

TRATAMIENTO DE UN SUSTRATO COMPLEJO EN UN REACTOR ANAERÓBICO DE MANTO DE LODO DE FLUJO ASCENDENTE (UASB)

E. Behling, N. Rincón, J. Marín, M. Herrera, E. Chacín
y N. Fernández

Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA),
Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia,
Apartado Postal 526. Maracaibo 4001-A, estado Zulia, Venezuela.
E-mail: nfernan@luz.ve, ebehling@cantv.net.

Resumen. Se estudió la degradación anaeróbica de un agua residual sintética compuesta por una mezcla de glucosa, caseína y aceite vegetal como fuente de carbohidratos, proteínas y lípidos, respectivamente, utilizando un reactor anaerobio de manto de lodo de flujo ascendente (UASB) de 4,57 L, bajo condiciones mesofílicas. El flujo del afluente fue de 8,3 L/d y el tiempo de retención hidráulico de 12 h. El reactor fue inoculado con un lodo granular proveniente de una cervecería. El rango de cargas orgánicas aplicadas fue de 2-10 kgDQO/m³d, equivalente a una demanda química de oxígeno (DQO) total de 1.000-5.000 mg/L en el afluente. Durante la experimentación fueron monitoreados los siguientes parámetros: pH, temperatura, alcalinidad total, producción de biogás, contenido de metano, DQO, producción de ácidos grasos volátiles y sólidos suspendidos. Los resultados muestran un mejor comportamiento del sistema cuando la DQO del afluente fue de 4.000 mg/L, correspondiente a una carga orgánica de 8 kgDQO/m³d, obteniéndose una remoción de DQO total de 89,06%, un contenido de metano de 8,53 L/d (STP) que corresponde a (2,06m³CH₄/m³ volumen de reactor por día). La producción de metano fue de 0,289 m³CH₄/kgDQO removido.

Palabras clave: Biodegradación, materia orgánica, sustrato complejo, tratamiento anaeróbico, UASB.

Recibido: 11 Marzo 2002 / Aceptado: 21 Junio 2002
Received: 11 March 2002 / 21 June 2002

TREATMENT OF A COMPLEX SUBSTRATE IN AN UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET REACTOR (UASB)

Abstract. The anaerobic degradation of a synthetic waste water composed of a mixture of glucose, casein, and vegetable oil as a source of carbohydrates, proteins and lipids, respectively, was studied using an up-flow anaerobic sludge blanket reactor of 4.57 L under mesophilic conditions. The influent rate was 8.3 L/d and the hydraulic retention time was 12 h. The reactor was seeded with granular sludge from a brewery. The range of organic loads applied was from 2 to 10 kgCOD/m³d, equivalent to a chemical oxygen demand (COD) of 1000 to 5000 mg/L in the influent. During the experiment, the following parameters were monitored: pH, temperature, total alkalinity, biogas production, methane content, COD, production of volatile fatty acids and suspended solids. Results showed that the best system performance was achieved when the affluent COD was 4000 mg/L, corresponding to an organic load of 8 kgCOD/m³d, giving a total COD removal of 89.06%, with a methane content of 8.53 L/d (TPS) that corresponds to 2.06 m³CH₄/m³ reactor volume per day. The methane production rate was 0.289 m³CH₄/kgCOD removed.

Key words: Anaerobic treatment, complex substrate, biodegradation, organic matter, UASB.

INTRODUCCIÓN

Desde hace muchos años tanto los efluentes de las empresas establecidas cerca de las riberas del Lago de Maracaibo, como los efluentes municipales, han contribuido a la contaminación de este cuerpo de agua, originando problemas de eutroficación y disminución de la disponibilidad de oxígeno disuelto en el mismo (Herman 1997), por lo que se hace prioritario la evaluación de tecnologías de tratamiento para dichos efluentes. Debido a esta necesidad y en virtud del auge que han tenido los reactores anaeróbicos de manto de flujo ascendente (UASB) en el tratamiento de efluentes industriales (Macarie 1996, Van Lier *et al.* 2001) en este trabajo se evaluó la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) bajo diferentes cargas orgánicas, a partir de un sustrato complejo consti-

tuido por una mezcla de carbohidratos, lípidos y proteínas, bajo condiciones mesofílicas. Los parámetros operacionales estudiados fueron los siguientes: pH, alcalinidad total, producción de biogás, producción de metano, sólidos suspendidos, ácidos grasos volátiles, con el fin de optimizar las variables de operación y el rendimiento en este tipo de reactores.

MATERIALES Y MÉTODOS

SISTEMA EXPERIMENTAL

Se utilizó un reactor UASB que contenía un volumen vacío de 4,57 L (Tabla 1), del cual un 30% fue inoculado con un lodo pregranulado procedente de una industria cervecera de la localidad, con un contenido de sólidos totales de 192 kg/m³ y sólidos volátiles de 151 kg/m³. El volumen restante del reactor se completó con agua residual sintética. Este afluente se aplicó a un flujo de 5,76 mL/min con

TABLA 1. Características del reactor anaeróbico de manto de flujo ascendente (UASB), utilizado para evaluar la biodegradación anaeróbica de un sustrato complejo.

Característica	Medida
Volumen vacío (mL)	4570
Volumen útil (mL)	4150
Cámara de biogás (mL)	420
Altura total (cm)	65,70
Altura del cono (cm)	10
Altura de agregado (cm)	5
Altura líquida (cm)	57,50
Diámetro interno cilindro (cm)	9,50
Diámetro externo cilindro (cm)	10,5
Diámetro máximo cono (cm)	9,5
Diámetro mínimo cono (cm)	6

el fin de garantizar un tiempo de retención hidráulico (TRH) de aproximadamente 12 h.

El reactor fue conectado herméticamente a un cilindro graduado para registrar el volumen de biogás producido, mediante desplazamiento de agua acidificada (H_2SO_4 0,1 N) (Figura 1). La temperatura de experimentación fue de $37 \pm 1^\circ C$.

AGUA RESIDUAL SINTÉTICA

El sistema se alimentó con un agua residual sintética (Tabla 2) (Chacín 1993) enriquecida con glucosa (MERCK), caseína (MERCK) y aceite vegetal (BRANCA), como fuentes de carbohidratos, proteínas y lípidos, respectivamente. El sustrato fue preparado diluyendo la glucosa en agua destilada, la caseína en medio básico (NaOH 6 N) y el aceite en un producto comercial emulsificante biodegradable (BioSolve).

Durante el experimento la DQO del agua residual sintética varió desde 1.000 hasta 5.000 mg/L, combinando arbitrariamente diferentes proporciones de los sustratos (glucosa, caseína y aceite vegetal) con el fin de obtener los valores de DQO requeridos (Tabla 3).

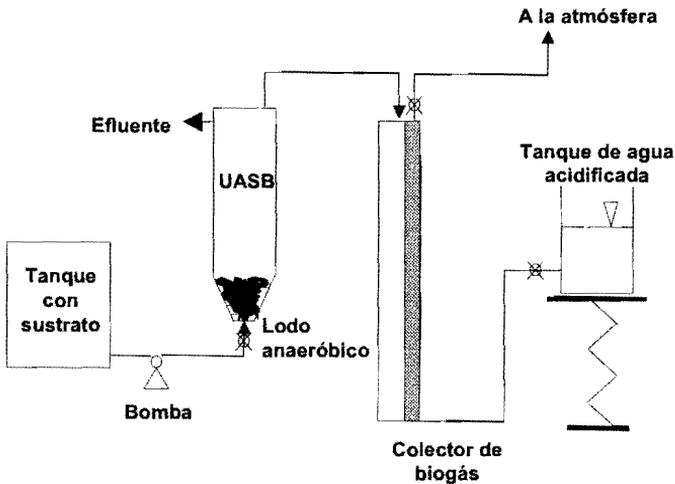


FIGURA 1. Esquema del sistema experimental usado para el tratamiento del sustrato complejo (reactor UASB).

TABLA 2. Composición del agua residual sintética utilizada residuo utilizada para evaluar la biodegradación anaeróbica de un sustrato complejo (Chacín 1993).

Constituyente	Concentración
Sustrato (DQO)	1,00 - 5,00 g/L
Caldo lactosado	0,50 g/L
NH ₄ Cl	0,28 - 2,26 g/L
NaHCO ₃	0,50 - 3,00 g/L
KH ₂ PO ₄	0,027 - 0,25 g/L
K ₂ HPO ₄	0,035 - 0,28 g/L
(NH ₄) ₂ SO ₄	0,13 g/L
MgCl ₂	0,085 g/L
CaCl ₂	0,04 g/L
FeCl ₂ .6H ₂ O	0,64 g/L
NiSO ₄ .6H ₂ O	500 µg/L
MnCl ₂ .4H ₂ O	500 µg/L
ZnSO ₄ .7H ₂ O	500 µg/L
H ₃ BO ₃	100 µg/L
CoCl ₂ .6H ₂ O	50 µg/L
CuSO ₄ .5H ₂ O	5 µg/L
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	40 µg/L

Puesto que los lípidos son resistentes a la biodegradabilidad, el aceite vegetal siempre se utilizó en la menor proporción posible.

Los valores de pH fueron regulados entre 6,6 y 7,4 mediante la adición de NaHCO₃, con la finalidad de garantizar las condiciones necesarias para el adecuado desarrollo de la población metanogénica (Foresti 1994).

TABLA 3. Características del sustrato complejo utilizado como afluente en el reactor UASB. La carga orgánica se obtuvo a partir de combinaciones arbitrarias de glucosa, caseína y aceite vegetal.

Tiempo (Días)	DQO (g/L)	Carga Orgánica (kgDQO/m ³ d)
01 - 18	1,0	2,0
19 - 33	1,5	3,0
34 - 48	2,5	5,0
49 - 63	3,0	6,0
64 - 83	4,0	8,0
84 - 109	5,0	10,0

CONTROL, MUESTREO Y ANÁLISIS DEL SISTEMA

Algunas condiciones experimentales (flujo del afluente, temperatura ambiental y presión atmosférica) debieron mantenerse constantes para garantizar el buen funcionamiento del sistema.

Los parámetros de control usados para determinar el comportamiento del reactor fueron: pH, alcalinidad total (método volumétrico estándar), ácidos grasos volátiles (AGV), demanda química de oxígeno (DQO) (método volumétrico estándar), producción de biogás, contenido de metano, concentración de sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV) (método gravimétrico estándar) (APHA, AWWA, WEP 1998).

Las concentraciones de AGV en el efluente se determinaron utilizando un cromatógrafo Perkin Elmer Autosystem provisto de una columna capilar FFAP marca Quadrex de 15 m de longitud, 0,32 mm de diámetro y 0,25 m de diámetro de poro interno. En el equipo se empleó un programa isotérmico, nitrógeno como gas de arrastre (28 mL/min), un detector de ionización a la llama (FID) (200°C) y un integrador electrónico PE Nelson modelo 1022. Los resultados se expresaron en mg/L. Las muestras se filtraron previa-

mente a través de una membrana de nitrato de celulosa (diámetro de poro 0,20 m). Cada filtrado se mezcló con ácido fórmico grado analítico (10:1) para posteriormente ser inyectado en el cromatógrafo de gases (4 μ L).

La proporción de metano presente en las muestras de biogás se determinó empleando el cromatógrafo de gases descrito anteriormente, provisto de una columna de vidrio empacada W/Hayesep Q 80/100 6¼' \times 2 mm marca Xpertk. En el equipo se empleó un programa isotérmico, nitrógeno como gas de arrastre (20 mL/min) y un detector FID (160°C). Los resultados se expresaron en porcentaje (%) de CH₄.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

SÓLIDOS SUSPENDIDOS

En la Figura 2 se muestran los cambios en las concentraciones de SST y SSV durante la biodegradación anaeróbica del efluente complejo. Esta variabilidad estuvo influenciada por el aumento de la

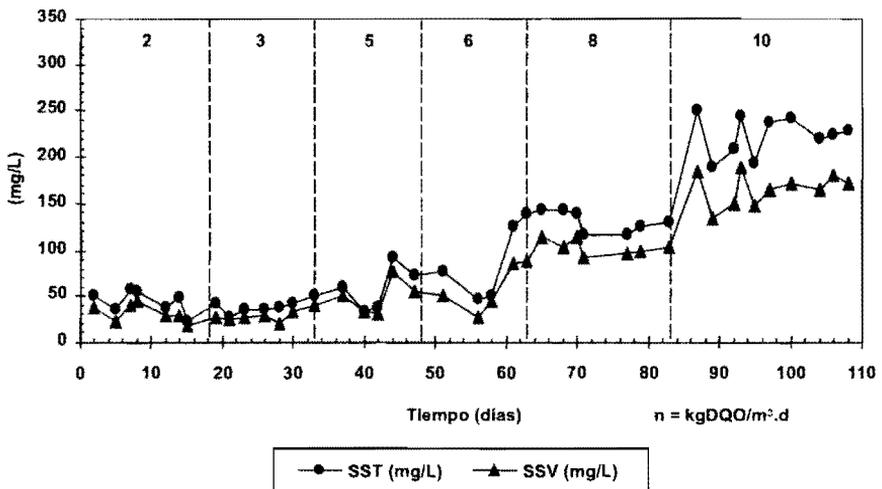


FIGURA 2. Variación de la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV) durante el tratamiento del sustrato complejo en reactor UASB.

carga orgánica del afluente. El incremento de la carga orgánica provoca un aumento de la producción de biogás, lo cual favorece la turbulencia del licor-mezcla en el tope del reactor, originando la salida de sólidos suspendidos en el efluente (Fang *et al.* 1993). Por otro lado, cuando la biomasa del lecho de lodo es pequeña, la velocidad de generación de los gránulos excede la de rompimiento, pero a medida que esta biomasa crece, la velocidad de rompimiento se incrementa hasta lograr la estabilización. Además, al incrementarse la carga orgánica aumenta la producción de ácidos en la zona activa baja del lecho de lodo, creando condiciones de altas presiones parciales de hidrógeno, las cuales originan condiciones necesarias para el crecimiento de las bacterias formadoras de gránulos (Sam-Soon *et al.* 1987, Moosbrugger *et al.* 1993, Wentzel *et al.* 1994). El diseño de un sistema de separación de sólidos más eficiente para altas cargas orgánicas, ayudaría a controlar esta pérdida de lodo en el efluente.

ALCALINIDAD TOTAL Y PH

Se observó la disminución de la alcalinidad total y el pH conforme se aumentaba la carga orgánica del afluente. Esta eventualidad se controló con la adición de NaHCO_3 (entre 0,5 y 3,0 g/L) para mantener la alcalinidad total dentro de los valores recomendados para sistemas anaeróbicos ($>1.000 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$) (Wheatley 1990). La alcalinidad total en el efluente del reactor UASB presentó valores entre 1.056 y 2.520 mgCaCO_3/L .

Los valores de pH en el efluente estuvieron entre 6,72 y 7,35 los cuales corresponden con los rangos reportados por otros investigadores para el crecimiento óptimo de los metanógenos (entre 6,6 y 7,4) (Foresti 1994). El decrecimiento de los valores de pH se debió a la formación de ácidos orgánicos dentro del reactor como subproducto del metabolismo microbiano.

REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

Los cambios en los porcentajes de remoción de DQO con respecto al tiempo se muestran en la Figura 3. Durante la primera carga aplicada (DQO=1.000 mg/L) (primeros 18 días de experimenta-

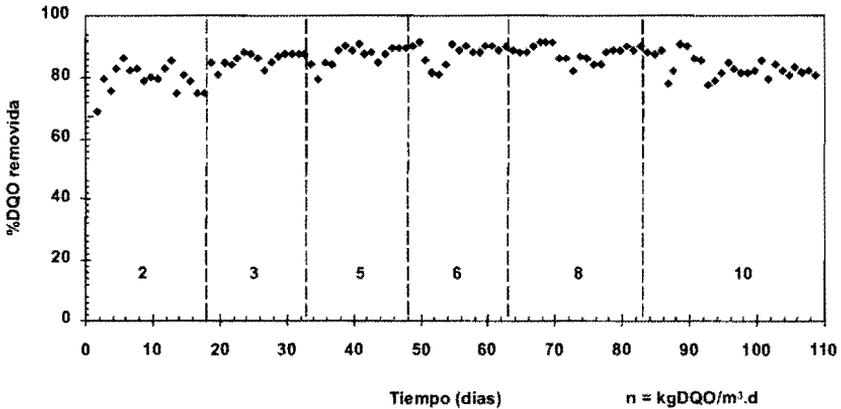


FIGURA 3. Variación del porcentaje de remoción de la DQO durante el tratamiento del sustrato complejo en reactor UASB.

ción), se observó una notable variación del porcentaje de remoción de la DQO, desde 65,35 hasta 73,74%.

Durante los siguientes quince días (19 al 33) se incrementó la carga orgánica a 3 kgDQO/m³d (1.500 mg/L DQO), obteniéndose una eficiencia en términos de DQO de 86,53%, con valores de alcalinidad total y pH de 1.320 mgCaCO₃/L y 6,75, respectivamente.

A partir del día 34 de experimentación la DQO del afluente se aumentó a 2.500 mg/L (hasta el día 48). Durante estos 15 días el pH (6,9) y la alcalinidad total (1.325 mgCaCO₃/L) aumentaron progresivamente con el tiempo, lo cual hizo innecesaria la adición de NaHCO₃. El porcentaje de remoción de DQO obtenido fue de 88,43%.

Seguidamente, la carga se incrementó a 6 kgDQO/m³d (3.000 mg/L DQO). El porcentaje de remoción de DQO para estos 15 días (49 al 63 de experimentación) se mantuvo en un valor promedio de 89,00% y un pH de 7,00.

Durante los días 64 al 83 la carga orgánica se aumentó a 8 kg DQO/m³d (4.000 mg/L DQO). El pH y la alcalinidad total se incrementaron con el tiempo durante esta etapa, para encontrarse un valor de 7,10 y 1.580 mgCaCO₃/L, respectivamente el día 83 de experimentación. Durante esta carga se obtuvo la máxima eficiencia en tér-

minos de remoción de DQO (89,06%), el cual es ligeramente superior al obtenido en la carga anterior. Para esta etapa el tiempo para la estabilización fue de 20 días.

Finalmente, se le impuso al sistema una nueva carga orgánica de 10 kg DQO/m³d (5.000 mg/L DQO). A partir del día 5 el pH y la alcalinidad disminuyeron por lo que hizo necesaria la adición de NaHCO₃ (2 g/L). El día 15 se incrementó nuevamente la cantidad de NaHCO₃ adicionado a 3.0 g/L. Durante esta carga se observó gran variación de los valores de pH y alcalinidad total, así como también la disminución de la eficiencia de remoción de DQO (79,80%), lo que da indicios de inestabilidad en el funcionamiento del reactor. Los valores de pH y alcalinidad fueron 7,35 y 2.520 mgCaCO₃/L, respectivamente.

La variación de las proporciones de glucosa, caseína y aceite vegetal para obtener las cargas orgánicas requeridas en el afluente, no influyó sobre el porcentaje de remoción de DQO, lo cual sugiere que el factor que determina la eficiencia en la remoción es la DQO inicial y no la composición del sustrato, según los resultados encontrados en este estudio.

Se han reportado eficiencias de remoción de DQO de 83%, 92% y 86% al tratar residuos que contienen sacarosa, acetato y aguas residuales de una industria de helados respectivamente, mediante la aplicación de utilizando reactores UASB (Yang *et al.* 1993). Por otro lado, Fang *et al.* (1993), estudiando un reactor UASB de 8,5 L alimentado con un sustrato compuesto por una mezcla de sacarosa y leche a 37°C y sometido a elevadas cargas orgánicas (18-260 kgDQO/m³d; 6.000-20.000 mg/L de DQO), encontraron porcentajes de remoción de DQO total entre 75 y 90%. Estos resultados corresponden con los obtenidos en la presente investigación, considerando la naturaleza compleja de los afluentes.

PRODUCCIÓN DE METANO

Durante la fase de aclimatación (1.000 mg/L DQO) se obtuvo una producción de biogás de 2,6 L/d, al mismo tiempo, el gas tenía

poco contenido de metano, mostrando un valor mínimo de 49,7%. Cuando el reactor logró condiciones de estabilidad (tasa constante de producción de metano) la producción de metano fue de 2,2 L/d, bajo condiciones estándar de temperatura y presión (STP), lo cual se transfiere a 0,53 m³CH₄/m³ de reactor por día. El contenido de metano para esta etapa de estabilización fue de 65,98% (Figuras 4 y 5).

Cuando se aplicó la carga de 3 kgDQO/m³d la producción de biogás y el contenido de metano se incrementaron, obteniéndose

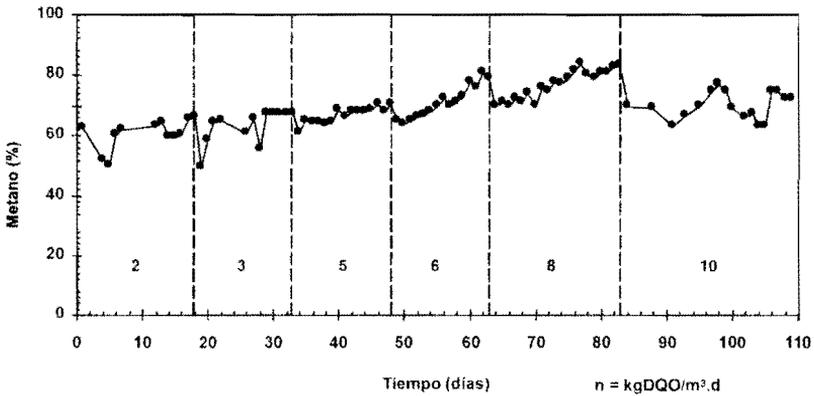


FIGURA 4. Variación del porcentaje de metano producido durante el tratamiento del sustrato complejo en reactor UASB.

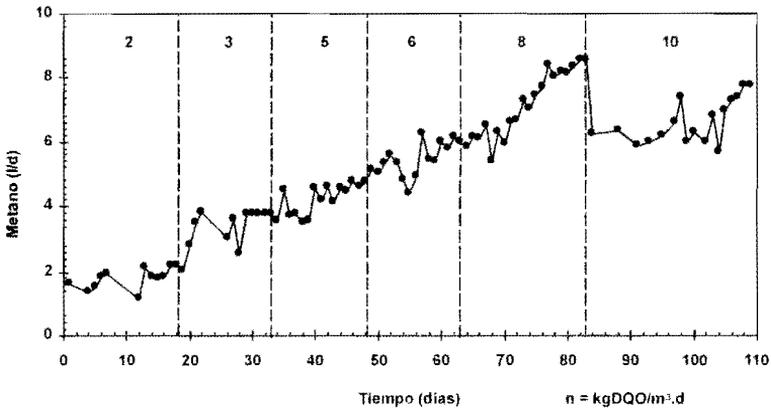


FIGURA 5. Variación de la tasa de producción de metano durante el tratamiento del sustrato complejo en reactor UASB.

5,6 L/d de biogás y 3,8 L/d de metano (STP) ($0,91 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{m}^3\text{d}$), cuando se alcanzaron las condiciones de estabilidad.

La producción de biogás y el contenido de metano aumentaron conforme se aumentaba la carga orgánica en el reactor. Sin embargo, al aplicar la carga orgánica de $10 \text{ kgDQO}/\text{m}^3\text{d}$ se observó una disminución de la tasa de producción de biogás y metano, ocasionado probablemente por las condiciones de inestabilidad del lodo anaeróbico, el cual fue incapaz de digerir esta alta carga de materia orgánica, afectando directamente la comunidad microbiana. Este hecho refleja que la velocidad de hidrólisis del sustrato (glucosa + caseína + aceite vegetal) disminuyó notablemente, lo cual sugiere que se debe aumentar el tiempo de retención hidráulico para que el período de contacto microorganismo-sustrato sea suficiente como para dar lugar a la hidrólisis de las moléculas complejas.

ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

Al inicio de la aplicación de las diferentes cargas orgánicas estudiadas, se observó una alta producción de ácidos orgánicos, los cuales fueron gradualmente degradados con el paso del tiempo, disminuyendo su concentración (Figura 6). Esto se debe a que las bacterias

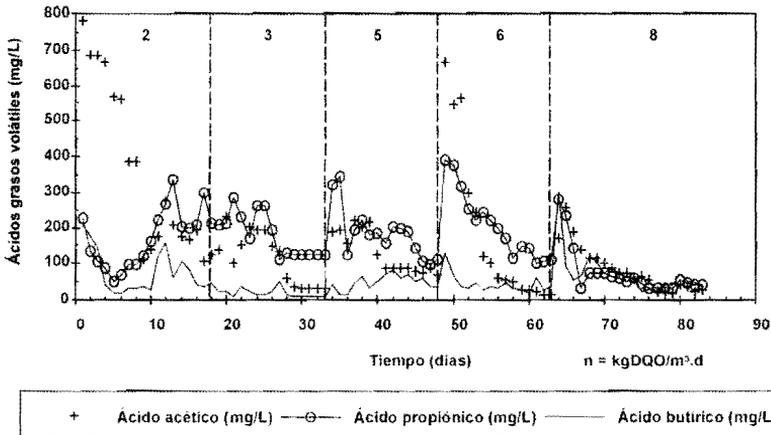


Figura 6. Variación de las concentraciones de los ácidos grasos volátiles (acético, propiónico y butírico) durante el tratamiento del sustrato complejo en reactor UASB.

rias acidogénicas crecen más rápidamente que los metanógenos, produciendo una gran cantidad de ácidos que posteriormente son lentamente biodegradados en las siguientes fases por las bacterias acetogénicas y metanógenos para convertirlos en metano (Mosey *et al.* 1989).

Por lo general las concentraciones de ácido propiónico estuvieron por encima de las de ácido acético y butírico, con excepción de las etapas de cambio de carga orgánica, especialmente de 2 y 6 kgDQO/m³d, en las cuales las concentraciones de ácido acético fueron predominantes.

Durante todo el período de experimentación se observó que la velocidad de transformación del ácido propiónico fue menor que la del butírico, puesto que la concentración del primero en el efluente fue siempre mayor que la del segundo, corroborando de esta manera lo expuesto por Harper *et al.* (1986), referente a la menor espontaneidad de la transformación de propionato a acetato, que con respecto a la de butirato a acetato.

También se observó que cuando se aplicó la carga de 3 kgDQO/m³d no se obtuvieron variaciones significativas de los ácidos grasos en el efluente, puesto que la concentración inicial de ácido butírico y propiónico se mantuvo prácticamente igual al último valor de la carga anterior, la cual posteriormente disminuyó gradualmente con respecto al tiempo. Al inicio de esta carga la concentración de ácido acético presentó una variación de 122 mg/L a 229 mg/L, debido al período de aclimatación de los metanógenos.

La proporción de los ácidos grasos volátiles en el efluente fue la siguiente: propiónico > acético > butírico. A medida que se incrementó la carga orgánica estas proporciones disminuyeron, encontrándose que para la carga de 8 kgDQO/m³d las concentraciones de estos tres ácidos grasos eran prácticamente las mismas (< 41 mg/L). En este momento la concentración de metano fue la mayor obtenida en la experimentación, fenómeno que ocurre debido a que todos los ácidos grasos, incluso el ácido propiónico, fueron casi totalmente degradados a metano.

CONCLUSIONES

El reactor anaerobio de manto de lodo de flujo ascendente (UASB) es eficiente para tratar sustratos complejos que contengan mezclas de carbohidratos, proteínas y lípidos, lográndose eficiencias de remoción de DQO y producción de metano mayores al 80%.

El mejor comportamiento del reactor UASB se obtuvo cuando se aplicó en el afluente una DQO de 4.000 mg/L, lo cual corresponde a una carga orgánica de 8 kgDQO/m³d, alcanzándose una remoción de DQO total de 89,06%, producción de metano de 0,289 m³CH₄/m³ DQO removida (82,9%).

La adición de bicarbonato de sodio en el afluente contribuyó a regular el pH y la alcalinidad total en el licor-mezcla para garantizar el buen desenvolvimiento de la comunidad microbiana.

Durante la etapa de mayor carga orgánica aplicada (10 kgDQO/m³d), el sistema presentó condiciones de inestabilidad, mostradas por los bajos porcentajes de producción de metano y remoción de DQO.

La variación de las proporciones de los componentes del sustrato complejo aplicado (glucosa, caseína, y aceite vegetal), no afectó la biodegradación de la materia orgánica, debido a que se mantuvieron altos los porcentajes de producción de metano y remoción de DQO, excepto durante la mayor carga orgánica estudiada (10 kgDQO/m³d).

AGRADECIMIENTO

Este trabajo fue financiado por el Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de La Universidad del Zulia (CONDES-LUZ).

LITERATURA CITADA

APHA-AWWA-WEF. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th Edition. USA. p. 1192.

- FANG, H. y H. CHUI. 1993. Maximum COD loading capacity in UASB reactors at 37°C. *J. Environ. Eng.* 119(1): 103-119.
- FORESTI, E. 1994. Fundamentos do processo de digestão anaróbia. Trabajo presentado en el II Seminario-Taller latinoamericano sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales. Montevideo, Uruguay. p. 97-110.
- HARPER, S. y F. POHLAND. 1986. Recent development in hydrogen management during wastewater treatment. *Biotech. Bioeng.* XXVIII: 585-602.
- HERMAN, S. 1997. Proceso de salinización en el Lago de Maracaibo. Instituto para el Control y la Conservación de la Cuenca del Lago de Maracaibo (ICLAM). Venezuela. p. 109.
- MACARIE, H. 1996. La digestión anaerobia, una tecnología adecuada para el tratamiento de las aguas residuales de algunas industrias químicas y petroquímicas. Trabajo presentado en el IV Seminario-Taller latinoamericano sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales. p. 315-323.
- MOOSCRUGGER, R., M. WENTZEL, G. EKAMA y G. MARAIS. 1993. Treatment of wine distillery waste in UASB systems-feasibility, alkalinity requirements and pH control. *Wat. Sci. Tech.* 28(2): 45-54.
- MOSEY, F. y X. FERNANDES. 1989. Patterns of hydrogen in biogas from the anaerobic digestion of milk-sugars. *Wat. Sci. Tech.* 21: 187-196.
- SAM-SOON, P., R. LOEWENTHAL, P. DOLD y P. MARAIS. 1987. Hypothesis for pelletisation in the upflow anaerobic sludge bed reactor. *Water SA.* 13(2): 69-80.
- VAN LIER, J., A. TILCHE, B. AHRING, H. MACARIE, R. MOLETTA, M. DOHANYOS, L. HULSHOFF, P. LENS y W. VERSTRAETE. 2001. New perspectives in anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.* 43, 1-18.
- WENTZEL, M., R. MOOSBRUGGER, P. SAM-SOON, G. EKAMA, y G. MARAIS. 1994. Tentative guidelines for waste selection, process design, operation and control of upflow anaerobic sludge bed reactors. *Wat. Sci. Tech.* 30(12): 31-42.
- WHEATLEY, A. 1990. Anaerobic digestion: The fundamental sewage treatment processes and pollution control. *WT, SP.* 130: 1-37.
- YANG, G. y G. ANDERSON. 1993. Effects of wastewater composition on stability of UASB. *J. Environ. Eng.* 119(5): 958-977.