



CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DEL AGUA TRATADA EN UN REACTOR UASB ESCALA PILOTO

PHYSICOCHEMICAL AND MICROBIAL CHARACTERIZATION OF THE TREATED WASTEWATER IN A PILOT SCALE UASB REACTOR

A.I. Cervantes-Zepeda¹, M.R. Cruz-Colín¹, R. Aguilar-Corona²,
P. Castilla-Hernández³ y M. Meraz-Rodríguez^{2*}

¹Lab. de Microbiología Ambiental, Depto. Ciencias Básicas, DCBI, UAM-Azcapotzalco,
Del. Azcapotzalco, 02200 México, D.F.

²Lab. Tratamiento de Aguas Residuales, Depto. Biotecnología, DCBS, UAM-Iztapalapa,
Del. Iztapalapa, 09340 México, D.F.

³Lab. Biotecnología Ambiental, Depto. El Hombre y su Ambiente, DCBS, UAM-Xochimilco,
Del. Coyoacán, 04960 México, D.F.

Recibido 6 de Octubre 2010; Aceptado 7 de Febrero 2011

Resumen

En este artículo se presenta la caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto operado a un TRH de 5 horas, durante el invierno de la Ciudad de México. Se determinó la actividad metanogénica de los lodos, y en influente y efluente el contenido de materia orgánica y de sólidos suspendidos, pH, alcalinidad y iones inorgánicos. Se cuantificaron bacterias coliformes totales y fecales, protozoarios y huevos de helminto. La productividad de metano del agua residual fue de 0.016 L CH₄/L_R·d y las eficiencias de remoción de la materia orgánica total y soluble fueron de 25.4±7.2 y 30±8.2%, respectivamente. El contenido promedio de sólidos suspendidos totales en el influente fue de 60±8.6 mg/L, con una remoción del 24±9%. El pH se mantuvo entre 7.5 y 8.6, con niveles altos de alcalinidad (alrededor de 0.8). En el efluente se encontró una reducción en la concentración de sulfato y un incremento de amonio y de ortofosfatos. Las bacterias coliformes totales y fecales disminuyeron alrededor del 90% y se encontró una reducción de huevos de helmintos entre el 89.5 y 98%. Algunos protozoarios fueron encontrados en influente y efluente predominando los géneros *Frontonia* y *Spirostomum*.

Palabras clave: agua residual municipal, productividad metanogénica, reactor UASB, remoción de patógenos, tratamiento de aguas residuales.

Abstract

In this article the physicochemical and microbiological characterization of the treated wastewater in a pilot scale UASB reactor operated at an HRT of 5 hours, during the winter in Mexico City was made. The methanogenic activity determination was made for the sludge and the characterization for influent and effluent was made through the organic matter and suspended solids content, pH, alkalinity and inorganic ions, and as well as the quantification of total and fecal coliform bacteria, protozoa and helminth eggs. The methane productivity for the residual wastewater was of 0.016 L CH₄/L_R·d and the removal efficiency of the total and soluble organic matter was of 25.4±7.2 and 30±8.2%, respectively. The mean total suspended solids content in the influent was of 60±8.6 mg/L with a removal efficiency of 24±9%. The pH level was around 7.5 and 8.6, with high levels of alkalinity (around 0.8). In the effluent a reduction in the sulfate content was found and an increase in ammonium and orthophosphates concentration. The total and fecal coliform bacteria diminished in a 90% and the helminth egg reduction was between 89.5 and 98%. Some protozoa were found and the genera *Frontonia* and *Spirostomum* predominated.

Keywords: methane productivity, municipal waste water, pathogen removal, UASB reactor, waste water treatment.

*Autora para la correspondencia. E-mail: meraz@xanum.uam.mx

1 Introducción

Las aguas residuales municipales afectan severamente la calidad de cuerpos de agua y suelos, pues generalmente se descargan sin tratamiento previo. Se sabe que entre el 90 y 95% del agua residual generada en el mundo se desecha en esta condición (Seghezzo, 2004). Este tipo de aguas representan un riesgo para los cuerpos de agua superficiales, por el aporte de nutrientes (materia orgánica soluble y suspendida, amonio, nitrógeno orgánico, fosfatos, sulfatos, etc.), que se derivan de la materia orgánica en descomposición o de compuestos químicos de origen antropogénico como los detergentes; finalmente estos nutrientes contribuyen o aceleran la eutroficación de los cuerpos receptores (CONAGUA, 2010).

Las aguas no tratadas son un riesgo para la salud humana por los agentes infecciosos que contienen; las bacterias coliformes son indicadoras de contaminación que están presentes junto con otras bacterias patógenas (Bitton, 2005). Además de algunos parásitos como amebas, otros protozoarios y huevecillos de helmintos (Dixo y col., 1995; Von Sperling y col., 2002).

Los tratamientos biológicos aerobios y anaerobios constituyen dos grandes alternativas para la depuración de aguas residuales y residuos orgánicos biodegradables. Sin embargo, el tratamiento anaerobio resulta mucho más favorable económicamente por el hecho de no requerir aireación, y por la generación de biogás (metano y bióxido de carbono), que se puede utilizar como energía alternativa, lo que permite en muchos casos la autosuficiencia de las plantas de tratamiento.

Dentro de las tecnologías para la implementación de la digestión anaerobia se encuentra el reactor de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB), que adicionalmente a las ventajas mencionadas, tiene capacidad de tratamiento de efluentes con alta carga orgánica lo que permite que los reactores sean de menor tamaño. Debido al metabolismo anaerobio se tiene una baja producción de biomasa residual y alta retención de ésta en el interior del reactor ya que los microorganismos se agrupan en forma de gránulos. Tales conformaciones constituyen consorcios microbianos, en los que se encuentran bacterias fermentativas, acidogénicas, acetogénicas, metanogénicas, sulfato reductoras, además de protozoarios (Zinder, 1993; Pauli y col.,

2001); y son capaces de degradar y remover una gran variedad de compuestos, así como de reducir parcialmente el número de microorganismos patógenos y huevos de helmintos, que son retenidos en la cama de lodos (Dixo y col., 1995; Jiménez, 2007).

La desventaja que presenta este tipo de reactores se debe a que en los efluentes queda remanente una pequeña fracción de materia orgánica y nutrientes como amonio y fósforo, por lo que algunos reportes coinciden en que los efluentes de este tipo requieren de un postratamiento (Seghezzo, 2004; Sato y col., 2006; Sumino y col., 2007), particularmente aquellos que van a ser empleados para riego agrícola, uso para el cual la calidad microbiológica es relevante. En este caso los humedales artificiales se han utilizado como sistemas de postratamiento que brindan una mejora en la calidad del agua (Kivaisi, 2001).

Son numerosos los estudios desarrollados en los que se ha reportado el uso del tratamiento anaerobio y de los reactores UASB para aguas de origen municipal, en los que se ha evaluado el efecto en el desempeño del reactor bajo diferentes condiciones de operación tales como cortos tiempos de retención hidráulica, temperaturas bajas, granulación de los lodos, etc. (Banu y col. 2007; Álvarez y col., 2008; Seghezzo, 2004). En la actualidad los reportes también se han enfocado a evaluar tanto el proceso anaerobio como el uso de sistemas de postratamiento (tales como lagunas de pulimento y reactores aerobios), para eliminar nutrientes (Sato y col., 2006; Sumino y col., 2007; Tandukar y col., 2007).

En México hasta el año 2008, se tenían registradas aproximadamente 1 833 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación, y trataron el 40% de los 208 m³/s recolectados en los sistemas de alcantarillado; de estas plantas solamente el 1.34% corresponden a reactores UASB (CONAGUA, 2010).

2 Antecedentes

En 1989 en la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, fue construido un reactor UASB de 50 m³, para el tratamiento de una fracción de las aguas residuales municipales generadas en la Unidad. Cuenta con un cárcamo que desvía parte de las aguas residuales al cárcamo de bombeo y como unidades de pretratamiento

tiene una rejilla, cámara de sedimentación y un desarenador. En 1999 se hizo una caracterización del reactor que se alimentaba con una DQO total que fluctuó entre 154.7 y 328.7 mg/L, una DQO soluble entre 35.1 y 227.3 mg/L, presentando eficiencias de remoción de 25.6 a 41.6% y de 24.5 a 79.4%, respectivamente. El pH del influente y del efluente fue de alrededor de 8.2. La concentración de los lodos fue de 27.7 g SSV/L, con un índice volumétrico de 9.8 mL/g SST. Recientemente, el tiempo de retención hidráulico (TRH) fue disminuido a 5.06 h, operando a una velocidad de carga orgánica de 1.6 kg DQO/m³·d y con un gasto de 2.75 L/s, alcanzando una remoción de materia orgánica menor al 30%. Los lodos que se encuentran en el lecho del reactor tienen una concentración de 23 g SSV/L, un índice volumétrico de 5.2 mL/g SST. El pH del reactor es de 8.08±0.21 y mantiene un nivel de alcalinidad de 0.85±0.018.

Como se observa la caracterización de este reactor se ha realizado a nivel físico-químico y de manera puntual, por lo que este estudio tuvo como objetivo caracterizar además de la calidad fisicoquímica, la calidad microbiológica en el influente y efluente por medio de muestras horarias y compuestas durante un periodo corto de tiempo.

3 Materiales y métodos

3.1 Muestras

Se llevaron a cabo 5 muestreos temporales compuestos durante los días 3, 10, 17 y 24 de febrero y 10 de marzo de 2009, que corresponde al invierno y a la época de secas de la Ciudad de México. Las muestras compuestas se formaron muestreando el influente y efluente del reactor cada dos horas durante los días de muestreo, abarcando las horas de mayor actividad de la Unidad, de las 10 a las 20 horas.

3.2 Técnicas analíticas

3.2.1 Físicoquímicas

Para el análisis de las muestras se siguieron las técnicas indicadas en Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater (2005). Para la medición de DQO total y soluble se utilizó el método colorimétrico 5220 D de reflujo

cerrado; para la medición de pH y conductividad se utilizó el método de la Parte 2320 A. Los sólidos suspendidos totales (SST) se midieron de acuerdo a lo descrito en la Parte 2540 D y de acuerdo a la Parte 2540 E para sólidos suspendidos fijos (SSF) y volátiles (SSV). El índice volumétrico del lodo (IVL) se determinó como se describe en la Parte 2710 C y D. Para la medición de aniones inorgánicos se utilizaron, para fósforo la Parte 4500-P C; para amonio la Parte 4500 NH₃ D y para sulfato la parte 4500 SO₄²⁻ A; los nitritos y nitratos como se describe en la Parte 4500-NO₂⁻ B y 4500-NO₃⁻ E. La alcalinidad se determinó por titulación relacionando la fracción alcalina con la de ácidos grasos volátiles (AGV) producidos.

3.2.2 Microbiológicas

El análisis de la calidad microbiológica del agua residual se realizó de acuerdo a la Parte 9000 Microbial Examination de los métodos estandarizados (SMAWW, 2005). Se determinaron las bacterias coliformes totales (BCT), fecales (BCF), y protozoarios (Parte 9711). Para la determinación de huevos de helminto, se siguió la norma mexicana NMX-AA-113-SCFI.

3.3 Medición de la Actividad Metanogénica Específica (AME)

La prueba se realizó para tres sustratos, glucosa, acetato y agua residual; se llevó a cabo en botellas serológicas de 60 mL utilizando 25 mL de medio mineral (Balch y col. 1979), suplementado con 1 g glucosa/L, 1 g acetato/L o agua residual de aproximadamente 402±0.04 mg DQOtotal/L. Se adicionaron 5 mL de lodo para un total de 0.19 g SSV y se incubaron a 35 °C. Se midió la producción de metano por desplazamiento de una solución de hidróxido de sodio al 5% y la actividad se reporta como mL de metano producido por g de SSV en el tiempo.

4 Resultados

A continuación se muestran los perfiles típicos del reactor UASB para algunas variables como pH, conductividad, DQO, sólidos suspendidos, contenido de amonio, fosfatos y sulfatos. Los datos en las figuras representan el promedio de los resultados obtenidos de las variables analizadas

en los diferentes muestreos horarios y en los muestreos temporales compuestos. Las barras representan la desviación estándar para cada grupo de datos.

4.1 Actividad Metanogénica Específica (AME)

Para cuantificar la producción de biogás se determinó la AME de los lodos del reactor en pruebas en lote. Para el agua residual cruda con un contenido de 402 ± 0.04 mg DQO_{total}/L se encontró una actividad específica de 0.061 L CH₄/g SSV·d equivalente a una productividad de 0.016 L CH₄/L_R·d, con una eficiencia de remoción de DQO en la prueba de 41%. Mientras que para acetato, sustrato de las bacterias metanogénicas acetoclásticas se encontró una actividad de 0.077 L CH₄/g SSV·d (0.02 L CH₄/L_R·d), lo que permite inferir que esta población representa una fracción importante en los lodos del lecho del reactor. Aunque también es probable que parte de la actividad metanogénica resida en bacterias hidrogenotróficas, capaces de producir metano a partir de H₂ y CO₂, sustratos producidos en la etapa acidogénica del proceso anaerobio (Thauer y col., 1993). Ya que para glucosa, un sustrato de rápido consumo por bacterias fermentativas, se obtuvo un valor de actividad específica de 0.112 L CH₄/g SSV·d. De manera similar, Sumino y col. (2007) reportaron que

el lodo de un reactor UASB de 8.4 m³ después de 236 días de operación continua a un TRH de 1 día, tratando agua residual de 320 mg DQO/L, presentó una actividad metanogénica acetoclástica e hidrogenotrófica de 0.2 y de 0.28 g DQO/g SSV·d, respectivamente.

En caracterizaciones previas hechas al agua residual, se han registrado AGV en el influente del reactor, hasta 82 mg acetato/L, además de 16 , 7 y 2 mg/L de propionato, butirato y valerato, respectivamente, y en el efluente alcanzan solamente algunos miligramos. Siendo que el lodo que ocupa el lecho del reactor es un consorcio microbiano de bacterias anaerobias, también se encontrarán bacterias sulfato reductoras que utilizarán el sulfato encontrado en el agua residual (como se verá en la sección 4.5), y que competirán con las bacterias acetogénicas por el propionato y butirato y con las acetoclásticas por el acetato (Maillacheruvu y Parkin, 1996; Lens y Kuenen, 2001), que es uno de los principales sustratos para la producción de metano. La capacidad metabólica para el uso de estos sustratos es mayor en bacterias sulfato reductoras, ya que presentan una constante de afinidad (K_s) al acetato de 9.3 mg/L, mientras que los microorganismos metanógenos acetoclásticos, de 32.8 mg/L (Rittmann y McCarthy, 2001). Este es un factor que influye en la producción de metano del reactor UASB y la baja concentración de AGV en el efluente.

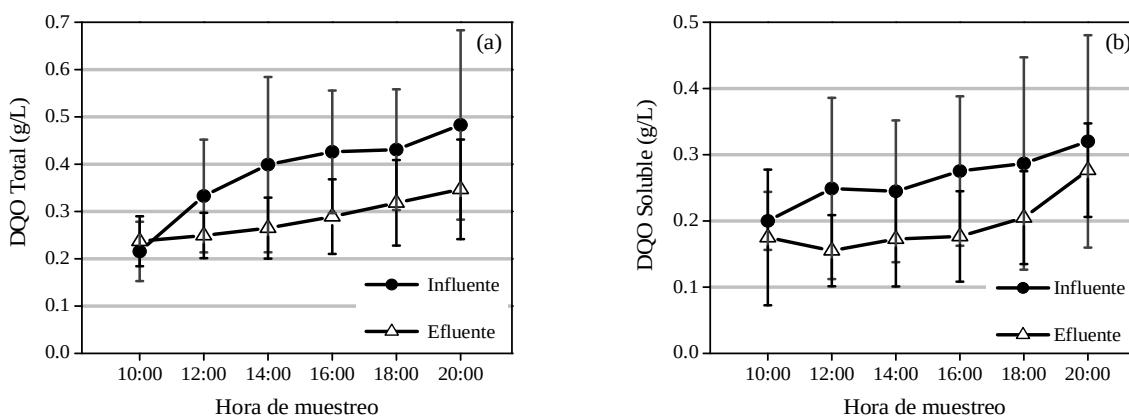


Fig. 1: Perfil típico de la evolución del contenido de materia orgánica expresado como DQO, total (a) y soluble (b) del influente y efluente del reactor UASB, durante los muestreos horarios.

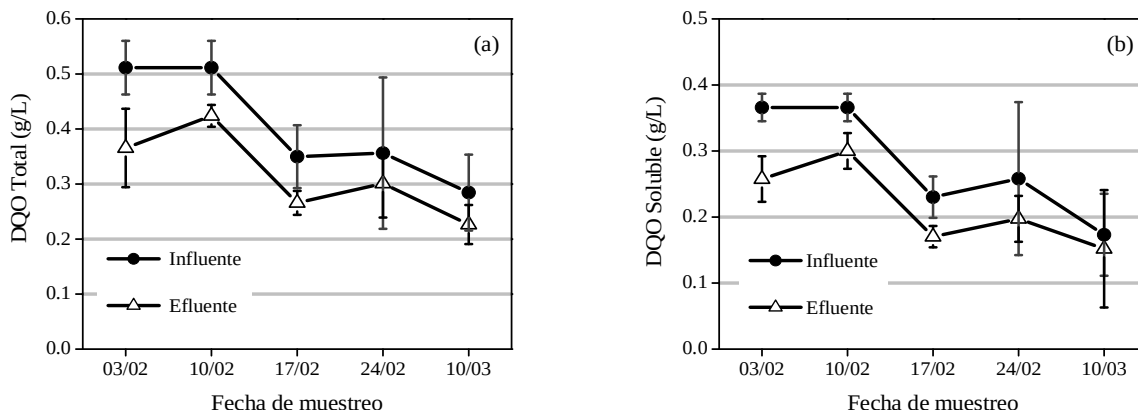


Fig. 2: Perfil del contenido de materia orgánica expresado como DQO total (a) y soluble (b) del influente y efluente del reactor UASB, durante los muestreos de los meses de febrero y marzo.

4.2 Perfiles de contenido de materia orgánica

El reactor UASB operó durante febrero y marzo a una temperatura promedio de 21 °C correspondiente al final del invierno. En la Fig. 1 se muestra el aumento gradual en contenido de materia orgánica en el agua residual a lo largo del día, que comprende la DQO total (Fig. 1a) y soluble (Fig. 1b). En estos perfiles puede apreciarse una cantidad de materia orgánica removida tanto total como soluble, lo que indica que el reactor UASB es capaz de remover una porción de los sólidos suspendidos presentes en el agua, la fracción soluble de la materia orgánica representa entre el 68 y 69%.

Estos perfiles están relacionados a la evolución de la cantidad de materia orgánica que es posible registrar en el influente del reactor UASB, debido a que las actividades escolares de la Unidad aumentan en el transcurso del día en laboratorios, aulas, cafetería y actividades deportivas.

Durante el seguimiento temporal, se aprecia una alta concentración inicial de materia orgánica tanto total como soluble y una disminución posterior a lo largo de la temporada de muestreo (Figs. 2a y 2b). La alta concentración inicial puede ser debida a la hidrólisis y solubilización de sólidos suspendidos en el cárcamo de alimentación y dentro del reactor, que se presenta durante el periodo de inactividad de la Unidad, comprendido desde mediados de diciembre hasta enero, correspondiente al periodo vacacional de invierno en el cual el reactor no fue alimentado.

La eficiencia de remoción promedio encontrada a lo largo de la temporada de muestreo fue de $25.4 \pm 7.2\%$ para la materia orgánica total y de $30 \pm 8.2\%$ para la materia orgánica soluble, probablemente debido a que el agua residual contiene una cierta cantidad de detergentes provenientes de operaciones de limpieza y de compuestos químicos vertidos en los laboratorios de la Unidad, que pueden tener un efecto tóxico en la biomasa activa y que pueden ser de difícil degradación. El perfil de eficiencia de remoción temporal para ambas variables se muestra en la Fig. 3.

Probablemente el reactor UASB, se está operando a un TRH tan corto que impidió un tiempo apropiado de contacto entre la materia orgánica y los microorganismos que la consumen y es probable que esta sea la razón de la baja eficiencia de remoción. En contraste, Sumino y col. (2007) que emplearon un reactor UASB de 8.4 m³ operado a un TRH de un día, presentó una eficiencia de remoción de 68.2 y 66.1 % en verano y otoño cuando la temperatura fue de 27.1 y 21.4 °C al alimentarse con alrededor de 320 mg DQOtotal/L. Este estudio muestra que también la temperatura tiene un efecto negativo sobre la eficiencia de remoción, dado que encontraron una disminución hasta el 51.9% en invierno cuando la temperatura decreció a 9.7 °C. Por otra parte la remoción de la DQOsoluble (alrededor de 70 mg/L) fue de 18.6% (verano), 24.6% en otoño y sin remoción en invierno, mostrando que tanto la temperatura como la baja concentración de materia en el influente limitan la remoción.

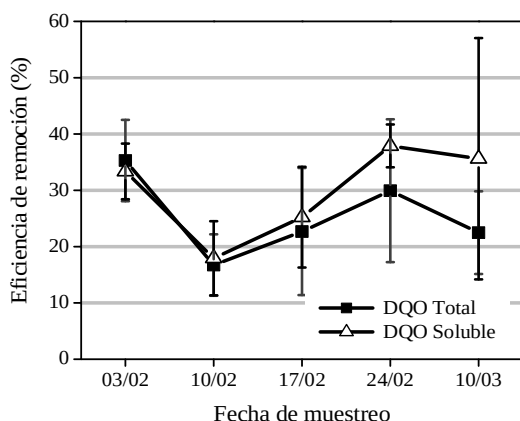


Fig. 3: Perfil de la eficiencia de remoción del contenido de materia orgánica total y soluble del reactor UASB.

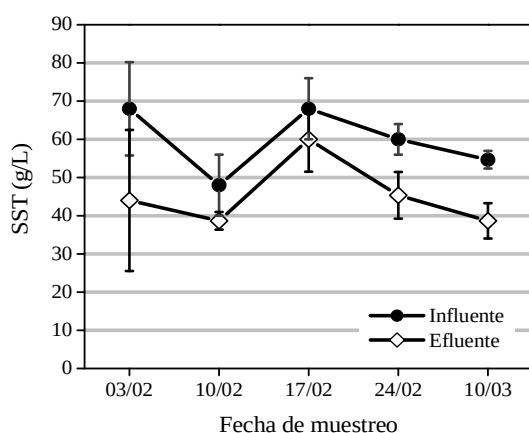


Fig. 4: Perfil del contenido de sólidos suspendidos totales durante los muestreos de febrero y marzo para el influente y el efluente del reactor UASB.

4.3 Contenido de sólidos suspendidos totales

Con respecto a los sólidos suspendidos, se encontró un contenido de 60 ± 8.6 mg SST/L en el influente (Fig. 4) de los cuales al menos el 30% corresponde a material mineral como arenas y arcilla, que puede quedarse en el lecho de lodos del reactor. El material volátil u orgánico representa el 70% restante, y es removido por el reactor ya que en el efluente se encontraron en promedio 45 ± 8.7 mg SST/L, para una eficiencia de remoción de sólidos suspendidos de $24 \pm 9\%$, con proporciones similares en contenido de material mineral y orgánico al del influente.

Siendo el TRH al que está siendo operado el reactor tan corto, la velocidad ascensional

del agua residual que pasa a través del lecho aumenta a más de 2 m/h, velocidad propia de un reactor UASB, lo que lo transformará en un reactor de lecho expandido, similar a un reactor EGSB (expanded granular sludge bed). Consecuentemente el lecho de lodos disminuirá su capacidad para retener sólidos floculentos de tamaño muy pequeño y por lo tanto disminuirá la eficiencia de remoción de estos. Sato y col. (2006), encontraron en 16 sistemas de tratamiento a gran escala operando a TRH de 8.4 a 10.9 horas constituidos por reactores UASB, una reducción de sólidos suspendidos totales entre el 6.5 y 39.0%, que aumentó entre 32.4 y 62.3% cuando el efluente recibió un postratamiento mediante lagunas de pulimiento. Caso contrario un reactor UASB de menor volumen, inoculado con lodos granulares y operando a un TRH de 24 horas, mostró una capacidad de remoción que varió desde un 73.1 a un 84.5% (Sumino y col., 2007).

4.4 pH y alcalinidad

Puede verse en la Fig. 5a que en el reactor se lleva a cabo un proceso de alcalinización a lo largo del día ya que se registró un incremento en pH como en el nivel de alcalinidad (0.85 ± 0.04), debido en parte a la dureza del agua de Iztapalapa, pero también a la producción de carbonatos en el proceso de digestión anaerobia de la materia orgánica, lo que indica que el reactor convierte de manera eficiente la materia orgánica carbonada a ácidos grasos volátiles y a carbonato, aunque no es capaz de mineralizarla completamente a CH_4 , por la intervención de microorganismos asociados al proceso anaerobio como se explicó anteriormente. La Fig. 5b muestra el perfil del pH durante la temporada de muestreo.

4.5 Conductividad y contenido de sales inorgánicas

Aunada a una baja remoción de materia orgánica, no se encontró reducción en la conductividad del efluente, ya que en promedio se detectaron 2594 ± 109 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el influente y 2609.5 ± 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el efluente (Fig. 6).

El reactor se encuentra normalmente con un nivel de pH alcalino, con un alto contenido de carbonatos, lo que contribuye a la conductividad. Debido a que la calidad del agua en Iztapalapa es baja y a que estos carbonatos se producen durante

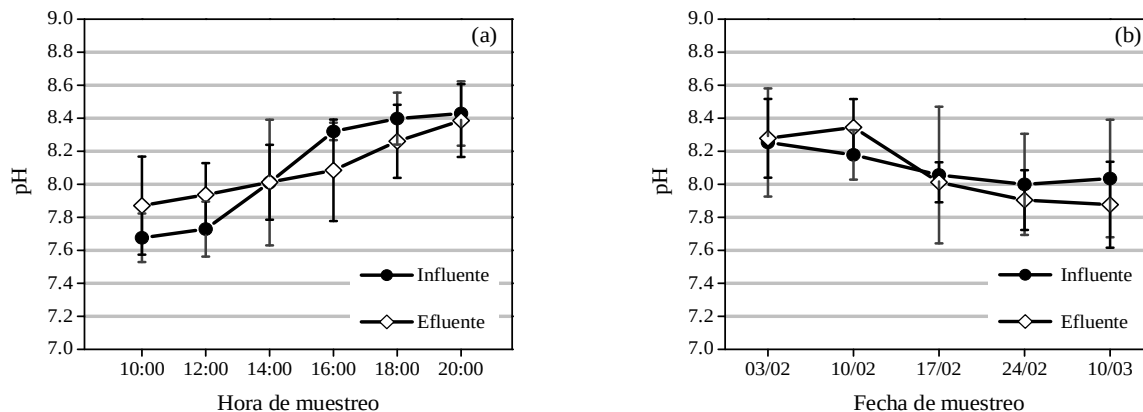


Fig. 5: Perfil de la evolución del pH del influente y efluente del reactor UASB, durante los muestreos horarios (a) y durante los muestreos compuestos (b).

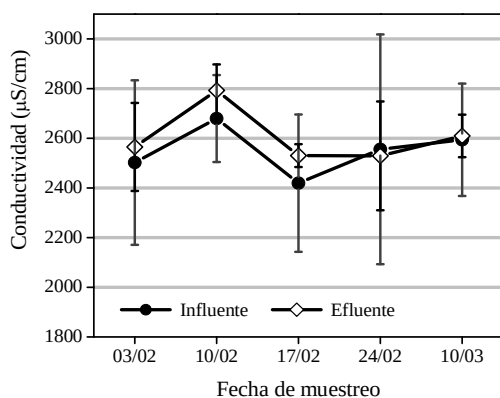


Fig. 6: Perfil de la conductividad del influente y efluente del reactor UASB, durante los muestreos compuestos.

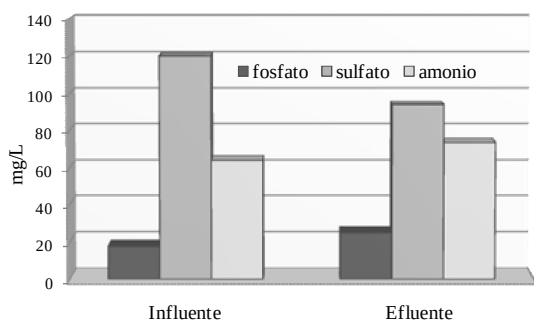


Fig. 7: Concentración de iones inorgánicos en influente y efluente del reactor UASB encontrados en dos muestras compuestas realizadas durante los meses de febrero y marzo.

la digestión anaerobia, durante el tratamiento no disminuyeron los valores de conductividad.

Adicionalmente, se encontraron fosfatos y sulfatos probablemente provenientes de detergentes además de amonio en el influente. El amonio presentó un ligero incremento en el efluente, producto de la amonificación de la materia nitrogenada presente en la materia orgánica del agua residual, tal como se ha reportado para otros reactores UASB (Tandukar y col., 2007; Banu y col., 2007). El fosfato también muestra un incremento en el efluente, debido a la actividad bacteriana y de protozoarios, ya que estos últimos son capaces de excretar nutrientes minerales, en particular fosfato y amonio (Akpoy y col., 2008; Pauli y col., 2001), por lo que es probable que los incrementos en fósforo y nitrógeno notados en el efluente sean producto de la actividad metabólica de estos organismos. Este proceso es útil en el reciclado de nutrientes en las plantas de tratamiento, y los nutrientes podrán ser utilizados en el postratamiento. En la Fig. 7, se muestran las concentraciones promedio para influente y efluente.

Dado que se trata de un tratamiento anaerobio, no se encontró nitrato y solamente se encontró una cantidad no significativa de nitrito. De la diferencia entre la cantidad de sulfato en el influente y en el efluente (alrededor del 25%) se deduce que se forma sulfuro de hidrógeno (aproximadamente 9.0 mg/L), el cual permanece solubilizado en el efluente debido al pH alcalino y es detectable en la cercanía del reactor por el típico olor que despiden este compuesto, corroborando la competencia que establecen bacterias sulfato reductoras y metanogénicas por los ácidos grasos volátiles, mencionada anteriormente. Sumino y

col. (2007), en un reactor UASB alimentado con agua residual municipal reportan una producción de sulfuro entre 6 y 24 mg/L a partir de una remoción de sulfato entre el 33.3 y 38.5%.

4.6 Calidad microbiológica del agua residual cruda y tratada

Finalmente, se muestra la caracterización microbiológica que se obtuvo del influente y efluente del reactor UASB, con lo que es posible observar la capacidad que tiene para remover organismos patógenos.

Para bacterias coliformes totales (BCT) en ambos muestreos compuestos hubo una importante reducción, caso similar para bacterias coliformes fecales (BCF) (Tabla 1). Es bien conocido que los reactores UASB contribuyen poco a la reducción de bacterias coliformes, por lo que en este estudio la cantidad de sulfuro producido así como la presencia de protozoarios, probablemente resultó en la disminución de la cuenta bacteriana en el efluente. Estos resultados son comparables con los de Sato y col. (2006), quienes reportaron de 16 reactores UASB (de 3500 a 28000 m³) concentraciones de coliformes fecales en influentes de 2×10^5 a 9.2×10^6 ufc/100 mL y en efluentes de 1.1×10^5 a 2.2×10^6 ufc/100 mL. En un reactor más pequeño operado a 6 horas de TRH, no se alcanzó una reducción significativa en la concentración de bacterias indicadoras de contaminación fecal como *E. coli*, ya que en el influente se encontraron 3.9×10^8 y en el efluente 5.3×10^7 ufc/100 mL (Tandukar y col., 2007).

Puede apreciarse en la Tabla 1, que el reactor presenta una remoción de huevos de helminto entre 89.5 y 98%, debido probablemente al tamaño y forma de los huevos que quedan retenidos en el lecho de lodos floculentos. Ya que como una característica prominente para la mayoría de las especies de helmintos, cada especie de parásito produce huevos que son uniformes en forma que van de esférica a elongada. El tamaño típico de los huevos de helminto comunes varía en largo de 25 μ m a 150 μ m, y en diámetro de 12-14 μ m a 90 μ m (Yang y col., 2001). De manera comparativa Dixo y col. (1995) mencionan una remoción del 89.6% en sistemas de este tipo y Von Sperling y col. (2002) alcanzan una remoción de 86 a 97% en un reactor UASB operado a 5.5 horas de TRH.

También se muestran el número y los

posibles géneros de los protozoarios encontrados en influente y efluente, indicando que hay un dinamismo poblacional durante el paso del agua residual en el reactor. De los organismos encontrados ninguno es patógeno, y todos son ciliados excepto *Petalomonas*, que es un microorganismo flagelado (Catalogue of Life, 2010; Algaebase, 2010). Aunque los protozoarios ciliados se relacionan frecuentemente con tratamientos aerobios, se presentan en los procesos anaerobios en baja cantidad y por cortos periodos de tiempo (Pauli y col., 2001). Priya y col. (2007) reportaron que en presencia de materia orgánica particulada se pueden obtener cuentas de protozoarios altas en ambientes anaerobios y son capaces de remover hasta el 75% de la materia orgánica suspendida aunque son menos eficientes con la materia orgánica soluble. Igualmente, son capaces de reducir la cuenta bacteriana en los efluentes, proporcionando calidad adicional al agua tratada debido a la alimentación por filtración del agua circundante, que les permite captar partículas desde 0.3 μ m hasta 5 μ m (Pauli y col., 2001). Es probable que al menos una fracción en la disminución de la cuenta bacteriana notada en el efluente del reactor sea debida a la capacidad de los protozoarios de alimentarse con bacterias.

Conclusiones

La actividad metanogénica predominante del consorcio microbiano del reactor es acetoclástica y probablemente una fracción de la misma sea hidrogenotrófica, ambas permiten obtener una productividad considerable de metano. La caracterización fisicoquímica respecto a materia orgánica y sólidos suspendidos mostró que el reactor tiene eficiencias de remoción bajas, pero similares a las comúnmente encontradas para este tipo de reactores cuando son empleados para el tratamiento de aguas municipales que contienen baja concentración. Así mismo el reactor removió parte del sulfato presente en el agua produciendo sulfuro, que genera mal olor y daña la infraestructura de los sistemas de tratamiento disminuyendo su vida media. En el caso del incremento en fósforo y amonio producido durante el tratamiento del agua, es un aspecto positivo ya que serán nutrientes utilizados en el postratamiento que se diseñe para este sistema.

Tabla 1. Conteo de microorganismos encontrados en dos muestreos del influente y efluente del reactor UASB, bacterias coliformes totales (BCT), bacterias coliformes fecales (BCF), huevos de helmintos y protozoarios.

	BCT ufc/100mL	BCF ufc/100mL	Huevos de helmintos/L	Número de protozoarios/mL	Género Probable
Muestra 10/02					
Influente	9×10^4	1×10^4	73.0	26	<i>Frontonia</i> <i>Spirostomum</i> <i>Paramecium</i>
Efluente	6.3×10^2	Ausencia	1.0	20	<i>Petalomonas</i> <i>Spirostomum</i>
Muestra 10/03					
Influente	2.9×10^4	2.9×10^5	67.0	40	<i>Frontonia</i> <i>Glaucoma</i> <i>Spathidium</i> <i>Spirostomum</i>
Efluente	2×10^2	1×10^3	7.0	0	

La caracterización microbiológica demostró que el proceso anaerobio incrementa la calidad del agua, ya que se obtuvo una importante retención de huevos de helmintos y aparentemente los protozoarios encontrados en la microflora del reactor y la formación de sulfuro de hidrógeno, favorecieron la reducción de bacterias coliformes totales y fecales en niveles superiores al 90%.

Finalmente se espera que con el acoplamiento de humedales como tratamiento terciario al reactor UASB, los niveles de nutrientes y de flora microbiana no deseada disminuyan mejorando la calidad del agua de tal forma de hacer posible su reutilización.

Agradecimientos

Este proyecto fue realizado gracias al apoyo para Fortalecimiento de Actividades de Tutoría y Asesoría de Estudiantes de Nivel Licenciatura 2008-1 de CONACyT, Proyecto 14511093, Convenio 908090. Se agradece la asistencia de la IA Marlen Fuentes Orellana en el desarrollo de técnicas microbiológicas.

Referencias

- Akpor, O. B., Momba, M.N.B., Okonkwo, J.O. y Coetzee, M.A. (2008). Nutrient removal from activated sludge mixed liquor by wastewater protozoa in a laboratory scale batch reactor. *International Journal of Environmental Science and Technology* 5 (4), 463-470.
- Algaebase. <http://www.algaebase.org/> (consultada el 20/07/2010).
- Álvarez, J.A., Armstrong, E., Gómez, M. y Soto, M. (2008). Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. *Bioresource Technology* 99, 7051-7062.
- Balch, W.E., Fox, G.E., Magrum, L.J., Woese, C.R. y Wolfe, R.S. (1979). Methanogens: Reevaluation of a unique group. *Microbiological Reviews* 43 (2), 260-296.
- Banu, J.R., Kaliappan, S. y Yeom, I.T. (2007). Treatment of domestic wastewater using upflow anaerobic sludge blanket reactor.

- International Journal of Environmental Science* 4 (3), 363-370.
- Bitton, G. (2005). Waste Water Microbiology. Part B. Public Health Microbiology 3a. ed. Ed. John Wiley & Sons, Inc, USA, 729 p.
- Catalogue of Life: 2010 Annual Checklist. <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2010/> (consultada el 20/07/2010).
- CONAGUA (2010). *Estadísticas del Agua en México*, edición 2010. www.conagua.gob.mx
- Dixo, N.G.H., Gambrill, M.P., Catunda, P.F.C. y Van Haandel, A.C. (1995). Removal of pathogenic organisms from the effluent of an upflow anaerobic digester using waste stabilization ponds. *Water Science and Technology* 31(12), 275-284.
- Jiménez, B. (2007). Helminth ova removal from wastewater for agriculture and aquaculture reuse. *Water Science and Technology* 55(1-2), 485-493.
- Kivaisi, K.A. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering* 16, 545-560.
- Lens, P.N.L. y Kuenen, J.G. (2001). The biological sulfur cycle: novel opportunities for environmental biotechnology. *Water Science and Technology* 44(8), 57-66.
- Maillacheruvu, K.Y. y Parkin, G.F. (1996). Kinetics of growth, substrate utilization and sulfide toxicity for propionate, acetate and hydrogen utilizers in anaerobic systems. *Water Environment Research* 68, 1099-1106.
- NMX-AA-113-SCFI-2010. Análisis de Agua - Determinación de Huevos de Helminto - Método de Prueba. Secretaría de Economía. Dirección General de Normas.
- Pauli, W., Jax, K. y Berger, S. (2001). Protozoa in Wastewater Treatment: Function and Importance. En: *The Handbook of Environmental Chemistry*, Cap. 3, Vol. 2 Parte K, Biodegradation and Persistence, (B. Beek eds.). Pp. 205-246. Ed. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Priya, M., Aridas, A. y Manilal, V.B. (2007). Involvement of protozoa in anaerobic wastewater treatment process. *Water Research* 41, 4639-4645.
- Rittmann, B.E. y McCarty, P.L. (2001). *Environmental biotechnology: principles and applications* (1a ed). McGraw Hill Inc., USA.
- Sato, N., Okubo T., Onodera T., Ohashi A. y Harada H. (2006). Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: A case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management* 80, 198-207.
- Seghezzo, L. (2004). *Anaerobic treatment of domestic wastewater in subtropical regions*. Thesis Ph. D. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005). (21th ed). American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation (eds.), Washington D.C., USA.
- Sumino, H., Takahashi, M., Yamaguchi, T., Abe, K., Araki, N., Yamazaki, S., Shimozaki, S., Nagano, A. y Nishio, N. (2007). Feasibility study of a pilot-scale sewage treatment system combining an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) and an aerated fixed bed (AFB) reactor at ambient temperature. *Bioresource Technology* 98, 177-182.
- Tandukar, M., Ohashi, A. y Harada, H. (2007). Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research* 41, 2697-2705.
- Thauer, R. K., Hedderich, R. y Fischer, R. (1993). Reactions and enzymes involved in methanogenesis from CO₂ and H₂, Cap. 4, Parte II: Biochemistry En: *Methanogenesis*, James G. Ferry (ed.) Ed. Chapman Hall, USA, 529 p.
- Von Sperling, M., Chernicharo, C.A., Soares, A.M. y Zerbini, A.M. (2002). Coliform and helminth eggs removal in a combined UASB reactor - baffled pond system in Brazil:

- performance evaluation and mathematical modelling. *Water Science and Technology* 45(10), 237-242.
- Yang, Y.S., Park, D.K., Kim H.C., Choi, M. y Chai, J. (2001). Automatic identification of human helminth eggs on microscopic fecal specimens using digital image processing and an artificial neural network. *IEEE Transactions on Biomedical Engineering* 48 (6), 718-730.
- Zinder, S.H. (1993). Physiological ecology of methanogens, Cap. 3, Parte I: Microbiology En: *Methanogenesis*, James G. Ferry (ed.) Ed. Chapman Hall, USA, 529 p.