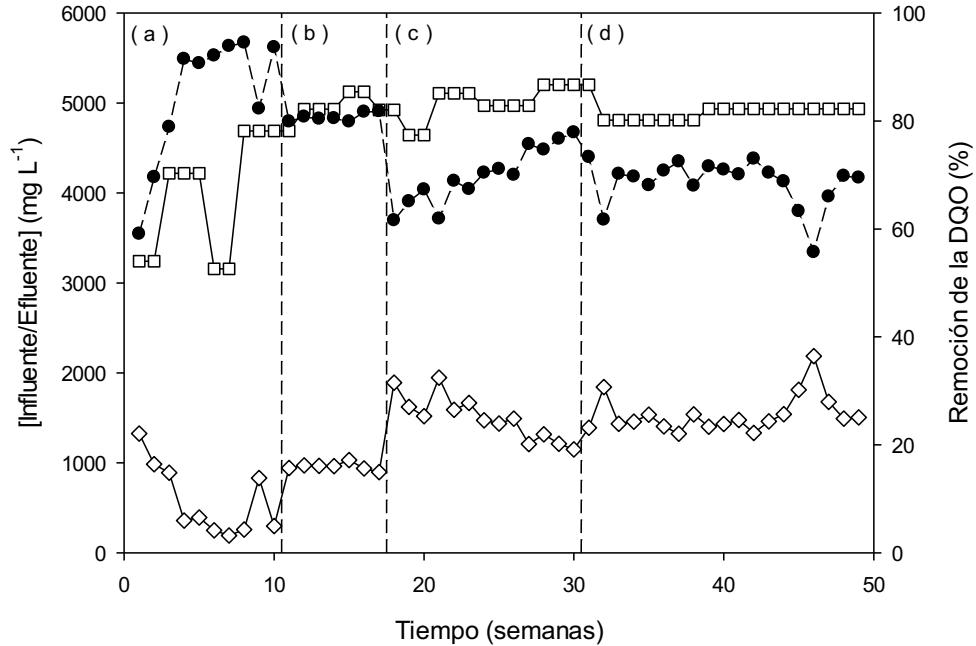


Fig 3. Comportamiento de la remoción de la DQO en lixiviados de baja biodegradabilidad con diferentes cargas hidráulicas: (a) 10.5, (b) 18, (c) 26 y (d) 41 L/m³-d. Donde: (□) Influyente, (◇) Efluente, (●) % de remoción DQO.

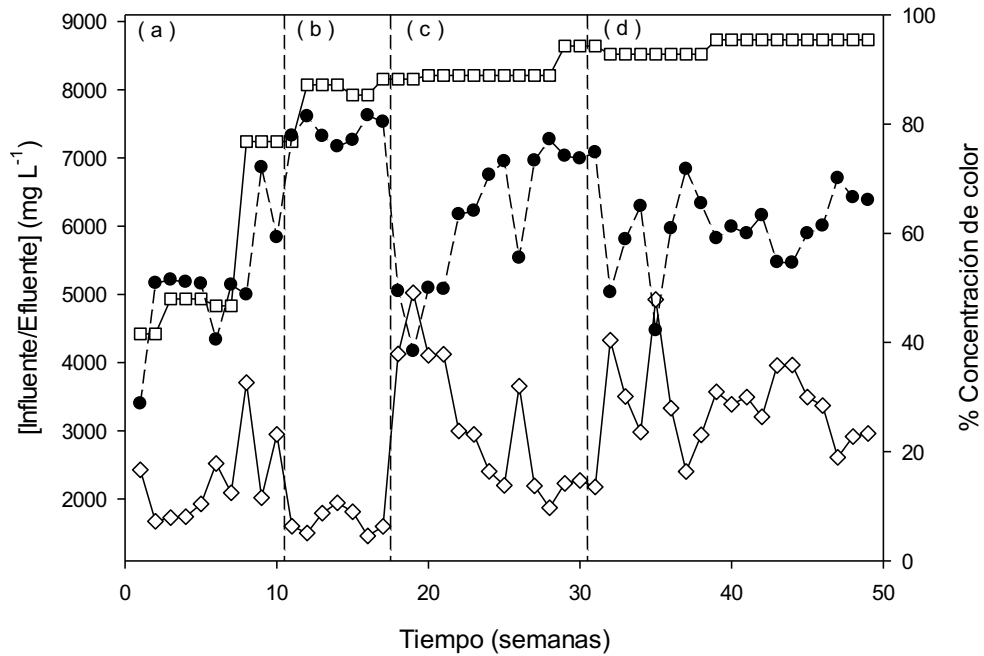


Fig 4. Comportamiento de la remoción de color en lixiviados de baja biodegradabilidad con diferentes cargas hidráulicas: (a) 10.5, (b) 18, (c) 26 y (d) 41 L/m³-d. Donde: (□) Influyente, (◇) Efluente, (●) % de remoción en Color.

bien puede clasificarse como del tipo II (intermedio) por registrar un I.B. en el rango de 0.1-0.5 (Foo y Hameed 2009). Por lo anterior, puede asumirse que en esta laguna se presenta una mezcla de lixiviados con diferentes edades. Así, el lixiviado alimentado al sistema BEME tuvo, en general, una baja biodegradabilidad pudiendo clasificarse como de tipo II.

En el monitoreo del sistema BEME, la remoción de contaminantes orgánicos fue evaluada con los parámetros de DQO y color, ensayando a lo largo de un año con cuatro C.H. Los resultados se muestran en las figuras 3 y 4.

Una de las desventajas de los sistemas biológicos convencionales, específicamente de los del tipo anaerobio, es el largo periodo de estabilización en los procesos de arranque, llegando a requerir de 40 días para la fase de adaptación en reactores anaerobios de película fija (Michaud y col. 2002) y hasta periodos más prolongados, de 2 a 9 meses, con otros sistemas anaerobios (Lauwers y col. 1990; Méndez y col. 2013), pudiendo ser incluso mayor cuando un inóculo inicial no es contemplado. Para el caso del sistema BEME, que opera bajo condiciones semiaeróbicas, se observa de la figura 4, que a partir de la 3ra semana de monitoreo, el sistema alcanza su estabilización sin necesidad de requerir un inóculo adicional. De acuerdo con Song y col. (2011) y Zhao y col. (2007a) los ME muestran una capacidad de biodegradación mejorada sin necesidad de que los consorcios microbiológicos requieran un periodo de aclimatación y adaptación, se trata de un espectro de microbios con una alta capacidad de degradación tanto de materia orgánica biodegradable como refractaria.

Por otra parte, en la figura 4 se observa que para la menor C.H. probada (10.5 L/ m³-d) después de la semana 3 los porcentajes de remoción en DQO estuvieron en general en promedio por arriba del 90%, a excepción de la semana 9 (82.3%), alcanzando su máximo hacia la semana 8 con 94.5%, estos resultados fueron superiores a las remociones promedio alcanzadas para el resto de C.H. ensayadas, en este caso, 80.9, 71.1 y 68.7%, para C.H. de 18, 26 y 41 L/ m³-d, respectivamente. De acuerdo al ANOVA ($p < 0.05$) las C.H. a 10.5 y 18 L/ m³-d fueron significativamente mejor al resto de las C.H. probadas, por lo que al proyectar el sistema BEME como una etapa de pretratamiento, la C.H. de 18 L/ m³-d puede ser recomendada, al duplicar el volumen tratado de lixiviados y con remociones superiores al 80%. Esta remoción es equiparable a la alcanzada por Xie y col.

(2010) (80% en DQO), quienes ensayaron con C.H. de 20 L/ m³-d. Estos resultados también dejan ver la influencia que la C.H. tiene en las eficiencias de remoción de contaminantes (Hassan y Xie 2014), en general, a mayor C.H. las remociones tendieron a ser menores, esto como consecuencia del menor tiempo que disponen los microorganismos para la degradación de los contaminantes.

De la figura 4 se observa un comportamiento en la remoción de color entre 50 y 80% en promedio, y contrario a lo que podría esperarse, la remoción promedio menor (53.1%) se tuvo para la C.H. inferior (10.5 L/ m³-d), lo que puede atribuirse a que durante las primeras semanas de monitoreo existe un proceso de lavado de los materiales, y que puede favorecer un color más intenso a la salida del efluente. Para el resto de C.H. ensayadas, la remoción de color disminuyó a medida que la C.H. fue incrementada, esto es, remociones de 79.0, 65.9 y 61.30% para las C.H. de 18, 26 y 41 L/ m³-d, respectivamente.

En general el color del influente fue predominantemente de color café intenso tendiendo a negro con un ligero olor desagradable que desapareció después de pasar por el biorreactor, dando un efluente de color amarillo pálido, similar al color ámbar con lecturas entre las 800 y 2000 unidades de color en la escala Pt-Co. El 79% de remoción en color alcanzado, fue inferior al 90% encontrado por Hongjiang y col. (2009), diferencia que puede ser atribuida a que el efluente reportado por estos últimos proviene de biorreactores en serie.

En suma, considerando las remociones alcanzadas tanto en DQO como en color, parece indicar que la C.H. de 18 L/ m³-d puede ser la más recomendada como etapa de pretratamiento para los lixiviados del sitio de estudio, al registrar remociones alrededor del 80% en ambos parámetros, estas remociones en carga orgánica son llevadas a cabo principalmente por la vía biológica, tal y como puede observarse con los resultados obtenidos del biorreactor de sacrificio (Fig. 5), el cual durante las primeras 8 semanas de monitoreo mostró una remoción promedio de DQO del 67%, y a partir de la semana 9 durante 5 días el biorreactor fue alimentado con la solución de NaHClO. Para los siguientes días, el biorreactor nuevamente se alimentó con lixiviados, cayendo drásticamente los porcentajes de remoción hasta valores de cero, lo que demuestra que la remoción de la DQO puede ser atribuido principalmente a los consorcios microbiológicos presentes.

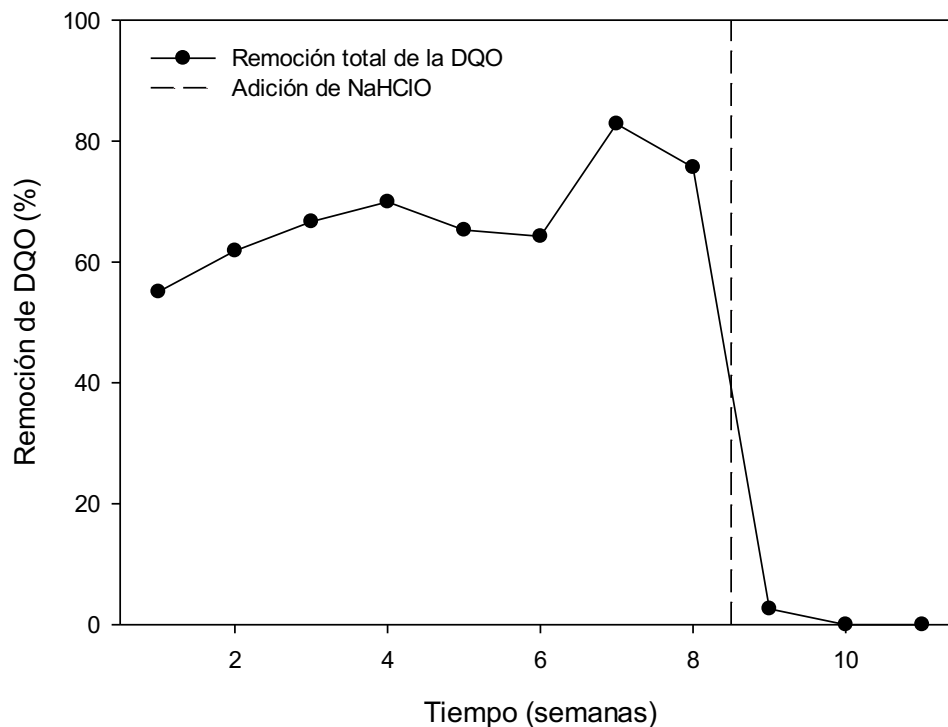


Fig. 5. Comportamiento de la remoción de la DQO en el biorreactor de sacrificio a una carga hidráulica de 26 L/m³-d.

Un trabajo previo como el realizado por Zhao y col. (2007a), evidencia de igual manera que las eficiencias de remoción de contaminantes disminuye drásticamente cuando los materiales estabilizados son previamente desinfectados.

Finalmente, la biodegradabilidad del efluente disminuyó, al pasar el IB de 0.2 a 0.07, con una reducción en las lecturas de la DBO₅ de 92.3%. Este valor del IB final, es cercano al reportado por Hongjiang y col. (2009) pero ligeramente superior al encontrado por Xie y col. (2010). Así, el efluente final para una C.H. de 18 L/ m³-d y con valores promedio de 959 mg/L, 72 mg/L y 0.07, en DQO, DBO e IB, respectivamente, queda preparado para ser depurado a través de un proceso fisicoquímico como podría ser un proceso de oxidación avanzada.

Conclusiones

Se evaluó un biorreactor semiaeróbico empacado con ME para el tratamiento de lixiviados. De las cuatro cargas hidráulicas probadas (10.5, 18, 26 y 41 L/ m³-d), la mejor de ellas en términos de volumen tratado y

eficiencia de remoción fue la de 18 L/ m³-d, al alcanzar remociones del orden del 80% tanto en DQO como en color. El efluente final con valores promedio de 959 mg/L, 72 mg/L, 1685 Pt-Co y 0.07, en DQO, DBO, color e IB, respectivamente, queda listo para una etapa final de depuración.

Estos resultados muestran que también los ME en países como México, puede ser una alternativa atractiva para ser usados como empaque en biorreactores semiaeróbicos, y como etapa de pretratamiento para lixiviados de rellenos sanitarios, pudiendo aprovecharse al menos el 60% del volumen seco extraído (tamaño de partícula ≤ 15mm).

Finalmente, considerando que los materiales que conforman el biorreactor provienen de los mismos residuos, propicia una ventana de oportunidad en la revalorización de residuos sólidos urbanos dispuestos en rellenos sanitarios o cualquier otro sitio de disposición final, cuya edad supere al menos los 8 años.

Referencias

- Aldana-Espitia, N., Botello-Álvarez, J., Rivas-García, P., Cerino-Córdova, F., Bravo-Sánchez, M., Abel-Seabra, J., & Estrada-Baltazar, A. (2017). Environmental impact mitigation during the solid waste management in an industrialized city in Mexico: an approach of life cycle assessment. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 16, 563-580.
- APHA (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd edn. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- Berger, S. (2015). *GIDEON guide to medically important bacteria*. Los Angeles, California: GIDEON Informatics, Inc.
- Cossu, R., Haarstad, K., Lavagnolo, M. C., & Littarru, P. (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, 459-470.
- De Vegasa, E. Z. S., & Nieves, B. (2005). *Acinetobacter* spp.: aspectos microbiológicos, clínicos y epidemiológicos. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología* 25, 64-71.
- Deng, Y., & Ezyse, C. M. (2011). Sulfate radical-advanced oxidation process (SR-AOP) for simultaneous removal of refractory organic contaminants and ammonia in landfill leachate. *Water Research* 45, 6189-6194.
- Fernandes, A., Pacheco, M. J., Ciriaco, L., & Lopes, A. (2015). Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: present and future. *Applied Catalysis B: Environmental* 176, 183-200.
- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials* 171, 54-60.
- Hassan, M., & Xie, B. (2014). Use of aged refuse-based bioreactor/biofilter for landfill leachate treatment. *Applied Microbiology and Biotechnology* 98, 6543-6553.
- Hongjiang, L. I., Youcai, Z. H. A. O., Lei, S. H. I., & Yingying, G. U. (2009). Three-stage aged refuse biofilter for the treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Sciences* 21, 70-75.
- Kim, S. B., Nedashkovskaya, O. I., Mikhailov, V. V., Han, S. K., Kim, K. O., Rhee, M. S., & Bae, K. S. (2004). *Kocuria marina* sp. nov., a novel actinobacterium isolated from marine sediment. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 54, 1617-1620.
- Koneman, E., & Allen, S. (2008). *Diagnóstico Microbiológico/Microbiological diagnosis: Texto Y Atlas En Color/Text and Color Atlas*. Ed. Médica Panamericana. pp. 304.
- Lauwers, A. M., Heinen, W., Gorris, L. G., & van der Drift, C. (1990). Early stages in biofilm development in methanogenic fluidized-bed reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology* 33, 352-358.
- Lei, Y., Shen, Z., Huang, R., & Wang, W. (2007). Treatment of landfill leachate by combined aged-refuse bioreactor and electro-oxidation. *Water Research* 41, 2417-2426.
- Li, H., Gu, Y., Zhao, Y., & Wen, Z. (2010). Leachate treatment using a demonstration aged refuse biofilter. *Journal of Environmental Sciences* 22, 1116-1122.
- Méndez Novelo, R., Castillo Borges, E., Sauri Riancho, M. R., Quintal Franco, C., Giacoman Vallejos, G., & Jiménez Mejía, B. (2004). Tratamiento fisicoquímico de los lixiviados de un relleno sanitario. *Ingeniería* 8, 155-163.
- Méndez Novelo, R., Mena Velázquez, R., Castillo Borges, E. R., & Sauri Riancho, M. R. (2013). Evaluación de un reactor UASB para aguas porcinas inoculado con líquido ruminal. *Ingeniería* 17, 41-55.
- Michaud, S., Bernet, N., Buffière, P., Roustan, M., & Moletta, R. (2002). Methane yield as a monitoring parameter for the start-up of anaerobic fixed film reactors. *Water Research* 36, 1385-1391.

- NMX-AA-25-1984. Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos - determinación del pH-método potenciométrico.
- NMX-AA-18-1984. Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos - determinación de cenizas.
- NMX-AA-16-1984. Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - determinación de humedad.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150, 468-493.
- Paranjape, K., Gowariker, V., Krishnamurthy, V., & Gowariker, S. (2014). *The Pesticide Encyclopedia*. United Kingdom: CPI Group. Pp. 685.
- Pérez, I. (2012). Bacillus cereus y su papel en las intoxicaciones alimentarias. *Revista Cubana de Salud Pública* 38, 98-108.
- San Pedro-Cedillo, L., Méndez-Novelo, R. I., Rojas-Valencia, M. N., Barceló-Quintal, M., Castillo-Borges, E. R., Sauri-Riancho, M. R., & Marrufo-Gómez, J. M. (2015). Evaluation of adsorption and fenton-adsorption processes for landfill leachate treatment. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 14, 745-755.
- Song, L., Shi, L., Zhao, Y., & Li, H. (2011). Novel engineering controls to increase leachate contaminant degradation by refuse: from lab test to in situ engineering application. *Ecological Engineering* 37, 1914-1919.
- Xie, B., Lv, Z., Lv, B. Y., & Gu, Y. X. (2010). Treatment of mature landfill leachate by biofilters and Fenton oxidation. *Waste Management* 30, 2108-2112.
- Xie, B., Xiong, S., Liang, S., Hu, C., Zhang, X., & Lu, J. (2012). Performance and bacterial compositions of aged refuse reactors treating mature landfill leachate. *Biosource Technology* 103, 71-77.
- Youcai, Z., Hua, L., Jun, W., & Guowei, G. (2002). Treatment of leachate by aged-refuse-based biofilter. *Journal of Environmental Engineering* 128, 662-668.
- Zhao, Y., Lou, Z., Guo, Y., & Xu, D. (2007a). Treatment of sewage using an aged-refuse-based bioreactor. *Journal of Environmental Management* 82, 32-38.
- Zhao, Y., & Shao, F. (2004). Use of an aged-refuse biofilter for the treatment of feedlot wastewaters. *Environmental Engineering Science* 21, 349-360.
- Zhao, Y., Song, L., Huang, R., Song, L., & Li, X. (2007b). Recycling of aged refuse from a closed landfill. *Waste Management & Research* 25, 130-138.
- Ziyang, L., Luochun, W., Nanwen, Z., & Youcai, Z. (2015). Martial recycling from renewable landfill and associated risks: a review. *Chemosphere* 131, 91-103.