



Vol. 3, No. 1, 132-144, 2010

ISSN 0718-378X

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## FILTRACIÓN AERADA DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES UTILIZANDO UN MEDIO FILTRANTE DE BAJO COSTO

Simón González Martínez <sup>1\*</sup>  
Tatiana Carolina Millán Salazar <sup>1</sup>  
Óscar González Barceló <sup>1</sup>

### *MUNICIPAL WASTEWATER AERATED FILTRATION USING A LOW-COST FILTRATION MEDIA*

#### ABSTRACT

The main objective of this research was to demonstrate that selected natural lava stones can be successfully used for low-cost aerobic biofiltration of municipal wastewater. To demonstrate the procedure a pilot filter was built using 6 mm lava stones as support material. The filter depth was 3.0 m. Using 24-hour samples, analysis of the wastewater could be made for COD, TSS, ammonia and nitrate nitrogen, pH, temperature and Kjeldahl nitrogen. Backwashing was performed every 72 hours. The results indicate that total and dissolved COD and TSS behaved in a similar way when compared with the organic load. The highest COD removal rate (80 %) was observed with the lowest organic load of 0.8 kgCOD/m<sup>3</sup>•d and the lowest removal (60 %) was obtained with the highest organic load of 2.6 kgCOD/m<sup>3</sup>•d. The highest total and dissolved COD removal values were 81 and 84 %, respectively. For TSS the best removal value was 95 % with a best average removal of 89 %. Up to 75 % ammonia removal was achieved at the lowest organic load of 0.8 kgCOD/m<sup>3</sup>•d and decreased to 36 % with a higher organic load of 2.6 kgCOD/m<sup>3</sup>•d. The mean cellular retention time (MCRT) showed values from 1 to 6 days with an average of 3.2 days proving that the MCRT depends on the backwashing frequency more than on any other factor involved. Caused by abrasion during the backwashing procedure, the bed volume decreased in about 5 % after 300 days of operation.

Key-words: filtro biológico, medio filtrante, tezontle, nitrificación

---

<sup>1</sup>Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.

\* Contact Instituto de Ingeniería, Circuito Interior s/n, 04510 México DF, México, Tel. +52(55)5623-3670, Fax +52(55) 5616-2164, e-mail sgm@pumas.ii.unam.mx

## Resumen

El principal objetivo de este trabajo fue demostrar que piedras volcánicas porosas pueden ser utilizadas exitosamente como medio filtrante para la filtración aerobia de aguas residuales municipales. Para comprobar lo anterior se construyó un filtro piloto y se llenó de piedras volcánicas con un diámetro promedio de 6 mm. La profundidad del filtro fue de 3.0 m. Muestras compuestas de 24 horas se analizaron para obtener los valores de DQO, SST, nitrógeno amoniacal, nitrógeno de nitratos, nitrógeno Kjeldahl, pH y temperatura. El retrolavado se realizó cada 72 horas. Los resultados indican que la remoción de DQO y SST tuvieron comportamientos similares con respecto a la carga orgánica. La remoción de DQO más alta (81 %) se obtuvo con la carga orgánica más baja de  $0.8 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{d}$  y la remoción más baja (60 %) con la mayor carga orgánica de  $2.6 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{d}$ . Las mejores remociones de DQO total y disuelta fueron 81 y 84 %, respectivamente. Para SST la mejor remoción puntual fue de 95 % y una remoción promedio del 89 %. La mejor remoción promedio de nitrógeno amoniacal (75 %) se logró con la carga orgánica más baja de  $0.8 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{d}$ ; disminuyó a 56 y 36 % con las cargas orgánicas de 1.2 y  $2.6 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{d}$ . El tiempo de retención celular (TRC) presentó valores desde 1 a 6 días con un promedio de 3.2 días, lo cual demostró que el TRC depende de la frecuencia del retrolavado y no de otros parámetros de la operación. Debido a la abrasión causada por el retrolavado el lecho filtrante perdió aproximadamente el 5 % de su volumen en 300 días de operación.

**Palabras Clave:** filtro biológico, medio filtrante, tezontle, nitrificación

## Introducción

Los procesos biológicos en los que se emplea la fijación de biomasa ofrecen ventajas comparados con los tratamientos convencionales, como es su fácil adaptación a un sistema de tratamiento ya establecido; son de fácil mantenimiento y gran estabilidad; presentan buena tolerancia a variaciones de temperatura y carga orgánica, entre otras muchas. Algunos de estos cumplen con la función de tratamiento biológico y filtración por lo que se les conoce como filtración combinada. El proceso Biofor tiene la capacidad de manejar velocidades superficiales entre  $10$  y  $33 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$  con cargas orgánicas relativamente altas (entre  $2$  y  $3 \text{ kgDBO/m}^3 \cdot \text{d}$ ) y cargas de nitrógeno amoniacal aproximadas de  $1.5 \text{ kgN-NH}_4/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  para lograr remociones del 70% para DBO y entre 80 y 90 % para nitrógeno amoniacal (oxidado a nitritos y nitratos por organismos nitrificantes). Los filtros Biofor se construyen con profundidades de 3.0 m como valor común (Pujol *et al.*, 1994; Pujol, 2000). Actualmente se tienen informes de sistemas de tratamiento eficientes con cargas orgánicas de  $18 \text{ kg DQO/m}^3 \cdot \text{d}$  y retrolavados del medio filtrante cada 24 horas (Bedard, 1999). La mejor forma de retrolavar es a través de la fluidización del medio filtrante utilizando una combinación de aire a alta presión y agua del efluente inyectados desde el fondo del filtro (Humby y Fitzpatrick, 1996).

El tamaño de las partículas filtrantes se selecciona de acuerdo con el uso que se le da al filtro. Por ejemplo, las partículas con diámetros superiores a 6 mm se recomiendan para eliminación de DBO y nitrificación. Para tratamiento terciario y eliminación de nutrientes se recomiendan partículas entre 2 y 3 mm de diámetro (Moore *et al.*, 2001). Utilizando diferentes medios sintéticos, Ojeda y Buitrón (2001) obtuvieron velocidades de crecimiento de biopelículas y concluyen que las piedras de origen volcánico (*tezontle*, como se le llama en México) son el material que más rápidamente se cubre de microorganismos. Las superficies rugosas con poros generan las biopelículas más estables y mejoran la capacidad de retención de los microorganismos (Mendoza-Espinoza y Stephenson, 1999).

El principal objetivo de este trabajo es demostrar que las partículas de piedra volcánica pueden ser utilizadas con éxito para el tratamiento de aguas residuales municipales.

### Metodología

Se construyó un filtro piloto de acuerdo con la figura 1 y la tabla 1. El filtro se construyó utilizando un tubo de PVC cédula 80 con diámetro interior de 19 cm y colocado en posición vertical para contener un lecho filtrante de tezontle con una profundidad de 3 m. Las piedras volcánicas se cribaron a un tamaño promedio de 6 mm (figura 2). El filtro se alimentó con agua residual de la Ciudad Universitaria combinada con el agua residual de un conjunto habitacional cercano. El filtro se alimentó con el agua residual por la parte inferior para lograr flujo ascendente. También el aire de baja presión (aproximadamente 2 bar) se alimentó por medio de una placa perforada en el fondo del filtro para así lograr una buena distribución sobre toda el área superficial de la sección del filtro. Cada 72 horas se realizó el retrolavado de la cama filtrante utilizando una combinación de aire de alta presión y agua de la llave. El agua del retrolavado se colectó hasta alcanzar un volumen de 120 litros para después analizarla.

Se tomaron muestras compuestas de 24 horas del influente y efluente y se analizó la concentración de la biomasa en el material filtrante y el agua del retrolavado. Los análisis que se realizaron a las muestras de aguas y lodos fueron DQO total y disuelta, SST, nitrógeno amoniacal y nitratos. El nitrógeno Kjeldahl y SST se determinaron en el agua de retrolavado y en las piedras cubiertas de microorganismos para así calcular el tiempo de retención celular.

La operación del sistema se basó en el ajuste de la carga orgánica con valores aproximados de 1.0, 1.5 y 2.5 kgDQO/m<sup>3</sup>·d.

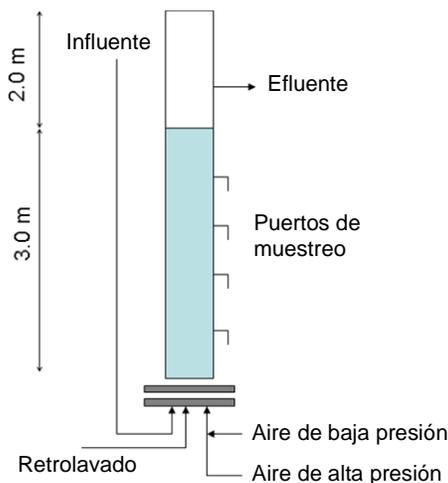
La tabla 2 muestra las características del material filtrante, el cual consistió de pequeñas piedras volcánicas (llamadas tezontle en México) que tiene un costo aproximado de US\$ 150 por cada 6 m<sup>3</sup> del material entregado a domicilio y cribado al tamaño deseado. La figura 2 muestra una

foto de microscopio electrónico de una piedra utilizada en este trabajo. La superficie del material es extremadamente rugosa, la cual la convierte en el material ideal para la colonización de microorganismos. Los poros que se observan en la figura 2 tienen diámetros entre 50 y 150 micrones.

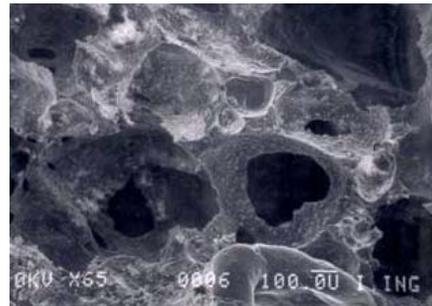
## Resultados

El oxígeno disuelto se mantuvo sobre 4.0 mg/l durante todo el experimento. Los valores de pH variaron entre 7.6 y 7.9 en el influente y entre 7.2 y 7.5 en el efluente.

Considerando el retrolavado del filtro cada 72 horas, la caída de presión en el medio filtrante aumentó con la carga orgánica (figura 3).



**Figura 1.** Diagrama esquemático del filtro piloto.



**Figura 2.** Fotografía de microscopio electrónico de una partícula de Tezontle.

**Tabla 1. Características del filtro piloto**

Altura Total	5.0 m
Diámetro interno	0.19 m
Profundidad del medio	3.0 m
Volumen del medio	0.085 m <sup>3</sup>
Área superficial total	33 m <sup>2</sup>

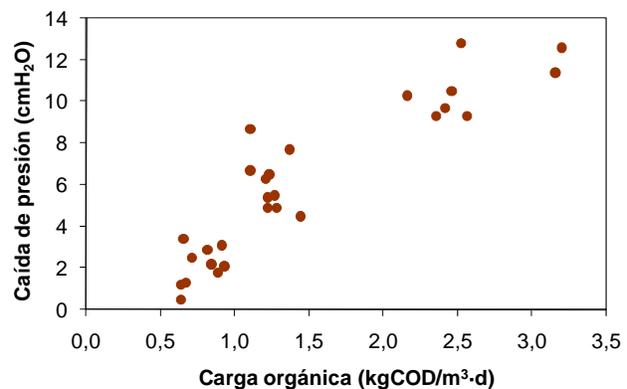
**Tabla 2. Características del medio filtrante**

Área superficial específica	390 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>
Tamaño promedio de partículas	6.0 mm
Número de partículas	1,842/L
Densidad aparente	1.51 kg/L
Porosidad aparente del medio	46 %

Esto se relaciona con la rapidez de crecimiento de los microorganismos y con el aumento de la carga de sólidos con la carga orgánica. Al aumentar la carga orgánica aumenta la rapidez de reproducción de los microorganismos, lo cual hace que los espacios libres entre las partículas se llenen con mayor rapidez. De manera similar, al aumentar la carga orgánica aumenta la carga de sólidos que quedan detenidos entre las partículas del medio filtrante. En cualquier caso, la caída de presión del material filtrante, no sobrepasó los 13 cm de columna de agua, lo cual es despreciable para fines prácticos.

**Carga orgánica.** La carga orgánica aplicada al filtro varió al variar la concentración de material orgánico contenido en el agua residual. Los cambios detectados fueron diarios y se trabajó, durante las etapas posteriores al arranque del filtro, sin cambios en los parámetros de operación del filtro. La ecuación 1 muestra la forma de calcular la carga orgánica para sistemas como el filtro utilizado en este trabajo.

La figura 4 muestra el comportamiento de la carga orgánica con respecto a toda la duración del trabajo experimental en un periodo de aproximadamente 400 días. Se observa que durante la etapa de arranque la carga orgánica varió de manera errática debido a los cambios que se presentaron en el filtro y al establecimiento de la biopelícula. Después del arranque se hicieron ajustes durante un mes y se iniciaron los muestreos nuevamente. Se puede observar en la segunda etapa que la carga orgánica varió entre 0.6 y 0.9 kgDQO/m<sup>3</sup>·d con un promedio de 0.8 kgDQO/m<sup>3</sup>·d. Durante la tercera etapa la carga orgánica aumentó al aumentar la concentración de material orgánico en el agua residual de la Ciudad Universitaria.



**Figura 3.** Caída de presión con respecto a la carga orgánica aplicada al filtro.

$$CO = \frac{Q \cdot DQO}{V}$$

Ecuación (1)

Donde:

- CO Carga orgánica, en kgDQO/m<sup>3</sup>·d  
 Q Caudal de agua residual, en m<sup>3</sup>/d  
 DQO Demanda química de oxígeno, en kgDQO/m<sup>3</sup>  
 V Volumen del reactor, en m<sup>3</sup>

Este hecho se debió al inicio de actividades semestrales y al uso más intenso del agua en la universidad. Debido a que durante esta etapa no hubo un aumento del caudal, el tiempo de retención hidráulico (TRH) permaneció igual que en el periodo anterior. La carga orgánica promedio durante esta tercera etapa fue de 1.2 kgDQO/m<sup>3</sup>·d. Para aumentar la carga orgánica, durante la cuarta etapa se aumentó el caudal de agua residual obteniéndose un valor promedio de 2.6 kgDQO/m<sup>3</sup>·d que correspondió a un TRH de 0.94 h.

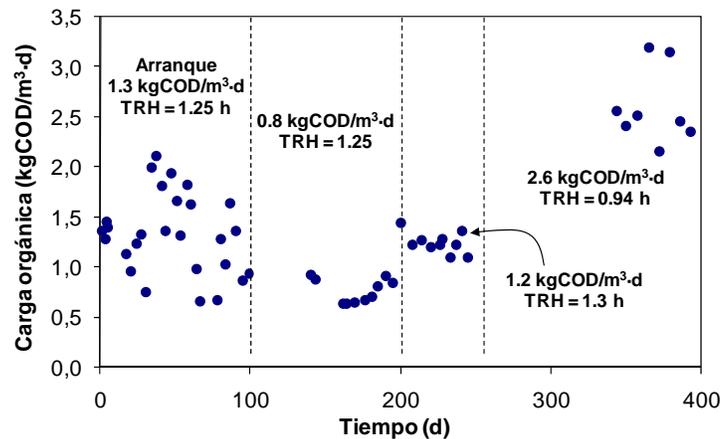


Figura 4. Comportamiento de la carga orgánica durante todo el periodo experimental.

**Remoción de DQO.** La figura 5 muestra que la remoción de DQO total y disuelta decrece al aumentar la carga orgánica en donde la DQO total presenta, en general, valores inferiores y más dispersos que la DQO disuelta.

Los mejores valores de remoción de DQO (entre 80 y 90 %) se observaron con los menores valores de carga orgánica. Al aumentar la carga orgánica a valores cercanos a 3.5 kgDQO/m<sup>3</sup>·d la remoción de DQO tiende a alcanzar valores estables cercanos al 65 % para DQO disuelta y 60 % para la DQO total.

Para este análisis debe tomarse en cuenta que los tiempos de retención hidráulicos (TRH) variaron entre 0.94 y 1.3 horas. Esto significa que el tiempo total requerido para lograr las remociones de contaminantes disueltos y suspendidos varió ente 0.94 y 1.3 horas, lo cual sitúa a este proceso entre uno de los más rápidos. También debe considerarse que bajos TRH representan tanques pequeños con los consiguientes ahorros en la construcción y los requerimientos de terreno. Estos TRH son mucho menores que los convencionales en sistemas de lodos activados (4 a 16 horas). En filtros percoladores el agua tiene un tiempo de contacto de aproximadamente 15 a 20 minutos pero es necesario recircular el agua una vez pasando, como regla general, por un sedimentador. Los filtros combinados (como el de este estudio) no requieren de sedimentadores primarios o secundarios y la pequeña cantidad que representa el agua de retrolavado se envía, generalmente, a un espesador de lodos que sirve como separador de los lodos del retrolavado y almacén de lodos.

De una manera diferente a la información de la figura 5, la tabla 3 muestra los valores promedio de carga orgánica, tiempo de retención hidráulico y remoción de DQO total y disuelta. La mejor remoción promedio de DQO total fue de 81 % y se alcanzó con la carga orgánica promedio de 0.8 kgDQO/m<sup>3</sup>·d; al aumentar la carga orgánica disminuyó la remoción para alcanzar la remoción promedio más baja de 60 % con la carga orgánica más alta. A diferencia de la DQO total, la DQO disuelta presentó valores ligeramente superiores. Esto demuestra que los microorganismos inmobilizados sobre y dentro del material filtrante estuvieron activos en la remoción de sustancias orgánicas disueltas.

La remoción de DQO disuelta, que forma parte de la DQO total, solamente puede ser referida a la actividad de los microorganismos y la otra parte de la DQO total, la fracción correspondiente a los sólidos en suspensión, es removida, principalmente, por acción filtrante del sistema. Es posible que una parte de la DQO suspendida sea degradada por los microorganismos pero no es posible determinar la magnitud con los resultados obtenidos en este trabajo.

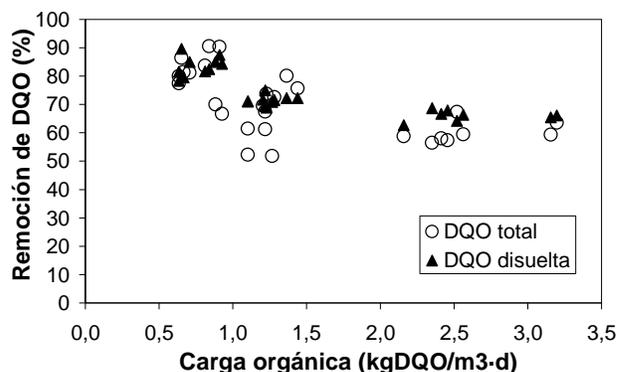


Figura 5. Remoción de DQO con respecto a la carga orgánica.

**Tabla 3.** Valores promedio de carga orgánica, TRH y remoción de DQO.

	Carga orgánica (kgDQO/m <sup>3</sup> ·d)	TRC (h)	Influyente (mg/l)	Efluente (mg/l)	Remoción (%)
DQO Total	0.8	1.25	87	17	81
	1.2	1.30	147	48	67
	2.6	0.94	221	88	60
DQO Disuelta	0.8	1.25	60	10	84
	1.2	1.30	110	31	71
	2.6	0.94	148	50	66

La ecuación de Stover-Kincannon se ha utilizado comúnmente para obtener parámetros cinéticos de sistemas de biopelícula ya que es de tipo empírico y proporciona información que permite diseñar sistemas para tratamiento de agua residual a partir de trabajo a nivel piloto (González-Martínez y Duque-Luciano, 1992). La ecuación de Stover y Kincannon es:

$$E = M \frac{CO}{K + CO} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde:

- E Tasa de remoción de DQO, en kgDQO/m<sup>3</sup>·d
- CO Carga orgánica, en kgDQO/m<sup>3</sup>·d
- M Constante cinética que indica la rapidez máxima de remoción de DQO, en kgDQO/m<sup>3</sup>·d
- K Constante cinética del valor medio de M, en kgDQO/m<sup>3</sup>·d

La ecuación 2 es de una hipérbola, lo cual indica que el valor de la tasa de remoción de DQO (E) tiende a una asíntota al aumentar la carga orgánica (CO). Para fines de determinaciones cinéticas es posible obtener los valores inversos de la ecuación 1, lo cual da una ecuación lineal que permite obtener los valores de M y K para fines de diseño. La figura 6 muestra los valores directos de E contra CO (lado izquierdo) y los valores de los inversos de E contra CO (lado derecho). Combinando la ecuación 2 con la 1 y utilizando los parámetros cinéticos obtenidos en la figura 6 es posible realizar el diseño básico de un filtro como el descrito en este trabajo. Debe tomarse en cuenta que el diseño con estos parámetros cinéticos aplican únicamente a filtros con profundidades de 3 m (este parámetro no es escalable) y para las aguas residuales utilizadas. Buyukkamaci y Filibeli (2002) y González-Martínez y Duque-Luciano (1992) presentan resultados que demuestran la utilidad de la ecuación de Stover y Kincannon.

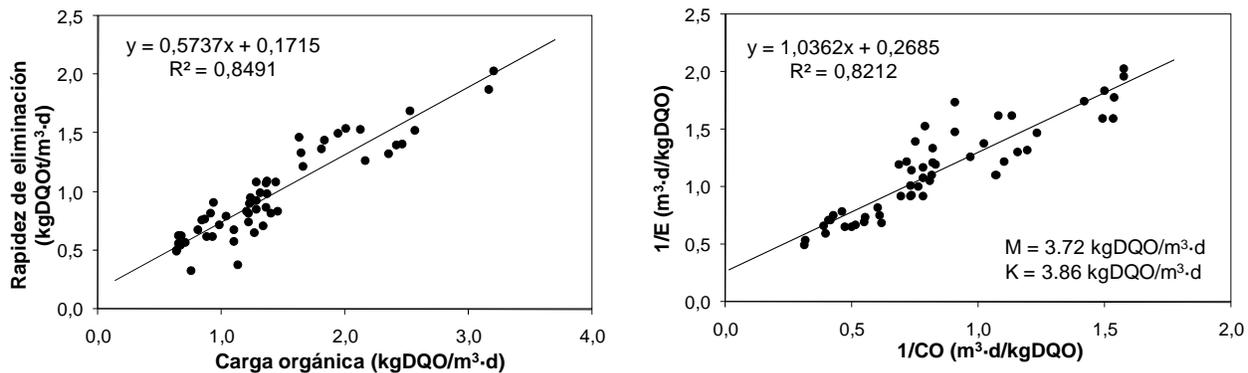


Figura 6. Valores para obtener los parámetros cinéticos de la ecuación de Stover y Kincannon.

**Remoción de SST.** La remoción de SST mostró un comportamiento similar al de la DQO: al aumentar la carga orgánica la remoción de SST tiende a un valor constante (figura 7). A pesar de que los valores promedio de las cargas orgánicas más altas (1.2 y 2.6 kgDQO/m<sup>3</sup>·d) son cercanos, se puede afirmar que la mejor remoción se obtuvo con la menor carga orgánica. Esto demuestra que la participación de los microorganismos es importante en la remoción de SST ya que, si solamente fuera físico el proceso de retención de sustancias suspendidas, los valores de remoción de SST serían más dependientes del TRH y no de la carga orgánica, lo cual no queda demostrado entre la primera y segunda etapas cuando el TRH fue casi el mismo pero las remociones de SST tuvieron una gran diferencia entre ellas. La figura 7 muestra que las cargas orgánicas más bajas permitieron valores de remoción entre 85 y 98 %. Con cargas orgánicas superiores a 1.0 kgDQO/m<sup>3</sup>·d se obtuvieron remociones de SST entre 65 y 75 % sin poderse identificar tendencias del comportamiento.

Tabla 4. Valores promedio de carga orgánica, TRH y remoción de SST.

	Carga orgánica (kgDQO/m <sup>3</sup> ·d)	TRH (h)	Influyente (mg/l)	Efluyente (mg/l)	Remoción (%)
SST	0.8	1.25	37	4	89
	1.2	1.30	69	21	70
	2.6	0.94	86	23	73

**Remoción de nitrógeno amoniacal.** La figura 8 muestra el comportamiento de la remoción de nitrógeno amoniacal con respecto a la carga orgánica. Los valores más altos (entre 60 y 85 %) se alcanzaron con cargas orgánicas bajas ente 0.5 y 1.0 kgDQO/m<sup>3</sup>·d, aproximadamente. La remoción disminuye al aumentar la carga orgánica. Este comportamiento se puede comparar con el de la DQO y los SST ya que es clara la influencia de la carga orgánica sobre los procesos.

En el caso de la nitrificación se identifica una relación entre la intensidad de este proceso y la carga orgánica ya que la carga orgánica determina el tiempo de retención celular (TRC). Al aumentar la carga orgánica aumenta la tasa de reproducción de los microorganismos haciendo que sea necesario retirarlos del sistema biológico con una mayor frecuencia para mantener las condiciones de “régimen continuo”: al extraer el exceso de microorganismos con una mayor frecuencia se reduce el TRC y viceversa. Como las bacterias nitrificantes son autótrofas requieren de mayores tiempos para su reproducción que las heterótrofas responsables de la degradación del material orgánico. Entonces, si se desea que las bacterias nitrificantes se establezcan en un sistema, es necesario proporcionar cargas orgánicas medias bajas a bajas para que aumente el TRC.

Como se puede observar en la tabla 5, no fue posible alcanzar la nitrificación completa bajo las condiciones establecidas en el sistema. De acuerdo con Boller (1994), cuando el influente contiene altas concentraciones de material orgánico y SST, estos se depositan sobre la superficie del material filtrante oponiendo resistencia al transporte hacia el interior de la biopelícula y reduciendo la efectividad del proceso. Por esta razón se recomienda realizar el retrolavado con frecuencia. La tabla 3 muestra los valores promedio de nitrógeno amoniacal y nitratos en el influente y efluente del filtro.

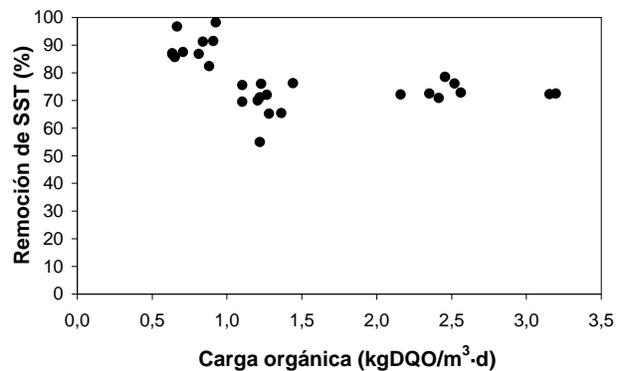


Figura 7. Remoción de SST con respecto a la carga orgánica.

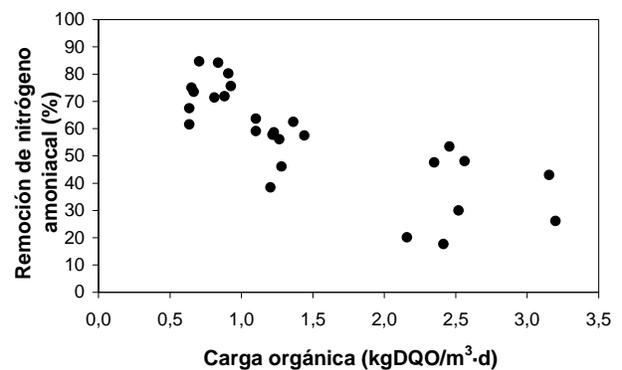


Figura 8. Remoción de nitrógeno amoniacal con respecto a la carga orgánica.

Los valores confirman que la suma de nitrógeno amoniacal y nitratos en el efluente coinciden con el valor de nitrógeno amoniacal en el influente. Estos valores indican también que no se presentó una desnitrificación en las zonas profundas del material filtrante.

**Tabla 5.** Valores promedio de nitrógeno amoniacal y nitratos.

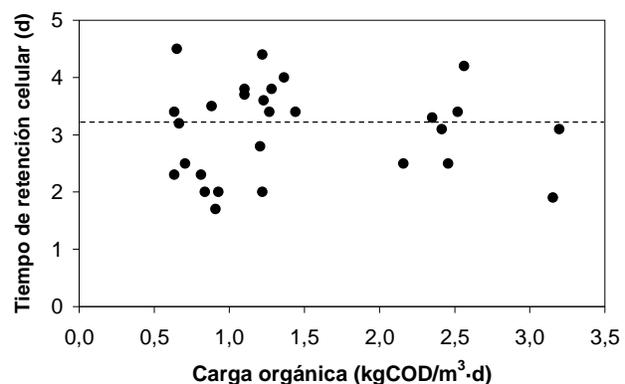
Carga orgánica (Intervalos) (kgDQO/m <sup>3</sup> ·d)	TRH (h)	Nitrógeno de NH <sub>4</sub>			Nitrógeno de NO <sub>3</sub>	
		Influente (mg/l)	Efluente (mg/l)	Remoción (%)	Influente (mg/l)	Efluente (mg/l)
0.8	1.25	42	11	75	< 0.3	31
1.2	1.30	33	15	56	< 0.3	19
2.6	0.94	51	33	36	< 0.3	17

**Tiempo de retención celular (TRC).** En la figura 9 se observa que el TRC se mantuvo entre 1.6 y 4.6 días con un promedio de 3.2 días. Esto demuestra que, en general, el TRC dependió más de la frecuencia de retrolavado que de la carga orgánica, ya que el retrolavado se llevó a cabo cada 3 días (72 horas). Además, la intensidad de los procesos de nitrificación indica que el TRC sí fue influenciado por la carga orgánica ya que se observa una relación entre estos dos parámetros (figura 8).

## Conclusiones

- El filtro mostró una rápida adaptación biológica durante el arranque del sistema mostrando remociones de SST y DQO del 80 % y 50 %, respectivamente, a los 10 días de haber iniciado su operación.

Los valores de DQO total y disuelta y los SST presentaron un comportamiento similar con respecto a la carga orgánica. Las mejores remociones se obtuvieron con las cargas orgánicas bajas alrededor de 0.8 kgDQO/m<sup>3</sup>·d. Estos valores de remoción disminuyeron a valores mínimos cuando la carga orgánica alcanzó valores de 1.5 kgDQO/m<sup>3</sup>·d y permanecieron sin cambios significativos al continuar aumentando la carga orgánica hasta valores de 3.5 kgDQO/m<sup>3</sup>·d. Los máximos valores de



**Figura 9.** Tiempo de retención celular con respecto a la carga orgánica.

remoción de DQO total y disuelta fueron de 81 y 84 %, respectivamente. Para SST, los mejores valores de remoción fueron de 95 % con una carga orgánica de 1.5 kgDQO/m<sup>3</sup>·d.

- Al operar el filtro bajo las cargas orgánicas más bajas (0.8 kgDQO/m<sup>3</sup>·d) se alcanzó una nitrificación de 75 %. La remoción de nitrógeno amoniacal disminuyó a valores del 36 % con cargas orgánicas superiores a 1.6 kgDQO/m<sup>3</sup>·d.
- El tiempo de retención celular (TRC) varió de 1.6 a 4.6 días con un promedio aritmético de 3.2 días. Este hecho demuestra que el TRC depende de la frecuencia de retrolavado más que de otros factores biológicos o bioquímicos.
- El volumen del medio filtrante disminuyó en 5 % después de 350 días de operación. las observaciones al microscopio muestran que las pérdidas se deben a la abrasión causada durante el retrolavado del medio filtrante.

**Reconocimiento.** Este proyecto fue posible gracias al apoyo de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA) de la Universidad Nacional Autónoma de México, convenio IN117680.

### Referencias

- Bédard P. (1999) High rate biofiltration. Proceedings of the Third International Symposium on Biological Aerated Biofilters (BAF-3). Cranfield University, United Kingdom.
- Boller M., Gujer W., Tsuchi (1994) Parameters affecting nitrifying biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.* 19 (10-11) 1-11
- Buyukkamaci N. and Filibeli A. (2002) Determination of kinetic constants of an anaerobic hybrid reactor. *Process Biochemistry*, 38(1), 73-79
- González-Martínez, S and Duque-Luciano, J (1992) Aerobic Submerged Biofilm Reactors for Wastewater Treatment. *Wat. Res.* 26(6), 825-833
- Humby M.S., Fitzpatrick C.B.S. (1996) Attrition of granular filter media during backwashing with combined air and water. *Water Research* 30 (2) 291-294
- Mendoza-Espinosa L.G., Stephenson T. (1999) A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment. *Environmental Engineering Science*, 16 (3) 201-216
- Moore R. Quarmby J., Stephenson T. (2001) The effects of media size on the performance of biological aerated filters. *Water Research* 35 (10) 2514-2522

- Ojeda R.L., Buitrón M.G. (2001) Support media selection for an anaerobic/aerobic SBR (original in Spanish) (Selección del medio de soporte para un reactor SBR anaerobio/aerobio). IX National Congress on Biotechnology and Bioengineering. Veracruz, Mexico.
- Pujol R., Hamon M., Kandel X., Lemmel H. (1994) Biofilters: flexible, reliable biological reactors. *Wat. Sci. Tech.* 29 (10-11) 33-38
- Pujol R. (2000) Process improvements for upflow submerged biofilters. *Water* 21. April. pp 25-29