

Estudio de la aplicación de un filtro sumergido anaerobio en la remoción de materia orgánica de aguas residuales municipales en Chetumal, Quintana Roo

Acerca de los autores...

¹. Departamento de Ingeniería Ambiental, Universidad de Quintana Roo.

². Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV) del Instituto Politécnico Nacional (IPN).

Santiago Ávila Soto¹
José Luís González Bucio¹
José Alfonso Canche Uuh¹,
Graciano Calva Calva²
Juan Carlos Ávila Reveles¹
Norma Angélica Oropeza García¹
José Manuel Carrión Jiménez¹

Resumen

En éste trabajo se evaluó el funcionamiento de un filtro sumergido anaerobio (FSA), para tratar aguas residuales de tipo municipal, procedentes de Chetumal, Quintana Roo. Después de un periodo de tres meses de estabilización del filtro, la eficiencia de remoción de materia orgánica fue medida por seis meses, incluyendo el periodo de noviembre a enero, cuando se presentan las temperaturas más bajas en Chetumal. Los resultados mostraron gran dependencia de la remoción de materia orgánica del filtro con respecto a la temperatura, dado que su eficiencia disminuyó de manera significativa durante los ciclos en que se presentaron las temperaturas más bajas. Con base en estos resultados, la aplicabilidad de tecnología anaerobia en el tratamiento de aguas residuales municipales es discutida y analizada.

Palabras clave:

Reactores de biopelícula,
Requerimientos de alcalinidad,
Temperatura, Agua residual.

Introducción

En años recientes, el crecimiento de la población en Chetumal ha originado un incremento en la cantidad de aguas residuales de tipo municipal, contaminadas principalmente con materia orgánica y nitrógeno (Tejero *et al.*, 2007). Hoy día, Chetumal cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales conocida como El Centenario, donde se cuenta con un sistema de lodos activados aerobio para eliminar la contaminación

por materia orgánica. No obstante, esa planta fue diseñada para tratar un caudal de 120 litros por segundo, y su capacidad empieza a ser rebasada por el incremento del agua residual antes mencionado. Dicha situación ha motivado el interés por desarrollar un sistema de tratamiento altamente eficiente y económico, para depurar las aguas residuales generadas en esta población.

El uso de sistemas anaerobios para el tratamiento de aguas residuales de tipo municipal, se ha presentado en años recientes como una opción potencialmente interesante, debido a sus bajos costos de operación y producción de lodos menores con respecto a los sistemas aerobios, ofreciendo una ventaja adicional, que es la producción de biogás como una fuente de energía disponible. Sin embargo, en ese tipo de sistemas las velocidades de remoción son muy sensibles a la temperatura, donde su funcionamiento óptimo se consigue entre 35 y 40 °C (Grady *et al.*, 1999),

Tabla I

Parámetros utilizados en la estimación de los requerimientos de alcalinidad en el Filtro Sumergido Anaerobio.

Parámetro	Valor	Referencia	Parámetro	Valor	Referencia
K	4.46×10^{-7}	A	H	$.16 \times 10^4$	A
Q	10368 m ³ d ⁻¹		T	25° C	
% CO ₂	30	supuesto	P	1 atm.	
Alcalinidad	645 mg L ⁻¹ como CaCO ₃	Medido en este trabajo			

K, constante de disociación del ácido carbónico; H, constante de Henry para el CO₂; P, Presión absoluta; T, Temperatura; % CO₂, contenido de dióxido de carbono en el biogás. (A), (*Handbook of Chemistry and Physics*).

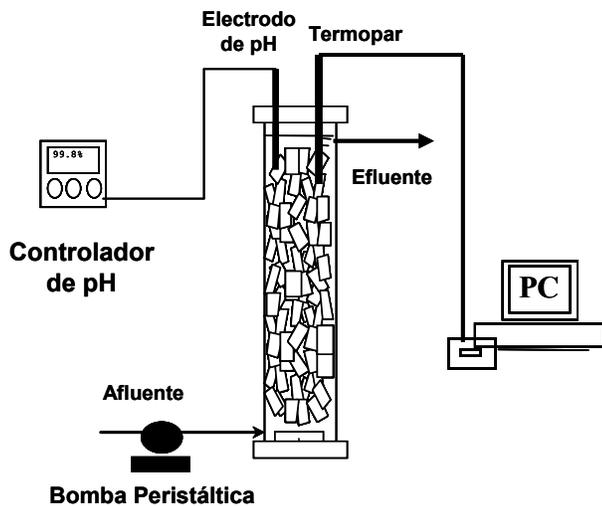


Figura 1

Diagrama esquemático del Filtro Sumergido Anaerobio.

lo cual constituye una restricción para utilizar esa tecnología en lugares con clima que va de templado a frío, razón por la cual su aplicación ha sido estudiada en lugares con clima cálido (Vieira *et al.*, 1994, Yu Hanqing, Joo-Hwa Tay & Francis Wilson, 1997, I. Urban, D. Weichgrebe K., & -H. Rosenwinkel, 2007).

ya que en los sistemas anaerobios es necesaria la adición de alcalinidad, con el fin de mantener un pH adecuado para los microorganismos anaerobios, pues son muy sensibles tanto al pH como a la temperatura.

De ahí es que surge el objetivo de este trabajo de investigación, que es estudiar el efecto de la temperatura en el funcionamiento de un filtro sumergido anaerobio y realizar un análisis de los requerimientos de alcalinidad de sistema, que permita una estimación de los costos de adición de alcalinidad para una adecuada planeación sobre la posibilidad de aplicar esa tecnología en la comunidad de Chetumal.

Las investigaciones realizadas y presentadas en estos reportes científicos, muestran resultados satisfactorios en la remoción de materia orgánica de agua residual municipal, y muestran a esa tecnología como una opción interesante para emplearse en Chetumal, una región que ha sido clasificada con un clima de tipo AW(X') y AW2(W'), que corresponden a cálido subhúmedo, con lluvias en verano. Pero en los reportes antes mencionados, no se describe si las investigaciones realizadas abarcaron periodos en los que se presentan descensos en la temperatura, como en la época invernal.

En el trabajo realizado por McHugh y colaboradores (2005), observaron un descenso en la eficiencia de remoción de materia orgánica en un filtro sumergido anaerobio, como resultado de su operación a temperaturas entre 10 y 20 °C. Adicionalmente a que no se menciona la eficiencia de sus sistemas, los reportes tampoco aportan datos en cuanto al consumo de alcalinidad de sus sistemas;

Materiales y métodos

Arreglo experimental

El arreglo experimental del Filtro Sumergido Anaerobio (FSA) utilizado en el presente estudio, se muestra en la Figura 1. Se empleó como filtro una columna de vidrio (diámetro interno: 12,5 cm, altura: 60 cm, volumen total: 7.3 L, volumen útil: 5.03 L, volumen de líquido: 2.6 L) empacada con anillos Rashig de cerámica de 5/8 de pulgada con un área superficial de 250 m²/m³ (Cerámicas PYNCO, México).

El sistema fue alimentado con agua residual municipal proveniente de un cárcamo ubicado en el municipio de Othon P. Blanco, en Chetumal, Quintana Roo. El agua residual se alimentó mediante una bomba peristáltica Masterflex, con controlador (Cole-Palmer, USA). El FSA fue inoculado con 1 litro de licor mixto, proveniente de un digestor anaerobio. El

periodo de estabilización para el filtro antes del inicio de la investigación fue de ocho meses. Después del periodo de estabilización, se evaluó el efecto de la temperatura en su funcionamiento, por lo que el sistema trabajó a temperatura ambiente. La temperatura del filtro se midió con un termopar, colocado en su parte media. Las lecturas de temperatura se almacenaron en una computadora mediante un Datta Logger Cole Parmer (USA). El pH en el FSA fue controlado a un valor 7 ± 0.1 a través de un controlador de pH Cole Parmer 48PH2 (USA), utilizando Hidróxido de Sodio I N como base para control.

Determinaciones analíticas

La concentración de materia orgánica a la entrada y salida del FSA fue medida como Demanda Química de Oxígeno (DQO) mediante el método de reflujos cerrados, usando kits analíticos comerciales HACH (USA) y un reactor de digestión HACH (USA). Las concentraciones de amonio, nitrito y nitrato fueron determinadas a través de métodos Nessler, de ácido sulfanílico y de reducción de cadmio, respectivamente (Standar Methods, 1995). La alcalinidad del agua residual y del FSA se midió de acuerdo con la metodología descrita en Standar Methods (1995).

Estimación de los requerimientos de alcalinidad

Los requerimientos de alcalinidad fueron calculados de acuerdo con la metodología descrita por Grady, 1999.

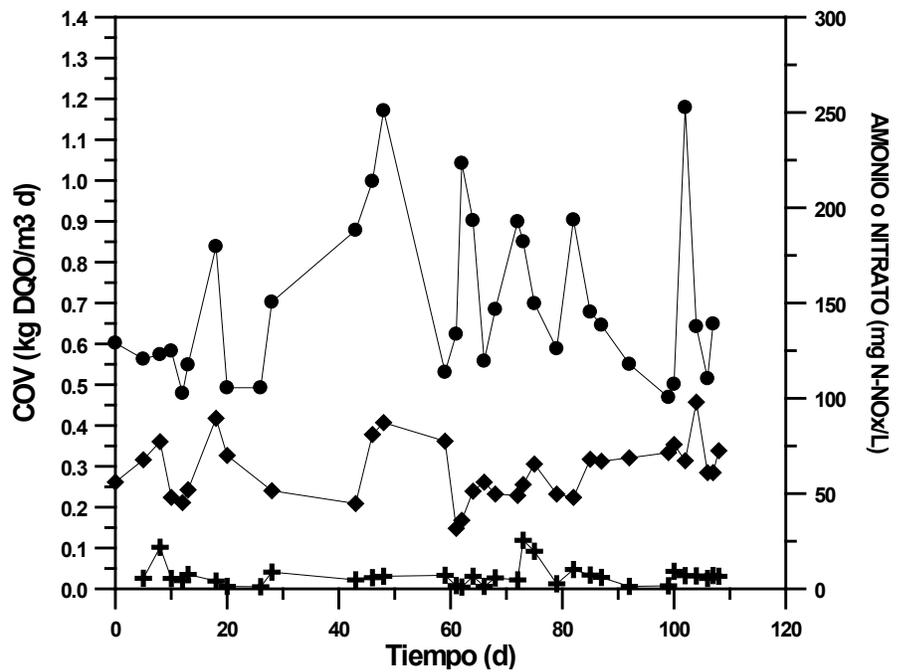


Figura 2

Variación de la carga orgánica volumétrica alimentada al sistema y concentraciones de amonio y nitrato presentes en el afluente.

- +
 -
 -
- Nitrato,
Amonio,
COV.

Cálculo de la Carga Orgánica Volumétrica

La Carga Orgánica Volumétrica (COV) alimentada al FSA se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$COV = \frac{Q C_m}{V} \quad (1)$$

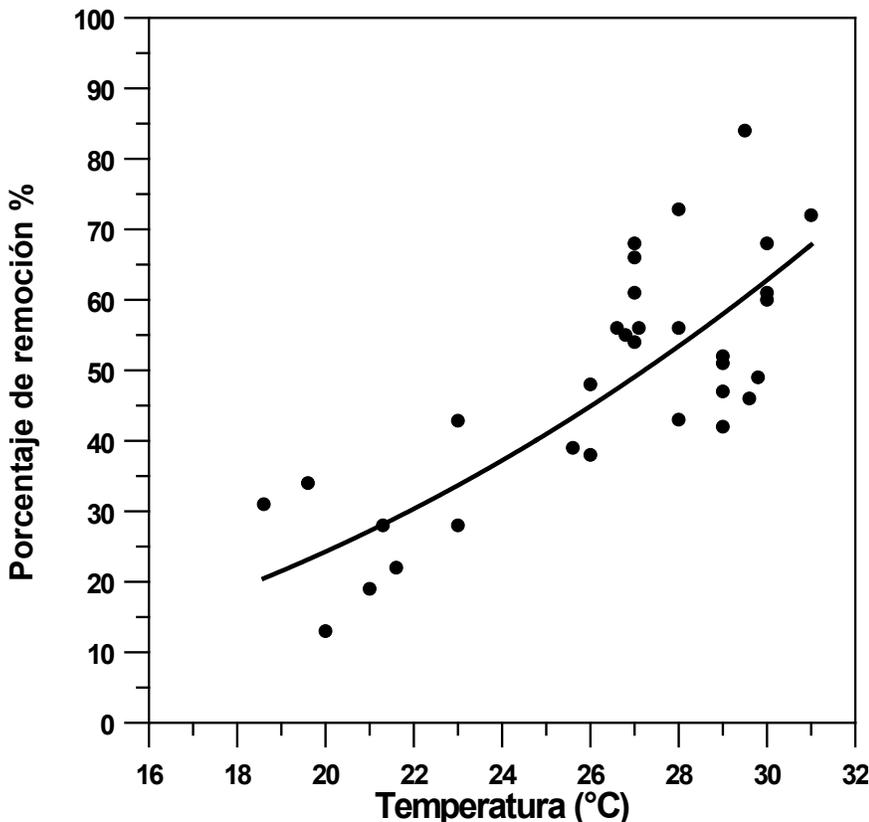
Donde Q es el caudal de agua residual alimentado al FSA ($m^3 d^{-1}$), C_m es la concentración de materia orgánica en el afluente, medida como DQO ($kg DQO m^{-3}$) y V es el volumen de trabajo del FSA (m^3).

Resultados y discusión

El periodo de estabilización para el filtro antes del inicio de la investigación fue de ocho meses. Al noveno mes se inició la investigación del efecto de la temperatura en la eficiencia del FSA por un periodo de 120 días. La Figura 2 presenta las variaciones observadas en las concentraciones de amonio (N-NH_4^+) y nitrato (N-NO_3^-) en el agua residual alimentada al sistema durante el periodo de investigación. Las concentraciones de Nitrito (N-NO_2^-) observadas en este lapso, se mantuvieron por debajo de los 2 mg N-NO_2^- /L. En la figura también se muestran las variaciones en la carga orgánica volumétrica (COV) suministrada al sistema, medidas en función de la DQO. La COV promedio calculada fue de 0.71 ± 0.21 kg DQO/m³ d.

Figura 3

Efecto de la temperatura en el funcionamiento del Filtro Sumergido Anaerobio.



En esta etapa de la investigación, se evaluó el funcionamiento del FSA durante el periodo comprendido entre los meses de septiembre y diciembre, para observar el efecto de la temperatura en la remoción de materia orgánica. Durante el estudio, las temperaturas más bajas fueron a finales de noviembre y en el mes de diciembre. En la Figura 3 se pueden observar los resultados experimentales del efecto de la temperatura en la eficiencia del FSA, el cual presentó una variación fuerte en las eficiencias de remoción de materia orgánica durante el periodo de investigación, alcanzando un valor máximo de aproximadamente 85%; estas eficiencias son bajas comparadas con las de remoción medidas en el FSA después del quinto mes del periodo de estabilización, mismas que alcanzaron valores de $89 \% \pm 6\%$, en temperaturas cercanas a $36\text{ }^\circ\text{C}$. Además, en la Figura 3 se puede ver que la eficiencia decrece conforme la temperatura disminuye, presentando una fuerte caída en su funcionamiento a temperaturas cercanas a $20\text{ }^\circ\text{C}$ (condiciones de tratamiento psicrófilas).

Los resultados experimentales fueron ajustados mediante una ecuación potencial de la forma: $\% = 0.02354 * T^{2.32}$ ($r^2 = 0.67$). La caída en la eficiencia de remoción del FSA implica una reducida calidad de efluente, que en periodos de baja temperatura impediría cumplir con las normas de vertimiento vigentes. La fuerte caída en la eficiencia del FSA podría ser debida a un cambio en la comunidad microbiana presente en el soporte de fijación. En el trabajo realizado por McHugh y colaboradores (2005), observaron un cambio en la comunidad microbiana de un filtro sumergido anaerobio, utilizado para el tratamiento psicrófilico de

aguas residuales industriales de alta concentración de materia orgánica. En su estudio, observaron que este cambio en la comunidad microbiana afectaba la eficiencia de remoción del filtro. Por otro lado, en algunas plantas de tratamiento, el agua residual es calentada mediante el uso del metano presente en el biogás producido, con el objetivo de incrementar las velocidades de remoción de la materia orgánica. Sin embargo, la cantidad de metano producido depende fuertemente de la concentración de materia orgánica en el agua residual que se alimenta al sistema, de acuerdo con Hall para concentraciones de materia orgánica superiores a los 1500 mg DQO L⁻¹ se puede obtener una producción de metano suficiente para elevar la temperatura del agua residual.

En el caso de este trabajo de investigación, la concentración de materia orgánica medida en el periodo de investigación fue de 367 mg DQO L⁻¹ ± 184 mg L⁻¹, lo cual representa un valor bajo que no permitiría obtener suficiente metano para elevar la temperatura. Otro punto importante a analizar son los requerimientos de alcalinidad para mantener un pH adecuado en el sistema. Debido a la producción de biogás, el dióxido de carbono presente ocasiona una caída del pH en el sistema. Los microorganismos son muy sensibles a esta variación del pH, por lo que debe adicionarse base para mantener el pH controlado. Mediante los valores presentados en la tabla I, se estimaron los requerimientos de alcalinidad para mantener el pH en 7.0 en el FSA a una temperatura de operación de 25 °C y utilizando un caudal de 10380 m³ d⁻¹, que es el caudal de operación del reactor de lodos activados aerobios de la planta de tratamiento de aguas residuales de

Chetumal. Con estos datos el valor estimado de requerimiento de alcalinidad sería de aproximadamente 13646 kg de alcalinidad como CaCO₃ por día. Estos requerimientos de alcalinidad deben ser tomados en cuenta en la elección del uso de una tecnología anaerobia, ya que representan un costo de operación importante el cual puede ser comparado con los costos de aireación necesarios para un sistema aerobio.

Conclusiones

La factibilidad de la aplicación de un Filtro Sumergido Anaerobio para el tratamiento de aguas residuales en la comunidad de Chetumal fue analizada en este estudio. Se observó que el funcionamiento del Filtro Anaerobio es fuertemente afectado por la temperatura, donde la eficiencia de remoción disminuye notablemente a temperaturas cercanas a 20 °C, afectando así la calidad del efluente de agua residual tratado. Además de considerar los efectos de la temperatura se deben tomar en cuenta los costos de operación debido a la adición de alcalinidad para controlar el pH en el sistema. Estas consideraciones sirven de base comparativa con respecto a un sistema anaerobio en la elección de este tipo de tecnología para su aplicación en Chetumal.

Bibliografía

Grady, C.P.L. Jr., Daigger G.T. and Lim, H.C. (1999). *Biological wastewater treatment*, New York, USA, Marcel Dekker.

Hall, E. R. (1992). "Anaerobic treatment of wastewaters in suspended growth and fixed film processes". In *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. USA, Malina and Pohland eds. Technomics Publishing Pennsylvania.

Handbook of Chemistry and Physics (2004). 82th edn., USA, CRC press.

Hanqing, Y., Joo-Hwa, Tay, and Wilson, F. (1997). "A sustainable municipal wastewater treatment process for tropical and subtropical regions in developing countries". *Water Science and Technology*. 35(9):191-198.

Kickey, R., Wu, W., Veiga, M. and Jones, R. (1991). "Start-up, operation, monitoring and control of high rate anaerobic treatment systems". *Wat. Sci. and Tech.* 24(8):207-255.

McHugh, S., Collins, G., Mahony, T. and O'Flaherty, V. (2005). "Biofilm reactor technology for low temperature anaerobic waste treatment-microbiology and process characteristics". *Wat. Sci. and Tech.* 52(7):107-113

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995). 19th edn., Washington DC., USA, American Public Health Association/American Water Works Association.

Urban, I., Weichgrebe, K. and Rosenwinkel H. (2007). "Anaerobic treatment of municipal wastewater using the UASB technology". *Water Science and Technology*. 56(10): 37-44

Vieira, S. M., M., Carvalho, F., Barijan P., and Rech, C. (1994). "Application of the UASB technology for sewage treatment in a small community in Sumare, Sao Paulo State". *Wat. Sci. and Tech.* 30(12):203-210.