

# TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE FOSAS SÉPTICAS MEDIANTE EL USO DE UN SISTEMA DE CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO

- Elba R. Castillo-Borges\* • Beatriz Santos-Ocampo •
- Roger I. Méndez-Novelo • José A. Pietrogiovanna-Bronca •
- Arturo Espadas-Solís • Carlos Quintal-Franco •
- Roberto Pat-Canul •

*Universidad Autónoma de Yucatán, México*

\*Autor de correspondencia

## Resumen

La fosa séptica es el dispositivo de tratamiento de aguas residuales más utilizado en el estado de Yucatán, México; sin embargo, es un proceso deficiente de depuración y por tanto es necesario proporcionarle un tratamiento posterior. Se presentan los resultados de un proceso tipo contactor biológico rotatorio (CBR) a escala piloto para el tratamiento de efluentes de fosas sépticas. El reactor CBR fue operado con tres cargas orgánicas (5.2, 15.9 y 17.2 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>·d) y dos velocidades de rotación (15 y 30 rpm). Se midieron las eficiencias de remoción de DQO, DBO<sub>5</sub>, NKT y N-NH<sub>3</sub>, y se determinó mediante un análisis factorial cuáles eran las mejores condiciones de operación. Se demostró que la variable que más afecta al proceso es la carga orgánica aplicada; a menor carga, mayor eficiencia (casi 90% para DQO y DBO<sub>5</sub>). La velocidad de rotación resultó significativa para la remoción de materia nitrogenada. La combinación más eficiente para la remoción de materia orgánica fue con 5.2 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>·d y con una velocidad de rotación de 30 rpm, que equivale a una velocidad tangencial de 16.49 m/min.

**Palabras clave:** fosas sépticas, carga orgánica, velocidad de rotación, contactor biológico rotatorio.

## Introducción

En el estado de Yucatán, México, la fosa séptica es el dispositivo de tratamiento de aguas residuales domésticas más utilizado. Como método de tratamiento, efectúa un proceso deficiente de depuración y por lo tanto es necesario proporcionarle un tratamiento al efluente. Debido a los grandes volúmenes de aguas residuales domésticas generadas cada día por los más de 734 000 habitantes de la ciudad de Mérida que se descargan al acuífero, las autoridades han promovido la búsqueda de nuevas alternativas de tratamiento que sean más eficientes.

Los tratamientos biológicos aerobios parecen ser la mejor opción para el tratamiento de las aguas residuales domésticas, dada su baja

concentración orgánica. El objetivo de este trabajo es demostrar que el contactor biológico rotatorio (CBR) es eficiente para que las descargas al agua subterránea cumplan con los límites máximos permisibles establecidos en la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Los CBR son un tratamiento de depuración biológica de tipo secundario para aguas residuales y se consideran por lo general como tratamiento aerobio de biomasa fija en un soporte en movimiento. Consisten en un sistema de discos circulares de plástico (usualmente polietileno de alta densidad) montados en un eje horizontal, sobre un tanque, el cual es girado a 1 o 2 rpm. Para sistemas aeróbicos típicos, el 40% de los discos se encuentran sumergidos. Las dimensiones de una unidad de CBR varían

dependiendo de las necesidades, pero de forma usual tienen más de 3.6 m de diámetro y 7.6 m de longitud, conteniendo más de 9 290 m<sup>2</sup> de superficie en una sola sección (Eckenfelder y Wesley, 2000). El agua que está siendo tratada fluye a través del contactor por la diferencia de la carga hidráulica respecto del sedimentador secundario. Los discos rotatorios exponen alternadamente a la biopelícula al material orgánico, y al aire atmosférico y bacterias; otros organismos se adhieren al medio rotatorio para crecer en la superficie (Syed, 1999).

Entre la serie de ventajas que explican su amplia aplicación como sistema de tratamiento se encuentran el bajo consumo energético, la facilidad en la operación y el mantenimiento, así como las buenas características de los lodos generados (Borzacconi *et al.*, 1996). Droste (1997) calcula que un CBR requiere entre un tercio y la mitad de la energía necesaria para un sistema de lodos activados. Aunado a lo anterior, cuenta entre sus ventajas el hecho de que en cada etapa se puede tener el crecimiento de diferentes poblaciones de microorganismos, permitiendo mayor flexibilidad al proceso, incluyendo el desarrollo de poblaciones nitrificantes en las últimas etapas (Ramalho, 2003). Los procesos de CBR se basan en proveer una adecuada biomasa, un contacto efectivo entre la biomasa y el sustrato, nutrientes y oxígeno necesarios, y un tiempo de retención suficiente (WEF, 2003). Un factor limitante en las primeras etapas es la carga orgánica, la cual debe ser compatible con la transferencia de oxígeno del sistema, ya que afecta la velocidad de crecimiento de los microorganismos. Se ha reportado que el grado de nitrificación decrece cuando la carga orgánica aumenta (Gamble, 1994). Se ha demostrado que los CBR con cargas orgánicas entre 0.0076 y 0.012 kg DBO<sub>5</sub> total/m<sup>2</sup>-d pueden llegar a la nitrificación a temperaturas mayores de 12.4 °C (Droste, 1997). En algunos sistemas que operan con altas cargas orgánicas (39 g DQO/m<sup>2</sup>-d), puede llegar a presentarse

el fenómeno de sobrecarga orgánica (Valdés-Cabrera y Montesino-Menéndez, 2003a), que consiste en el crecimiento anormal de la biopelícula adherida a los discos, mostrando un aspecto gelatinoso, así como cambiando su coloración debido a la proliferación de organismos indeseables que modifican la composición de la biomasa. Esto puede llegar a afectar tanto a la remoción de la materia orgánica carbonosa como nitrogenada.

El nivel de oxígeno es otro factor importante en el proceso y se recomienda que no sea menor a 2 mg/L. El correcto nivel de oxigenación se consigue manteniendo velocidades de rotación adecuadas (Metcalf & Eddy, 2004). Al aumentar la velocidad de rotación se incrementan el contacto, la aireación y el mezclado, lo cual, a su vez, sube la eficiencia de remoción de DBO<sub>5</sub>, pudiendo tratarse aguas de mayor carga contaminante. Sin embargo, acrecentar ésta, eleva el consumo energético, por ello es necesario una evaluación económica entre qué conviene hacer para tratar mayores gastos máxicos de contaminantes: aumentar la velocidad de rotación o incrementar la superficie de contacto, incluyendo más unidades.

El proceso CBR puede ser utilizado para remover la mayor parte de la materia orgánica, expresada como DBO<sub>5</sub> (o DQO) y amoníaco de cualquier agua residual con desechos biodegradables de baja carga orgánica (12.2 g DBO<sub>5</sub>/d·m<sup>2</sup>) (Díaz-Valdez y Cardoso-Vigueros, 1996), es por ello que en este estudio se evaluó la eficiencia de un CBR para el tratamiento de efluente de fosas sépticas de la ciudad de Mérida, Yucatán, probando diferentes cargas orgánicas y velocidades de rotación, que favorecieran el crecimiento de organismos nitrificantes.

## Metodología

### *Descripción del sistema de tratamiento*

El CBR evaluado consistió en un tanque semi-circular de 20 cm de diámetro, construido

de policloruro de vinilo y dividido en tres secciones: la primera de 80 cm de longitud y con 34 discos; la segunda de 50 cm de longitud y 20 discos, y la tercera de 20 cm de longitud utilizada como decantador. El diámetro de los discos fue de 17.5 cm y tenían el 45% de su volumen sumergido, como se observa en la figura 1. El reactor fue alimentado con efluentes de fosas sépticas mediante una bomba peristáltica.

### Etapas del estudio

El estudio consistió en la evaluación de cinco etapas (cuadro 1), en las que se probaron dos velocidades de rotación y tres cargas orgánicas diferentes, para determinar la más eficiente en remover la materia orgánica. Cada etapa tuvo un periodo de estabilización de entre 10 y 15 días, y un periodo de operación entre dos y tres semanas.

### Arranque, estabilización y operación del proceso

Para el arranque del proceso, el sistema fue alimentado de manera continua con el agua residual a tratar (efluentes de fosas sépticas) durante un par de semanas, con mediciones diarias de pH y OD. Para lograr la estabilización, el sistema trabajó bajo las condiciones de carga y velocidad de rotación a las que se operaría el experimento, y se consideró que ya estaba estable cuando los valores de pH en todo el reactor y DQO del efluente no variaban más de 5% en tres días consecutivos. Una vez estabilizado el sistema, se tomaron muestras del influente, diariamente por dos o tres semanas ( $I$ ), al final de cada sección del reactor ( $R_1$  y  $R_2$ ) y al final del sedimentador ( $E$ ), con las que se realizaron los siguientes análisis químicos: demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica

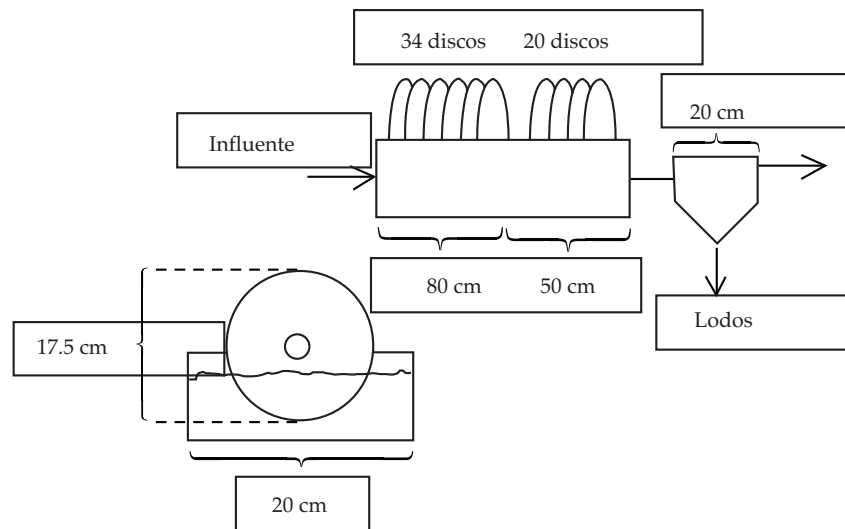


Figura 1. Dimensiones del sistema CBR evaluado.

Cuadro 1. Etapas de experimentación del CBR.

Velocidades	Cargas orgánicas		
	5.9 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> /d	15.2 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> /d	17.9 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> /d
30 rpm	Experimento 1.1	Experimento 1.2	Experimento 1.3
15 rpm	Experimento 2.1	Experimento 2.2	

de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ), nitrógeno Kjeldahl total (NKT), nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ), pH y oxígeno disuelto (OD), todos ellos con base en lo establecido en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), así como el nitrógeno de nitratos ( $\text{N-NO}_3^-$ ), mediante el método de sulfato de brucina descrito en la norma mexicana NMX-AA-079-SCFI-2001.

Con los resultados obtenidos se determinaron las eficiencias alcanzadas para los parámetros y experimentos evaluados. Con dichas eficiencias se realizó un análisis estadístico de dos vías de efectos fijos, para evaluar la influencia de las cargas orgánicas y las velocidades de rotación probadas.

## Resultados y discusión

En el cuadro 2 se presentan los resultados promedio de las cinco etapas experimentales que fueron estudiadas. Puede notarse que en ningún experimento, el nivel de OD bajó de 2 mg/L en los reactores, por lo que el sistema siempre se mantuvo con los requerimientos mínimos de oxígeno necesarios para la degradación de la materia orgánica. Se puede observar que la máxima eficiencia de remoción de DQO se obtuvo en el experimento 1.1, mientras que para  $\text{DBO}_5$  tanto el experimento 1.1 como el 2.1 dan eficiencias altas y semejantes. Las menores eficiencias de remoción de NKT y  $\text{N-NH}_3$  alcanzadas fueron en los

Cuadro 2. Resultados promedio de los experimentos.

Experimento	Muestra	OD (mg/L)	DQO (mg/L)	Eficiencia de remoción de DQO	$\text{DBO}_5$ (mg/L)	Eficiencia de remoción de $\text{DBO}_5$	NKT (mg/L)	Eficiencia de remoción de NKT	$\text{N-NH}_3$ (mg/L)	Eficiencia de remoción de $\text{N-NH}_3$	$\text{N-NO}_3^-$ (mg/L)	Eficiencia de nitrificación
1.1	I	1.67	226	---	96.7	---	46.12	---	39.67	---	0.188	---
	$R_1$	5.72	34	<b>84.74</b>	11.6	<b>88.01</b>	1.26	<b>97.27</b>	1.45	<b>96.35</b>	31.845	<b>69.05</b>
	$R_2$	7.15	28	<b>87.41</b>	10.6	<b>89.00</b>	1.05	<b>97.71</b>	0.96	<b>97.57</b>	32.425	<b>70.30</b>
	E	7.14	31	<b>86.21</b>	11.0	<b>88.66</b>	0.92	<b>98.00</b>	0.76	<b>98.09</b>	33.424	<b>72.47</b>
1.2	I	2.05	321	---	139.4	---	40.18	---	32.06	---	0.282	---
	$R_1$	5.33	71	<b>78.05</b>	52.3	<b>62.45</b>	7.54	<b>81.23</b>	4.97	<b>84.50</b>	22.717	<b>56.54</b>
	$R_2$	6.90	48	<b>85.21</b>	31.5	<b>77.40</b>	2.45	<b>93.90</b>	0.95	<b>97.05</b>	31.918	<b>79.44</b>
	E	6.98	48	<b>85.14</b>	32.4	<b>76.72</b>	3.22	<b>91.99</b>	0.63	<b>98.03</b>	31.701	<b>78.90</b>
1.3	I	0.76	275	---	118.6	---	41.77	---	33.23	---	0.218	---
	$R_1$	2.85	95	<b>65.60</b>	37.3	<b>68.50</b>	15.40	<b>63.13</b>	14.17	<b>57.35</b>	1.847	<b>4.42</b>
	$R_2$	4.08	84	<b>69.45</b>	34.5	<b>70.93</b>	8.09	<b>80.63</b>	4.92	<b>85.21</b>	3.251	<b>7.78</b>
	E	3.72	85	<b>69.24</b>	35.8	<b>69.78</b>	8.03	<b>80.78</b>	4.87	<b>85.35</b>	2.963	<b>7.09</b>
2.1	I	0.53	249	---	122.2	---	38.56	---	34.32	---	0.261	---
	$R_1$	4.79	47	<b>81.09</b>	26.5	<b>78.28</b>	2.84	<b>92.63</b>	1.92	<b>94.41</b>	18.964	<b>49.18</b>
	$R_2$	7.07	41	<b>83.39</b>	15.8	<b>87.07</b>	1.92	<b>95.02</b>	0.88	<b>97.44</b>	22.462	<b>58.25</b>
	E	7.20	39	<b>84.37</b>	13.5	<b>88.99</b>	1.64	<b>95.75</b>	0.48	<b>98.60</b>	23.035	<b>59.74</b>
2.2	I	0.98	364	---	183.6	---	51.36	---	49.36	---	0.336	---
	$R_1$	3.02	110	<b>69.70</b>	56.5	<b>69.23</b>	31.00	<b>39.64</b>	27.70	<b>43.88</b>	3.933	<b>7.66</b>
	$R_2$	3.57	78	<b>78.59</b>	52.4	<b>71.49</b>	12.52	<b>75.62</b>	10.57	<b>78.59</b>	15.980	<b>31.11</b>
	E	3.37	77	<b>78.76</b>	51.6	<b>71.88</b>	11.48	<b>77.65</b>	10.38	<b>78.97</b>	16.190	<b>31.52</b>

experimentos 1.3 y 2.2, lo cual coincide con las menores eficiencias de formación de  $\text{N-NO}_3^-$ .

La remoción de materia carbonosa se lleva a cabo por la absorción de ésta mediante el metabolismo de microorganismos heterótrofos; mientras que la de materia nitrogenada puede ser removida por dos mecanismos: por la asimilación en las células de los microorganismos y removida en los lodos biológicos o por la nitrificación realizada por organismos autótrofos. Se estima que sólo el 12% de la masa de células es nitrógeno (Egli et al., 2003), por lo que la mayor parte de la remoción se lleva a cabo por nitrificación. Por consiguiente, para realizar el análisis de los datos, las eficiencias se agruparon en dos categorías: las que representan la remoción de materia orgánica carbonosa (DQO y  $\text{DBO}_5$ ) y las que representan la remoción de materia nitrogenada (NKT,  $\text{N-NH}_3$  y  $\text{N-NO}_3^-$ ). Como resultado de los ANOVAS, se obtuvo que para el caso de la materia orgánica carbonosa,

la carga orgánica resultó significativa y la velocidad de rotación no; mientras que para la materia nitrogenada, la carga orgánica resultó significativa y la velocidad de rotación no fueron significativas para la remoción de NKT y  $\text{N-NH}_3$ , pero sí para la nitrificación.

Para determinar cuáles cargas orgánicas o valores de rpm fueron los más eficientes, se ensayó el estadístico de diferencia significativa mínima (DSM), cuyos resultados se muestran en las figuras 2 y 3.

En la figura 2 se observa que para la remoción de la materia carbonosa, la carga orgánica resulta un factor estadísticamente significativo, siendo la carga de  $5.9 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2/\text{d}$  la que tiene mayor eficiencia en ambos parámetros, mientras que la velocidad de rotación no resulta ser significativa con un 95% de confianza.

En la figura 3 se muestra que la remoción de nitrógeno orgánico y amoniacal sigue la misma

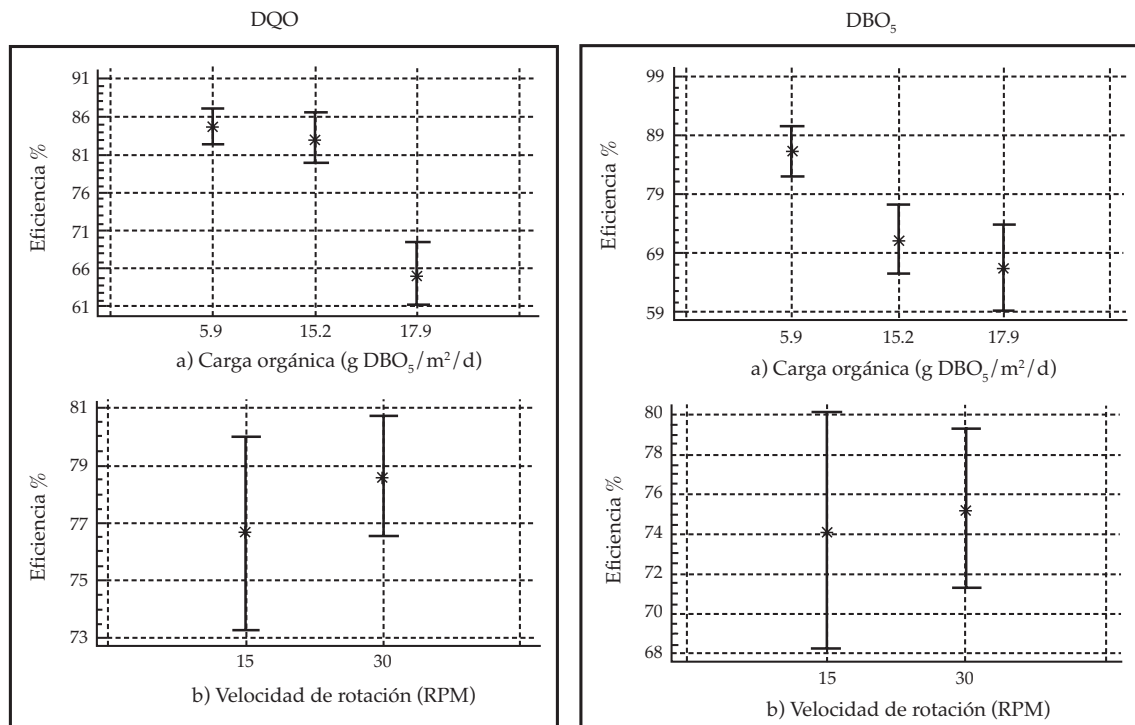


Figura 2. Evaluación de la remoción de materia carbonosa mediante el contraste de medias por DMS de: a) carga orgánica y b) velocidad de rotación;  $\alpha = 0.05$ .

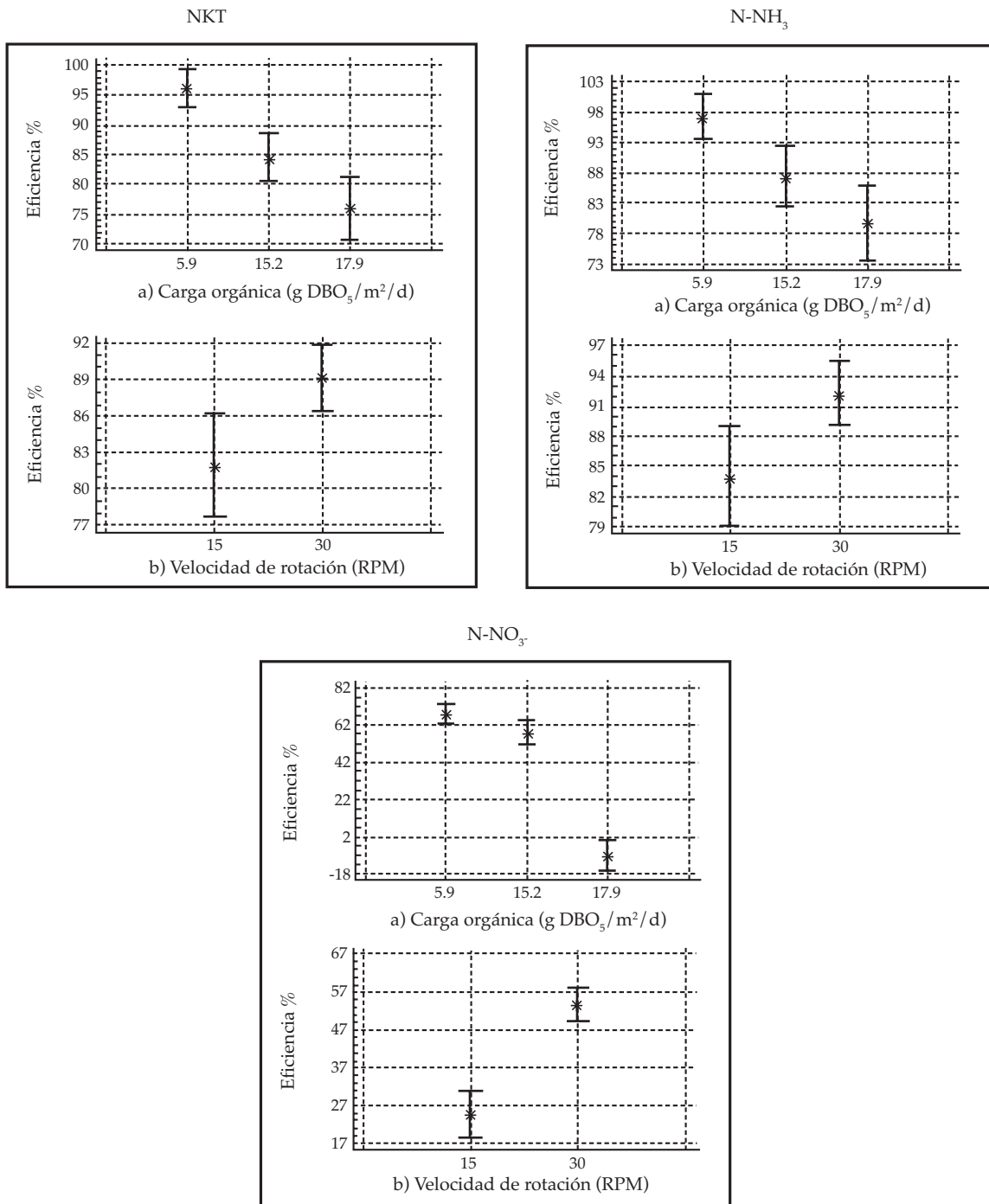


Figura 3. Evaluación de la remoción de materia nitrogenada mediante el contraste de medias por DMS de: a) carga orgánica y b) velocidad de rotación;  $\alpha = 0.05$ .

tendencia que para la remoción de materia carbonosa; a mayor carga, menor eficiencia. Sin embargo, la velocidad de rotación resulta

ser estadísticamente significativa sólo para la nitrificación, siendo 30 rpm la que favorece una mayor eficiencia.

Los resultados obtenidos muestran que el factor que más influye en la operación del CBR estudiado fue la carga orgánica, ya que afecta tanto a la remoción de materia carbonosa como a la remoción de materia nitrogenada. Esto se debe a que, aunque la remoción de materia carbonosa y nitrogenada puede realizarse al mismo tiempo, la nitrificación usualmente no comienza hasta que la demanda de oxígeno de la materia carbonosa ha sido satisfecha (Ramahlo, 2003), ya que las bacterias nitrificadoras son menos competitivas por el oxígeno que las heterótrofas (Jang *et al.*, 2005). En estudios que han probado la eficiencia de formación de nitratos, con cargas superiores a 13.6 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>/d, no obtienen nitrificación alguna, mientras que las eficiencias de remoción de materia carbonosa se mantienen arriba del 75% (Berkday y Ellis, 2005). La remoción de materia carbonosa se ve afectada por la presencia de organismos indeseables, al aumentar el grosor de la película, favoreciendo el fenómeno de sobrecarga orgánica descrito por Valdés-Cabrera y Montesino-Menéndez (2003b), quienes trabajaron con condiciones de operación similares al experimento 1.3; no obtuvo más de 60% de eficiencia de remoción de DQO.

La velocidad de rotación no resultó ser significativa para la remoción de materia carbonosa, ya que al cumplirse con los requerimientos de oxigenación con ambas velocidades, los microorganismos heterótrofos fueron capaces de remover la materia orgánica. Sin embargo, para la materia nitrogenada no ocurre lo mismo, ya que la nitrificación se lleva a cabo sólo para niveles de OD superiores a 4 mg/L (Stratta y Long, 1981). En el cuadro 2 se nota que aunque en el experimento 2.1 se tuvieron niveles adecuados de OD en los reactores, no se alcanza el mismo nivel de nitrificación obtenido en los experimentos 1.1 y 1.2, lo cual lleva a pensar que con 30 rpm no sólo se alcanzan niveles altos de oxigenación, sino también una buena transferencia del oxígeno hacia la película debido a la agitación.

Por lo tanto, las condiciones de operación que maximizan las eficiencias de remoción de materia carbonosa del NKT y del N-NH<sub>3</sub> fueron las siguientes: carga orgánica de 5.9 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>/d y velocidad de rotación de 30 rpm.

En el cuadro 3 se resumen las características de los efluentes de los distintos experimentos y el límite permisible marcado en la legislación vigente. El valor límite de DQO fue tomado de la Ley Federal de Derecho 2008 para un cuerpo receptor tipo C, clasificación a la que pertenece el acuífero de Mérida, Yucatán; mientras que los valores para DBO<sub>5</sub> y nitrógeno total fueron tomados del promedio mensual de descarga a embalses naturales y artificiales, y uso público urbano, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996.

En el cuadro 3 se observa que la concentración de la DQO del efluente en todos los experimentos cumple con los límites permisibles de descarga de la Ley Federal de Derecho. Respecto a la DBO<sub>5</sub>, sólo cumplen con la NOM-001-SEMARNAT-1996 los efluentes de los experimentos 1.1 y 2.1. En la Norma Oficial Mexicana se contempla la descarga de nitrógeno como nitrógeno total, siendo éste la suma de los nitrógenos NKT, N-NO<sub>2</sub> y N-NO<sub>3</sub>. Si se hace esta suma, se observa que sólo el efluente de los experimentos 1.3 y 2.1 cumple con lo establecido por la norma.

El resultado del proceso indica una elevada nitrificación, que impide cumplir con los límites establecidos de nitrógeno total, por lo que para disponer de los efluentes, se requiere ensayar un postratamiento anaerobio o anóxico, para realizar la desnitrificación.

## Conclusiones

1. La mejor carga orgánica y velocidad de rotación para la remoción de materia orgánica para el tratamiento de efluentes de fosas sépticas empleando un CBR fue de 5.9 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>/d y 30 rpm.
2. Con el experimento que combina 5.9 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>/d y 30 rpm, se obtuvieron las siguientes eficiencias de remoción:

Cuadro 3. Comparación de los parámetros obtenidos en los efluentes de los experimentos con los límites máximos permisibles para descargas.

Experimento	DQO mg/L	DBO <sub>5</sub> mg/L	NKT mg/L	N-NH <sub>3</sub> mg/L	N-NO <sub>3</sub> mg/L	NT mg/L
	Límites permisibles					
	100	30	NA	NA	NA	25
1.1	31.17	10.97	0.92	0.76	33.42	34.34
1.2	47.75	32.44	3.22	0.63	31.70	34.92
1.3	84.60	35.83	8.03	4.87	2.96	10.99
2.1	38.86	13.46	1.64	0.48	23.03	24.67
2.2	77.38	51.64	11.48	10.38	16.19	27.67

- 86% de DQO.
- 89% de DBO<sub>5</sub>.
- 98% de NKT.
- 98% de N-NH<sub>3</sub>.
- 73% de conversión de NKT a N-NO<sub>3</sub>.

- La remoción de materia carbonosa en el sistema estudiado sólo se vio afectada por la carga orgánica aplicada.
- La remoción de materia nitrogenada dependió de la carga orgánica y velocidad de rotación aplicadas.
- Con excepción del experimento que combina 15.2 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>/d y 15 rpm, la DBO<sub>5</sub> y la DQO de los efluentes de los demás experimentos se encuentran por debajo de los límites permisibles de descarga a un cuerpo receptor tipo C, clasificación a la que pertenece el acuífero de la ciudad de Mérida.
- Con excepción del experimento que combina 17.2 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>/d y 15 rpm, no se cumple con los límites permisibles de descarga de nitrógeno total a un cuerpo receptor tipo C, clasificación a la que pertenece el acuífero de la ciudad de Mérida.
- Para cumplir con los límites establecidos para nitrógeno total se recomienda realizar un postratamiento para desnitrificar los efluentes.

## Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Fondo Mixto Conacyt-Gobierno del Estado de Yucatán, mediante el proyecto YUC-2005-04-21305.

Recibido: 11/02/10  
Aceptado: 18/10/12

## Referencias

- APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 28ª ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2005, 1325 pp.
- BERKTAY, A. and ELLIS, K.V. Comparative Performance of RBC Operated under Pressure and Open to the Atmosphere at High Loading Conditions. *Environmental Engineering Science*. Vol. 22, No. 5, 2005, pp. 699-706.
- BORZACCONI, L., LÓPEZ, I. ARCIA, E., CARDELINO, L., CASTAGNA, Á. y VIÑAS, M. Modelo de flujo y expresión cinética para un sistema de Biodiscos. *Memorias del XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. México, D.F.: AIDIS, 1996.
- DÍAZ-VALDEZ, M. y CARDOSO-VIGUEROS, L. Estudio del tratamiento de agua residual farmacéutica con un Reactor Biológico Rotatorio. *Memorias del X Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Toluca, México: FEMISCA, 1996.
- DROSTE, R.L. *Theory and practice of water and wastewater treatment*. Toronto: John Wiley and Sons, Inc., 1997, 816 pp.
- ECKENFELDER, J.R. and WESLEY, W. *Industrial water pollution control*. 3ª ed. New York: McGraw Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, 2000, 600 pp.



- EGLI, K., BOSSHARD, F., WERLEN, C., LAIS, P., SIEGRIST, H., ZEHNDER, A.J.B. y VAN DER MEER J.R. Microbial Composition and Structure of a Rotating Biological Contactor Biofilm Treating Ammonium-Rich Wastewater without Organic Carbon. *Microbial Ecology*. No. 45, 2003, pp. 419-432.
- GAMBLE, H.A. *A comparative analysis of three biofilter types treating wastewater produced in recirculating aquaculture systems*. Tesis de Maestría. Blacksburg, USA: Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, 1994.
- JANG, A.M., SATOSHI, O., YOSHIMASA, W., KIM-IN, S. and BISHOP, P.L. Measurement of growth rate of ammonia oxidizing bacteria in partially submerged rotating biological contactor by fluorescent in situ hybridization (FISH). *Environmental Engineering Science*. Vol. 4, 2005, pp. 413-420.
- METCALF & EDDY. *Waste Water Engineering Treatment and Reuse*. Fourth edition. Boston: McGraw-Hill, 2004, 1819 pp.
- NMX-AA-079-SCFI-2001. Análisis de aguas - Determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. México, D.F.: *Diario Oficial de la Federación*, 13 de agosto de 2001.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. México, D.F.: *Diario Oficial de la Federación*, 23 de abril de 2003.
- RAMALHO, R.S. *Tratamiento de aguas residuales*. México, D.F.: Editorial Reverté, 2003, 705 pp.
- STRATTA, J.M., LONG, D.A. *Nitrification enhancement through pH control with Contacting Biological Contactors*. Reporte final. Ohio: Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad del Estado de Pensilvania, 1981.
- SYED, Q.R.. *Wastewater treatment plant. Planning, design and operation*. Second edition. Boca Raton: CRC, 1999.
- VALDÉS-CABRERA, N.F. y MONTESINO-MENÉNDEZ, M.A. Estudio preliminar del comportamiento de un reactor biológico rotatorio. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*. Vol. XXIV, núm. 2, 2003a, pp. 44-48.
- VALDÉS-CABRERA, N.F. y MONTESINO-MENÉNDEZ, M.A. Tratamiento de residuales domésticos empleando un reactor biológico rotatorio. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*. Vol. XXIV, núm. 2, 2003b, pp. 49-52.
- WEF. *Wastewater treatment plant design*. Fourth edition. Editada por Aarne-Vesilind, P. (editor). Washington, D.C.: Water Environment Federation, 2003, 512 pp.

## Abstract

CASTILLO-BORGES, E.R., SANTOS-OCAMPO, B., MÉNDEZ-NOVELO, R.I., PIETROGIOVANNA-BRONCA, J.A., ESPADAS-SOLÍS, A., QUINTAL-FRANCO, C. & PAT-CANUL, R. Use of a rotating biological contactor system for treatment of septic tank effluents. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*. Vol. IV, No. 3, July-August, 2013, pp. 125-134.

Although septic tanks is the most common wastewater treatment device used in the State of Yucatan, Mexico, it is a deficient purification process and therefore further treatment is needed. This work presents the results from a pilot-scale rotating biological contactor (RBC) process used to treat septic tank effluent. The RBC was operated with three organic loading rates (5.2, 15.9 and 17.2 g BOD<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>·d) and two rotation velocities (15 and 30 rpm). COD, BOD<sub>5</sub>, TKN and NH<sub>3</sub>-N removal efficiencies were measured and a factorial analysis was carried out to determine the best operating conditions. The organic loading rate was shown to be the variable that had the greatest effect on the process, with lower loads and better efficiency (roughly 90% for COD and BOD<sub>5</sub>). Rotation velocity was significant for the removal nitrogenous matter. The most efficient combination was found to be 5.2 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>·d at 30 rpm, which is equivalent to a tangential velocity of 16.49 m/min.

**Keywords:** septic tank, organic loading rate, rotation velocity, rotating contactor biological.

## Dirección institucional de los autores

M.I.A. Elba R. Castillo Borges  
M.I. Beatriz Santos Ocampo  
Dr. Roger I. Méndez Novelo  
M.I. José A. Pietrogiovanna Bronca  
Ing. Arturo Espadas Solís  
Dr. Carlos Quintal Franco  
M.I.A. Roberto Pat Canul

Facultad de Ingeniería  
Universidad Autónoma de Yucatán  
Av. Industrias No Contaminantes por Anillo Periférico  
Norte s/n  
Apartado Postal 150 Cordemex  
Mérida, Yucatán, MÉXICO  
Teléfono: +52 (999) 9300 550, extensión 1069  
Fax: +52 (999) 9300 559  
cborges@uady.mx  
beatrizo84@gmail.com.  
mnovelo@uady.mx  
alfieri.pietro@gmail.com  
esolis@uady.mx  
qfranco@uady.mx  
pcanul@uady.mx