

EFFECTO DE LAS CARGAS HIDRÁULICA Y ORGÁNICA SOBRE LA REMOCIÓN MASICA DE UN EMPAQUE ESTRUCTURADO EN UN FILTRO PERCOLADOR

EFFECT OF HYDRAULIC AND ORGANIC LOADS ON THE MASS REMOVAL OF A STRUCTURED PACKING IN A TRICKLING FILTER

S. Reyes-Lara y R. Reyes-Mazzoco*

Departamento de Ingeniería Química y de Alimentos, Universidad de las Américas, Puebla

Recibido 27 de Octubre 2008; Aceptado 17 de Febrero 2009

Resumen

Se realizó un estudio a escala de banco del comportamiento de un nuevo empaque plástico estructurado para un filtro percolador que se diseñó siguiendo el modelo del módulo de Thiele para aumentar su eficiencia de remoción de contaminantes presentes en el agua. Para determinar la remoción másica de DQO del sistema operando en estado estable se aplicaron distintas cargas orgánicas, (L , kg DQO/m³s), e hidráulicas, (Q , m³/m² d), de acuerdo a un diseño factorial de experimentos y dos tipos de agua residual. Se probaron valores de L entre 5 y 72 kg DQO/m³ d, más de diez veces mayores a los normalmente utilizados en filtros percoladores para depuración de aguas sanitarias, para demostrar que el diseño del empaque es capaz de manejarlos. La remoción másica se obtuvo entre 3 y 10 kg DQO/m³ d sin limitación en la transferencia de oxígeno. Usando el modelo cinético propuesto por Eckefelder basado en L y en el área específica del empaque, la depuración del agua residual sintética produjo un valor de la constante cinética de 0.0423 kg DQO/m² d y el agua residual preparada con suero de leche de 0.0867 kg DQO/m² d.

Palabras clave: filtro percolador, carga orgánica, carga hidráulica, empaque estructurado.

Abstract

A bench scale study was performed on the behavior of a new structured packing for a trickling filter designed from the model of Thiele's modulus for increasing the removal efficiency of pollutants present in wastewater. For determining the mass removal of COD from the system working at steady state, several organic, (L , kg DQO/m³s), and hydraulic loads, (Q , m³/m² d), were applied according to a factorial experimental design and two types of wastewater. L values were tested in the range of 5 to 72 kg DQO/m³ d, more than ten times higher than values used in sanitary wastewater treatment, to demonstrate that the packing's design is able to handle them. Mass removal was obtained from 3 to 10 kg DQO/m³ d with no limitation of oxygen transfer. Using the kinetic model proposed by Eckefelder based on L and the specific area of the packing, the treatment of synthetic wastewater produced a value of the kinetic constant of 0.0423 kg DQO/m² d and for the wastewater prepared from whey was 0.0867 kg DQO/m² d.

Keywords: trickling filter, organic load, hydraulic load, structured packing.

1. Introducción

La materia orgánica disuelta en el agua residual que puede medirse como demanda química de oxígeno (DQO) o como demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es degradada por la población microbiana adherida al empaque del filtro percolador. Cuando el agua residual pasa a través del filtro, en contacto con aire, los nutrientes y el oxígeno se difunden hacia la biopelícula y son consumidos por la población microbiana, formándose algunos productos de desecho y CO₂ que se difunden desde la biopelícula

hacia el agua. Con estos procesos la población microbiana se incrementa y hace aumentar el grosor de la biopelícula.

La capa microbiana tiene una parte aerobia que está en contacto con el agua residual donde se consumen la materia orgánica y el oxígeno, es decir, donde se lleva a cabo el proceso de depuración. La zona de la biopelícula que está en contacto con la pared del empaque o soporte es la anaerobia. Los microorganismos en ella alcanzan una fase de metabolismo endógeno debido a que no cuentan con una provisión de sustrato externo cuando la

* Autor para la correspondencia. E-mail: rene.reyes@udlap.mx
Tel: (222) 229 2660, Fax: (222) 229 2727

biopelícula es gruesa y producen gases; con la desactivación y presencia de gases la biopelícula es incapaz de mantenerse adherida al material de empaque. Este fenómeno se llama desgajamiento y es función de las cargas orgánica (L) e hidráulica (Q). Q influye en la velocidad de corte sobre la película y L en la de crecimiento de los microorganismos y de la biopelícula en conjunto (Metcalf y Eddy, 2003).

Además de la remoción de materia orgánica, los filtros percoladores pueden causar la nitrificación; bajo las condiciones apropiadas pueden crecer también bacterias nitrificadoras en la biopelícula. Éstas oxidan el nitrógeno amoniaco y lo convierten en nitratos. La nitrificación y la remoción de DQO se pueden dar simultáneamente debido a que las bacterias nitrificadoras y heterotróficas (encargadas de la remoción de la materia orgánica) trabajan con el mismo tiempo de residencia de lodos (TRL o SRT por sus siglas en inglés). Sin embargo existen condiciones de operación de un filtro percolador que pueden favorecer ya sea la nitrificación o la remoción de DQO.

La cantidad de las bacterias existentes depende de la cantidad de nutrientes que tengan, y es más fácil que a una carga de materia orgánica alta, las bacterias heterotróficas crezcan en mayor cantidad y las nitrificadoras encuentren ya poco lugar. La nitrificación se favorece con cargas hidráulicas bajas, altas temperaturas, períodos de retención de las células largos y una concentración de DBO baja. La remoción de nitrógeno amoniaco es muy importante para disminuir el efecto nocivo de las aguas tratadas y junto con el diseño del empaque es una línea de investigación abundante en estos años (Wick y *col.*, 1995; Thorn y *col.*, 1996; Eding y *col.*, 2006; Kim y Deshusses, 2008).

La comunidad biológica que se encuentra dentro de las biopelículas de un filtro percolador pertenece principalmente al reino protista, con bacterias aerobias, anaerobias y facultativas, hongos, algas y protozoarios. Los microorganismos que predominan son las bacterias facultativas. Las bacterias son las encargadas de degradar la materia orgánica del agua residual. La adaptación de las bacterias a diferentes medios ha permitido el desarrollo de filtros percoladores para la eliminación de compuestos orgánicos específicos de descargas contaminantes líquidas y gaseosas de procesos empleando las poblaciones que aparecen de manera natural o introduciendo cepas específicas (Seignez y *col.*, 2004; Jin y *col.*, 2007; Wang y *col.*, 2007; Zilli y *col.*, 2007; Mathur y Majumder, 2008).

Estudios detallados de la biopelícula han permitido entender mejor la transferencia de masa desde el agua residual hacia los sitios en que las bacterias llevan a cabo los procesos metabólicos. En lugar de considerar que la transferencia de nutrientes hacia las células ocurre mediante difusión molecular únicamente, la observación de poros dentro de la biopelícula ha permitido incluir el efecto de la

transferencia convectiva de nutrientes en lo que convencionalmente se ha manejado como difusividad efectiva. La diferente magnitud de los perfiles de concentración dentro de la biopelícula es una consecuencia de una mayor rapidez de transferencia de masa entre el líquido fuera de la biopelícula y el líquido dentro de sus poros y canales, que interactúa con las células contenidas en la parte sólida de la biopelícula (González-Brambila y López-Isunza, 2008). Todas las células dentro de la biopelícula participan de manera más efectiva, por la presencia de líquido contenido en poros y canales que suministran sustrato y oxígeno a los conglomerados que contienen a las células (González-Brambila y López-Isunza, 2007).

Las principales variables que marcan el comportamiento de un filtro percolador son L y Q, que se asocian a la concentración del agua alimentada y a la recirculación de agua tratada, respectivamente. Aún existe confusión sobre el efecto de L y Q por separado, ya que aún no se ha definido claramente su influencia en la operación de un filtro. Existe evidencia de que L es el principal factor que afecta el desempeño del filtro; Q afecta la remoción de contaminantes sólo si es tan baja que no moja todo el empaque, es decir, si no se alcanza "la velocidad mínima de remojo". La recirculación del agua tratada en un filtro percolador convencional aumenta la eficiencia del tratamiento porque disminuye la concentración que se alimenta, regresa organismos viables, previene el estancamiento del agua con lo que se reducen posibles malos olores y la aparición de mosquitos (Randall y *col.*, 1997). Recientemente se han realizado los estudios del comportamiento hidrodinámico de filtros percoladores de escala real depurando agua residual municipal en los que se ha confirmado que el flujo del agua descendente es de tipo tapón con dispersión axial y el proceso más importante en la depuración es la difusión efectiva de sustrato hacia la biopelícula (Séguret y *col.*, 2000).

La carga orgánica, L, es el flujo másico de materia orgánica por unidad de volumen del filtro. Se expresa como la velocidad a la que se suministra al sistema la materia orgánica disuelta ($\text{kg DQO/m}^3 \text{ d}$ o $\text{kg DBO}_5/\text{m}^3 \text{ d}$). Entre mayor sea L, mayor será la relación alimento: microorganismos, y más rápido crecerán las bacterias del sistema que consumen el sustrato. Con altas cargas orgánicas se puede tener una menor concentración de sustrato en la descarga del tratamiento, si la aireación, composición de sustrato u otro factor, no se convierten en limitantes.

La carga hidráulica, Q, es equivalente a la velocidad superficial que tiene el agua residual al pasar por el área plana del corte transversal del filtro. Sin embargo, ya que el flujo sobre el empaque es en láminas delgadas, la velocidad real es mayor; pero el incremento de Q es proporcional a la velocidad real sobre el empaque aunque no se conozca su valor. Como límite superior se debe prever que no haya desprendimiento excesivo de biomasa y que el

espacio disponible para el flujo ascendente del aire no se obstaculice. El aumento de Q disminuye el tiempo de residencia del líquido que pasa a través del empaque y simultáneamente aumenta la cantidad del líquido retenido en cualquier momento sobre el empaque.

Para diseñar los filtros como columnas de remoción de contaminantes el enfoque ha sido empírico con sustento en los conceptos básicos de diseño de bioreactores. La ecuación modificada de Velz, Ec. (1), muestra que la remoción de DQO es función del tiempo de retención y se puede describir con una cinética de primer orden considerando un régimen hidráulico de flujo tapón, en función de la carga hidráulica (Metcalf y Eddy, 2003):

$$\frac{S_e}{S_o} = e^{-(KA_v D/Q^n)} \quad (1)$$

Eckenfelder (1980) añadió a esta ecuación el efecto de la concentración del agua de alimentación (S_o), Ec. (2), con lo que demostró que la remoción de DQO en un filtro percolador se puede describir como una función de L ya que $D/Q^n S_o$ es igual que el inverso de L , si n recibe el valor de uno, ecuación (3); K en esta ecuación tiene unidades de $\text{kg DQO}/\text{m}^2 \text{d}$. El valor normalmente usado de n ha sido 0.5 para diversos empaques estructurados.

$$\frac{S_e}{S_o} = e^{-(KA_v D/Q^n S_o)} \quad (2)$$

$$\frac{S_e}{S_o} = e^{-(KA_v/L)} \quad (3)$$

Las características que debe reunir el empaque del filtro para cumplir con su funcionamiento ideal son: área específica alta (área de contacto entre la biopelícula y el agua residual); fracción vacía alta (entre 15 y 98% para permitir un flujo libre del agua cayendo y del aire ascendiendo); que no ocurra la obstrucción o taponamiento del empaque; construcción con material inerte; fácil mantenimiento; y bajo consumo energético.

Las variables relevantes de la remoción de carga orgánica se pueden obtener analizando la difusión molecular del sustrato dentro de la biopelícula, Ec. (4):

$$L = \frac{C(S_o - S_e)}{V} = -\frac{D_e A_v \bar{S}}{\delta} \ln(\bar{S}) - C_1 \quad (4)$$

La carga orgánica, L , que es digerida en la biopelícula está en relación directa con el coeficiente de difusión efectiva (que incluye la transferencia por difusión molecular y convectiva), D_e , el área de transferencia por unidad de volumen, A_v , y la concentración promedio del sustrato, \bar{S} , y es inversamente proporcional al grosor de la película, δ .

Una forma de incrementar la remoción de materia orgánica es disminuir el tamaño del soporte de la biopelícula, con lo que se aumenta A_v . Si el porcentaje de espacio libre entre los elementos del empaque es grande, la transferencia de oxígeno y D_e aumentan para incrementar la remoción másica de

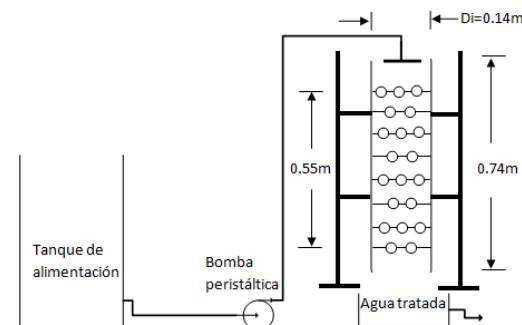


Fig. 1. Diagrama del montaje experimental empleado con las dimensiones del empaque y de la carcasa del filtro.

materia orgánica disuelta. En este trabajo se consideró el diámetro de la partícula que se usó para el soporte de la biopelícula como la longitud característica medible, δ ; así el módulo de Thiele produce la eficiencia máxima o mínima interferencia del transporte de masa en la biopelícula.

2. Materiales y métodos

Equipo. Se utilizó un filtro a escala de laboratorio que se alimentó con dos tipos distintos de agua residual sintética. El filtro percolador constaba de una carcasa de acrílico de diámetro interno 0.14 m y altura de 0.74 m. Se fabricó el empaque estructurado con placas horizontales con esferas de policloruro de vinilo de 0.008 m de diámetro sostenidas por varillas altura. El espacio entre esferas (borde a borde), en el mismo plano y en planos contiguos, fue de 0.01 m. Las placas de esferas se acomodaron una sobre otra para que el hueco entre esferas de la placa superior estuviera ocupado por una esfera en la placa contigua inferior. El área específica del empaque fue de $48.6 \text{ m}^2/\text{m}^3$ con una fracción vacía de 93.2%; se instalaron 0.55 m de altura de empaque, con volumen total de 0.00846 m^3 .

El agua residual a tratar se alimentó con una bomba peristáltica que la llevaba a la parte superior del filtro para distribuirla uniformemente a través del área de sección transversal. El agua que atravesaba el filtro percolador se recolectaba en un recipiente que sirvió como sedimentador de la biopelícula desgajada y acumulador para producir una muestra compuesta de la operación de un día completo, Fig. 1.

Agua residual. Se utilizaron dos tipos de agua residual sintética para determinar la eficiencia del sistema. Se desarrolló la biopelícula que apareció de manera natural para depurar el agua de alimentación. Las mediciones de cada experimento fueron hechas cuando se alcanzaba el estado estable en la operación, definido como valor de DQO de descarga constante con DQO de alimentación también constante.

Tabla 1. Composición agua residual sintética A

Compuesto	Fórmula	Cantidades en mg/L	
		2000 ppm	4000 ppm
Azúcar		1.7	3.4
Levadura		0.392	0.784
Uréa	NH ₂ CONH ₂	0.124	0.248
Cloruro de Calcio	CaCl ₂	0.0055	0.011
Sulfato de Magnesio	MgSO ₄	0.0045	0.009
Fosfato ácido de potasio	K ₂ HPO ₄	0.0065	0.013
Fosfato diácido de potasio	KH ₂ PO ₄	0.0055	0.011
Cloruro férrico	FeCl ₃	0.0005	0.001

La primera agua residual sintética (A) se utilizó en los experimentos realizados por Amézquita (2003) y se preparó en el laboratorio con sales grado reactivo para aportar fuentes de nitrógeno, fósforo, carbono y minerales y valores de DQO de 2000 y 4000 ppm, Tabla 1.

La segunda agua residual sintética (B) se preparó con suero de leche de vaca (concentración original de 80,000 ppm de DQO) disolviéndolo en agua para obtener concentraciones de alimentación al filtro de 2000, 6000 y 10000 ppm de DQO, aproximadamente.

Métodos de análisis: El principal indicador del desempeño del filtro percolador fueron las mediciones de DQO en alimentación y salida, que permitieron saber cuando el filtro había alcanzado la operación en estado estable y entonces hacer las mediciones de remoción mísica. Estas mediciones se hicieron diariamente siguiendo los métodos estandarizados, (5220 C; Clescerl y col., 1999). También se realizaron determinaciones de DBO₅ (5210 B; Clescerl y col., 1999) con el equipo Hach

BODtrak e incubadora modelo QL-12-140 con el fin de encontrar la relación entre DQO y DBO.

Con los valores de DQO se calculó el cociente de remoción, Ec. (5):

$$\text{Cociente de remoción} = \frac{S_e}{S_o} \quad (5)$$

Con el que se evaluó el desempeño del filtro.

Diseño experimental: El diseño experimental fue de tipo factorial controlando los dos factores, concentración de DQO (mg DQO /L) y flujo de alimentación (L/d), y teniendo como respuesta el cociente de remoción. Para los experimentos realizados con el agua residual sintética A se empleó un diseño factorial 2² con una modificación de los niveles para incluir un mayor intervalo de caudal o carga hidráulica para exploración; para los realizados con el agua residual sintética B se usó un diseño factorial 3² convencional, Tabla 2. Los análisis estadísticos de los resultados de estos diseños factoriales se realizaron con Design Expert v 6.0.6 (2002).

Estabilización del proceso. Con los dos sustratos estudiados el filtro tuvo un periodo de estabilización inicial de aproximadamente 3 semanas. El filtro percolador se sembró con un inoculo procedente una planta de tratamiento aerobio depurando agua residual residencial. Se preparó agua residual con 2000 ppm de DQO a la cual se le añadieron los lodos (inóculo); se utilizó esta alimentación hasta obtener una capa de lodos visible. Se hicieron observaciones al microscopio para comprobar que existían los protozoarios típicos de los filtros percoladores: *Vorticella*, *Opercularia*, *Epistylis*, así como ciliados.

Cada experimento tuvo un periodo de estabilización aproximado de 5 días, es decir, la remoción de materia orgánica en esos días tenía variaciones considerables, una vez que se alcanzaba un valor de remoción constante el proceso se consideraba estabilizado, por lo que en total cada experimento tenía una duración promedio de 10 días.

Tabla 2. Diseños experimentales de las aguas residuales sintéticas A y B.

Agua Residual	Exp.	Carga hidráulica, codificada	Carga orgánica, codificada	Flujo, L/d	DQO alimentación, mg/L	Carga hidráulica, m ³ /m ² d	Carga orgánica, kg/m ³ d
A	1	1.5	1	33.84	2127.4	2.20	8.51
	2	1	1	20	2114.8	1.30	5.00
	3	0.5	1.5	10	3814.4	0.65	4.51
B	4	1	1	20	2120.0	1.30	5.01
	5	2	1	40	2242.9	2.60	10.60
	6	3	1	60	2174.3	3.90	15.42
	7	1	2	20	5991.7	1.30	14.16
	8	2	2	40	6258.3	2.60	29.59
	9	3	2	60	6023.3	3.90	42.72
	10	1	3	20	9914.3	1.30	23.44
	11	2	3	40	9950.0	2.60	47.04
	12	3	3	60	10175.0	3.90	72.16

Tabla 3. Mediciones de DQO de alimentación y salida estables; cargas orgánicas e hidráulicas calculadas; remoción másica y cociente de remoción.

Agua Residual	Exp.	S_o , mg/L	S_e , mg/L	Carga Hidráulica, Q $m^3/m^2 d$	Carga Orgánica, L $kg DQO/m^3 d$	Remoción másica, $kg DQO/m^3 d$	S_e/S_o experim.
A	1	2127.4	1404.5	2.20	8.51	2.89	0.66
	2	2114.8	1168.0	1.30	5.00	2.24	0.55
	3	3814.4	2043.8	0.65	4.51	2.09	0.54
B	4	2120.0	863.0	1.30	5.01	2.97	0.41
	5	2242.9	1351.4	2.60	10.60	4.21	0.60
	6	2174.3	1562.9	3.90	15.42	4.34	0.72
	7	5991.7	3880.0	1.30	14.16	4.99	0.65
	8	6258.3	4045.0	2.60	29.59	10.46	0.65
	9	6023.3	4573.3	3.90	42.72	10.28	0.76
	10	9914.3	7000.0	1.30	23.44	6.89	0.71
	11	9950.0	7400.0	2.60	47.04	12.06	0.74
	12	10175.0	8187.50	3.90	72.16	14.10	0.80

Los experimentos fueron realizados al azar dentro de cada diseño experimental y se hizo una repetición también al azar. Los valores que se presentan como resultados para cada experimento son valores promedio de las mediciones de al menos cinco días consecutivos en los que el proceso operó de manera estable.

3. Resultados y discusión

El manejo estadístico de los datos obtenidos en el experimento 4 se presenta como ejemplo de los resultados que se obtuvieron. Se midieron los valores de DQO de salida, S_e , manteniendo la DQO de entrada constante en 2120 mg/L. El valor promedio S_e fue de 863 mg/L con una desviación estándar de 17.7 mg/L. El valor promedio del cociente de remoción fue 0.41 con una desviación estándar de 0.008. Estos valores son representativos de los valores de desviación estándar obtenidos para el conjunto de experimentos y garantizan la validez de los valores promedio empleados en los análisis de varianza y de regresión lineal.

La Tabla 3 reúne los resultados medidos del filtro al aplicársele los diferentes valores de concentración, composición y flujo de alimentación que generaron distintas cargas orgánicas e hidráulicas. Observando estos resultados, la eficiencia de remoción aumenta con la carga orgánica pero el incremento disminuye al emplear cargas orgánicas más altas. En cambio es casi constante ante los cambios de carga hidráulica.

3.1. Efecto de la carga orgánica y de la carga hidráulica

En la Fig. 2 se muestra la relación entre la carga orgánica y el cociente de remoción obtenidos con el agua residual B. El cociente de remoción se incrementó en todo el intervalo probado, pero el cambio en este valor va disminuyendo al aumentar la

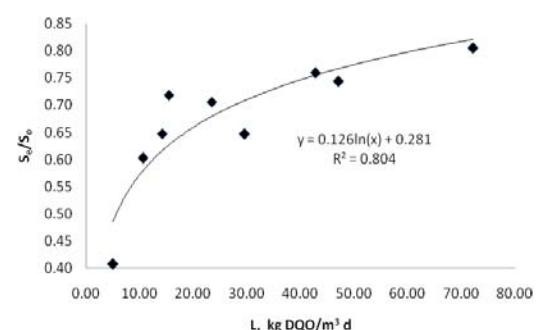


Fig. 2. Relación del cociente de remoción con la carga orgánica.

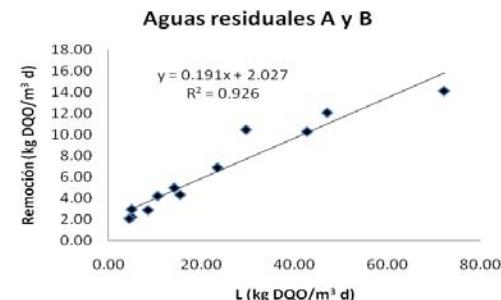


Fig. 3. Efecto de carga orgánica en la eficiencia de remoción de DQO.

carga orgánica con tendencia a alcanzar un cociente de remoción máximo.

Los datos de carga orgánica, L , contra la remoción másica aparecen graficados en la Fig. 3 con los doce resultados experimentales obtenidos. El análisis de regresión lineal muestra que el comportamiento de la remoción másica se explica a través de los valores de L aplicados al filtro percolador, con un nivel de significancia y bondad del ajuste lineal altos ($R^2 = 0.926$).

La línea de tendencia demuestra que en el rango de cargas orgánicas empleado se presentó un solo tipo de comportamiento en el que el substrato

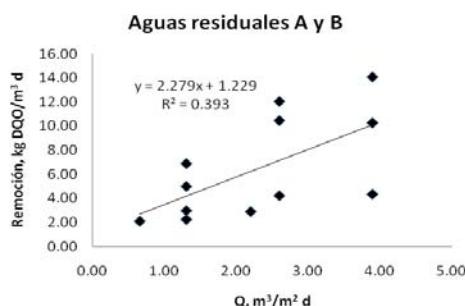


Fig. 4. Efecto de carga hidráulica en la eficiencia de remoción de DQO.

puede ser el reactante limitante y no se alcanzó la condición en que el oxígeno puede llegar a serlo. Randall y col. (1997) mencionaron este comportamiento, y encontraron experimentalmente una remoción máxima y una cantidad de carga orgánica máxima aplicada después de la cual ya no aumentó la remoción de DQO debido a que el diseño del empaque que probaron causó una posible limitación en el suministro de oxígeno. En contraste, Beyenal y Lewandowski (2000) encontraron que la difusividad efectiva en la biopelícula es mayor a concentraciones altas de sustrato y baja velocidad del agua, con mayor influencia de la concentración del sustrato, por lo que la remoción, que está limitada por la difusión en la biopelícula, puede ser mayor a mayores concentraciones del sustrato si no se presenta otra limitación.

En los experimentos realizados en este trabajo, se observó una capa mucho más gruesa de lodos cuando se manejaron las cargas orgánicas más altas. La apreciación fue cualitativa y establece que la mayor remoción de materia orgánica aumenta el grosor de la biopelícula. Esto implicaría una limitación para la remoción mísica pero el incremento de la concentración promedio del sustrato y de la difusividad efectiva (por la presencia de poros y canales en la biopelícula) superaría la limitación, en la relación de variables de la Ec. (4).

La dependencia de la remoción mísica de DQO sobre la carga hidráulica, Q , es analizada en la Fig. 4. El análisis de regresión lineal muestra que existe tal dependencia pero con un nivel de

significancia bajo; el valor del coeficiente de bondad del ajuste lineal fue únicamente de 0.393. La dispersión de los datos experimentales alrededor de la línea de tendencia lineal indica que el factor Q participa con una pequeña contribución para explicar la variación observada en los resultados. El valor de R^2 , sin embargo, indica que no hay dependencia lineal.

El análisis de varianza de un modelo cuadrático con los resultados del agua residual B, Ec. (6), confirma que las dos variables L y Q participan en la descripción de la variación observada en las mediciones experimentales de remoción mísica de la DQO. Sin embargo, L tiene el valor F más alto. El modelo cuadrático está expresado en variables codificadas (-1, 0, 1) y su análisis de varianza aparece en la Tabla 3. Todos los términos tienen una probabilidad muy pequeña de que el residual (error) supere a su valor F por lo que son altamente significantes para explicar la variabilidad observada en los resultados experimentales.

$$\begin{aligned} \text{Remoción mísica} = & 10.22 + 2.31 \bullet Q \\ & + 3.59 \bullet L - 1.97 \bullet Q^2 - 1.47 \bullet L^2 + 1.46 \bullet QL \end{aligned} \quad (6)$$

Chipperfield (1967), encontró que la carga hidráulica es un factor muy importante para mantener una distribución uniforme de la película de lodos a través del filtro percolador, y recomendó aplicar una carga hidráulica en exceso para lograr una superficie mojada total del medio de filtrado. Sin embargo es importante encontrar el límite de carga hidráulica que se debe aplicar para evitar un desgajamiento no deseado. Para el empaque estructurado estudiado se observó que existe un límite de carga hidráulica para cada concentración de DQO que se alimente, es decir, el límite de carga hidráulica es función de la carga orgánica aplicada. En el caso de una alimentación de 2000 ppm de DQO se encontró el límite en $3.9\ m^3/m^2\ d$, ya que en estas condiciones se observó que el desgajamiento de las biopelículas fue muy pronunciado y limpió casi por completo el empaque. Para las concentraciones de 6000 y 10000 ppm de DQO este límite está en un valor mayor que no se alcanzó durante este trabajo.

Tabla 3. Análisis de varianza del modelo no lineal ajustado a los datos de remoción mísica obtenidos en el filtro percolador con el agua residual B.

Origen	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado promedio	Valor F	Prob > F
Model	144.62	5	28.92	71.54	< 0.0001
Q	32.06	1	32.06	79.31	< 0.0001
L	77.26	1	77.26	191.10	< 0.0001
Q^2	10.76	1	10.76	26.62	0.0013
L^2	6.00	1	6.00	14.84	0.0063
QL	8.53	1	8.53	21.09	0.0025
Residual	2.83	7	0.40		

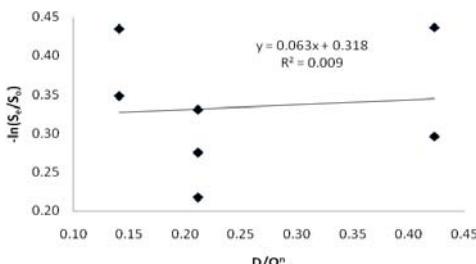


Fig. 5. Evaluación de la constante cinética para el agua preparada con suero de leche con el modelo de Velz, Ec. (2), $n = 1$.

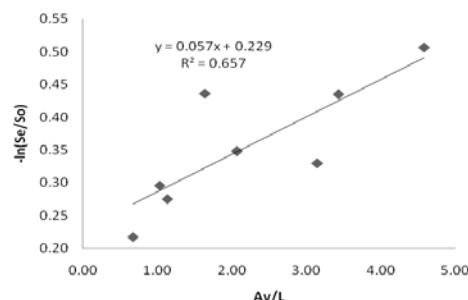


Fig. 6. Evaluación de la constante cinética para el agua preparada con suero de leche con el modelo de Eckenfelder, Ec. (4), $n = 1$.

3.2. Constante cinética

Los datos experimentales no se ajustaron adecuadamente a la ecuación modificada de Velz, Ec. (2), y el análisis se presenta en la Fig. 5. Se comprueba que el comportamiento del sistema no depende principalmente de la carga hidráulica. Se probaron diferentes valores de n en el modelo de Eckenfelder, Ec. (3), y la bondad del ajuste lineal fue más baja que cuando el valor de n se tomó como uno. Este análisis se presenta en la Fig. 6 con la evaluación de la constante cinética, K , y demuestra que el comportamiento cinético del sistema probado en este trabajo (empaque estructurado y

combinaciones de L y Q) se puede representar adecuadamente por el modelo descrito en la Ec. (4).

El valor de la constante cinética evaluada con la Ec. (4) es diferente para los dos sustratos empleados aunque la bondad del ajuste es baja y los resultados deben usarse con cautela. La dispersión de los datos se debe a la variación que se observó en la correlación con la carga hidráulica (que no está incluida en el modelo cinético) y afecta al tiempo de residencia hidráulico del agua en contacto con las biopelículas. Para el sustrato sintético A, el valor fue de $0.0423 \text{ kg/m}^2 \text{ d}$, y para el sustrato hecho con suero de leche, B, el valor fue de $0.0867 \text{ kg/m}^2 \text{ d}$. Esta diferencia se debe a la mayor facilidad para la depuración biológica de un sustrato naturalmente balanceado para la digestión microbiana como lo es el suero de leche.

3.3. Efecto de la altura y condiciones de operación

La altura del empaque tiene un efecto importante en la remoción. Para entender este efecto es necesario revisar los resultados de diversos proyectos. El empaque que se construyó para este estudio tuvo un volumen de 0.0084 m^3 y una altura de 0.55 m . Por ejemplo, Ulug y Ucuncu (1992), usaron un filtro con medio de filtrado plástico con un volumen de 0.065 m^3 y una altura de 1.5 m ; Randall y col. (1997) usaron un filtro con medio plástico de flujo vertical, volumen de 10.6 m^3 y una altura de 6 m . En esos trabajos se obtuvieron eficiencias de remoción entre el 50 y 88 % y entre 26 y 34% respectivamente. En este trabajo el intervalo de eficiencias de remoción obtenido es de 19 a 59%.

Las diferencias de alturas de empaque, sin embargo, permiten predecir que el empaque desarrollado en este trabajo puede alcanzar eficiencias mayores a las logradas con otros empaves si se emplea una altura comparable. En la Tabla 4 también se presenta la comparación de otras características de diseño de los empaves probados en estos tres estudios.

Tabla 4. Eficiencia de filtro percolador con empaque estructurado de este trabajo; Ulug y Ucuncu (1992), a) Empaque de plástico, cilindros, b) Empaque de roca de granito; y Randall y col. (1997).

	Carga orgánica, kg/m ³ d	Carga hidráulica, m ³ /m ² d	Remoción experimental, %	Altura, m	A _v , m ² /m ³	Volumen vacío, %
Ulug y Ucuncu (1992), a	0.35-1.53 DBO ₅	1.43-2.88	51-89	1.5	140	92
Ulug y Ucuncu (1992), b	0.35-0.83 DBO ₅	1.43-2.30	55-89	1.5	63	40
Randall y col. (1997)	2.53-4.90	27.1-70.6	26-34	6	100-150	
Fabricación de fibra, DQO						
Este trabajo	5.00-72.2	1.30-3.90	19-59	0.55	48.6	93.2

Los estudios experimentales de Gray y Learner (1983) y de Gromiec *et al.* (1972) fueron realizados con empaque de roca que no resulta comparable con los estructurados de plástico como el probado en este estudio.

Se observa que el empaque estructurado utilizado es único. Las esferas empleadas en la construcción tienen un diámetro pequeño (0.008 m); el área específica que generan está dentro del intervalo de la roca, pero la fracción vacía es comparable con los empaves de plástico disponibles en el mercado. El alto porcentaje de espacio libre permite mantener flujos altos de agua y aire, que logran que la remoción másica de DQO sea elevada y no se alcance el límite por transferencia de oxígeno en la depuración aún a cargas orgánicas de $72.2 \text{ kg DQO/m}^3 \text{ d}$. A pesar de que el área específica del empaque estructurado de este estudio es menor que la de los otros reseñados, la eficiencia calculada empleando el valor de la constante cinética en la ecuación de Eckenfelder es mayor, usando alturas de empaque iguales. El diseño del empaque como placas horizontales de pequeñas esferas que promueven el salpiqueo del agua cayendo mejora la distribución del agua y del crecimiento de biopelículas; la fracción vacía evita que haya obstáculos para los flujos de agua y de aire.

Conclusiones

1. El cociente de remoción del filtro percolador aumenta con la carga orgánica que se le aplique, pero cuando la carga orgánica fue más alta el incremento del cociente de remoción es más bajo, independientemente de la carga hidráulica que se aplique.
2. El empaque estructurado utilizado se probó con valores de carga orgánica hasta de $72.2 \text{ kg DQO/m}^3 \text{ d}$ que son más de diez veces mayores que las probadas en otros trabajos similares. Este valor de carga orgánica no alcanzó el límite de remoción de carga orgánica debido a la limitación de la transferencia de oxígeno. Esta condición se da porque el diseño (fracción vacía de 93.2 % y área específica de $48.6 \text{ m}^2/\text{m}^3$) del empaque permite el flujo libre de mayores caudales de agua y aire aún con la presencia de biopelículas gruesas.
3. La carga hidráulica no tuvo un efecto significativo en el sistema, a pesar de que modifica el tiempo de residencia hidráulico, porque esta variable no describe el cambio de concentración entre la alimentación y la salida del filtro, S_e/S_o .
4. Aunque la carga hidráulica, Q , no influyó significativamente en el desempeño de la depuración, se debe controlar para evitar el desgajamiento excesivo de los lodos. El valor máximo de la Q que se considera como el límite es el que se tiene antes del desgajamiento y se encontró con L de $15.4 \text{ kg DQO/m}^3 \text{ d}$ y Q de $3.9 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$. El mismo límite no se observó con valores de L más altos.

5. El modelo cinético que mejor predijo el comportamiento del filtro fue el de Eckenfelder basado en la carga orgánica, que maneja una cinética de primer orden (aún con concentraciones de DQO de 10,000 ppm). Se obtuvieron valores de la constante cinética, K , de $0.0423 \text{ kg DQO/m}^2 \text{ s}$ para el agua residual sintética A, y $0.0867 \text{ kg DQO/m}^2 \text{ s}$ para el agua residual sintética B.

Nomenclatura

A_v	área específica del empaque limpio, m^2/m^3 .
C	caudal, L/s
D	profundidad del empaque, m .
D_e	coeficiente de difusión efectiva, m^2/s
K	constante cinética de remoción, m/d
L	carga orgánica, $\text{kg DQO/m}^3 \text{ d}$.
n	exponente, valor empírico
Q	carga hidráulica, $\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$.
S_e	concentración de DQO a la profundidad D, mg/L .
S_o	concentración de DQO del agua de alimentación, mg/L .
\bar{S}	concentración promedio del sustrato,
V	volumen del empaque, m^3

Símbolos griegos

δ	longitud característica del empaque, diámetro, m
----------	---

Referencias

Amézquita Serrano, B.E. (2003) *Estudio del desempeño de un filtro percolador con empaque estructurado*. Tesis Licenciatura, Universidad de las Américas, Puebla.

Beyenal, H., and Lewandowski, Z. (2000) Combined Effect of Substrate Concentration and Flow Velocity on Effective Diffusivity in Biofilms. *Water Resources* 34(2) 528-538.

Chipperfield P.N.J. (1967). Performance of Plastic Filter Media in Industrial and Domestic Waste Treatment. *Journal of Water Pollution Control Federation* 39, 1860-1874

Clescerl, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. (1999) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Ed., APHA

Design Expert v 6.0.6 (2002) Stat-ease, Inc.

Eding, E.H., Kamstra, A., Verreth, J.A.J., Huisman, E.A., and Klapwijk, A. (2006) Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering* 34, 234-260

Eckenfelder, W.W (1980). *Principles of water quality management*. CBI Publishing Co., Inc., Boston, Massachusetts

Gray, N.F., Learner, M.A. (1983) A pilot-scale percolating filter for use in sewage treatment studies. *Water Resources* 17, 249-253.

González-Brambila, M. y López-Isunza F. (2007) Transporte de masa y reacción en una biopelícula. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 6,127-136.

González-Brambila, M. y López-Isunza F. (2008) Comportamiento de un reactor de biopelícula para tratamiento de agua residual a diferentes velocidades de flujo. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 7, 183-193.

Gromiec, M.J., Malina, J.F., Eckenfelder, W.W. (1972) Performance of plastic medium in trickling filters. *Water Resources* 6, 1321-1332.

Jin Y., Veiga M. C., and Kennes C. (2007) Co-treatment of hydrogen sulfide and methanol in a single-stage biotrickling filter under acidic conditions. *Chemosphere* 68, 1186-1193

Kim, S., and Deshusses, M. A. (2008) Determination of mass transfer coefficients for packing materials used in biofilters and biotrickling filters for air pollution control. 1. Experimental results. *Chemical Engineering Science* 63, 841-855.

Mathur, A. K. and Majumder, C.B. (2008) Biofiltration and kinetic aspects of a biotrickling filter for the removal of paint solvent mixture laden air stream. *Journal of Hazardous Materials* 152, 1027-1036.

Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse.* 4th Ed. New York McGraw-Hill, Inc.

Randall A. A, Sullivan J.M., Dietz J., Randall, C.W. (1997) Industrial Pretreatment: Trickling filter performance and design. *Journal of Environmental Engineering* 123, 1072-1079

Séguret F., Racault Y., and Sardin M. (2000) Hydrodynamic behavior of full scale trickling filters. *Water Resources* 34, 1551-1558.

Seignez C, Adler N, Thoeni C, Stettler M, Péringer P, and Holliger C. (2004) Steady-state and transient-state performance of a biotrickling filter treating chlorobenzene-containing waste gas. *Applied Microbiology and Biotechnology* 65, 33-37.

Thörn, M., Mattsson, A., and Sörensson F., 1996, Biofilm development in a nitrifying trickling filter. *Water Science and Technology* 34, 83-89.

Ulug S.E., Ucuncu A. (1992) Process Efficiency Characterization of Plastic Medium Trickling Filter. *International Journal of Environmental Studies* 42, 31-40.

Wang Q. H., Zhang L., Tian S., Sun P. T., and Xie W. (2007) A pilot-study on treatment of a waste gas containing butyl acetate, n-butyl alcohol and phenylacetic acid from pharmaceutical factory by bio-trickling filter. *Biochemical Engineering Journal* 37, 42-48.

Wik, T., Mattsson, A., Hansson, E., and Niklasson, C. (1995) Nitrification in a tertiary trickling filter at high hydraulic loads - pilot plant operation and mathematical modelling. *Water Science and Technology* 32, 185-192.

Zilli M., Converti A., Fava F, and Nicolella C. (2007) Control of 2-chlorophenol vapour emissions by a trickling biofilter. *Journal of Biotechnology* 128, 654-658.