

Eficiencia de un reactor anaeróbico en el tratamiento del efluente de una tenería

Elisabeth H. Behling Q.¹, Yaxcelys A. Caldera M.², Julio C. Marín L.¹,

Nancy C. Rincón L.¹ y Nola M. Fernández A.¹

¹Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia. Apartado 526, Maracaibo 4001-A, estado Zulia, Venezuela.

E-mail: ebehling@luz.ve. Fax: +58-261-7598743.

²Departamento de Química, Núcleo Costa Oriental del Lago, Universidad del Zulia.

Cabimas, estado Zulia. E-mail: yaxcelysc@hotmail.com

Resumen

Se evaluó la eficiencia de un reactor anaeróbico de manto de lodo de flujo ascendente (UASB) de 4,570 L, para el tratamiento del efluente de una tenería bajo condiciones mesofílicas. Se evaluaron las cargas orgánicas (CO) de 1,0; 2,0; 2,5 y 3,0 kg DQO/m³d, manteniendo un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 24 h. Se analizaron los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno (DQO), producción de biogás, contenido de metano, pH, alcalinidad total, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), producción de ácidos grasos volátiles (AGV) y temperatura. Se obtuvieron porcentajes promedio de remoción de DQO de 72% y 58% para las CO de 2,5 y 3,0 kg DQO/m³d, respectivamente. El sistema mantuvo el equilibrio, mostrando relaciones AGV/alcalinidad bicarbonática menores de 0,30. Los valores promedio de porcentaje de metano fueron superiores al 89%. Los resultados muestran que el sistema estudiado arrojó una relativa alta eficiencia y una alta actividad metanogénica, bajo las condiciones operacionales aplicadas en este estudio. La mayor eficiencia de remoción de la DQO se alcanzó cuando el sistema se sometió a la menor carga orgánica.

Palabras clave: Efluente de tenería, reactor UASB, carga orgánica, tratamiento anaerobio.

Efficiency of an anaerobic reactor in treatment of tannery effluents

Abstract

In this study the efficiency of an anaerobic sludge flow UASB reactor of 4.570 L in treating tannery effluents was evaluated, at mesophilic condition. The organic load (OL) of 1.0, 2.0, 2.5 and 3.0 kg COD/m³d were evaluated at a hydraulic retention time (HRT) of 24 h. The following parameters were analyzed: chemical oxygen demand (COD), biogas production, methane content, pH, total alkalinity, total suspended solids (TSS), volatile suspended solids (VSS), volatile fatty acid (VFA) production and temperature. The average COD removal percentages of 72 and 58% were obtained for OL of 2.5 and 3.0 kg COD/m³d, respectively. The system maintained equilibrium showing VFA/bicarbonate alkalinity below 0.30. The average methane percentages were high at 89%, showing a high methanogenic activity, under the operational conditions applied to this study. The results show that the system studied had a relatively high efficiency rate and a high methanogenic activity, under the operational conditions applied in this study. The greatest efficiency in removal of the DQO was reached when the system underwent the smallest organic load.

Key words: Tannery effluent, UASB reactor, organic load, anaerobic treatment.

Recibido: 29 Septiembre 2003 / Aceptado: 22 Noviembre 2004

INTRODUCCIÓN

El proceso de producción de una tenería consiste en la transformación de las pieles naturales de animales a cueros y productos relacionados (Tsotsos 1986), y consta de dos etapas: la preparación de las pieles para recibir los agentes curtientes (pelambre) y el proceso de curtido, con cromo o curtientes vegetales (Tsotsos 1986).

La transformación de la piel del animal, en un producto inalterable, requiere de una serie de tratamientos químicos que involucran la aplicación de surfactantes, colorantes organometálicos, agentes curtientes naturales o sintéticos y/o sales. Debido a la gran cantidad y baja biodegradabilidad de estos compuestos químicos, el tratamiento de las aguas residuales de las tenerías representa un problema tecnológico y ambiental considerable (Di Iaconi *et al.* 2002).

Las aguas residuales de las tenerías (ART) se caracterizan por su alto contenido de DBO₅, DQO, sólidos suspendidos y nitrógeno. También se encuentran presentes altos niveles de sulfuro, sulfatos, cloro y cromo trivalente (Tilche y Orhon 2002). Los efluentes del curtido con cromo representan un problema tóxico específico (Yamamoto y Win 1991), lo cual justifica la evaluación de diferentes tecnologías de tratamiento con el fin de mejorar la calidad del efluente final.

Las unidades fisicoquímicas, basadas en la precipitación química, se han usado comúnmente para tratar los efluentes de tenerías, pero en las últimas décadas se ha incrementado el estudio y la aplicación de los procesos basados en el tratamiento biológico (Tsotsos 1986). Los procesos aerobios se han empleado para tratar estos efluentes después del tratamiento fisicoquímico (Tsotsos 1986); sin embargo, la tendencia hoy día consiste en el tratamiento directo de estos efluentes por unidades biológicas de alta carga tales como los modernos reactores anaerobios (López *et al.* 2002).

El tratamiento anaerobio presenta algunas ventajas sobre otras tecnologías alternativas tales como: bajo costo de operación, construcción compacta, producción de energía a través del biogás y baja producción de lodo; lo cual resulta económicamente favorable para el tratamiento de efluentes industriales (Frankin 2001), permitiendo además su aplicación en aguas residuales extremadamente complejas (Van Lier *et al.* 2001).

El tratamiento de efluentes de tenería, usando procesos anaerobios, ha despertado interés debido a la posibilidad de reducir los costos de inversión y operación envueltos en el tratamiento de efluentes concentrados con componentes complejos; sin embargo, se han reportado pocas experiencias (Monteggia y Beal 1997).

El reactor anaerobio de manto de lodo de flujo ascendente (UASB) es un proceso anaerobio de reciente desarrollo, y debido a su capacidad de retener altas concentraciones de biomasa ha recibido especial atención (Bae y Lee 1999). Hoy en día, se ha aplicado con éxito para tratar una gran variedad de aguas residuales industriales y domésticas, y actualmente se ha demostrado su factibilidad (McCarty 2001); también se ha utilizado en el tratamiento de los efluentes de las industrias químicas y petroquímicas (Nadais *et al.* 2001).

El objetivo de este trabajo es evaluar la eficiencia de un reactor UASB, mesofílico a flujo continuo, en el tratamiento del efluente de una tenería.

MATERIALES Y MÉTODOS

SISTEMA EXPERIMENTAL

Se utilizó un reactor de manto de lodo de flujo ascendente (UASB) construido en plexiglás, con una capacidad de 4,570 L; 0,011 m de diámetro; 0,660 m de altura total y 0,580 m de altura de agua (Fig. 1). El mismo se inoculó con lodo anaerobio pregranulado (30% del volumen útil) proveniente de un UASB de una industria cervecera. En el fondo del reactor se colocó grava (4% del volumen útil) para proveer una distribución uniforme

del flujo.

La unidad se aclimató utilizando agua residual sintética, conteniendo nutrientes y glucosa como única fuente de carbono y energía (1000 mg DQO/L) (Owen *et al.* 1979). El sistema comenzó a funcionar por carga durante 7 días, y posteriormente se puso en funcionamiento a flujo continuo con el mismo sustrato por 7 días adicionales con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 24 horas. Luego de estabilizado (mostrado por el porcentaje de remoción de DQO y producción de biogás) se alimentó con el efluente de la tenería, iniciando con una concentración de 1000 mg DQO/L. Todos los ensayos de biodegradación se desarrollaron bajo condiciones mesofilicas ($37 \pm 1^\circ\text{C}$).

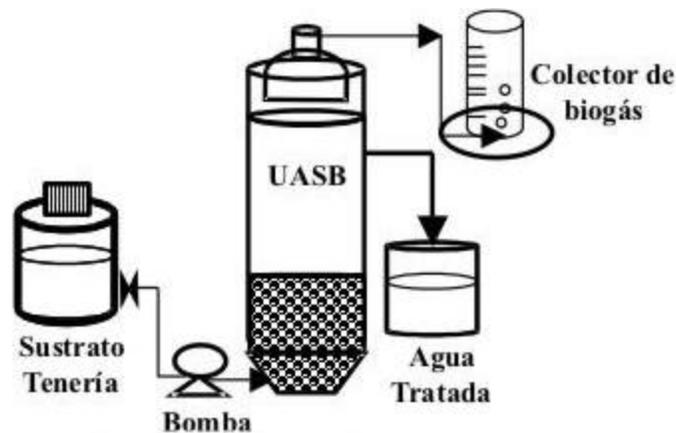


FIGURA 1. Sistema experimental

OBTENCIÓN DEL AFLUENTE DE TENERÍA

Las muestras del efluente de la tenería se colectaron en una empresa procesadora de pieles ubicada en la localidad de Puerto Escondido, estado Zulia, Venezuela, la cual para el momento de la experimentación mantenía una producción promedio diaria de 600 cueros (60% terminados y 40% para exportación). El muestreo, aleatorio simple, se realizó dos veces por semana, durante tres meses a partir de enero de 2001, y las muestras se tomaron directamente a la salida de los tanques de recepción de los efluentes provenientes de los diferentes puntos del proceso productivo: proceso de pelambre, proceso de curtido con cromo y acabado.

Las muestras de agua residual se almacenaron en envases plásticos de 20 L de capacidad, se trasladaron al laboratorio, y se refrigeraron a 4°C para su conservación. Debido a la gran cantidad de materia y partículas sedimentables fue necesario trabajar con la muestra previamente sedimentada por 24 h. El líquido sobrenadante se caracterizó e incorporó al reactor para su tratamiento, previamente diluido para obtener la carga

orgánica deseada.

CONTROL Y ANÁLISIS DEL SISTEMA

El comportamiento del reactor UASB se estudió para las cargas orgánicas (CO) de 1,0; 2,0; 2,5 y 3,0 kg DQO/m³d y un TRH de 24 h (Tabla 1). Cada CO se mantuvo hasta alcanzar valores estables en los parámetros de operación del reactor. Se realizaron diluciones con agua destilada para alcanzar las CO requeridas; sin embargo, para 3,0 kg DQO/m³del efluente se incorporó sin diluir.

TABLA 1. Condiciones de operación del reactor UASB durante el tratamiento del efluente de la tenería.

Tiempo evaluación (días)	DQO (mg/L)	TRH (h)	Carga orgánica (kg DQO/m ³ d)
1-22	1000	24	1,0
23-42	2000	24	2,0
43-57	2500	24	2,5
58-70	3000	24	3,0

Durante el proceso de biotratamiento se analizaron los siguientes parámetros operacionales: pH, alcalinidad total, DQO, sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV), tanto a la entrada como a la salida del reactor, según lo establecido en la metodología estándar (APHA *et al.* 1998).

Adicionalmente se determinó la concentración de los siguientes ácidos grasos volátiles (AGV): ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico a la salida del reactor utilizando un cromatógrafo de gas Perkin Elmer Autosystem con detector de ionización a la llama (FID), columna capilar FFAP de 15 m con 0,32 mm de diámetro interno y nitrógeno como gas de arrastre.

Las muestras se filtraron previamente a través de una membrana de nitrato de celulosa de 0,20 µm y se agregó ácido fórmico analítico al 10% para finalmente inyectar 0,3 µL de muestra en el cromatógrafo.

La temperatura del detector fue de 210°C, la del inyector 150°C y el horno funcionó con un programa de temperatura de 105 hasta 190°C con una rampa de 45°C/min (Rincón *et*

al. 2002).

El gas producido en el reactor se midió por desplazamiento del agua en un colector de gas conectado a un tanque abierto a la atmósfera, los cuales contenían agua acidificada (ácido sulfúrico 0,1 N) para reducir la solubilidad del CO_2 . Se determinó el porcentaje de metano, en el biogás, utilizando también un cromatógrafo de gas Perkin Elmer Autosystem con un detector FID, columna empacada W/Hayesep Q 80/100 6' \times ¼" \times 2 mm Marca Xpertk, operado de modo isotérmico a 150°C en el horno, 200°C en el inyector y 160°C en el detector. Se utilizó nitrógeno como gas de arrastre a 20 mL/min y el volumen de inyección fue de 1,0 mL. La cuantificación se realizó utilizando el método estándar externo, expresando los resultados en porcentaje de metano.

Se realizó un análisis de regresión simple entre la carga orgánica aplicada y los parámetros operacionales evaluados (reducción de la DQO, contenido de metano, alcalinidad total, pH, producción de biogás, sólidos suspendidos volátiles y producción de ácido acético), utilizando el paquete estadístico STATISTICA para Windows Release 4,3 Statsoft.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la caracterización inicial del efluente de tenería se muestran en la Tabla 2. De acuerdo a la normativa vigente en Venezuela (Gaceta oficial No. 5021, 1995), estas aguas residuales no deben ser vertidas a un cuerpo receptor natural sin antes ser sometidas a un proceso de tratamiento adecuado.

TABLA 2. Características iniciales del efluente de la tenería

Parámetros	Valor promedio
pH	11,4
Alcalinidad total (mg CaCO ₃ /L)	2900
SST (mg/L)	1088
SSV (mg/L)	534
DQO (mg/L)	3100
N-orgánico (mg/L)	533
Ortofosfatos (mg/L)	11,1
SO ₄ ⁼ (mg/L)	1350
Cr ⁺³ (mg/L)	11,02
Cloruros (mg/L)	2670

pH Y ALCALINIDAD TOTAL

Los valores promedio de pH y alcalinidad total, a la salida del reactor, oscilaron entre 7,40-7,84 y 1040-2667 mg CaCO₃/L, respectivamente. Estos valores se encuentran entre los rangos adecuados para el desarrollo del proceso de digestión anaeróbica (Speece 1983).

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

Durante la etapa de aclimatación, el reactor alimentado con sustrato sintético (glucosa, nutrientes y agua) mostró alta biodegradabilidad, obteniéndose valores promedio de remoción de DQO superiores a 85%, lo que demuestra la adecuada actividad metabólica del lodo anaeróbico empleado (Olivia 1997).

En la Figura 2 se muestran las variaciones del porcentaje de remoción durante la experimentación. En la primera etapa (1,0 kg DQO/m³d), se obtuvo un porcentaje de remoción de DQO promedio de 78%. Posteriormente, al incrementar la CO a 2,0 kg DQO/m³d, este porcentaje disminuyó hasta un 70%. A pesar de esta disminución, el porcentaje de remoción de DQO promedio mostró un ligero incremento cuando se aplicó la CO de 2,5 kg DQO/m³d, alcanzando un valor de 72%. Finalmente, cuando se aplicó la CO de 3,0 kg DQO/m³d, se obtuvo un porcentaje de remoción de DQO promedio de 58%.

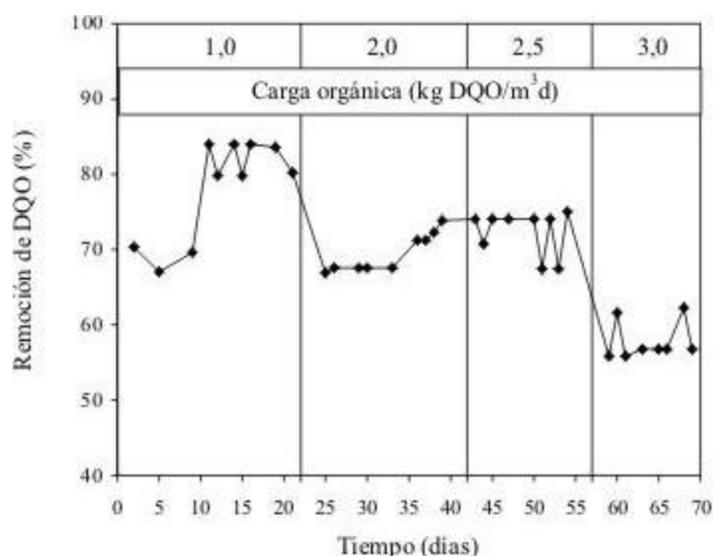


FIGURA 2. Porcentaje de remoción de demanda química de oxígeno (DQO).

La remoción de materia orgánica medida como DQO, en general, mostró una tendencia a disminuir con respecto al incremento de la CO. En la Tabla 3 se muestran los resultados obtenidos para los principales parámetros operacionales durante el proceso de biodegradación en el reactor UASB.

TABLA 3. Promedio de los principales parámetros operacionales

Carga orgánica (kg DQO/m ³ d)	Remoción de DQO(%)	AGV/AB	Metano (%)	Biogás (mL/d)
1,0	78	0,266	92	312
2,0	70	0,199	90	455
2,5	72	0,152	93	527
3,0	58	0,063	94	853

AGV: ácidos grasos volátiles. AB: alcalinidad bicarbonática

Los resultados de degradación de materia orgánica fueron satisfactorios y comparables a los reportados por otros investigadores durante el tratamiento de ART en reactores anaerobios. Monteggia y Beal (1997) realizaron estudios, a escala piloto, para el tratamiento de efluentes de una tenería (pelambre, curtido y acabado) en dos etapas separadas: con un reactor acidogénico y un reactor metanogénico mixto (UASB + filtro anaerobio, AF), obteniendo una remoción de DQO de 52, 50 y 40% para los TRH de 41,0; 27,3 y 20,5 h, respectivamente.

La concentración de DQO de las ART varió durante toda la experimentación entre 1000-4600 mg/L, concluyendo que el proceso anaerobio usado para el tratamiento de efluentes de tenería mostró buena eficiencia en reducción de DQO, cromo y sulfatos.

La causa de la disminución de la remoción de DQO, cuando se aumentó la CO, se podría atribuir al aumento de la concentración de sustancias como cromo, sulfatos, cloruros, entre otros, que afectaron el sistema, inhibiendo la actividad metabólica de los microorganismos presentes en el lodo anaerobio. A este respecto, se observó que para la máxima carga orgánica aplicada (3 kg DQO/m³.d), la concentración de cromo disminuyó de 11,02 (entrada) a 0,03 mg/L (salida), por lo que se podría afirmar que hubo una acumulación de este metal en el reactor. Algunos autores reportan que las ART incluyen cromo trivalente y sulfuros que inhiben los procesos biológicos, por lo que es necesario un pretratamiento para remover estos tóxicos antes del tratamiento biológico (Orhon *et al.* 1999). Sin embargo, otros investigadores no encontraron efectos adversos en el funcionamiento de reactores anaerobios para las concentraciones de cromo en las ART evaluadas.

Beal y Monteggia (2001) encontraron que una fracción de cromo trivalente residual se puede remover por acumulación en la biomasa, pero no observaron efectos adversos en el reactor anaeróbico por toxicidad con cromo. Monteggia y Beal (1997) reportaron que las concentraciones de cromo y su acumulación en el reactor no fueron factores decisivos en el funcionamiento del reactor, debido a que no encontraron relación entre las concentraciones de cromo y la eficiencia del reactor anaerobio.

ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (AGV)

Los valores de concentración de los AGV (ácido acético, propiónico y butírico), a la salida del reactor, evidencian la estabilidad del sistema (Fig. 3), con valores de concentración de ácido acético entre 161 y 243 mg/L. El H₂ y el ácido acético, formados por la actividad de las bacterias acetogénicas y acidogénicas bajo condiciones estables, son utilizados inmediatamente por las bacterias metanogénicas y convertidos a metano, manteniéndose así baja la concentración de AGV, un pH estable y la alcalinidad bicarbonática no se consume (Lahav *et al.* 2002).

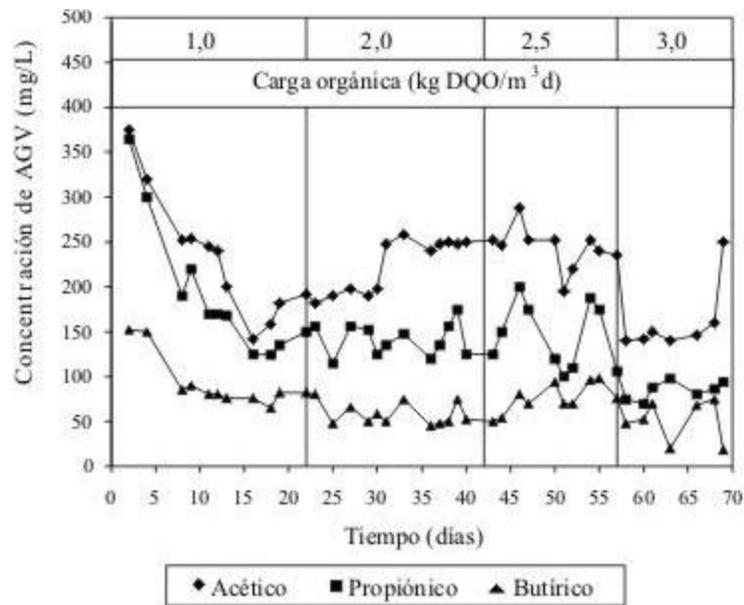


FIGURA 3. Concentración de los ácidos grasos volátiles (AGV)

Los valores promedio de la relación AGV/alcalinidad bicarbonática (AB) se muestran en la Tabla 3, donde se observa una disminución en el valor de la relación a medida que se incrementó la CO, manteniéndose estos valores por debajo de 0,4; valor indicado por algunos investigadores como condición de inestabilidad del sistema (Pley *et al.* 1993).

López *et al.* (2002) obtuvieron resultados similares durante el tratamiento de aguas residuales conteniendo agentes curtientes naturales en tres reactores UASB bajo condiciones mesofílicas (37°C) para CO de 2,5-3,0 kg DQO/m³d y TRH de 48 h, reportando relaciones de AGV/AB menores a 0,30. En algunos casos cuando tenían altas concentraciones de agentes curtientes, la presencia de AGV (principalmente ácido acético) causó inestabilidad en el reactor, indicando que la remoción de los AGV por bacterias anaerobias estuvo afectada por la presencia de agentes curtientes. Así, estos investigadores concluyeron que los agentes curtientes evaluados presentaron un comportamiento típico de sustancias recalcitrantes o de baja biodegradabilidad y afectaron levemente la degradación de otras sustancias biodegradables como la glucosa.

TASA DE PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y CONTENIDO DE METANO

En la Figura 4 se muestra la curva de producción de biogás bajo condiciones estándar de temperatura y presión (STP), observándose una tendencia a aumentar con relación al incremento de la CO del afluente.

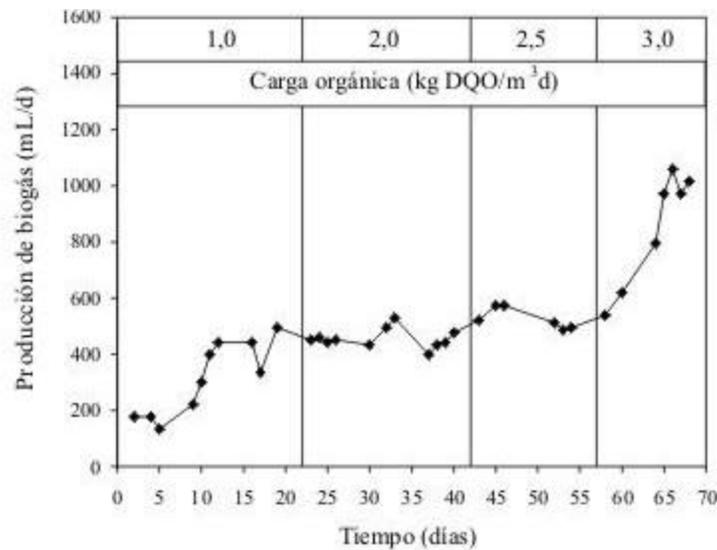


FIGURA 4. Producción de biogás

El porcentaje de producción de metano, contenido en el biogás, se presenta en la Figura 5, observándose poca variabilidad para las diferentes CO evaluadas (90-94%). Los valores de contenido de metano indican una degradación de AGV, debido a que el sistema mantuvo el equilibrio ácido-base, con valores de pH y alcalinidad total en los rangos considerados óptimos para que lleve a cabo el proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica con la producción de metano (Speece 1983).

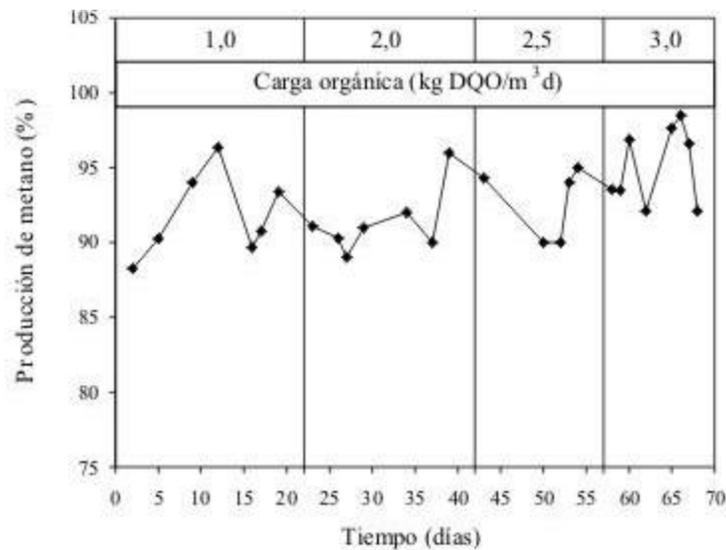


FIGURA 5. Contenido de metano en el biogás.

El análisis de regresión simple (Tabla 4) mostró que el incremento de la CO favorece la alcalinidad total del sistema ($r=0,88$) y la producción de biogás ($r=0,79$). Por otro lado, el porcentaje de remoción de DQO ($r= -0,75$), la concentración de SSV ($r= -0,37$) y la concentración de ácido acético ($r= -0,34$) decrecen con relación a esta variable. Estos

resultados indican que la CO influyó significativamente sobre la variabilidad de los parámetros evaluados (a excepción del pH y el porcentaje de metano), con lo cual se puede optimizar el funcionamiento de los reactores UASB durante el tratamiento de efluentes de tenerías.

TABLA 4. Análisis de regresión simple*, considerando la carga orgánica aplicada ($p < 0,05$; $n = 41$; r teórico = $0,30$).

Variable	Carga orgánica	Remoción DQO	Metano	Alcalinidad total	pH	Biogás	SSV	AGV (acético)
Carga orgánica		-0,75	NS	0,88	NS	0,79	-0,37	-0,34
Remoción DQO			NS	-0,76	NS	-0,69	NS	0,35
Metano				0,37	NS	NS	NS	NS
Alcalinidad total					NS	-0,88	NS	-0,45
pH						NS	NS	-0,44
Biogás							NS	-0,50
SSV								NS
AGV (acético)								NS

*: Los valores positivos indican correlación directa, los valores negativos indican correlación inversa. NS: No significativo

CONCLUSIONES

Se obtuvo una relativa alta eficiencia del reactor UASB en el tratamiento de las aguas residuales de la tenería y una alta actividad metanogénica. La mayor eficiencia de remoción de la DQO se alcanzó cuando al sistema se sometió a la menor carga orgánica, sin embargo, a cargas mayores la eficiencia disminuyó, lo cual se podría atribuir a la no transformación de la materia orgánica a ácidos grasos, debido posiblemente a una baja hidrólisis, constituyendo ésta la etapa limitante en el tratamiento anaerobio.

AGRADECIMIENTO

Al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad del Zulia (CONDES) por el financiamiento otorgado para esta investigación

LITERATURA CITADA

1. APHA, AWWA y WCF. 1998. Standard methods for examination of water and wastewater. 20th edition. American Public Health Association 1015 Fifteenth Street, N.W. Washington, D.C., USA. 1223 pp.
2. BAE J. y S. LEE. 1999. Layered structure of UASB granular gives microbial populations resistance to toxic chemicals. *Biotechnology Letters* 21:159-162.
3. BEAL L. y L. MONTEGGIA. 2001. The effect of azo dyes used in Tannery on methanogenic activity. 9th World Congress Anaerobic Digestion. Anaerobic Conversion for sustainability. Antwerpen. Belgium. 668 pp.
4. DI IACONI C., A. LOPEZ, R. RAMADORI, A. DI PINTO y E. PASSINO. 2002. Combined chemical and biological degradation of tannery wastewater by a periodic submerged filter (SBBR). *Water Research* 36: 2205-2214.
5. FRANKIN R. 2001. Full-scale experiences with anaerobic treatment of industrial wastewater. *Water Science Technology* 44 (8):1-6.
6. LAHAV O. E. SHLAFMAN, B. MORGAN, R. LOEWENTHAL y S. TARRE. 2002. Accurate on-site volatile fatty acids (VFA) measurement in anaerobic digestion-verification of a titrative method. VII Taller y Simposio Latinoamericano sobre Digestión Anaerobia. Yucatán, México. 652 p.
7. LOPEZ J., F. OMIL y R. MÉNDEZ. 2002. Anaerobic treatment of natural tannin extracts in UASB reactors. VII Taller y Simposio Latinoamericano sobre Digestión Anaerobia. Yucatán, México. 652 p.
8. MCCARTY P. 2001. The development of anaerobic treatment and its future. *Water Science Technology* 44 (8):149-156.
9. MONTEGGIA L. y L. BEAL. 1997. Two-phase anaerobic treatment of tannery wastewater – a pilot plant investigation. 8th International Conf. on Anaerobic Digestion. Japan. Vol. 3. 499 p.
10. NADAIS A., I. CAPELA, L. ARROJA y A. DUARTE. 2001. Effects of organic, hydraulic and fat shocks on the performance of UASB reactor with intermittent operation. *Water Science Technology* 44(4):49-56.
11. ORHON D., E. ANTES y E. UBAY ÇOKGÖR. 1999. Characterization and modeling of activated sludge for tannery wastewater. *Water Environmental Research* 71(1):50-63.

12. OWEN W., D. STUCKEY, J. HEALY, L. YOUNG y P. MCCARTY. 1979. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research* 13:485-492.
13. OLIVIA L.C.H.V. 1997. Tratamiento de esgotos sanitarios com reactor anaerobio de manta de lodo protótipo. Desempenho e Despostas Dinâmicas a Sobrecargas Hidráulicas. Tese (Doutorado)- Escola de Engenharia de Sao Carlos Universidade de Sao Paulo. 207 p.
14. PLEY R., W. BOYLE y J. CONVERSE. 1993. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength. *Journal Water Pollution* 58(5): 406-411.
15. REPÚBLICA DE VENEZUELA. 1995. Decreto No. 883 del 18 de diciembre. *Gaceta Oficial Extraordinaria* No. 5021. Caracas, Venezuela.
16. RINCON N., E. CHACÍN, J. MARÍN, J. MOSCOSO, L. FERNÁNDEZ, M. TORRIJOS, R. MOLETTA y N. FERNÁNDEZ. 2002. Tiempo de retención hidráulico óptimo para el tratamiento anaerobio de aguas de producción de petróleo liviano. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia* 25 (2): 90-99.
17. SPEECE R. 1983. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. *Environmental Science Technology* 17:416-427.
18. TILCHE A. y D. ORHON. 2002. Appropriate basis of effluent standards for industrial wastewaters. *Water Science Technology* 45 (12):1-11.
19. TSOTSOS D. 1986. Tanneries: a short survey of the methods applied for wastewater treatment. *Water Science and Technology* 18:69-76.
20. VAN LIER J., F. VAN DER ZEE, N. TAN, S. REBAC y R. KLEEREBEZEM. 2001. Advances in high-rate anaerobic treatment: staging of reactor systems. *Water Science Technology* 44 (8): 15-25.
21. YAMAMOTO K. y K. WIN. 1991. Tannery wastewater treatment using a sequencing batch membrane reactor. *Water Science and Technology* 23:1639-1648.