



EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NITRÓGENO EN UN FILTRO PERCOLADOR CON NUEVO EMPAQUE

EVALUATION OF THE REMOVAL EFFICIENCY OF ORGANIC MATTER AND NITROGEN IN A TRICKLING FILTER WITH NEW PACKING

T.J. Muñoz-Sánchez y R. Reyes-Mazzoco*

Departamento de Ingeniería Química, Alimentos y Ambiental, Universidad de las Américas Puebla, Ex Hacienda Santa Catarina Mártir, Cholula, Puebla, CP 72810, México.

Recibido 22 de Abril de 2013; Aceptado 20 de Octubre de 2013

Resumen

Se evaluó la eficiencia de un filtro percolador para remover DQO de una descarga sanitaria real con DQO promedio de 380 mg/L en la Universidad de las Américas Puebla. El empaque diseñado por los autores operó en el 2012 durante marzo y mayo. La alimentación se ajustó a tres cargas hidráulicas altas (CH), repitiendo el valor intermedio, y se evaluaron durante periodos de 18 días cada una, en una secuencia de estímulos-respuestas que caracterizaron la operación estable del empaque. En marzo (temperaturas diarias entre 10 y 26.2 °C) se probaron 9.2 m³/ m²d y 15.3 m³/ m²d. En mayo (temperaturas diarias entre 12.2 y 27.9 °C), con 15.3 m³/ m²d se observó un incremento en el porcentaje de remoción de DQO con respecto al mismo valor de marzo, que se atribuye al incremento de la temperatura promedio diaria. En la última prueba, con CH de 19.6 m³/ m²d se observó consecuentemente que el porcentaje de remoción de DQO se redujo. Las cargas orgánicas removidas entre 1.62 y 3.19 kg DQO/ m³d corresponden a un empaque de alta carga y eficiencia. Se midió el oxígeno disuelto en tres puntos del filtro que coinciden con los valores de reducción de la DQO. La remoción de nitrógeno no fue significativa en los cuatro experimentos.

Palabras clave: filtro percolador, biopelícula, eficiencia de remoción, carga hidráulica.

Abstract

The efficiency of a trickling filter for COD removal was evaluated with a real sanitary discharge with average COD of 382 mg/L at Universidad de las Américas Puebla campus. The packing designed by the authors operated in 2012 during March and May. The feed was adjusted to three high hydraulic loads (HL), repeating the intermediate value, and were evaluated each for 18 days in a sequence of disturbances-responses that characterized the steady-state operation of the packing. During March (daily temperatures ranging from 10 to 26.2°C) were tested 9.2 m³/ m²d and 15.3 m³/ m²d. In May (daily temperatures ranging from 12.2 to 27.9 °C), with 15.3 m³/ m²d was observed an increase in the removal percentage with respect to the same value in March, that is attributed to the increase in the average daily temperature. In the last test, with 19.6 m³/ m²d was consequently observed that the maximum COD removal decreased. The organic loads removed from 1.62 to 3.19 kg DQO/ m³ d are related to high load and efficiency packing. The dissolved oxygen measured at three points in the packing are related to the values of reduction of COD. Nitrogen removal was no-significant in the four experiments.

Keywords: trickling filter, biofilm, removal efficiency, hydraulic load.

*Autor para la correspondencia. E-mail: rene.reyes@udlap.mx
t. 222 2292660, f. 222 2292727

1 Introducción

El agua potable es una demanda fundamental para la supervivencia humana y el desarrollo socio-económico, por lo que debe administrarse debidamente. Una de las alternativas para reducir su consumo es reutilizar el agua residual tratada (Hernández-Leal y col., 2007).

La composición del agua residual depende de la fuente de origen. Las descargas de aguas grises, que incluyen lavandería, lava trastes y regadera, contienen entre 120 y 360 mg de DQO/L, 3 mg/L de nitrógeno total y entre 17 y 70 mg/L de sólidos suspendidos totales (SST) (Eriksson y col., 2002). No obstante, estos datos pueden cambiar considerablemente de un momento a otro debido a que el flujo y la composición varían dependiendo de las actividades humanas que causan un incremento en la concentración, como en el caso de las aguas negras (Yangin-Gomec, 2010).

A pesar de la variabilidad del flujo y calidad del agua residual, los filtros percoladores han demostrado ser eficientes en la remoción de DQO y SST (Boltz y col., 2006), además de reducir los niveles de nitrógeno amoniacal (Evans y col., 2004; Mondal y col., 2007; van den Akker y col., 2010a). La literatura referente a los filtros percoladores, plantea eficiencias de remoción del 60 al 90% con cargas orgánicas entre 0.6 y 3.2 kg DBO/ m³d, sin la posibilidad de llevar a cabo el proceso de nitrificación, utilizando empaques plásticos de más de 100 m²/ m³ de área específica, 95% de espacio vacío y una proporción de recirculación entre 1 y 2, además de una concentración de oxígeno disuelto entre 2 y 3 mg/L, que se considera satisfactoria para procesos de crecimiento suspendido, aunque estos valores pueden ser limitantes para los procesos de crecimiento adherido, como es el caso de los filtros percoladores (Metcalf y Eddy, 2004).

La capacidad de degradación de materia orgánica de los microorganismos inmovilizados en un soporte ha sido ampliamente probada (Martínez-Trujillo y García-Rivero, 2012), por lo que la biopelícula soportada en empaques de filtros percoladores es el medio más adecuado para ciertas condiciones de proceso y características de agua residual.

Estudios relacionados muestran también que la nitrificación puede llevarse a cabo con excelentes resultados si las concentraciones son menores a 5 mg DBO₅/L (Harremöes, 1982; van den Akker y col., 2010b) pero el efecto de la aireación es fundamental en la actividad fermentativa de estos procesos (Estela-Escalante y col., 2012). La ausencia de materia orgánica carbonácea y una concentración

suficiente de oxígeno disuelto en el agua permiten el desarrollo de las bacterias nitrificantes (*Nitrosomas* y *Nitrobacter*) capaces de oxidar los compuestos de nitrógeno. Debido a esto ha sido posible encontrar las condiciones en que lodos activados nitrificantes son capaces de degradar compuestos más complejos (Téllez-Pérez y col., 2013).

El efecto de la temperatura en las velocidades de degradación de materia orgánica mediante lodos activados es también muy significativo (Espinosa-Rodríguez y col., 2012), particularmente en el intervalo de las temperaturas ambiente de Puebla cuya temperatura anual promedio es de 17.5 oC. El efecto simultáneo de las condiciones de las fermentaciones, incluyendo temperatura, sustrato y pH se ha mostrado aún en la elaboración de bebidas tradicionales (Corona-González y col., 2013), para lo que se ha usado metodología estadística más completa.

El presente trabajo buscó determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica de un filtro percolador con nuevo empaque, así como la existencia de un proceso de nitrificación, alimentándole una corriente de agua residual procedente de las instalaciones de la UDLAP. Ésta tuvo concentración promedio de 380 mg DQO/L y 125 mg/L de nitrógeno total, y el empaque estructurado de área específica 26 m²/ m³ y 95% de espacio vacío estuvo expuesto a las condiciones climáticas reales. El empaque fue probado anteriormente con suero de leche (Muñoz-Sánchez y Reyes-Mazzoco, 2012) y se demostró que tiene alta capacidad de remoción de carga orgánica. Las pruebas en este trabajo incluyeron el efecto del flujo procesado y de la temperatura ambiente, debido a que se realizaron en dos temporadas con cambio significativo de la temperatura promedio diaria.

2 Materiales y métodos

2.1 Montaje del equipo y estabilización del proceso

El agua residual, proveniente de la Universidad de las Américas, Puebla (UDLAP), se almacena en tres tanques de 10 m³ para alimentarse a la planta de tratamiento de agua residual (PTAR) existente. Esta planta es un reactor secuencial por lotes que procesa el agua residual de la Universidad y produce agua tratada que cumple los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-ECOL-003 para el riego de áreas verdes con tránsito de personas.



Fig. 1. Filtro percolador en las instalaciones de la PTAR-UDLAP.

Para desarrollar la experimentación en condiciones de tratamiento reales se empleó esta infraestructura para alimentar, por medio de una bomba, a un distribuidor estático ubicado en la parte superior del filtro percolador. El filtro fue construido con un tubo de acrílico de 20 cm de diámetro y 106 cm de altura, y contiene un empaque estructurado que consta de 32 placas horizontales y una altura total de 79 cm (Fig. 1). El área específica del empaque es de $26 \text{ m}^2/\text{m}^3$ y 95% de volumen vacío. El diseño del empaque propuesto no presentó en una prueba previa (Muñoz-Sánchez y Reyes-Mazzoco, 2012) taponamientos provocados por el crecimiento desmesurado de la biopelícula, por lo que no fue necesario parar el funcionamiento del equipo para efectuar lavado del empaque. En comparación con trabajos similares, esto resulta una ventaja sobre otros empaques, los cuales requirieron lavados para continuar su funcionamiento sin dichas obstrucciones (Mondal, 2007).

Para lograr el desarrollo de la biopelícula se hizo

pasar el agua residual a través del equipo durante dos meses, agregando fructosa e inóculo fresco durante el primer mes para acelerar el crecimiento de los microorganismos. Se consideró que se había logrado el desarrollo adecuado de la biopelícula cuando se empezaron a medir cambios en la concentración de materia orgánica entre la alimentación y la descarga. Las mediciones de concentración de materia orgánica se hicieron mediante la demanda química de oxígeno, DQO.

2.2.1. Evaluación de la remoción de materia orgánica

Se realizaron muestreos del agua a la entrada y salida del filtro percolador tres veces a la semana. Las muestras del agua que se alimentó, se tomaron de los tanques homogeneizadores del agua de alimentación de la PTAR-UDLAP. El agua que pasó por el filtro se retuvo en un tanque que almacenaba la tratada en un día. Con esto se consiguió homogeneizar muestras de la operación del día sin necesidad de hacer muestreo compuesto.

Se determinó la DQO de las muestras con un digestor DRB200, un espectrofotómetro DR4000 y tubos de digestión comerciales de la marca Hach del intervalo 0 a 1,500 mg/L. En las mediciones se emplearon las recomendaciones de la NMX-AA-030-SCFI-2001 para la determinación de este parámetro.

2.2.2 Evaluación de la remoción de nitrógeno

A las mismas muestras se les determinó la concentración de nitrógeno amoniacal y nitratos con los métodos y reactivos de la marca Hach para el espectrofotómetro DR4000.

La medición de la concentración de nitrógeno amoniacal en estos tubos y reactivos comerciales está basada en la reacción del reactivo Nessler con los iones de amonio; la de los nitratos está basada en la reducción a nitritos, reacción con el ácido sulfanílico, unión con el ácido gentísico para la formación de color ámbar que se mide en el espectrofotómetro. Aunque se observaron las recomendaciones de la NMX-AA-079-SCFI-2001 para la determinación de nitrato en aguas, el método empleado tiene un principio diferente.

2.2.3 Evaluación del oxígeno disuelto (OD)

El tubo de acrílico que forma el filtro percolador tenía perforaciones en la primera capa de empaque y a 55 cm de profundidad, y tubos pequeños para sacar lateralmente muestras a las que se les midió in situ el OD con un medidor YSI Pro 20.

2.2 Evaluación del efecto de los cambios introducidos

La evaluación del efecto de los cambios se realizó a través de la introducción de estímulos que permitieron observar la respuesta en condiciones de proceso reales en una instalación cercana a los autores en la propia UDLAP y con los tanques necesarios para retener el agua alimentada y la tratada durante el día de muestreo. Las muestras se analizaron inmediatamente después de obtenerlas en las instalaciones de la UDLAP.

Se emplearon los conceptos de identificación empírica del comportamiento dinámico de los procesos para decidir la secuencia y valores de los cambios en carga hidráulica (CH) que permitirían la identificación de las características de la operación del filtro percolador. Luyben (1990) describe el proceso de identificación empírica de respuesta dinámica de un proceso como un ajuste "a ojo" (*eyeball*). Es la forma más directa de obtener los parámetros (tiempo muerto, constante de tiempo y coeficiente de atenuación) de un modelo lineal dinámico. Se aplica un estímulo (cambio en condición de entrada al proceso) y se registra la respuesta conforme avanza el tiempo. Así se relaciona con las respuestas calculadas para funciones de transferencia de primero, el 90% de los casos, o de segundo orden.

Ante un estímulo escalón de amplitud fija, la respuesta de un sistema dinámico de primer orden crece siguiendo la forma de la función $(1 - e^{-t/\tau_p})$, en la que t es el tiempo transcurrido y τ_p la constante dinámica de tiempo del sistema.

Se aprovechará esta información para observar las respuestas a estímulos en CH y temperatura y caracterizar la operación del filtro.

Los períodos de muestreo se escogieron para observar entre dos de ellos el efecto del cambio en la temperatura media diaria. El período de prueba con CH de $9.2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ se dio iniciando marzo de 2012. El primer período de operación con CH de $15.3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ correspondió al mes de marzo y cinco días de abril y se le asignaron a ambos periodos la temperatura promedio de las medidas durante estas pruebas, con diaria mínima de 10 y máxima $26.2 \text{ }^\circ\text{C}$ y les llamamos temperaturas de marzo para simplificar. Al concluir estas pruebas se dejó operando el filtro con $9.2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ y no se hicieron más mediciones. Se continuaron midiendo las temperaturas diarias hasta observar que ya se habían incrementado. Para iniciar el tercer periodo de pruebas en mayo, se cambió la CH de 9.2 a $15.3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, para que el inicio de la

prueba 3 tuviera el mismo cambio en CH que la 2. Las temperaturas promedio de las pruebas 3 y 4 fueron diaria mínima de 12.2 y máxima de $27.9 \text{ }^\circ\text{C}$.

Se observó, durante los meses en que se formó la biopelícula, que cambios de temperatura durante algunos días no modificaban la remoción de DQO. Por ello se decidió estudiar el efecto de la temperatura en la operación del filtro con un cambio estacional de temperaturas. Es decir, cuando las temperaturas promedio diarias fueran sostenidamente diferentes.

3 Resultados y discusión

Los resultados de la experimentación en el mes de marzo se muestran en la Tabla 1, en la que se presentan el cociente de los valores de concentración de DQO de salida y entrada, S_e/S_i , el porcentaje de remoción (PR) de la DQO y la carga orgánica removida. Como se puede observar en esta tabla, el PR de DQO pasó del 26 al 41% conforme transcurrieron los primeros 18 días; éste último dato se consideró como el máximo PR de DQO posible para una CH de $9.2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. Al modificar el flujo, los PR cambiaron desde el 18 y hasta el 33%, siendo este último el máximo PR de DQO posible para una carga hidráulica de $15.3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$.

La Fig. 2 muestra la interpretación de la secuencia de estímulos y respuestas en las primeras dos pruebas. El tiempo para alcanzar el cambio total y una respuesta casi estable fueron diez días en ambos casos. Los resultados de los siguientes días (incluyendo el décimo) se emplearon para calcular el valor promedio final de cada CH que resultó de 33 y 41% de remoción de DQO, respectivamente. Los valores de porcentaje de remoción no se estabilizan completamente porque se dan cambios diarios en la DQO de la alimentación.

Estas series de mediciones se hicieron una seguida de la otra, por lo que reflejan la respuesta dinámica que tuvo el empaque ante estímulos escalón. La CH antes de iniciar las pruebas era $3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ por lo que la amplitud del primer estímulo fue $(9.2-3=6.2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d})$ y la del segundo $(15.3-9.2=6.1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d})$.

Empleando los conceptos de identificación empírica de la dinámica de procesos, se observa que el aspecto de las respuestas en la Fig. 2 es el característico de un sistema dinámico de primer orden sin retraso en la señal (los cambios en la respuesta inician el día que se hace el cambio en estímulo) (Luyben, 1990). Esto se explica porque el tiempo de residencia promedio del agua en el filtro percolador es de 2 minutos (medido con un trazador de sal común)

Tabla 1. Remoción de DQO y carga orgánica durante el mes de marzo.

Día	CH (m ³ /m ² d)	CO (kg DQO /m ³ d)	DQO		S_e/S_i	Porcentaje de remoción de la DQO	CO removida, kg DQO/m ³ d
			Entrada, S_i (mg/L)	Salida, S_e (mg/L)			
1	9.2	5.3	452	289	0.64	36	1.91
3	9.2	4.7	407	303	0.74	26	1.22
5	9.2	4.4	378	267	0.71	29	1.30
8	9.2	4.3	373	235	0.63	37	1.61
10	9.2	3.9	336	198	0.59	41	1.61
12	9.2	4.6	395	234	0.59	41	1.88
15	9.2	4.5	386	225	0.58	42	1.88
17	9.2	5.0	432	256	0.59	41	2.06
19	15.3	6.5	334	275	0.82	18	1.15
22	15.3	7.4	379	285	0.75	25	1.83
24	15.3	6.9	356	257	0.72	28	1.93
26	15.3	6.6	338	234	0.69	31	2.02
29	15.3	7.9	405	272	0.67	33	2.59
31	15.3	8.6	445	295	0.66	34	2.92
33	15.3	8.8	453	305	0.67	33	2.88
36	15.3	8.9	456	305	0.67	33	2.94

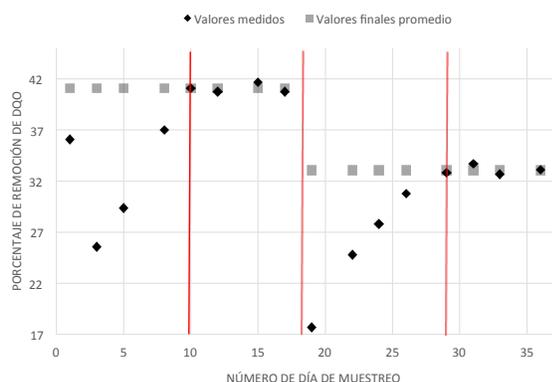


Fig. 2. Porcentajes de remoción de DQO en las pruebas realizadas con temperaturas promedio mínima de 10 °C y máxima de 26.2 °C. Las CH fueron para el primer grupo de datos 9.2 m³/ m²d y 15.3 m³/ m²d para el segundo grupo.

cuando la CH es 9.2 m³/ m²d y por lo tanto, la respuesta en PR de DQO ante un estímulo en CH, se da en el mismo día que se hace la modificación de flujo. Los diez días necesarios para alcanzar la respuesta final se explican por el tiempo necesario para que la biopelícula adapte su proceso digestivo a las nuevas condiciones impuestas de CH. Primero se observa una disminución drástica del PR de DQO y luego el incremento paulatino hasta alcanzar una condición estable.

En este trabajo, sin embargo, sólo se presenta la información relativa al comportamiento del PR de DQO con respecto a la CH y la temperatura promedio ambiente en las condiciones finales estables para cada situación.

Siguiendo el criterio de que los resultados válidos de la respuesta estable aparecieron a partir del décimo día de la operación con la nueva condición, los valores promedio para cada CH fueron 1.86 y 2.83 kg DQO/ m³ d respectivamente.

Para la CH de 9.2 m³/ m²d, el OD a la entrada del equipo fue de 0.28 mg/L, de 1.55 mg/L a los 55 cm de empaque y de 2.8 mg/L a la salida. En el caso de 15.3 m³/ m²d, los valores medidos reflejaron una disminución de aproximadamente 50% en los valores de OD con respecto a la CH anterior, siendo 0.15 mg/L, 0.66 mg/L y 1.45 mg/L, respectivamente.

En la Tabla 2 se muestran los resultados de PR de DQO y CO obtenidos en el mes de mayo con CH de 15.3 m³/ m²d seguidos de los datos con CH de 19.6 m³/ m²d.

En la Fig. 3 se presenta El PR de DQO registrado como estable para los cuatro datos finales de este grupo y alcanzó 46%. Finalmente, se cambió la carga orgánica y la respuesta registrada corresponde al último grupo de datos con valor estable final de 36% de remoción de DQO.

Tabla 2. Remoción de DQO y carga orgánica durante el mes de mayo.

Día	CH (m ³ /m ² d)	CO (kg DQO /m ³ d)	DQO		S _e /S _i	Porcentaje de remoción de la DQO	CO removida, kg DQO/m ³ d
			Entrada, S _i (mg/L)	Salida, S _e (mg/L)			
1	15.3	7.3	374	250	0.67	33	2.41
3	15.3	6.8	350	215	0.61	39	2.63
5	15.3	5.9	304	178	0.59	41	2.45
8	15.3	6.9	355	199	0.56	44	3.03
10	15.3	5.9	305	165	0.54	46	2.72
12	15.3	7.2	369	198	0.54	46	3.33
15	15.3	7.7	397	209	0.53	47	3.66
17	15.3	7.3	375	204	0.54	46	3.33
19	19.6	8.3	331	249	0.75	25	2.04
22	19.6	10.1	404	284	0.70	30	2.99
24	19.6	11.0	440	298	0.68	32	3.54
26	19.6	13.3	532	344	0.65	35	4.68
29	19.6	8.6	343	220	0.64	36	3.06
31	19.6	8.7	350	225	0.64	36	3.11
33	19.6	8.4	335	214	0.64	36	3.01
36	19.6	8.4	337	213	0.63	37	3.09

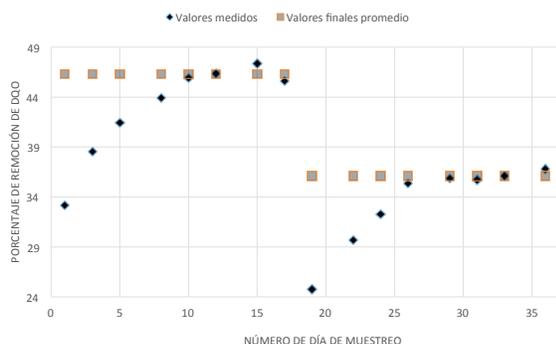


Fig. 3. Porcentajes de remoción de DQO en las pruebas realizadas con temperaturas promedio mínima de 12.2 °C y máxima de 27.9 °C. Las CH fueron para el primer grupo de datos 15.3 m³/ m²d y de 19.6 m³/ m²d para el segundo grupo.

Para las CH de 15.3 y 19.6 m³/ m²d las remociones promedio estable de CO correspondientes fueron de 3.26 y 3.07 kg DQO/m³ d. La remoción de CO no se correlacionó con los cambios en la CH.

El OD para la CH de 15.3 m³/ m²d fue de 0.15 mg/L, 0.52 mg/L y 1.55 mg/L en los tres puntos de muestreo del filtro. Para la carga hidráulica de 19.6 m³/ m²d, se observó una disminución en los valores de OD siendo 0.14 mg/L, 0.40 mg/L y 0.95 mg/L. El último valor muestra que aún se tiene la cantidad de OD necesaria para continuar la degradación de

materia orgánica porque hemos medido que se da el arranque de la operación del tanque de tratamiento de la UDLAP con valores hasta 0.76 mg/L. Se considera, sin embargo, que el OD disponible estuvo limitado en esta última prueba.

Las observaciones reportadas por Mondal (2007) en un filtro percolador con diferente empaque muestran valores de oxígeno disuelto entre 2.5 y 5 mg/L obtenidas gracias al uso de un compresor durante la experimentación. El mejor porcentaje de remoción de materia orgánica de 89.5% se obtuvo con cargas hidráulicas entre 1.47 y 2.25 m³/ m²d y una carga orgánica entre 0.49 y 0.75 kg DBO₅/m³ d. Estos valores se encuentran muy por debajo de los valores utilizados en este trabajo, por lo que los resultados obtenidos confirman que el empaque probado tiene una capacidad de aireación natural que proporcionó la cantidad de oxígeno necesaria para una buena remoción de materia orgánica, considerando las altas CH y CO probadas en condiciones ambientales reales.

Para el análisis estadístico de los resultados se utilizaron los cocientes de remoción, S_e/S_i, obtenidos en los últimos 4 días de cada experimento, en donde se considera que los experimentos han alcanzado el estado estable. El análisis da resultados idénticos si se realiza sobre los PR de DQO o la eficiencia. La Tabla 3 muestra los valores de desviación estándar,

Tabla 3. Análisis estadístico de los cocientes de remoción, S_e/S_i , por experimento.

Parámetro	No. de experimento			
	1	2	3	4
Media	0.59	0.67	0.54	0.64
Desviación estándar	0.0045	0.0045	0.0077	0.0048
Error estándar estimado	0.0023	0.0023	0.0038	0.0024
Porcentaje de error sobre la media	0.38	0.34	0.71	0.37

Tabla 4. Valores de CO removida en términos de DQO y de DBO₅ en las cuatro pruebas.

Período	CH, m ³ /m ² d	CO removida promedio, kg DQO/m ³ d	CO removida promedio, kg DBO ₅ /m ³ d
Marzo 2012	9.2	1.86	1.12
	15.3	2.83	1.70
Mayo 2012	15.3	3.26	1.96
	19.6	3.07	1.84

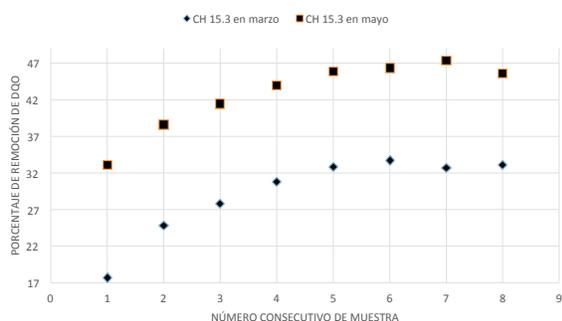


Fig. 4. Comparación de las respuestas en porcentaje de remoción de DQO del filtro percolador operando con CH de 15.3 m³/ m²d en el periodo de pruebas de marzo (temperaturas promedio mínima de 10 °C y máxima de 26.2 °C) y en mayo (temperaturas promedio mínima de 12.2 °C y máxima de 27.9 °C).

error estándar estimado y porcentaje de error sobre la media de cada experimento (Wackerly y col., 2002). Los porcentajes de error de los valores medios de S_e/S_i (y consecuentemente de PR de DQO) son menores al uno por ciento en los cuatro casos lo que significa una confiabilidad alta para cada uno.

La validez de los datos obtenidos permite analizar los valores de remoción de CO. Empleando la relación DBO₅/DQO establecida para agua sanitaria residencial de 0.6 (Metcalf y Eddy, 2004) se transforman los valores, que parecen en la Tabla 4, para establecer otras comparaciones.

Las CO registradas en la clasificación histórica de filtros percoladores maneja valores entre 0.6 y 3.2 kg DBO₅/m³d con CH de 10 a 75 m³/ m²d (Metcalf y Eddy, 2004) para filtros percoladores de alta carga y eficiencia. En la tabla 4 se muestra que las pruebas del filtro percolador de este trabajo fueron con CH de 9.2 a 19.6 m³/ m²d y que se lograron remover CO entre 1.12 y 1.96 kg DBO₅/m³ d. En consecuencia, se afirma que el empaque del filtro percolador probado es de alta carga y eficiencia.

Simultáneamente se observa que la mayor remoción de CO en estas cuatro pruebas ocurrió con CH de 15.3 m³/ m²d y fue menor con CH de 19.6 m³/ m²d. Combinando este resultado con las mediciones de OD, puede inferirse que la capacidad de aireación fue limitante con la CH mayor en igualdad de condiciones climáticas.

Para probar el efecto de la temperatura ambiente en el PR de DQO en la figura 4 se comparan las respuestas del filtro percolador a estímulos iguales en CH. Para el periodo de marzo se probó primero 9.2 m³/ m²d seguido de 15.3 m³/ m²d. Al concluir esta prueba, el filtro se dejó operando con 9.2 m³/ m²d, esperando que la temperatura promedio aumentara y se retomaran las mediciones DQO que se iniciaron cambiando la CH a 15.3 m³/ m²d. Por lo tanto, la misma perturbación en CH se desarrolló en las dos condiciones climáticas descritas.

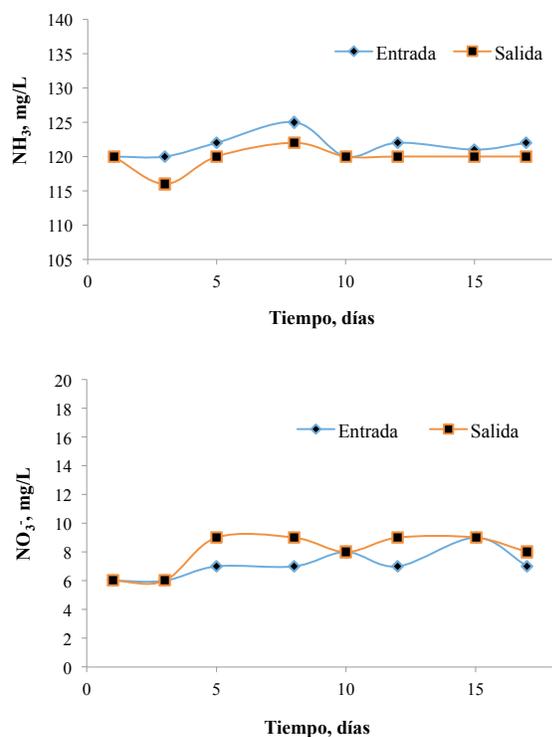


Fig. 5. Evaluación de nitrógeno amoniacal y nitratos en la entrada y la salida del filtro percolador obtenida en el experimento 1.

La diferencia de PR de DQO puede así evaluarse para cada uno de los días equivalentes en que se realizaron muestreo y análisis y se encuentra una diferencia promedio de PR de DQO de 14% con una desviación estándar de 1%. Es de 13% si sólo se consideran los valores finales de ambas pruebas. Esta diferencia en PR de DQO es superior a la causada por los dos cambios de CH en condiciones climáticas similares. Entre las primeras dos pruebas el cambio en PR de DQO fue del 8% ($\Delta CH = 6.2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$), entre las dos últimas fue de 13% ($\Delta CH = 4.3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$). Además, un estímulo de menor amplitud causó una respuesta con mayor amplitud, debido al incremento estable de la temperatura ambiente. Esto refleja la importancia de temperaturas más altas para el mejor desempeño de procesos biológicos.

Aunque la remoción de CO fue elevada en las cuatro pruebas, los niveles de nitrógeno, evaluados como nitrógeno amoniacal y nitratos, no sufrieron modificación entre la entrada y la salida, debido a los elevados niveles de materia orgánica remanentes a la salida del equipo (Fig. 5). Tampoco se observó la asimilación del nitrógeno en la generación de nuevas células como se había previsto que sucediera por los

resultados obtenidos con este mismo equipo en un trabajo anterior (Muñoz-Sánchez y Reyes-Mazzoco, 2012).

Conclusiones

El empaque del filtro percolador demostró tener una alta capacidad de remoción de materia orgánica a pesar de la variabilidad de la carga orgánica y las elevadas cargas hidráulicas empleadas en estas pruebas. La carga orgánica removida más alta fue de $3.26 \text{ kg DQO}/\text{m}^3 \text{ d}$ (equivalente a $1.96 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \text{ d}$) con una carga hidráulica de $15.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$.

Las remociones de carga orgánica, a las cargas hidráulicas probadas, sitúan a este empaque en la categoría de alta carga y eficiencia de operación.

El uso de la identificación empírica de la operación dinámica del filtro permitió evaluar características de su funcionamiento.

Se estableció que el incremento estacional de temperatura causó un incremento en la capacidad de remoción de materia orgánica.

La presencia de altas concentraciones de materia orgánica en la descarga del filtro percolador impidió la transformación de nitrógeno amoniacal en nitratos (nitrificación). Además, hubo nula asimilación del nitrógeno, lo cual se refleja en los valores de nitrógeno total que permanecieron inalterados a la salida del equipo con respecto a los de entrada.

El OD disponible en la descarga del filtro en las condiciones probadas es suficiente para continuar la digestión, lo que demuestra la buena capacidad de aireación del empaque.

Se continuarán estudiando el efecto de la recirculación de agua en la operación de este empaque y su comportamiento dinámico.

Nomenclatura

S_e	sustrato medido en la salida del empaque, mg DQO/L
S_i	sustrato medido en la entrada del empaque, mg DQO/L
CH	carga hidráulica, $\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$
CO	carga orgánica, $\text{kg DQO}/\text{m}^3 \text{ d}$ o $\text{kg DBO}_5/\text{m}^3 \text{ d}$
DBO_5	demanda Bioquímica de Oxígeno, mg O_2/L
DQO	demanda Química de Oxígeno, mg O_2/L
OD	oxígeno Disuelto, mg O_2/L

PR porcentaje de remoción
T temperatura, °C
Δ diferencia entre dos valores

Referencias

- Boltz, J. P., La Motta, E. J., and Madrigal, J. A. (2006). The role of bioflocculation on suspended solids and particulate COD removal in the trickling filter process. *Journal of Environmental Engineering* 132, 506-513.
- Corona-González, C.I., Ramos-Ibarra, J.R., Gutiérrez-González P., Pelayo-Ortiz, C., Guatemala-Morales, G.M. and Arriola-Guevara, E. (2013) The use of response surface methodology to evaluate the fermentation conditions in the production of tepache. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 12, 19-28.
- Espinosa-Rodríguez, M. A., Flores-Álamo, N., Esparza-Soto, M. y Fall, C. (2012). Efecto de la temperatura en la tasa de crecimiento y decaimiento heterotrófico en el rango de temperatura de 20 a 32 °C en un proceso de lodos activados. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 11, 309-321.
- Estela-Escalante, W., Rychtera, M., Melzoch K. y Hatta-Sakoda B. (2012) Effect of aeration on the fermentative activity of *Saccaromyces cerevisiae* cultured in apple juice. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 11, 211-226.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., and Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 4, 85-104.
- Evans, E. A, Ellis, T. G., Gullicks, H., and Ringelestein, J. (2004). Trickling filter nitrification performance characteristics and potential of a full-scale municipal wastewater treatment facility. *Journal of Environmental Engineering* 130, 1280-1288.
- Harremoes, P. (1982). Criteria for nitrification in fixed-films reactors. *Water Science and Technology* 14, 167-187.
- Hernández-Leal, L., Zeeman, G., Temmink, H., and Buisman, C. (2007). Characterisation and biological treatment of greywater. *Water Science and Technology* 56, 193-200.
- Luyben, W. L. (1990) *Process Modeling, Simulation, and Control for Chemical Engineers*. McGraw-Hill, Inc., New York.
- Martínez-Trujillo, M.A. y García-Rivero, M. (2012) Revisión: Aplicaciones ambientales de microorganismos inmovilizados. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 11, 55-73
- Metcalf & Eddy. (2004). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. McGraw-Hill, Inc., New York.
- Mondal, B., Warith, M.A., Burns, S. D. (2007). Comparison of shredded tire chips and tire crumbs as packing media in trickling filters. *Water Quality Research Journal of Canada* 42, 319-326.
- Muñoz-Sánchez, T.J. y Reyes-Mazzoco, R. (2012). Capacidad de remoción de materia orgánica y de nitrógeno de un nuevo empaque para filtros percoladores. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 11, 279-286.
- Téllez-Pérez, S.K., Silva C.D., and Texier A.C. (2013) Simultaneous ammonium and p-hydroxibenzaldehyde oxidation in a sequencing batch reactor. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 12, 97-104.
- van den Akker, A., B., Holmes, M., Short, M.D., Cromar, N. and Fallowfield, H. J. (2010a). Application of high rate nitrifying trickling filters to remove low concentrations of ammonia from reclaimed municipal wastewater. *Water Science & Technology* 61, 2425-2432.
- van den Akker, B., Holmes, M., Cromar, N. and Fallowfield, H. (2010b). The impact of organic carbon on the performance of a high rate nitrifying trickling filter designed to pre-treat potable water. *Water Science and Technology* 61, 1875-1883.
- Wackerly, D., Mendenhall, W., and Scheaffer, R. (2002). *Estadística Matemática con Aplicaciones*. 6ª Ed. Thomson. México.
- Yangin-Gomec, C. (2010). High-rate anaerobic treatment of domestic wastewater at ambient operating temperatures: A review on benefits and drawbacks. *Journal of Environmental Science and Health* 45, 1169-1184.