
ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD ANAEROBIA DE AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN UNA PLANTA REFINADORA DE ACEITE DE SOJA

Maikel Fernández, Arelis Abalos, Sandra Crombet e Hiliana Caballero

RESUMEN

La digestión anaerobia es utilizada para disminuir la materia orgánica en las aguas residuales debido a la baja producción de lodos. A su vez permite obtener biogás como fuente de energía renovable. En este trabajo se evaluó la biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales de una planta refinadora de aceites comestibles utilizando el sedimento de un río contaminado (SRY) como inóculo. La actividad metanogénica específica del inóculo es de 0,091g DQO_{CH4}/gSSV×día. Los parámetros ambientales

evaluados evidenciaron que las aguas residuales de la planta son alcalinas (pH= 8-10,5) y arrastran un contenido de materia orgánica entre 1497,8 y 32863,3mg·l⁻¹. Las concentraciones de aceites y grasas estuvieron entre 157,4 y 12040mg·l⁻¹. En los ensayos de biodegradabilidad realizados se obtuvo una remoción de la materia orgánica, como DQO, del 95% en 35 días, alcanzando una velocidad máxima de degradación de 0,3g DQO_{CH4}/día en los primeros 15 días de experimentación.

ANAEROBIC BIODEGRADABILITY OF WASTEWATERS OF A SOYBEAN OIL REFINING PLANT

Maikel Fernández, Arelis Abalos, Sandra Crombet and Hiliana Caballero

SUMMARY

Anaerobic digestion is utilized to reduce organic matter in wastewaters due to the low production of sludge. At the same time, it allows obtaining biogas as a source of renewable energy. This paper evaluates the anaerobic biodegradability of wastewaters from a edible oil refining plant, using the sediment from a contaminated river as inoculum. Specific methanogenic activity of the inoculum is 0.091g DQO_{CH4}/gSSV×day. The evaluated envi-

ronmental parameters indicated that the wastewaters are alkaline (pH= 8-10.5) and they carry a content of organic matter between 1497.8 and 32863.3mg·l⁻¹. Oil and fat concentration ranged from 157.4 and 12040mg·l⁻¹. In the biodegradability tests performed an organic matter removal of 95% of the COD was obtained in 35 days, reaching a maximal degradation velocity of 0.3g DQO_{CH4}/day in the initial 15 days of the experiment.

Introducción

En la actualidad se generan grandes volúmenes de residuos orgánicos en el sector doméstico, la agricultura y la industria. La industria alimentaria es uno de los sectores con alta incidencia en la contaminación ambiental. Las empresas lácteas, cárnicas y refinadoras de aceites vegetales son las que mayores volúmenes de aguas residuales generan, y el alto contenido oleoso de estas aguas acentúa el deterioro de los ecosistemas

donde impactan (Maier *et al.*, 2000; Zhou y Smith, 2002).

La digestión anaerobia es una tecnología utilizada para la disminución de la materia orgánica en las aguas residuales debido a su bajo costo de instalación, mínima producción de lodos residuales y obtención de biogás como fuente de energía renovable; la cual puede ser usada para obtener electricidad y calor (Boari y Mancini, 1984; Boari *et al.*, 1984, Tsonis y Grigopolus, 1993). La degradación del sustrato hasta metano

depende en gran medida de la actividad metanogénica del inóculo utilizado. Se ha descrito la aplicación de lodos de plantas depuradoras de aguas residuales, sistemas de tratamiento anaerobio de residuos porcinos, sedimentos marinos, y otros, en el tratamiento de aguas residuales, alcanzándose una buena remoción de la materia orgánica (Van Lier *et al.*, 2001). Los residuales con alto contenido de lípidos, tal como el de las plantas refinadoras de aceites, poseen un elevado potencial para la

producción de biogás debido a su alto rendimiento teórico de metano. Sin embargo, en la práctica es necesaria la aplicación de un tratamiento físico-químico antes de la digestión anaerobia debido a que los lípidos neutros son fácilmente hidrolizados a ácidos grasos de cadena larga (AGCL), los cuales ejercen un marcado efecto tóxico sobre los microorganismos involucrados en la β-oxidación y rutas metabólicas de la metanogénesis (Koster y Cramer, 1987; Rinzema, 1988; Angelidaki y Ahring,

PALABRAS CLAVE / Aceites / Actividad Metanogénica / Aguas Residuales / Digestión Anaerobia /

Recibido: 13/05/2009. Modificado: 18/06/2010. Aceptado: 28/06/2010.

Maikel Fernández Boizán. Master en Biotecnología, UO, Cuba. Profesor Asistente, UO, Cuba.

Arelis Abalos Rodríguez. Doctora en Ciencias Químicas,

Universidad de Barcelona, España. Profesora, Universidad de Oriente (UO), Cuba. Dirección: Centro de Estudios de Biotecnología Industrial, Facultad de Ciencias Naturales,

Universidad de Oriente. e-mail: aabalos@cnt.uo.edu.cu

Sandra Crombet Grillet. Licenciada en Química, UO, Cuba. Adiestrada laboral, UO, Cuba.

Hiliana Caballero Fernández. Licenciada en Derecho, UO, Cuba. Especialista en Medio Ambiente, Planta de Aceites Comestibles ERASOL, Cuba.

ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUAIS GERADAS EM UMA USINA REFINADORA DE ÓLEO DE SOJA

Maikel Fernández, Arelis Abalos, Sandra Crombet e Hílina Caballero.

RESUMO

A digestão anaeróbia é utilizada para diminuir a matéria orgânica nas águas residuais devido à baixa produção de lodos. Por sua vez permite obter biogás como fonte de energia renovável. Neste trabalho foi avaliada a biodegradabilidade anaeróbia das águas residuais de uma usina refinadora de óleos comestíveis utilizando o sedimento de um rio contaminado (SRY) como inóculo. A atividade metanogênica específica do inóculo é de 0,091g DQO_{CH₄}/gSSV×día. Os parâmetros ambientais avalia-

dos evidenciaram que as águas residuais da usina são alcalinas (Ph=8-10,5) e arrastam um conteúdo de matéria orgânica entre 1497,8 e 32863,3mg·l⁻¹. As concentrações de óleos e gorduras estiveram entre 157,4 e 12040mg·l⁻¹. Nos ensaios de biodegradabilidade realizados se obteve uma remoção da matéria orgânica, como DQO, de 95% em 35 dias, alcançando uma velocidade máxima de degradação de 0,3g DQO_{CH₄}/día nos primeiros 15 dias de experimentação.

1992; Hwu, 1997; Beccari *et al.*, 1998).

En este trabajo se evalúa la biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales de una planta refinadora de aceite de soja utilizando como inóculo el sedimento de un río contaminado.

Materiales y Métodos

Toma de las muestras

La estación de muestreo se ubicó en el punto de evacuación de los residuales de la planta hacia el cuerpo receptor, ya que no existe segregación de corrientes residuales en la Planta Refinadora de Aceites Comestibles de Santiago de Cuba, ERASOL. En esta estación de muestreo confluyen las aguas residuales de la producción, cocina-comedor, albañales y aguas de limpieza de las instalaciones. La toma de muestras se realizó en el período diciembre-marzo, con frecuencia quincenal y en el horario de la mañana, a intervalos de una hora, para preparar las muestras compuestas (triplicadas).

Caracterización de las aguas residuales

La caracterización de las aguas residuales se realizó evaluando los parámetros ambientales considerados en la Norma Cubana de Vertidos en Cuerpos Marinos NC 521 (Norma, 2007): pH, temperatura (T), sólidos totales (ST),

sólidos totales volátiles (STV), sólidos totales fijos (STF), sólidos totales disueltos (STD), sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), y aceites y grasas (AG). Se consideró oportuno también determinar la relación de alcalinidad y el contenido de ácidos grasos volátiles (AGV). Todos los parámetros ambientales considerados se determinaron según las técnicas descritas en APHA (1998). El caudal másico, definido como la cantidad de materia orgánica que se genera en una unidad de tiempo, se calculó multiplicando el valor de DQO por el caudal de aguas residuales generado en la planta. Los resultados se procesaron utilizando el programa estadístico Statgraphics versión 5.1 para Windows y se compararon con la Norma Cubana NC (Norma, 2007).

Actividad metanogénica específica

La actividad metanogénica específica (AME) del inóculo permite conocer la población metanogénica que contiene, así como la actividad metabólica sobre el sustrato para convertirlo en metano

(Soto *et al.*, 1992; Ruiz *et al.*, 1998). Para evaluar la AME del inóculo consistente en sedimento de un río contaminado (SRY) se utilizó una concentración de inóculo del 20% de la capacidad del reactor utilizado, equivalente a 100ml. Como sustrato se empleó 1g·l⁻¹ de glucosa, sustrato alternativo a los ácidos grasos volátiles para evaluar la AME total del inóculo y donde se incluye tanto la actividad acetogénica como hidrogenoflica. La producción diaria de metano se determinó empleando un gasómetro experimental (Figura 1) diseñado en el propio laboratorio. El volumen de metano producido es equivalente al volumen desplazado de la solución de NaOH al 5% en el gasómetro. El volumen de

sosa desplazado es colectado en una probeta graduada debido a que el CO₂ contenido en el biogás se absorbe en el álcali formando hidrógenocarbonato de Na y por tanto el volumen de sosa desplazado equivale a metano. La AME del inóculo se calculó mediante la ecuación:

$$AME = \frac{m}{f_c \times SSV \times V_i} \quad (1)$$

donde AME: actividad metanogénica específica; f_c: factor de conversión cuyo valor es 0,34l de CH₄/g de DQO; m: pendiente de la recta del gráfico producción acumulada de CH₄ vs tiempo; SSV: sólidos suspendidos volátiles del inóculo (g·l⁻¹), determinados según APHA (1998); y V_i: volumen de inóculo= 100ml.

Biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales

El ensayo de biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales de la planta de aceites comestibles se llevó a cabo con muestras compósito de agua residual, obtenidas a partir de la mezcla proporcional de las muestras compuestas originales. En todos los experimentos

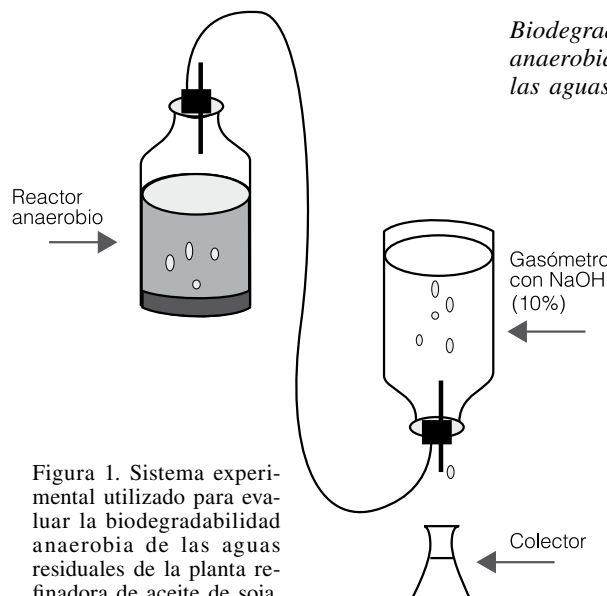


Figura 1. Sistema experimental utilizado para evaluar la biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales de la planta refinadora de aceite de soja.

se utilizó el inóculo SRY y el mismo reactor anaerobio experimental de la AME (Figura 1). El proceso se mantuvo hasta la estabilización de la producción acumulada de metano. Se trabajó con un volumen de reactor de 400ml y en todos los casos se ajustó el pH a 7.

Diariamente se midió la producción de metano por el volumen desplazado de NaOH en el gasómetro y se determinaron, al finalizar el experimento, los valores de DQO, AG y relación de alcalinidad, para calcular el porcentaje de remoción de la DQO (% R_{DQO}) y de los AG (% R_{AG}) mediante las ecuaciones

$$\%R_{DQO} = \frac{DQO_{if} - DQO_i}{DQO_i} \times 100 \quad (2)$$

$$\%R_{AG} = \frac{AG_{if} - AG_i}{AG_i} \times 100 \quad (3)$$

Para la determinación de la relación de alcalinidad (α) se tomaron 25ml del efluente y se añadió una solución de 0,02N de H_2SO_4 hasta pH de 5,75 y posteriormente hasta pH 4,3. Luego se midieron en bureta los volúmenes consumidos, lo que permitió calcular este parámetro con el empleo de la ecuación

$$\alpha = \frac{Alc.(HCO_3^-)_{5,75}}{Alc.(total)_{4,3}} \quad (4)$$

donde Alc.(HCO_3^-)_{5,75}: ácidos consumidos (ml) para llevar el pH inicial a 5,75; Alc.(total)_{4,3}: ácidos consumidos (ml) para llevar el pH inicial a 4,3.

En este experimento también se determinó gráficamente la velocidad máxima de degradación de la DQO_{CH_4} , tomando la pendiente de la zona lineal del gráfico de DQO degradada en forma de metano contra el tiempo.

Resultados y Discusión

Caracterización de las aguas residuales

Los vertidos de la industria alimentaria son muy variables,

ya que dependen del proceso específico y de la calidad de la materia prima (Rodier, 1995). Se conoce que el efluente de aceite de oliva tiene una DQO de 24 000mg·l⁻¹ (Aktas, 2001; Mercadé, 1993), mientras que las vinazas de destilería contienen 73000mg·l⁻¹ (Rodríguez, 2003) y las aguas de la industria cárnica pueden tener hasta 2160mg·l⁻¹ de DQO (Wahaab, 2001).

La caracterización de las aguas residuales de la planta de aceites se realizó evaluando 11 parámetros ambientales, procesando 24 muestras para un total de 264 determinaciones. Los resultados de los análisis de los parámetros ambientales se presentan en la Tabla I.

No se detectó material flotante en ninguna de las muestras analizadas, las cuales presentarían color entre blanco y amarillo, aspecto lechoso y fuerte olor a aceite rancio. El olor se debe a la fracción terpénica del aceite de soja, que aún a muy bajas concentraciones se altera ligeramente por las altas temperaturas, estando determinado el color por la tonalidad amarillina natural del aceite de soja bruto (Bailey, 1996).

Los valores de temperatura de las aguas residuales llegaron hasta 52°C, valor superior al regulado por la Norma NC521 (Norma, 2007), de 40°C. La contaminación térmica observada contribuye a la reducción de la solubilidad del O_2 y la aceleración de los procesos de putrefacción en los ecosistemas donde son vertidas (Orozco *et al.*, 2004).

Las aguas residuales de la planta refinadora de aceites comestibles ERASOL son muy alcalinas, alcanzando un pH con valores hasta de 10,5 unidades, superando el valor máximo permisible por la NC521 (Norma, 2007).

TABLA I
VALORES MÁXIMOS Y MÍNIMOS OBTENIDOS EN LA CARACTERIZACIÓN DE LOS PARÁMETROS AMBIENTALES EN LAS AGUAS RESIDUALES DE LA PLANTA REFINADORA DE ACEITE DE SOJA

Parámetro	Mínimo	Máximo
pH	8,5	10,5
T (°C)	37	52
DQO (mg·l ⁻¹)	1497,8	32863,3
DBO (mg·l ⁻¹)	673,6	11492,6
Sólidos totales (mg·l ⁻¹)	594,5	14268
Sólidos volátiles (mg·l ⁻¹)	458,3	11957,5
Sólidos suspendidos (mg·l ⁻¹)	139,2	4298,8
Aceites y grasas (mg·l ⁻¹)	157,4	1204,0
AGV (mg·l ⁻¹)	88,3	1599,9

Los valores de pH observados están condicionados al uso de NaOH a concentraciones muy elevadas en la etapa de neutralización, para lograr la completa eliminación de los ácidos grasos libres. La refinación física de los aceites vegetales es más recomendable que la química, tanto por el menor consumo de agua como por la eliminación del NaOH del proceso; sin embargo, solo es viable cuando el contenido de gomas en el aceite es muy bajo, desventaja que tiene el crudo de soja (Abalos *et al.*, 2007).

Los valores de materia orgánica, expresados como DQO (Tabla I) están fuera de las regulaciones del vertido de la NC521 (Norma, 2007), reflejando el grado de contaminación con compuestos orgánicos (Bailey, 1996) y una operación de desengrase ineficiente. Se puede observar variabilidad en la DQO, desde 1497,8 hasta 32863,3mg·l⁻¹. Aguas residuales con estas características traen consigo el empobrecimiento del O_2 disuelto presente en el cuerpo receptor (Maier *et al.*, 2000). Los valores obtenidos en los STV (458,3-11957,5mg·l⁻¹), indican también que la mayor parte de la materia presente en las muestras es orgánica y está en forma disuelta, según los valores de STD (Tabla I). La carga orgánica, que es una medida de la materia orgánica que recibe el cuerpo

receptor en una unidad de tiempo está entre 108 y 2366kg/día, cifras que pueden ser consideradas altas porque los valores de carga orgánica estimados para la industria de aceites comestibles en ausencia de sistema de tratamiento es 21kg/día (García, 1991). La planta es fuente de contaminación agresiva para el ecosistema donde impacten sus residuales líquidos.

El contenido de AG (157,4-1204mg·l⁻¹) fue bajo comparado con los descritos en trabajos anteriores relacionados con esta aguas, donde se han alcanzado valores de hasta 18537,13mg·l⁻¹ (Abalos *et al.*, 2007); sin embargo, los valores observados en el presente trabajo no cumplen con los límites máximos permisibles que regula la norma cubana de vertido. La diferencia es atribuida al régimen de operación de la planta al momento de los estudios. Los valores de AG detectados trabajo no son los que más aportan al contenido de materia orgánica reflejado en la DQO, siendo probable que las gomas y otras sustancias orgánicas presentes en el crudo procesado en la etapa de trabajo aportaran mayor cantidad de materia orgánica. Los valores de ácidos grasos volátiles (AGVs) observados, de 88,3 a 1598,7mg·l⁻¹, pueden ser considerados bajos, teniendo en cuenta que junto con el agua residual del proceso de refinado se vierten las aguas albañales y de la cocina-comedor, las cuales arrastran compuestos orgánicos fácilmente biodegradables. Los valores de AGVs obtenidos representan ~5% de la DQO.

La caracterización de las aguas residuales de la planta refinadora de aceites comestibles evidenció que estas se descargan sin cumplir con las regulaciones estableci-

das por la NC521 (Norma, 2007).

Actividad metanogénica específica del inóculo

El contenido de SSV del inóculo SRY fue de $34,5\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, el cual está dentro del rango descrito por Montalvo y Guerrero (2003) para sedimentos de ríos ($30\text{-}50\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Aplicando la Ec. 1 se obtuvo que la actividad metanogénica específica (AME) del inóculo SRY es de $0,091\text{g DQO}_{\text{CH}_4}/\text{g SSV}\cdot\text{día}$. La AME varía según la procedencia del lodo, observándose valores de hasta $2\text{g DQO}_{\text{CH}_4}/\text{g SSV}\cdot\text{día}$ para lodos granulares (Ghangrekar *et al.*, 2005); no obstante, la AME en el inóculo SRY es mucho mayor que los descritos para inóculos de sedimentos de río (Pereira *et al.*, 2002; Montalvo y Guerrero, 2003), lo cual se debe al estado de deterioro del río donde fue tomado, que es receptor de los residuales industriales y albañales urbanos de asentamientos aledaños a sus márgenes.

Biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales

Considerando que estas aguas residuales pueden llegar a alcanzar un elevado contenido de materia orgánica, se evaluó la digestión anaerobia como alternativa de tratamiento biológico. La digestión anaerobia generalmente se ha descrito para la remoción de materia orgánica y tratamiento de aguas residuales con valores de $\text{DQO} > 500\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Van Lier *et al.*, 2001; Kleereblezem y Macarie, 2003).

Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales permiten determinar qué fracción de materia orgánica puede ser eliminada por esta vía, evaluando así la viabilidad del tratamiento anaerobio o una posible combinación de tratamientos. Para evaluar la biodegradabilidad anaerobia

se homogenizaron las muestras, determinándose la DQO antes de preparar el reactor. El contenido de materia orgánica inicial, expresado como DQO, fue de $9\,985,6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, valor que se mantiene dentro del intervalo de DQO observado en las muestras (Tabla I).

En la Figura 2 se muestra la cinética de biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales. Como se aprecia, desde las primeras 24h de arranque del reactor se detectó acumulación de biogás (33ml), lo que evidencia la degradación anaerobia de las aguas residuales de la planta por las bacterias metanogénicas del inóculo SRY hasta la formación de metano. Los ácidos grasos son degradados vía β -oxidación hasta acetato y posterior conversión de este a metano y CO_2 (acetogénesis); sin embargo, si la concentración de ácidos grasos es muy elevada, son absorbidos por la pared celular y la degradación es escasa. La producción acumulada de metano en el medio se incrementó significativamente durante los primeros 15 días de digestión ($\sim 100\text{ml}/\text{día}$) hasta alcanzar $1\,503\text{ml}$, tiempo a partir del cual no se apreciaron incrementos significativos en la producción acumulada de metano. Estos resultados demuestran que la mayor degradación de la materia orgánica de las aguas residuales ocurre en los primeros 15 días de tratamiento, cuando se alcanzó una velocidad máxima de degradación de $0,3\text{g DQO}_{\text{CH}_4}/\text{día}$

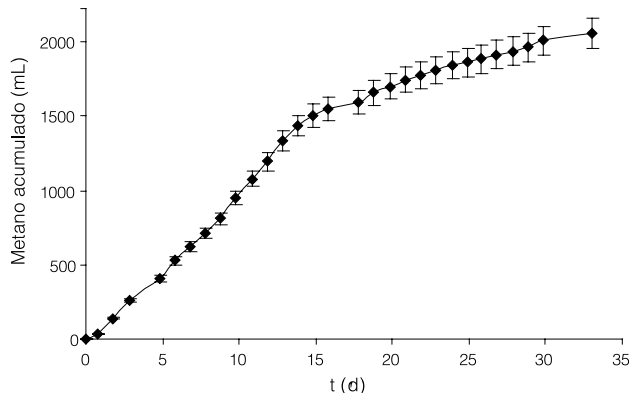


Figura 2. Producción acumulada de metano (ml) durante el ensayo de biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales de la planta refinadora de aceite de soja.

(Figura 3). Finalmente la producción se estabilizó a los 33 días en $2\,056\text{ml}$ de metano. Para un proceso a mayor escala es necesario disminuir el tiempo de tratamiento, lo cual puede lograrse operando el reactor en régimen continuo y con agitación, para favorecer el contacto de la biomasa microbiana con el sustrato o con la utilización de lodos granulares (Ghangrekar *et al.*, 2005; Schwarzenbeck *et al.*, 2005). El lodo granular es muy utilizado en los reactores anaerobios para el tratamiento de aguas residuales, y recientemente se ha empezado a aplicar en sistemas aerobios, siendo el mecanismo de granulación el centro de atención de las investigaciones (Quarmby y Forster, 1995; Fukuzaki *et al.*, 1995; Mc Swain *et al.*, 2004; Yang *et al.*, 2004). El tratamiento de efluentes procedente de la industria aceitera (oliva, palma, soja, girasol) no ha sido resuelto en la actualidad. Estos

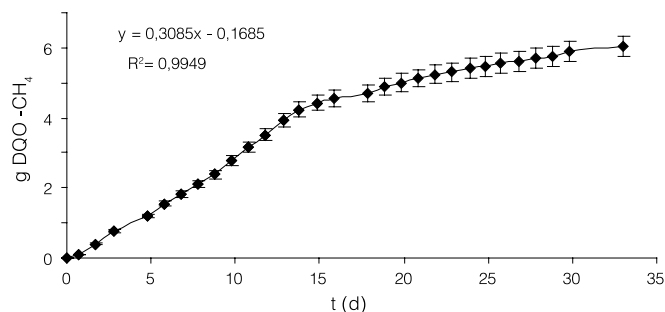


Figura 3. Degradación de la DQO en forma de metano durante el ensayo de biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales de la planta refinadora de aceite de soja.

efluentes suponen un grave daño ambiental debido a su alta carga orgánica (Angelidaki y Ahring, 1997). El tratamiento anaerobio de los efluentes del procesamiento de aceites, además de producir baja cantidades de lodos tóxicos y biogás, permite una reducción del 80% de la DQO (Boari *et al.*, 1984; Beacarie *et al.*, 1996).

Finalizado el tiempo de digestión los valores de DQO disminuyeron hasta $81\text{-}386\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, lo que significa una remoción de la materia orgánica entre 95-99%; sin embargo, se requieren valores más bajos de DQO para verter estos residuales en el ecosistema marino de la bahía, ya que aún poseen valores fuera de los límites máximos permisibles ($190\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) que exige la Norma NC 521 (Norma, 2007). La relación DBO_5/DQO (Maier *et al.*, 2000) del efluente de la planta ($0,35\text{-}0,45$) indica la presencia, en estas aguas residuales, de compuestos biodegradables como los ácidos grasos y no biodegradables como fosfátidos, gomas, esteroides, escualeno y cantidades variables de celulosa, hemicelulosa contenidos en la semilla de soja y que pueden arrastrarse en el crudo a partir del prensado de las semillas (Norris y Swern, 1996). La materia orgánica cuantificada después de este tiempo de digestión no es biodegradable por vía anaerobia. Se ha sugerido la aplicación combinada de métodos mecánicos y físico-químicos, y posterior di-

gestión anaerobia, para el tratamiento integral de los residuales de la industria alimentaria con alta carga orgánica (Von-Hagel, 1988). En otros casos se recomiendan sistemas para la codigestión anaerobia de efluentes de oliva con estiércol y aguas de albañales en cultivo discontinuo con 60-80% de remoción de la DQO (Angelidaki y Ahring, 1997), o una combinación de digestión anaerobia con un sistema aireado de bajo costo. El contenido de aceites y grasas también experimentó una disminución, alcanzándose finalmente ~30mg·l⁻¹, lo que representa un porcentaje de remoción de 81-97%, sin observarse inhibición del proceso de digestión anaerobia, por la producción de AGCL a partir de estos compuestos, ya que las concentraciones de aceites y grasas no son elevadas (157,4-1204mg·l⁻¹). Sin embargo, como este valor está en el límite máximo que regula la norma para este parámetro, es conveniente reducir más el contenido de aceites y grasas en el efluente.

La relación de alcalinidad calculada fue superior al 85%, indicando la no acumulación de ácidos grasos volátiles en el medio. Un exceso de AGV en el sistema provocaría su acidificación y predominio en el medio de la forma no ionizada de tales ácidos, lo cual tiene un efecto tóxico sobre las bacterias metanogénicas (Pind et al., 2003).

Conclusiones

Las aguas residuales de la planta refinadora de aceite de soja no cumplen con las especificaciones de vertido y el tratamiento anaerobio aplicado remueve más del 90% de la materia orgánica, alcanzándose una producción de metano de 2 056ml en 33 días de experimentación y una velocidad máxima de degradación de la materia orgánica de 0,3g

DQO_{CH4}/día en los primeros 15 días.

REFERENCIAS

- Abalos A, Marañón A, Fernández JM, Aguilera I, Despaigne MF (2007) Caracterización de las aguas residuales de la planta refinadora de aceites comestibles ERASOL. *Rev. CENIC Cienc. Biol.* 38: 220-223.
- Aktas E, Imre S, Ersoy L (2001) Characterization and lime treatment of olive mill wastewater. *Water Res.* 35: 2336-2340.
- Angelidaki I, Ahring BK (1997) Codigestion of olive oil mill wastewaters with manure, household waste or sewage sludge. *Biodegradation* 8: 221-226.
- APHA (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20^a ed. APHA, AWW, WEF. American Public Health Association. Washington, DC, EEUU.
- Bailey AE (1996) *Industrial Oils and Fats Products*. Vol. 2. 5^a ed. Wiley. Hoboken, NJ, EEUU. pp. 497-585.
- Beccarie M, Bonemazzi F, Majone M, Riccardi C (1996) Interactions between acidogenesis and methanogenesis in the anaerobic treatment of olive oil mill effluents. *Water Res.* 1: 183-189.
- Beccari M, Majone M, Torrisi L (1998) Two-reactor system with partial phase separation for anaerobic treatment of olive oil mill effluents. *Water Sci. Tech.* 38: 387-394.
- Boari G, Mancini IM (1984) Anaerobic digestion of olive oil mill effluent pretreated and stored in household waste sanitary landfills. *Water Sci. Technol.* 28: 27-34.
- Boari G, Brunetti A, Passino R, Rozzi A (1984) Anaerobic digestion of olive oil mill wastewaters. *Agric. Wastes* 10: 161-175.
- Fukuzaki S, Nishio N, Nagai S (1995) High rate performance and characterization of granular methanogenic sludges in upflow anaerobic digestion blanket reactors fed with various defined substrates. *J. Ferment. Bioeng.* 79: 354-359.
- García JM (1991) *Evaluación Aproximada de la Carga Contaminante Afluente a Zonas Costeras Proveniente de Fuentes Terrestres*. Informe Final. Cuba. Proyecto CEP-POL-Fuentes Terrestres. UCR-PNUMA-Jamaica. 30 pp.
- Ghangrekar MM, Asolekar SR, Joshi SG (2005) Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. *Water Res.* 39: 1123-1133.
- Hwu CS (1997) *Enhancing Anaerobic Treatment Of Wastewater Containing Oleic Acid*. Tesis. Wageningen Agricultural University. Wageningen, Holanda. 150 pp.
- Kleereblezem R, Macarie H (2003) Treating industrial wastewater: Anaerobic digestion comes of age. *Chem. Eng.* 110: 56-64.
- Koster IW, Cramer A (1987) Inhibition of methanogenesis from acetate in granular sludge by long-chain fatty acids. *Appl. Env. Microbiol.* 53:403-409.
- Maier R, Piper I, Gerba Ch (2000) Domestic waste and waste treatment. En: *Env. Microbiol.* Cap. 21. Academic Press. EEUU. 585 pp.
- Mc Swain BS, Irvine RL, Wilderer PA (2004) The effect of intermittent feeding on anaerobic granule structure. *Water Sci. Technol.* 49: 19-25.
- Mercadé M, Manresa A, Robert M, Espuny MJ, de Andrés C, Guinea J (1993) *Biores. Technol.* 43: 1-6.
- Montalvo S, Guerrero L (2003) *Tratamiento Anaerobio de Residuos. Producción de Biogás*. Universidad Técnica Federico Santa María. Chile. 3-13.
- Norma (2007) *Norma Cubana NC 521: Vertimiento de las Aguas Residuales a la Zona Costera y Aguas Marinas. Especificaciones*. Oficina Nacional de Normalización. La Habana, Cuba. 11 pp.
- Norris FA, Swern D (1996) *Bailey's Industrial Oil and Fat Products*. Vol.2. 5^a ed. Wiley. Nueva York, EEUU. 253 pp.
- Orozco C, Pérez A, González M, Rodríguez F, Alfayate J (2004) *Contaminación Ambiental: una Visión desde la Química*. 1^a ed. Paraninfo. Thomson. Madrid, España. 590. pp.
- Pereira MA, Roest K, Stams A, Mota M, Alves M, Akkermans A (2002) Molecular monitoring of microbial diversity in expanded granular sludge bed (EGSB) reactors treating oleic acid. *FEMS Microbiol. Ecol.* 41: 95-101.
- Pind PF, Angelidaki I, Ahring B (2003) Dynamics of the anaerobic process: effects of volatile fatty acids. *Biotechnol. Bioeng.* 82: 791-801
- Quarmby J, Forster C (1995) An examination of the structure of UASB granules. *Water Res.* 29: 2449-2454.
- Rinzema A (1988) *Anaerobic Treatment of Wastewater with High Concentration of Lipids or Sulfate*. Tesis. Wageningen Agricultural University Wageningen, Holanda. 150 pp.
- Rodier J (1995) *Análisis de las Aguas, Aguas Naturales, Aguas Residuales, Aguas de Mar*. Omega. Barcelona, España. 250 pp.
- Rodríguez S, Fernández M, Bermúdez R, Morris H (2003) Tratamiento de efluentes industriales coloreados con *Pleurotus* spp. *Rev. Iberoam. Micol.* 20: 164-168.
- Ruiz I, Soto M, Veiga MC, Ligeró P, Vega A, Blázquez R (1998) Performance of and biomass characterisation in a UASB reactor treating domestic waste water at ambient temperature *Water Sci. Adv.* 24: 215-222.
- Schwarzenbeck N, Borges JM, Wilderer PA (2005) Treatment of dairy effluents in anaerobic granular sludge sequencing batch reactor. *Env. Biotechnol.* 66: 711-718.
- Soto M, Méndez R, Lema J (1992) Determinación de toxicidad y biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales. *Tecnol. Agua* 92: 70-80.
- Tsonis SP, Grigoropolus SG (1993) Anaerobic treatability of olive oil mill wastewater. *Water Sci. Technol.* 28: 34-44.
- Van Lier JB, Tilche A, Ahring BK, Macarie H, Moletta R, Dohanyos M, Hulshoff Pol LW, Lens P, Verstraete W (2001) New perspectives in anaerobic digestion. *Water Sci. Technol.* 43: 1-18.
- Von Hagel G (1988) Synergistic approach to physical-chemical wastewater pretreatment in the food industry. En *Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment*. Springer. Nueva York, EEUU. pp. 151-158.
- Wahaab R, El Awady H (2001) Anaerobic/aerobic treatment of meat processing wastewater. *Environmentalist* 19: 61-65.
- Yang SF, Liu QS, Tay JH, Liu Y (2004) Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Lett. Appl. Microbiol.* 38: 106-112.
- Zhou H, Smith DW (2002) Advanced technologies in water and wastewater treatment. *J. Env. Eng. Sci.* 1: 247-264