

Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB

Patricia Torres Lozada*, Jenny Alexandra Rodríguez**,
Luz Edith Barba***, Adriana Morán**** y Jorge Narváez*****

Resumen

El propósito de este estudio fue evaluar la aplicación de Tecnología Anaerobia en un reactor UASB a escala laboratorio, para la degradación biológica de los lixiviados provenientes de un sector del vertedero en que se disponen los residuos sólidos urbanos de una ciudad de 2.4 millones de habitantes. El reactor fue operado con un TRH constante de 24 horas y con COV entre 6,0 y 32 kgDQO/m³.día, variando la concentración de DQO entre 3567 y 59350 mg/L. Con el ajuste del pH y la concentración de fósforo en el sustrato, fue posible alcanzar eficiencias de remoción de DQO mayores al 90%. Estos resultados confirman la factibilidad de uso de esta tecnología para el tratamiento de esta agua residual.

Palabras claves: Lixiviados, residuos sólidos urbanos (RSU), tratamiento anaerobio, reactor UASB.

Abstract

The purpose of this study was to evaluate the application of the Anaerobic Technology in a bench scale UASB Reactor, for the leachate biologic degradation coming from one sector of the urban solid wastes landfill generated in 2.4 million inhabitant city. The Reactor was operated with a constant HRT of 24 hours and VOL between 6,0 and 32 kgCOD/m³.day, changing the COD concentration between 3567 to 59350 mg/l. With pH and phosphorous concentration substrate adjusted, it was possible to achieve COD removal efficiencies more than 90%. That results confirm the factibility to use this technology for the treatment of this wastewater.

Key words: Leachate, municipal solid wastes, anaerobic treatment, UASB reactor.

Fecha de recepción: 16 de noviembre de 2004
Fecha de aceptación: 24 de agosto de 2005

* Ingeniera Sanitaria, PhD. Profesora asociada, Universidad del Valle. patoloz@univalle.edu.co

** Ingeniera Sanitaria, MSc. Profesora asociada, Universidad del Valle. yennyrod@univalle.edu.co

*** Química MSc. Profesora titular, Universidad del Valle. luebarba@univalle.edu.co

**** Ingeniera Sanitaria, Universidad del Valle. adrianamoransilva@yahoo.com

***** Ingeniero Sanitario, Universidad del Valle. jorgenar@hotmail.com

1. INTRODUCCIÓN

Colombia, con una población estimada de 44 millones de habitantes y una producción per cápita de 0,67 kg/hab/día de residuos sólidos domiciliarios [1], genera aproximadamente 29.500 toneladas de residuos por día, de los cuales el 52,3% es de carácter orgánico. En el caso específico de municipios menores del Valle del Cauca, este porcentaje varía entre 41,5 a 59% [2,3,4] y alcanza valores hasta de 81.3% para la ciudad de Santiago de Cali [5].

Los residuos sólidos urbanos (RSU) normalmente contienen, además de los residuos de origen doméstico o domiciliario, los provenientes de otras actividades, como las comerciales e industriales. Para el caso de la ciudad de Cali, en el vertedero de residuos sólidos son dispuestas aproximadamente 1.700 toneladas/día, de las cuales el 50% aproximadamente es de origen doméstico o domiciliario [6].

Los RSU han sido tradicionalmente dispuestos en botaderos o vertederos controlados que en la mayoría de los casos no cumplen con las mínimas normas para mitigar la contaminación ambiental y visual y no cuentan con sistemas apropiados de recolección de subproductos como los residuos líquidos (lixiviados), los cuales, sin un sistema apropiado de almacenamiento y tratamiento para su disposición, representan un riesgo de contaminación tanto del suelo y el subsuelo como de las corrientes superficiales y subsuperficiales aledañas debido a la comunicación hidráulica que poseen los acuíferos, lo que repercute en el incremento de los costos de tratamiento y en la potencialidad de uso de los recursos hídricos.

La calidad y cantidad de lixiviados dependen de la interacción de un gran número de factores como: tipo y solubilidad de los residuos dispuestos (composición de las basuras, cantidad y calidad del reciclaje), diseño y operación del sitio de disposición (tiempo y forma de disposición, grado de compactación del residuo, altura de enterramiento, geomorfología de la cobertura), procesos de conversión microbiológica y química, interacción del lixiviado con el medio ambiente, naturaleza del suelo (topografía, almacenamiento del agua por el suelo, litología y concentración de materia orgánica y organismos vivos) y condiciones climáticas (régimen hidrológico, temperatura, evaporación y escurrimiento superficial) [7].

En la producción de lixiviados influyen reacciones fisicoquímicas (solubilización, precipitación, oxido-reducción, intercambio iónico de gases de algunos materiales contaminantes) y reacciones de degradación biológica de materiales

suspendidos y disueltos que, según las condiciones del medio, pueden ser aerobias o anaerobias. En la degradación aerobia, se aprovecha la presencia del oxígeno que se encuentra en los espacios vacíos (intersticios) en las capas superiores de las pilas que están en mayor contacto con el aire; sin embargo, cuando la altura de las capas de desecho se incrementa, la transformación por vía anaerobia prevalece.

Los compuestos orgánicos presentes en los lixiviados son: proteínas, carbohidratos, compuestos hidroxiaromáticos, alcoholes, y principalmente los ácidos grasos volátiles (AGV); adicionalmente, los lixiviados contienen gran cantidad de nitrógeno amoniacal [8].

La aplicación del tratamiento biológico de aguas residuales pretende promover la coagulación y la eliminación de las partículas coloidales no sedimentables, la estabilización de la materia orgánica, y en algunos casos, la eliminación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo. En el caso de los procesos aerobios, el principal subproducto es biomasa (lodo); en los anaerobios es el biogás (metano), y en una proporción mucho menor el lodo. Ambos procesos han sido utilizados en el tratamiento de lixiviados; sin embargo, la implementación de una etapa anaerobia sola o combinada con un proceso de tratamiento biológico complementario presenta ventajas técnicas y económicas comparado con el proceso aerobio como única etapa de tratamiento debido a aspectos como menor requerimiento de área e infraestructura en la planta de tratamiento (PTAR), bajos consumos de energía, menor producción de lodos, eliminación de la unidad de digestión y espesamiento del lodo en exceso, pues estas etapas ocurren en la misma unidad anaerobia que trata el agua residual y producción de metano, subproducto más importante del proceso anaerobio que puede ser recuperado y utilizado como una alternativa energética. Algunos estudios de aplicación de la tecnología anaerobia son:

Berrueta y Castrillon [8] evaluaron reactores de flujo discontinuo, y posteriormente un reactor UASB de flujo continuo, con lo cual consiguieron reducciones de la DQO del orden de 90 a 95%. Dadas las características alcalinas del lixiviado, fue necesario controlar el pH en un valor de pH cercano a 7 con la adición de un ácido. El efluente obtenido presentó concentraciones de DQO alrededor de 1.200 mg/l, lo que indica la necesidad de complementar el tratamiento con otro proceso.

Iza, Keenan y Switzwenbaum [9] encontraron en un reactor híbrido UASB/FAFA que el lixiviado de un relleno sanitario reciente es susceptible al tratamiento anaerobio debido a la elevada fracción orgánica que contiene, pero debe tenerse

especial cuidado con el manejo de los compuestos inorgánicos, especialmente los metales pesados.

Borzacconi *et al.* [7] detectaron dos problemas fundamentales en el tratamiento anaerobio de este tipo de residuos: pH elevado y deficiencia de fósforo, los cuales, una vez corregidos, permitieron aplicar cargas orgánicas volumétricas (COV) del orden de 24 KgDQO/m³/día con eficiencias de remoción de DQO de 75%. Adicionalmente, hubo menor acumulación de sólidos fijos y un lodo más expandido dentro del reactor.

Agudelo [10] evaluó reactores UASB y filtros anaerobios (FAFA) a escala laboratorio. En el primero se manejaron COV entre 1 y 25 KgDQO/m³/día, Tiempos de Retención Hidráulico (TRH) entre 3 y 5 días y se alcanzaron eficiencias de remoción de DQO entre el 30 y 90%. El lodo usado tenía una Actividad Metanogénica Específica (AME) entre 0.08 y 0.20 KgDQO/m³/día. En el filtro anaerobio (FAFA), el inóculo estaba aclimatado al desecho, y el arranque duró 9 meses, aplicándose concentraciones de DQO hasta de 15.500 mg/l con TRH entre 5h y 1 día con recirculación continua. Se alcanzaron eficiencias de remoción en DQO de 90%.

Torres *et al.* [11] realizaron estudios de tratabilidad biológica tanto aerobia como anaerobia de los lixiviados de un vertedero de RSU de 6 años de existencia de un municipio de 230.000 habitantes. El lixiviado presentó dos características: altas concentraciones de DQO (11.000 mg/l) en período seco y concentraciones menores (3.000 mg/l) en el período lluvioso. Los resultados obtenidos demostraron la viabilidad del tratamiento del lixiviado tanto en condiciones aerobias como anaerobias, alcanzándose eficiencias de remoción de DQO cercanas al 90%.

En este artículo se presentan los resultados de aplicación de la tecnología anaerobia en un reactor UASB a escala de laboratorio, para la degradación de los lixiviados provenientes de un sector del vertedero en que se disponen los residuos sólidos urbanos de una ciudad de 2.4 millones de habitantes.

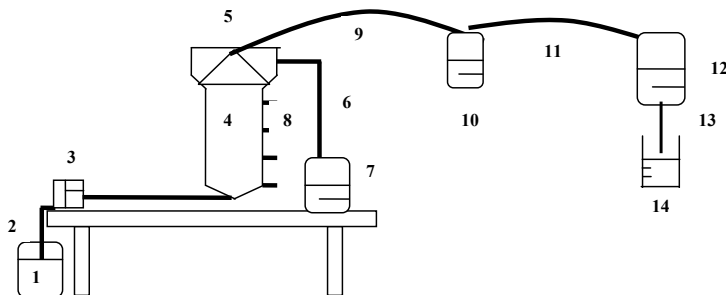
2. METODOLOGÍA

El sistema de tratamiento fue operado de manera continua durante seis meses con un TRH constante de 24h. El lixiviado fue diluido en las etapas iniciales para controlar la COV aplicada y se fue aumentando su concentración hasta alcanzar el valor máximo en función de la respuesta favorable del reactor en términos de aumento de la eficiencia de remoción de DQO, reducción de los ácidos grasos volátiles (AGV) y estabilidad del índice de alcalinidad (IB).

El reactor fue *inoculado* con una combinación de lodo proveniente de las lagunas que almacenan lixiviado del vertedero de RSU de la ciudad de Cali, con lodo de un reactor anaerobio a escala real que trata aguas residuales del sacrificio de ganado. El lixiviado utilizado como *sustrato* provenía del drenaje de un relleno transitorio de tres años de existencia, el cual era recolectado en un tanque de almacenamiento. Para determinar un rango óptimo de pH en el afluente se usó una solución de HCl al 25% y se adicionó $K_2HPO_3 \cdot 3H_2O$ para garantizar las condiciones nutricionales de los microorganismos anaerobios en términos de requerimiento de fósforo.

El reactor UASB es de sección circular en acrílico con diámetro interno aproximado de 6 cm, altura 177 cm y volumen de 5 litros; dispone de una campana para recolección de biogás conectada a un sistema de medición por desplazamiento de líquido.

La figura 1 muestra el montaje experimental en el cual se desarrollaron los estudios.



1. Recipiente para afluente	8. Puertos de muestreo de lodos
2. Manguera afluente	9. Manguera de recolección de biogás
3. Bomba peristáltica	10. Sello hidráulico
4. Reactor UASB	11. Manguera biogás
5. Campana (salida de biogás)	12. Recipiente de MaOH al 3%
6. Manguera efluente	13. Manguera con líquido desplazado por el gas metano
7. Recipiente recolector del efluente	14. Probeta medidora de líquido desplazado

Figura 1. Montaje experimental

Las variables de control del reactor fueron: pH, temperatura, AGV, Alcalinidad Total y Bicarbonática, IB, DQO, SST y SSV. Los análisis se hicieron de acuerdo con *The Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* [12], excepto alcalinidad, AGV, IB y AME [13].

3. RESULTADOS

El Inóculo

Aunque el lodo proveniente de las lagunas de almacenamiento de lixiviado (volumen aproximado, 1 litro; 63,80 g_{SST}/l; 6,30 g_{SSV}/l; SSV/SST 0,10; AME 0,032 g_{DQO-CH₄}/g_{SSV}.día; sedimentabilidad, 0,16 m/h) debería ser la primera alternativa al seleccionar un inóculo para el tratamiento de este sustrato, debido a su disponibilidad en la zona de estudio y a su adaptación al mismo, los bajos valores de SSV y de la relación SSV / SST indican que éste es un lodo inerte con poca biomasa activa, lo que se verifica con el bajo valor de la actividad metanogénica. Adicionalmente, su sedimentabilidad también es muy baja, lo que lo hace susceptible de ser fácilmente lavado del reactor en caso de una sobrecarga hidráulica.

Estudios preliminares desarrollados por Morán y Narváez [6] mostraron que el arranque de un reactor anaerobio inoculado solamente con este tipo de lodo no fue exitoso. La combinación de lodos de mala calidad con lodos de mejores características en términos de mayores AME, sedimentabilidad y relación SSV / SST, son una estrategia exitosa de mejoramiento de arranque de reactores anaerobios [14, 15]. Por esta razón, el inóculo inicial se combinó con lodo proveniente de un reactor anaerobio que trata aguas residuales del sacrificio de ganado (volumen aproximado, 2,0 litros; 96,32 g_{SST}/l; 89,74 g_{SSV}/l; SSV / SST 0,93; AME 0,304 g_{DQO-CH₄}/g_{SSV}.día; sedimentabilidad 10,5 m/h). De este modo, las características del inóculo combinado fueron: 85,48 g_{SST}/l; 61,93 g_{SSV}/l; SSV / SST 0,72.

El Sustrato

La calidad fisicoquímica del lixiviado fue variable, principalmente en términos de la DQO (3567 a 59350 mg_{DQO}/l), el pH (6,0 a 8,7), la alcalinidad total (400 – 6.000 mgCaCO₃/l) y los AGV (5,3 a 220 meq/l). La concentración de Nitrógeno Total Khenjdal fue del orden de 1736 mg/l, Nitrógeno amoniacal, 1.092, mg/l, y Fósforo total 13,5 mg/l.

Una de las principales causas de la variabilidad de las características del lixiviado son las condiciones climáticas (temporadas seca y lluviosa), que hacen que el lixiviado recolectado en los periodos secos presente mayores concentraciones, mientras que en los periodos lluviosos, la escorrentía provoca fenómenos de dilución.

La forma predominante del nitrógeno fue la amoniacal; en las pilas o vertederos de RSU recientemente conformados predomina la forma orgánica. El vertedero de donde fue recolectado el lixiviado estudiado tiene aproximadamente tres años de existencia.

El requerimiento de nutrientes, en cualquier sistema de tratamiento biológico, se determina con base en el contenido de materia orgánica que va a ser degradada. En sistemas de tratamiento anaerobio se recomienda una relación DQO:N:P de 350:5:1 para aguas residuales acidificadas [16]. Una vez corregida la deficiencia de fósforo, se alcanzó una relación promedio de 350:5:0.4, la cual fue suficiente para garantizar los requerimientos nutricionales de los microorganismos anaerobios, como lo demuestran los resultados de desempeño del reactor que se discutirán más adelante.

Desempeño del reactor

La figura 2 muestra la variación de la COV y de la eficiencia de remoción de DQO en el tiempo.

En la figura se observa que durante los primeros 76 días de operación, la COV fue muy baja (1,3 a 2,3 kgDQO/día) y no se aumentaba debido a que el reactor mostraba eficiencias de remoción de DQO poco significativas (no mayores de 48%). Una de las posibles causas del pobre desempeño del reactor son los valores altos de pH que, asociados con las elevadas concentraciones de nitrógeno, pueden causar inhibición del proceso anaerobio [8]. Por este motivo, se buscó determinar un pH óptimo en el afluente, para lo cual se usó una solución de HCL al 25% llegando de manera progresiva a un valor de 5.75 unidades.

El ajuste del pH a valores inferiores a 6 unidades y la adición de $K_2HPO_3 \cdot 3H_2O$ el día 78 de operación, permitieron un aumento de la eficiencia de remoción de DQO por encima del 90% para COV entre 6,0 a 28,0 kgDQO/m³.día. Con COV mayores, la eficiencia de remoción de DQO disminuyó hasta el 70%, lo cual indica una posible sobrecarga orgánica que definiría la carga límite que el sistema puede soportar.

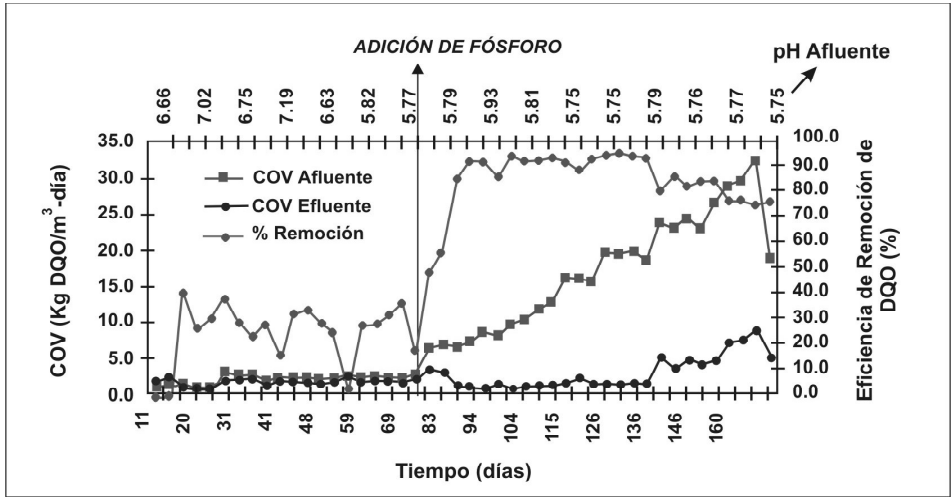


Figura 2. Comportamiento de la cov y la Eficiencia de Remoción de DQO con el pH

En la figura 3 se observa la variación de la concentración de AGV y del IB en el efluente del sistema. Con relación a los AGV, éstos oscilaron entre 6 y 48 meq/l. Cuando la cov fue mayor de 28 kgDQO/m³.día, la concentración de AGV aumentó significativamente con valores mayores a 30 meq/l, lo que coincidió con la disminución de la eficiencia de remoción de DQO, lo que confirma que, efectivamente, para las condiciones operacionales del sistema, la cov límite admisible fue del orden de los 28 kgDQO/m³.día.

Es conveniente que el IB se mantenga menor o igual a 0,35 para garantizar capacidad buffer en los sistemas anaerobios [16]. Desde que se realizó el ajuste del pH en el afluente, éste se mantuvo inferior a 0,30; sin embargo, cuando la cov fue superior a 28 kgDQO/m³. día alcanzó valores cercanos a 0,45, lo cual indica un desequilibrio en el sistema relacionado con una tasa de producción de AGV superior a la tasa de consumo por parte de las bacterias metanogénicas, y por lo tanto una posible acidificación del reactor.

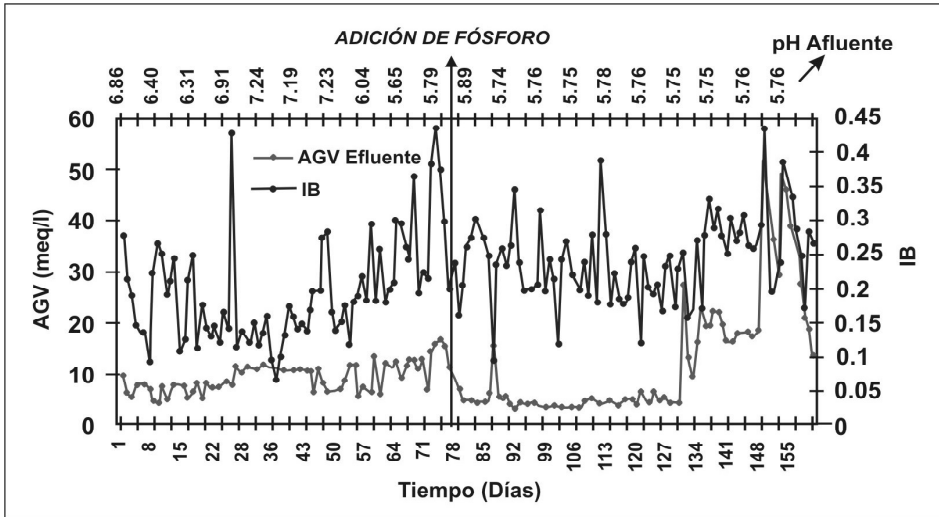


Figura 3. Comportamiento de los AGVs y el IB con el pH

Es importante tener en cuenta que las condiciones operacionales (Tiempo de Retención Hidráulico – TRH, Carga Hidráulica – CH, COV), la configuración del reactor (geometría y tamaño), las características del inóculo (cantidad y calidad), las características del sustrato (composición, concentración, degradabilidad) y las condiciones ambientales (pH, capacidad Buffer, nutrientes, toxicidad) son factores que en su conjunto, afectan y definen las condiciones de arranque y operación de los reactores biológicos.

CONCLUSIONES

- Los resultados obtenidos en este estudio verifican que la aplicación de la tecnología de tratamiento anaerobio para la degradación biológica de lixiviados, es una alternativa viable; sin embargo, es necesario ajustar dos variables en la composición de los mismos: el pH, el cual debe mantenerse en valores cercanos a 5.75 y el fósforo, el cual debe complementarse para garantizar los requerimientos nutricionales de los microorganismos anaerobios. Para el sustrato evaluado, la relación DQO:N:P ideal fue 350:5:0,4, inferior a la recomendada en la literatura.
- Para las condiciones operacionales del sistema, se alcanzó una cov de 28 kgDQO/m³.día, equivalente a un TRH de 24 horas y una concentración de DQO del orden de 28000 mg/l, lo que representó una eficiencia de remoción de DQO superior al 90%.

- Se observó la importancia de la medición de las variables AGV e IB durante el desempeño del sistema anaerobio, ya que son excelentes indicadores de disturbios en el reactor y son variables de fácil medición.

REFERENCIAS

- [1] RODAS, J. C. (1999). Informe de la Encuesta Nacional sobre el Manejo Integral de Residuos. Procuraduría General de la Nación, Bogotá.
- [2] BENJUMEA A. & PRETIL, Z. (2000). Formulación de un plan para el manejo integral de los residuos sólidos en el municipio de Guacarí (Valle del Cauca). Proyecto de grado. Universidad del Valle, Santiago de Cali (Colombia).
- [3] HOLGUÍN, J. & QUINTERO, P. (2001). Plan para el Manejo Integral de los residuos sólidos en el municipio de La Victoria (Valle del Cauca). Proyecto de grado. Universidad del Valle, Santiago de Cali (Colombia).
- [4] ARREDONDO, O. (2001). Evaluación del servicio de aseo del municipio de Argelia (Valle del Cauca) y propuesta de un plan de manejo integral de residuos sólidos. Proyecto de grado. Universidad del Valle, Santiago de Cali (Colombia).
- [5] DAGMA (1999). Plan de Manejo Ambiental para el Botadero de Navarro. Santiago Cali (Colombia).
- [6] MORAN, A. & NARVÁEZ, J. (2002). Evaluación de un sistema anaerobio tipo UASB para el tratamiento de los Lixiviados. Proyecto de grado. Universidad del Valle.
- [7] BORZACCONI, L., LÓPEZ, I., OHANIAN, M. & VIÑAS, M. (1996). IV seminario-taller latinoamericano Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Brasil. Degradación Anaerobia de Lixiviado de Relleno Sanitario y Postratamiento Aerobio. Uruguay, p. 569-578.
- [8] BERRUELA, J. & CASTRILLON, L. (1997, junio). Efecto del $N-NH_4^+$ sobre el tratamiento anaerobio de lixiviados de vertederos. *Ingeniería Química*, N° 336, p. 121-125.
- [9] IZA, J., KEENAN, J. & SWITZENBAUM, M. (1992). Aerobic Treatment of Municipal Solid Waste Landfill Leachate: Operation of a Pilot Scale Hibrid UASB / AF reactor. *Water Science and Technology*, vol. 25, N° 7, p. 255 - 264.
- [10] AGUDELO, R. IV seminario – taller latinoamericano sobre el Tratamiento de Aguas y Aguas Residuales. Bucaramanga, 1998. Ponencia: Tratamiento de lixiviados producidos en el Relleno Sanitario Curva de Rodas de la ciudad de Medellín utilizando reactores UASB y filtros anaerobios FAFA. Medellín, 1996, p. 579 - 591.
- [11] TORRES, P., BARBA, L., RIASCOS, J. & VIDAL, J. (1997). Tratabilidade biológica de Chorume Produzido em Aterro ñao Controlado. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, abril - junio, vol. 2, N° 2, Río de Janeiro, p. 55 - 62.
- [12] AWWA/APHA/WEF (1998). *The Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition. Washington.
- [13] FIELD, J. A. (1984). *Manual del curso Arranque y Operación de reactores UASB*. Capítulo: Parámetros operativos del manto de lodos anaerobio de flujo ascendente. Universidad del Valle, Universidad Agrícola de Wageningen y CVC (Eds.). Santiago de Cali.
- [14] TORRES, P. (1992). Desempenho de um reator anaerobio de Manta de Lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários. Tesis de Maestría. Universidade de São Paulo, Brasil.

- [15] GUTIÉRREZ, M. (2001). Influencia de un inóculo mixto en el arranque de un reactor UASB a escala laboratorio. Proyecto de grado. Universidad del Valle, Santiago de Cali (Colombia).
- [16] SPEECE, R. (1996). *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Vanderbilt University, Tennessee, Archae Press.