

Impacto de la incorporación de lixiviados en el arranque de reactores anaerobios al tratar aguas residuales domésticas¹

Impact of Leachate Incorporation on an Anaerobic Reactor Startup in Domestic Sewage Treatment²

Impacto da incorporaçãõ de lixiviados na partida de reatores anaeróbicos ao tratar águas residuais domésticas³

Patricia Torres-Lozada⁴

¹ Fecha de recepción: 6 de abril de 2010. Fecha de aceptación para publicación: 18 de agosto de 2010. Este artículo es resultado del proyecto de investigación *Tratamiento combinado de lixiviados y agua residual doméstica por procesos anaerobios*, financiado por la Universidad del Valle con número de registro 2497.

² Submitted on: April 6, 2010. Accepted on August 18, 2010. This article is the result of the research project, *Mixed Lixivate and Waste-Water Treatment through Anaerobic Processes*, funded by the Universidad del Valle with registration number 2497.

³ Data de recepçãõ: 6 de abril de 2010. Data de aceitaçãõ para publicaçãõ: 18 de agosto de 2010. Este artigo é resultado do projeto de pesquisa *Tratamiento combinado de lixiviados e água residual doméstica por processos anaeróbicos*, financiado pela Universidade del Valle com número de registro 2497.

⁴ Ingeniera sanitaria, Universidad del Valle, Cali, Colombia. MSc y PhD en Ingeniería Hidráulica y Saneamiento, Universidad de São Paulo, Brasil. Profesora asociada, Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, Universidad del Valle. Correo electrónico: patoloz@univalle.edu.co.

Resumen

El tratamiento biológico de los lixiviados es viable cuando el contenido de material orgánico biodegradable es elevado; sin embargo, las altas concentraciones de nitrógeno y de otros compuestos refractarios pueden ser inhibitorias o tóxicas. Una estrategia de manejo ha sido su incorporación al tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas (ARD), debido a su simplicidad y a los menores costos operativos. La evaluación a escala del arranque de un reactor UASB para tratar ARD (R1), comparada con dos reactores con pH acondicionado, para tratar mezclas de lixiviados con ARD en proporciones volumétricas de 5% (R2) y 10% (R3) lixiviado, mostró que con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de ocho horas, R1 y R2 alcanzaron eficiencias promedio de reducción de 66% y 73% de demanda química de oxígeno (DQO) y de 90% y 84% de sólidos suspendidos totales (SST), respectivamente. En R3 el TRH óptimo fue mayor y las eficiencias de reducción de DQO y SST fueron menores. Los resultados confirman la viabilidad del tratamiento conjunto de ARD y lixiviado en proporciones hasta del 10%; no obstante, el aumento de la fracción de lixiviado hasta 10% afectó en mayor proporción el desempeño del reactor tratando sólo ARD.

Palabras clave

Lixiviados, agua residual doméstica, tratamiento anaerobio combinado.

Abstract

When the content of biodegradable organic-material in leachates is high, biological treatment is viable. However, high levels of nitrogen and other refractory compounds may be inhibitory or toxic. A leachate management strategy has been the leachate mixture with domestic sewage (DS) to anaerobic treatment for its simplicity and lower operating costs. The preliminary evaluation of the UASB reactor in bench scale, treating DS (R1), compared with two reactors with pH-adjustment and treating mixtures of leachate and DS in volumetric proportions of 5% (R2) and 10% (R3), showed that R1 and R2 operating with 8 hours of hydraulic retention time – HRT, achieved average removal efficiencies of 66% and 73% to COD and 90% and 84% to TSS respectively. In R3, the optimal HRT was higher (10 hours) and COD and TSS removal efficiencies were lower (61%). The results confirm the combined-treatment feasibility with DS and leachate in rates up to 10%. However, the 10% increase in leachate proportion affected mostly the performance of the reactor treating DS exclusively.

Key words

Leachate, domestic sewage, anaerobic combined treatment.

Resumo

O tratamento biológico dos lixiviados é viável quando o conteúdo de material orgânico biodegradável é elevado; entretanto, as altas concentrações de nitrogênio e de outros compostos refratários podem ser inibitórias ou tóxicas. Uma estratégia de manejo tem sido sua incorporação ao tratamento anaeróbico de águas residuais domésticas (ARD), devido a sua simplicidade e aos menores custos operacionais. A avaliação em escala da partida de um reator UASB para tratar ARD (R1), comparada com dois reatores com pH acondicionado, para tratar misturas de lixiviados com ARD em proporções volumétricas de 5% (R2) e 10% (R3) lixiviado, mostrou que com um tempo de retenção hidráulico (TRH) de oito horas, R1 e R2 alcançaram eficiências médias de redução de 66% e 73% de demanda química de oxigênio (DQO) e de 90% e 84% de sólidos suspêndidos totais (SST), respectivamente. Em R3 o TRH ótimo foi maior e as eficiências de redução de DQO e SST foram menores. Os resultados confirmam a viabilidade do tratamento conjunto de ARD e lixiviado em proporções de até 10%; não obstante, o aumento da fração de lixiviado até 10% afetou em maior proporção o desempenho do reator tratando somente ARD.

Palavras chave

Lixiviados, água residual doméstica, tratamento anaeróbico combinado.

Introducción

Debido a los graves problemas de salud pública y deterioro ambiental causados por el creciente riesgo de contaminación de acuíferos, ríos y lagos por el vertimiento de agua residual doméstica (ARD), su tratamiento es cada vez más apremiante. De ahí que esté ganando mayor atención una alternativa de manejo de aguas residuales que incluye el reuso del ARD tratada, principalmente en la agricultura, ya que favorece la recuperación de nutrientes y reduce la demanda de agua, especialmente en regiones con problemas de escasez de recursos hídricos (Bdour, Hamdi y Tarawneh, 2009).

Entre los sistemas biológicos, el tratamiento anaerobio solo o combinado con otros procesos es una tecnología consolidada para el tratamiento de ARD, principalmente en países con condiciones climáticas favorables que permiten una elevada biodegradabilidad —lo que representa una ventaja técnica y económica—, ya que en estos procesos hay una verdadera reducción de la materia orgánica, menor producción de lodos digeridos en el mismo reactor anaerobio, menores requerimientos de área comparados con otros métodos y generación de un subproducto altamente energético, como es el metano contenido en el biogás; adicionalmente, presentan un bajo o nulo requerimiento de insumos químicos, dadas las condiciones adecuadas de pH, alcalinidad y nutrientes (Foresti, 2002). En general, a temperaturas entre 20 y 45 °C se alcanzan eficiencias de reducción de demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST) del orden del 70% al 80%, con tiempos de retención hidráulico (TRH) de entre 6 y 10 horas (van Haandel *et al.*, 2006; Chernicharo, 2007).

Por otro lado, los residuos sólidos urbanos (RSU) contienen una elevada fracción de materia orgánica y la forma técnicamente más aceptada para su disposición es la de los rellenos sanitarios, los cuales generan dos tipos de subproductos, biogás y lixiviados (Shekdar, 2009). Estos últimos contienen una alta concentración de material orgánico, cuya cantidad y composición varían en función de aspectos, como la composición de los residuos, las condiciones

socioeconómicas, el clima y la hidrología del sitio, el tipo y edad de relleno, el área rellenada, el grado de compactación, la cantidad de infiltración, el sistema de drenaje e impermeabilización, etc.

En general, en los países en desarrollo, los lixiviados contienen mayores concentraciones de demanda biológica de oxígeno (DBO), nitrógeno amoniacal, metales pesados y sustancias precipitables, comparados con los lixiviados de los países desarrollados (Giraldo, 2001; del Borghi *et al.*, 2003; Fueyo, Gutiérrez y Berrueta, 2002). Todas estas características influyen en la definición del tipo de tratamiento más adecuado y tienen importantes implicaciones para su operatividad y rendimiento (Giraldo, 2001; Wang *et al.*, 2009).

Los métodos de tratamiento aplicables son los mismos que los usados para aguas residuales; sin embargo, las características de cada lixiviado deben ser consideradas. Tradicionalmente, en los lixiviados jóvenes se han usado métodos biológicos, por sus ventajas comparativas con otros métodos, pero se han debido verificar potenciales efectos inhibitorios o tóxicos, por la presencia de elevadas concentraciones de nitrógeno, sales disueltas y metales pesados; así como por la posible deficiencia de fósforo, dadas las pocas cantidades presentes en ellos (Borzaconni *et al.*, 1998; Renou *et al.*, 2008).

Por lo anterior, estos métodos no son efectivos para tratar lixiviados maduros, caracterizados por una baja relación DBO/DQO (normalmente menor que 0,3) y una alta fracción de material orgánico refractario (Wang *et al.*, 2009); sin embargo, debido a que en general en los rellenos sanitarios los lixiviados se combinan, es fundamental su caracterización para una adecuada selección del tipo de tratamiento que se va a implementar, principalmente cuando estos son almacenados en reservorios antes de su tratamiento o disposición (Canadian Council of Ministers of the Environment [CCME], 2006).

Numerosos estudios sobre la biodegradabilidad anaerobia en diferentes escalas de aplicación de lixiviados de diferentes edades y características han demostrado la potencialidad de esta tecnología, aunque se ha encontrado la necesidad de acondicionarla. Con un TRH del orden de 24 horas, con un pH ajustado a 5,75 unidades y con suministro de ácido fosfórico se ha alcanzado un desempeño eficiente (Berrueta y Castrillón, 1997; Torres, Barba y Pizarro, 2005); sin embargo, Giraldo (2001) menciona problemas de acumulación de material inorgánico precipitado dentro del reactor y en los lodos, que terminan por formar incrustaciones que limitan el volumen activo del reactor y la actividad de los lodos y taponan las conducciones del sistema de tratamiento. Ello implica la necesidad de incorporar pretratamiento para minimizar los efectos de

la toxicidad o de los materiales incrustantes o trabajar con diseños de reactores resistentes a estos fenómenos. Así mismo, en el tratamiento de lixiviados se recomienda controlar la homogeneización de caudales afluentes, a fin de minimizar su variación y las cargas orgánicas (CCME, 2006).

De este modo, el tratamiento de lixiviados incorporados a sistemas de tratamiento anaerobio de ARD se ha convertido en una práctica extendida a países donde se ha mostrado adecuada para el tratamiento de las ARD, pues es una alternativa viable y eficiente, con mayor simplicidad operacional y menores costos de implementación, operación y mantenimiento, en la cual la degradación de la materia orgánica presente en el lixiviado se ve favorecida por la dilución y capacidad de adaptación del proceso biológico (del Borghi *et al.*, 2003).

Algunos de los requerimientos para viabilizar este tratamiento conjunto son la disponibilidad de transporte del lixiviado a la planta de tratamiento de ARD (PTAR), su capacidad para asimilar la cantidad diaria de lixiviado producido y la compatibilidad del proceso con las características de ese material (Facchin *et al.*, 2000); sin embargo, debe evaluarse y evitarse la ocurrencia de fenómenos inhibitorios por el aporte de elevadas concentraciones de nitrógeno y otros compuestos potencialmente inhibitorios presentes en el lixiviado (Ceçen y Aktas, 2004).

Evaluaciones previas de biodegradabilidad y toxicidad anaerobia con el lixiviado que se presenta en este trabajo (Barba *et al.*, 2010; Torres *et al.*, 2010) muestran la potencialidad de incorporar porcentajes hasta del 10% en volumen para su tratamiento conjunto con ARD. El objetivo de este estudio fue evaluar el impacto de la incorporación de lixiviados en porcentajes del 5% y del 10% en volumen sobre el arranque de reactores anaerobios para tratar ARD.

1. Materiales y métodos

1.1 Montaje experimental

Para el desarrollo experimental se evaluaron durante ocho meses y a temperatura ambiente (27 °C) tres reactores de tipo UASB a escala de laboratorio, construidos en acrílico, cada uno con un volumen de 6 L. El reactor R1 fue alimentado con ARD, y los reactores R2 y R3, con la combinación ARD y lixiviado, en relaciones volumétricas 95:5 y 90:10, respectivamente.

1.2 Inóculo

El lodo utilizado para inocular los reactores fue obtenido de un reactor UASB que trata ARD, el cual fue aclimatado durante un mes en discontinuo mediante

el incremento gradual del porcentaje del volumen del lixiviado en el ARD hasta alcanzar las relaciones volumétricas evaluadas. El inóculo presentó una relación SV/ST de 0,54 y una actividad metanogénica específica (AME) de 0,31 g DQO/g SV.d. Las metodologías usadas para la determinación de los sólidos fueron las de la American Public Health Association (APHA, 2005) y para la AME, la de Field (1994). Los reactores fueron inoculados con un volumen de lodo igual al 50% de su volumen útil.

1.3 Sustratos

El ARD se tomó de la unidad de cribado de una planta de tratamiento de ARD de una zona típicamente residencial de la ciudad de Cali, con una concentración promedio de DQO de 435 mg/L. El lixiviado se obtuvo de un relleno sanitario que opera desde hace 10 años y recibe los residuos sólidos domésticos de 16 municipios del Valle del Cauca. El sitio de toma de muestra se seleccionó teniendo en cuenta su representatividad en la generación de lixiviados del relleno, el cual presentó una concentración promedio de DQO de 11.060 mg/L.

1.4 Estrategia de arranque

El arranque de los reactores consistió en la disminución progresiva del TRH, la cual se basó en el comportamiento estable de la concentración efluente de DQO y ácidos grasos volátiles (AGV). El TRH inicial para los tres reactores fue de 24 h, valor típicamente utilizado para el arranque de reactores anaerobios que tratan ARD. El TRH se redujo para intentar alcanzar un valor de 8 h, que es el TRH promedio de reactores UASB que tratan ARD en condiciones de clima tropical (Foresti 2002; van Haandel *et al.*, 2006; Chernicharo, 2007).

Las variables de control de los sustratos de los tres reactores fueron pH, DQO, SST, nitrógeno total Kjeldahl (NTK), NAT ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$) y P total, siguiendo los métodos de la APHA (2005), alcalinidad total y bicarbonática, de acuerdo con Field (1994), y AGV, según Franco (2000).

2. Resultados y discusión

2.1 Características de los sustratos

La composición promedio del ARD y las combinaciones evaluadas se presentan en la Tabla 1, donde se observa que la incorporación de lixiviado modificó significativamente las características del ARD, y es más notoria para el mayor porcentaje de lixiviado incorporado.

Tabla 1. Características promedio del afluente de los reactores

Variable	Reactor		
	R1	R2	R3
pH (unidades)	7,1-8,2	7,0-7,3*	6,9-7,8*
Alcalinidad bicarbonática (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	230	711	800
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	303	893	1.128
DQO total (mg.L ⁻¹)	435	982	1.421
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	330	743	1.083
SST (mg/L)	287	349	368
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	290	650	...
DBO ₅ /DQO	0,67	0,66	...
AGV (meq.L ⁻¹)	4,30	8,10	11,6
AGV/DQO filtrada	1,70	0,11	0,10
NAT (N-NH ₄ ⁺ + N-NH ₃) (mg.L ⁻¹)	63	123	172
DQO:N:P	350:46:8	350:40:5	350:60:5

* pH acondicionado.

Fuente: presentación propia de la autora.

Debido a los altos valores de pH del lixiviado, fue necesario acondicionarlo en R2 y R3 con valores cercanos a la neutralidad, a fin de garantizar condiciones óptimas para el tratamiento anaerobio. Con relación a la alcalinidad, se observó predominancia de la forma bicarbonática en los tres sustratos, lo cual fue favorable para garantizar la capacidad tampón al sistema.

Aunque la incorporación de lixiviado incrementó la concentración de DQO en R2 y R3, los valores alcanzados son comunes en ARD (Metcalf y Eddy, 2003). La poca diferencia entre la DQO total y la filtrada es indicativa de una baja cantidad de SST. Normalmente la edad del lixiviado y la mayor biodegradabilidad de un sustrato se han asociado con valores elevados de la relación DBO-DQO, que indicaría una alta potencialidad de tratamiento biológico del lixiviado evaluado; en este caso, el lixiviado proviene de una laguna de almacenamiento a la cual llegan lixiviados tanto de celdas de residuos sólidos recientes como de varios años, lo que según Giraldo (2001) puede ocurrir en la operación de rellenos sanitarios.

Debido a que la biodegradabilidad anaerobia no depende de la medida del consumo de oxígeno por parte de microorganismos aerobios, la mejor forma de evaluar la tratabilidad anaerobia del agua residual no es la relación DBO-DQO.

Contrera (2008) sugiere que una forma más adecuada es la cuantificación de las variables que efectivamente son afectadas por procesos anaerobios, como la transformación de los AGV. De este modo, la relación AGV-DQO puede constituirse en un buen indicador de la biodegradabilidad anaerobia del agua residual.

Los resultados muestran que la incorporación de lixiviado disminuye esta relación en comparación con la encontrada en el ARD, debido a la presencia en el lixiviado de DQO de difícil degradación o de compuestos biológicamente inertes (Ceçen y Aktas, 2004). Los valores de R2 y R3 son cercanos, lo que indicaría un grado de biodegradabilidad similar, lo que efectivamente se evidenció en el estudio de Barba *et al.* (2010).

Otro aspecto indicador de la biodegradabilidad anaerobia es la misma composición de los AGV. En este caso, los lixiviados presentaron una composición promedio de C2:C3:C4 (acético, propiónico, butírico) del orden 55:35:10, lo que coincide con la composición reportada por (Contrera, 2003) en un lixiviado de relleno sanitario en Brasil, en la que predomina el ácido acético. La incorporación de lixiviado aumentó las concentraciones de AGV en R2 y R3.

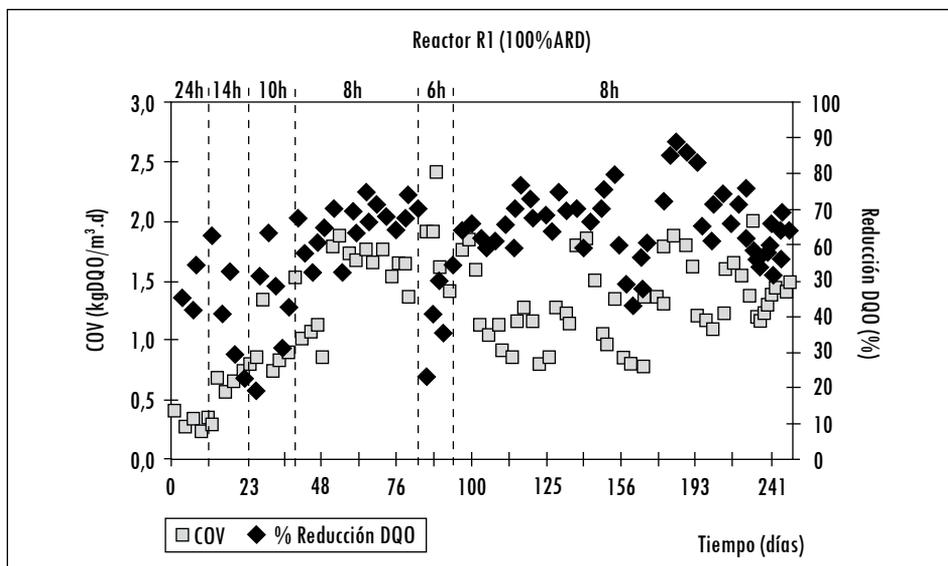
La forma predominante de nitrógeno fue la amoniacal, en la forma de ion amonio (bicarbonato de amonio) y de nitrógeno amoniacal no ionizado (NAT). Entonces, cuando el lixiviado fue incorporado al ARD, este sufrió una dilución que disminuyó considerablemente su concentración, lo cual trajo como resultado que a pesar del pH estar por encima de 7 (R2 y R3), donde la forma predominante de nitrógeno sería la de nitrógeno amoniacal no ionizado, no presentara un efecto tóxico significativo como para inhibir el proceso biológico, el cual ha sido ampliamente reportado por autores como Calli *et al.* (2006) y se ha constituido en una ventaja la incorporación del lixiviado al agua residual doméstica.

Con relación a la disponibilidad de nutrientes para el desarrollo de los procesos biológicos, se observa que para R1, R2 y R3 no existió déficit, ya que la relación DQO:N:P fue superior a 350:5:1, valor recomendado para la operación eficiente de reactores anaerobios (Chernicharo, 2007). Vale la pena resaltar que debido a que los residuos sólidos dispuestos en el relleno sanitario evaluado son predominantemente domésticos, las cantidades de metales pesados no fueron inhibitorias para el proceso biológico.

2.2 Arranque

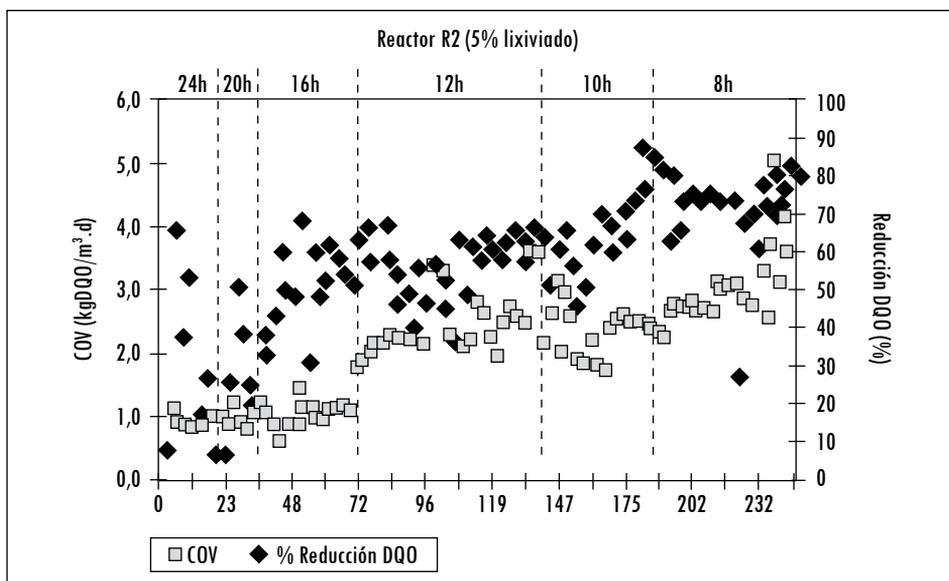
Las figuras 1a, 1b y 1c presenta el comportamiento de los reactores en términos de carga orgánica volumétrica aplicada (COV) y eficiencia de reducción de DQO durante la fase de arranque.

Figura 1a. Comportamiento de la carga orgánica volumétrica (COV) aplicada en el reactor 1 y eficiencia de reducción de DQO



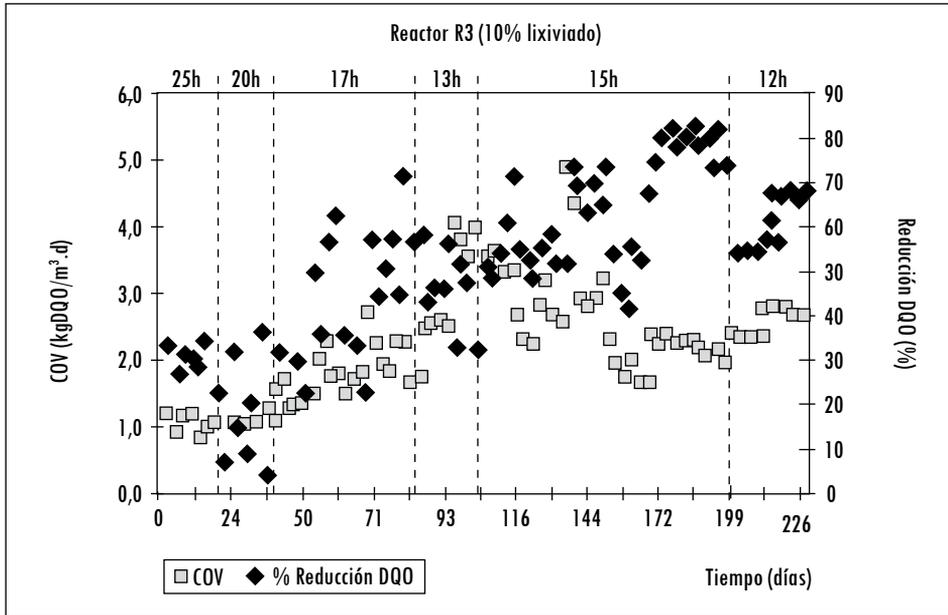
Fuente: presentación propia de la autora.

Figura 1b. Comportamiento de la carga orgánica volumétrica (COV) aplicada en el reactor 2 y eficiencia de reducción de DQO



Fuente: presentación propia de la autora.

Figura 1c. Comportamiento de la carga orgánica volumétrica (COV) aplicada en el reactor 3 y eficiencia de reducción de DQO



Fuente: presentación propia de la autora.

Para R1, la COV osciló en un rango relativamente pequeño con valores hasta $2 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. En R2 y R3 se presentaron dos rangos de variación, donde el primero (TRH entre 24 y 16 h para R2 y 25 y 20 h para R3) fue caracterizado por bajos valores de COV (alrededor de $1 \text{ kgCOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) y el segundo (TRH entre 12 y 8 h para R2 y 17 y 12 h para R3) presentó altos valores, incluso superiores los de R2 comparados con R3. Esto ya indica un mayor grado de adaptación y eficiencia de R2. Un hecho que pudo haber influido en la variación significativa de la carga aplicada durante el arranque radica en la variación en la concentración del lixiviado, por lo que para una mayor proporción de lixiviado incorporado la variación fue mayor.

Durante el arranque, en R1 se presentaron algunas señales de inestabilidad atribuidas a una leve acumulación de AGV cuando el TRH fue de 10 h; pero en un corto período recobró su estabilidad. Esto confirmó que la estrategia de arranque basada en la reducción del TRH fue adecuada y permitió que el proceso se llevara a cabo rápidamente, hasta alcanzar el TRH final o de diseño (8 h) en menos de 35 d. De igual forma, este comportamiento obedece a la composi-

ción del agua residual, caracterizada por su alta biodegradabilidad anaerobia y ausencia de compuestos inhibitorios.

La incorporación de lixiviado en R2 y R3 causó una mayor dificultad y tiempo de arranque. En R2 (5%), el tiempo que tomó la disminución de cada TRH fue relativamente corto; condiciones de estabilidad y máxima eficiencia se presentaron después de 100 d de operación con un TRH de 12 h y se presentó un período crítico cuando alcanzó las 10 h, asociado a que el reactor estaba llegando a su máxima capacidad de tratamiento. Debido a una disminución de la COV aplicada, a pesar de la reducción del TRH, el reactor pudo ser operado con la misma eficiencia hasta obtener un TRH de 8 h (192 d).

Para R3 (10%), el desarrollo del arranque fue un poco más lento y requirió mayor tiempo de estabilización para cada cambio de TRH. El período crítico del arranque fue con un TRH de 15 h, donde se necesitó un mayor tiempo para alcanzar una relativa estabilización. Una vez obtenido esto, se logró un TRH final de 12 h en 199 d. Los resultados son comparables con los reportados por (Yangin *et al.*, 2002), quienes encontraron un TRH entre 12 y 18 h para eficiencias de reducción de DQO entre 58% y 85% con COV entre 0,63 y 2 kgCOD.m⁻³, respectivamente, para 2,5% y 2% de proporción de lixiviado.

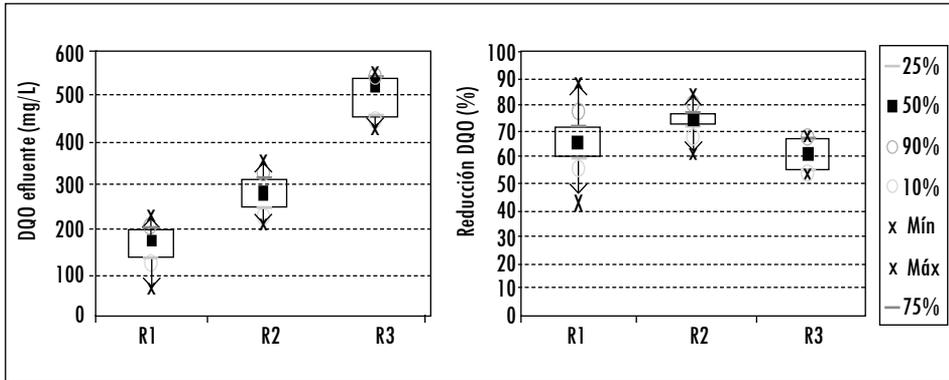
Con relación a la capacidad máxima de tratamiento alcanzada por cada reactor para el TRH óptimo conseguido en el arranque, la Tabla 2 presenta un resumen de los resultados obtenidos, y la Figura 2, el análisis estadístico.

Tabla 2. Comportamiento promedio del efluente al finalizar la etapa de arranque

Variable	Reactor		
	R1	R2	R3
TRH óptimo (h)	8	8	10
DQO efluente (mg/L)	145	283	495
Reducción DQO (%)	66	73	61
AGV/DQO filtrada	0,34	0,11	0,11
SST (mg/L)	28	43	59
Reducción SST (%)	90	84	61

Fuente: presentación propia de la autora.

Figura 2. Análisis estadístico de los resultados obtenidos



Fuente: presentación propia de la autora.

Se observa que la concentración de DQO efluente se incrementa a medida que aumenta la fracción de lixiviado incorporado al ARD, y que es más crítico para 10%. Otro aspecto que se resalta es que las concentraciones de AGV efluentes no presentaron diferencias significativas en el tratamiento con incorporación de lixiviado y sin esta; mientras la relación AGV-DQO filtrada en el efluente disminuyó de manera significativa en R1 y fue similar a la del afluente en R2 y R3.

El comportamiento de estas variables puede asociarse con que todo el material potencialmente biodegradable por la vía anaerobia fue degradado de manera eficiente y, por lo tanto, la materia orgánica no removida deberá ser tratada por otro tipo de sistema de tratamiento, como el aerobio o el fisicoquímico.

3. Conclusiones

Los resultados, en general, muestran que la incorporación de lixiviados al tratamiento anaerobio de ARD genera un impacto sobre este, y que es más notorio a medida que se incrementa el porcentaje de lixiviado. Con una fracción de 5%, el sistema anaerobio consiguió responder favorablemente, pues con el mismo TRH (8 h) la eficiencia de reducción de DQO y las concentraciones de AGV en el efluente fueron similares a los del reactor para tratar sólo ARD, además de que la COV aplicada fue superior. De todos modos, los mayores índices de concentración de DQO efluente de R2 y R3 reflejan la presencia de materia orgánica no removida por procesos anaerobios; por lo que es necesario considerar un tratamiento posterior que garantice valores cercanos o menores a los obtenidos para R1.

Referencias

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington, 2005.
- BARBA, L. E.; TORRES, P.; RODRÍGUEZ, J. A.; MARMOLEJO, L. F. y PIZARRO, C. A. Influencia de la incorporación de lixiviados sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales domésticas. *Revista Ingeniería e Investigación*. 2010, vol. 30, núm. 1, pp. 75-79.
- BERRUETA, J. y CASTRILLÓN, L. Efecto del N-NH₄⁺ sobre el tratamiento anaerobio de lixiviados de vertederos. *Ingeniería Química*. 1997, núm. 336, pp. 121-125.
- BDOUR, A.; HAMDI, M. y TARAWNEH, Z. Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. *Desalination*. 2009, núm. 237, pp. 162-174.
- BORZACCONI, L.; OTONELLO, G.; CASTELLÓ, E.; PELÁEZ, H.; GAZZOLA, A. y VIÑAS, M. Denitrification in a Carbon and Nitrogen Removal System for Leachate Treatment: Performance of a USB Reactor. En: International Association on Water Quality, *V Taller y Seminario Latinoamericano de Digestión Anaerobia*. Viña del Mar, 1998.
- CALLI, B.; MERTOGLU, B.; ROEST, K. e INANC, B. Comparison of long-term performances and final microbial compositions of anaerobic reactors treating landfill leachate. *Bioresource Technology*. 2006, vol. 97, pp. 641-647.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). *Review of the state knowledge of municipal effluent science and research. Review of existing and emerging technologies-review of wastewater treatment best management practices*. s. 1., 2006.
- CEÇEN, F. y AKTAS, O. Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater. *Environmental Engineering Science*. 2004, vol. 21, núm. 3, pp. 303-312.
- CHERNICHARO, C. A. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Em: *Reatores Anaeróbios*. Vol. 5. Belo Horizonte: UFMG, 2007.
- CONTRERA, R. C. *Tratamento biológico de líquidos percolados de aterros sanitários utilizando reator anaeróbio compartimentado*. São Paulo: Universidades de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 2003. Dissertação (Mestrado).
- CONTRERA, R. C. *Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial*. São Paulo: Universidades de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 2008. Tese (Doutorado).
- DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A. y DEL BORGHI, M. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*. 2003, vol. 17, núm. 4, pp. 277-283.
- FACCHIN, J.; COLOMBO, M.; DA SILVA, S. y REICHERT, G. Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ete lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. Em: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Porto Alegre, 2000, pp. 1-11.

- FIELD, J. *Medición de parámetros, manual de arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodo-UASB*. Cali: Universidad del Valle, CVC, Universidad Agrícola de Wageningen, 1994.
- FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water Science and Technology*. 2002, vol. 45, núm. 10, pp. 181-186.
- FRANCO, D. F. *Estudio de las metodologías analíticas para la determinación de las características físico-químicas de lodos anaerobios y sustrato*. Cali: Universidad del Valle, Facultad de Ciencias, 2000. Tesis de pregrado en Química.
- FUEYO, G.; GUTIÉRREZ, A. y BERRUETA, J. Anaerobic degradation: the effect of the combined treatment of substrates on the refractory fraction. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 2002, vol. 77, pp. 910-916.
- GIRALDO, E. Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de Ingeniería*. 2001, núm. 14, pp. 44-55.
- METCALF y EDDY. Constituents in wastewater. In: *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. 4th ed. New York: McGraw Hill, 2003, pp. 28-152.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F. y MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*. 2008, núm. 150, pp. 468-493.
- RUIZ, I.; SOTO, M.; VEIGA, M. C.; LIGERO, D.; VEGA, A. y BLASQUEZ, R. Performance of and biomass characterization in a UASB reactor treating domestic wastewater at ambient temperature. *Water S. A*. 1998, vol. 24, núm. 3, pp. 215-222.
- SHEKDAR, A. Sustainable solid waste management: an integrated approach for Asian countries. *Waste Management*. 2009, vol. 29, núm. 4, pp. 1438-1448.
- TAVARES, J.; DUARTE, V.; SILVA, W.; DANTAS, F.; BARBOSA, G. y BATISTA, J. Avaliação de parâmetros operacionais UASB tratando líquido percolado conjuntamente esgotos domésticos. Em: ABES. *VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vitória, Brasil, 2002.
- TORRES, P.; RODRÍGUEZ, J.; BARBA, L.; MORÁN, A. y NARVÁEZ, J. Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. *Revista Ingeniería y Desarrollo*. 2005, núm. 18, pp. 50-60.
- TORRES, P.; BARBA, L. E. y PIZARRO, C. A. Mitigación de la toxicidad anaerobia de lixiviados mediante mezclas con agua residual doméstica. 2010, núm. 53, pp. 64-74.
- VAN HAANDEL, A.; KATO, M.; CAVALCANTI, P. y FLORENCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 2006, vol. 5, pp. 21-38.
- WANG, X.; CHEN, S.; GU, X. y WANG, K. Pilot study on the advanced treatment of landfill leachate using a combined coagulation, fenton oxidation and biological aerated filter process. *Waste Management*. 2009, vol. 29, pp. 1354-1358.
- YANGIN, C.; YILMAZ, S.; ALTINBAS, M. y OZTURK, I. A new process for the combined treatment of municipal wastewaters and landfill leachates in coastal areas. *Water Science and Technology*. 2002, 46 (8), pp. 111-118.