Remoción de materia orgánica en aguas residuales de rastro por el proceso de Contactor Biológico Rotacional

Elba R. Castillo Borges[1], Alejandra Bolio Rojas[2], Roger I. Méndez Novelo[1], José H. Osorio Rodríguez[3] Roberto Pat Canul[4]

Fecha de recepción: 10 de julio de 2012 – Fecha de aprobación: 8 de agosto de 2012

RESUMEN

En Yucatán, los acuíferos son la única fuente para obtener agua dulce, además de ser el receptor de las aguas residuales generadas por la población. Las actividades agropecuarias son una de las principales fuentes de contaminación del agua. La generación constante de aguas residuales en el sacrificio de los animales, representa una alta carga contaminante para el manto freático, considerando el número de rastros que existen en el estado de Yucatán. Actualmente la normatividad aplicable en el país es muy estricta, y difícilmente las aguas residuales, producto de estas actividades, logren mantenerse por debajo de los límites máximos permisibles de contaminantes para su disposición (descarga) a las aguas o bienes nacionales.

Debido a lo anterior, resulta necesario buscar la manera en la que pueden optimizarse los métodos de tratamiento para este tipo de aguas residuales, de modo que no representen un factor de riesgo para la calidad del agua del acuífero en Yucatán a causa de la actividad antes mencionada. En este trabajo se presentan los resultados del proceso Contactor Biológico Rotatorio (CBR) en el tratamiento de aguas residuales de rastro. Se diseñó y construyó un reactor (escala piloto) para determinar la eficiencia del tratamiento en el que se probaron las cargas orgánicas de 6.6, 12.2 y 11.6 g $DQO_s/m^2/d$ a 30 rpm a las que les correspondieron tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 47.4, 31.6 y 23.7 horas.

Los resultados demostraron que la carga orgánica más eficiente fue la de 12.2 g $DQO_s/m^2/d$, con una remoción como DQOs de 98.35%, una DBO_5s de 97.96%, 62.11% de remoción de nitrógeno Kjeldahl total, eliminación de 37.81% de sólidos totales, 48.33% de remoción de sólidos suspendidos totales y 70.0% de reducción (consumo) de alcalinidad.

Palabras clave: aguas residuales de rastro, contactor biológico rotacional, demanda química de oxígeno, carga orgánica, tiempo de retención hidráulico.

Slaughterhouse wastewater organic matter removal by Rotating Biological Contactor process

ABSTRACT

Groundwater is the only source of freshwater in Yucatan, besides, it is also the receptor of wastewater generated by the population. The agricultural and livestock activities are one of the main sources of freshwater pollution. Constant generation of wastewater produced by the animal sacrifice represents high pollutant loads for groundwater bodies, considering the number of slaughterhouses that exist in Yucatan. Actual regulation in the country is strict, and wastewater produced by these activities rarely can be maintained under the maximum permissible limits of pollutants for its disposal (discharge) to waters or national goods.

Due to the previously discussed, it is necessary to try to find a way to optimize treatment methods for this kind of waste (wastewater), in a way that it does not represent a risk factor to the freshwater quality of groundwater bodies in Yucatan because of the activities mentioned below. This paper presents the results of the Rotating Biological Contactor process (RBC) on the slaughterhouse wastewater treatment. Was designed and built a reactor (pilot scale) to determine the efficiency of treatment in which organic loads were tested of 6.6, 12.2 and 11.6 g $DQOs/m^2/d$ on 30 rpm to them corresponded hydraulic retention time (HRT) of 47.4, 31.6 and 23.7 hours.

The results demonstrated that the most efficient organic load was the one of 12.2 g, with a removal as CODs of 98.35%, a BOD_5s of 97.96%, 62.11% of Kjeldahl total nitrogen removal, elimination of 37.81% of total solids, 48.33% of total suspended solids removal and 70.02% of alkalinity reduction (consumption).

Keywords: slaughterhouse wastewaters, Rotating Biological Contactor, chemical oxygen demand, organic load, hydraulic retention time.

---

[1] Profesor de Carrera, Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, C. A. de Ingeniería Ambiental. Correo electrónico: cborges@uady.mx

[2] Alumna de la Maestría en Ingeniería, opción Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.

[3] Profesor de Carrera, Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, C. A. de Hidráulica e Hidrología

[4] Técnico Académico, Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.

Nota: El período de discusión está abierto hasta el 1° de marzo de 2013. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería–Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 16, No.2, 2012, ISSN 1665-529-X.

INTRODUCCION

El acuífero del estado de Yucatán, es considerado como un acuífero vulnerable a todo tipo de contaminación como consecuencia de sus características hidrogeológicas, entre las que se pueden mencionar: la carstificación extensiva que conlleva a la falta de corrientes superficiales debido al desarrollo de fracturas y canales de disolución, la ausencia de la cubierta de suelo y los grandes volúmenes de precipitación, los cuales dan lugar a una rápida infiltración que propicia el arrastre de los contaminantes hacia el acuífero, fuente básica de agua aprovechable para el abastecimiento de la población (Cuevas 2002).

En el estado de Yucatán se lleva a cabo la actividad ganadera para diversas especies como son bovinos, caprinos, porcinos, aves y ovinos, y la generación constante de aguas residuales generadas durante el sacrificio de los animales representa una alta carga contaminante para el manto freático, considerando el número de rastros que existen en el Estado. Las descargas de aguas residuales de animales son una de las principales causas de contaminación por materia orgánica en la región de la Península de Yucatán (Drucker *et al.* 2004).

La composición de las aguas residuales de un rastro o matadero depende, fundamentalmente, de la especie que se procesa. En general, contienen sangre, excremento, contenido ruminal o estomacal, grasa, pelos, plumas y huesos (Signorini *et al.* 2006).

Las aguas residuales de los rastros se caracterizan por contener altas concentraciones de proteínas, grasas, aceites, sólidos suspendidos y otros productos de la industria de la carne, así como presentar pH básicos. La disposición efectiva de este tipo de aguas ha tomado gran importancia debido a los requerimientos normativos tan estrictos considerados para la calidad de los efluentes (Rodríguez *et al.* 2002).

El volumen de aguas residuales generadas en un rastro, está directamente relacionado con la cantidad de agua utilizada. En algunos estudios se estima que de un 80% a un 95% del agua que se usa se desecha, sin embargo, otros estudios sugieren un rango de 97% al 100%, pues consideran como producto de desecho el agua contaminada que se evapora y la que se utiliza en la manufactura de subproductos. En la Tabla 1 se presentan las concentraciones promedio de contaminantes en el agua residual de rastros.

La selección de una tecnología particular para la reducción del poder contaminante de las aguas residuales industriales, dependerá de las características del efluente de cada industria.

El tratamiento biológico de las aguas es una alternativa viable para depurar una amplia gama de residuos industriales, minimizando el impacto de los contaminantes sobre el ambiente (Marín *et al.* 2003). El proceso de tratamiento biológico consiste en el control del medio ambiente de los microorganismos de modo que se consigan condiciones de crecimiento óptimas. Las principales aplicaciones de estos procesos son: la eliminación de la materia orgánica carbonosa del agua residual, medida como Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), Carbón Orgánico Total (COT) o Demanda Química de Oxígeno (DQO); la nitrificación, la desnitrificación, la eliminación de fósforo y la estabilización de lodos (Nodal 2001).

En los procesos en los cuales se utiliza la biomasa fija (biopelícula), ésta se hace proliferar en un medio de soporte y se pone en forma intermitente en contacto con el agua y con el medio; los microorganismos toman del aire el oxígeno que requieren para accionar y degradar la materia orgánica del agua (Couoh 1996).

Uno de los procesos, con biomasa fija, para el tratamiento de aguas residuales es el del Contactor Biológico Rotacional (CBR). En estos sistemas se emplea la producción natural de una biopelícula para la degradación aeróbica (oxidación de la materia orgánica.), ésta, adosada a la superficie de los discos (Navarro *et al*. 2004).

Tabla 1. Concentraciones promedio de contaminantes en el agua residual de rastros.

Parámetro (Unidad)	Concentración
DBO_5 (mg/L)	1200 – 7000
DQO (mg/L)	4000 – 12000
SST (mg/L)	300 – 2500
Nitrógeno total (mg/L)	200 – 750
Grasas y aceites (mg/L)	100 – 600
pH	6.8 – 7.8

*Fuente: Jarauta L. (2005).

Históricamente el proceso de discos rotativos había sido usado para remover la materia orgánica del agua residual. Este proceso se extendió posteriormente para incluir la nitrificación y desnitrificación de las aguas residuales (Rana y Khare 2002).

Los microorganismos responsables del tratamiento se adhieren a los discos, los cuales están parcialmente sumergidos en el agua residual a tratar (aproximadamente del 40 al 45% del área superficial), poniendo en contacto a la biomasa con el sustrato y el oxígeno, mediante la rotación del disco, manteniendo a la biomasa bajo condiciones aerobias (Marín *et al*. 2003).

El consumo del oxígeno y la remoción de la materia orgánica, se lleva a cabo cuando el medio continúa girando a través del volumen de agua residual en el tanque. Esta rotación tiene las siguientes funciones (Castillo 1987):

a) Proporcionar área superficial para el desarrollo de la biomasa fija (biopelícula).
b)
c) Contacto vigoroso del crecimiento biológico con el agua de desecho.
d) Eficiente aeración del agua de desecho.
e) Agitar el licor mezclado para mantener en suspensión los sólidos degradados y proporcionar continua mezcla.

La velocidad rotacional (rpm) es un parámetro de diseño importante, ya que proporciona contacto vigoroso con el agua de desecho, eficiente aeración y agitación del licor mezclado (Castillo 1987). Ésta afecta la transferencia de nutrientes y de oxígeno en la biopelícula y por consecuencia la remoción de sustrato (Cortez *et al*. 2008). A mayor diámetro de los discos menores rpm y viceversa.

Debido a que la acción rotativa de los discos provoca cierta turbulencia en el depósito de líquido, existirá en todo momento una concentración limitada de biomasa en suspensión. En consecuencia, la disminución de la DBO_5 en los CBR se presenta simultáneamente por la presencia de la biomasa en suspensión (Ramalho 1996). Esto previene un atascamiento de la superficie del medio y mantiene una población constante de microorganismos. La acción de mezcla del CBR mantiene a los sólidos desprendidos en suspensión hasta que el flujo de agua residual tratada los lleva con ella al proceso de separación y disposición.

El CBR comúnmente opera en serie con un número de etapas dependiendo de la carga hidráulica y/o orgánica a ser tratada. La función de las primeras unidades es remover la materia orgánica y las unidades siguientes son usadas para la nitrificación.

Algunas de las ventajas de los sistemas CBR sobre el proceso convencional de lodos activos son las siguientes (Ramalho 1996):

1. Bajo consumo de energía y mantenimiento más sencillo.
2. Ya que es posible tener en cada etapa un tipo de biopelícula diferente, se cuenta con un grado adicional de flexibilidad en el proceso. Puede conseguirse bastante nitrificación desarrollando cultivos de bacterias nitrificantes selectivas en las últimas etapas.
3. La biomasa presenta en general buenas características de sedimentación con lo que se disminuye el costo de la clarificación secundaria.
4. No se necesita reciclado de la biomasa.

La mayoría de los CBR operan a tiempos de residencia hidráulicos bajos, normalmente de menos de 1 h. En consecuencia la concentración de biomasa en suspensión se mantiene baja y la reducción de la DBO_5 se debe a la presencia del crecimiento adherido al disco (Ramalho 1996).

Los parámetros de diseño primarios para un sistema CBR son (Rana y Khare 2002; Cortez *et al.* 2008; Sperling y de Lemos 2005):

a) Carga orgánica
b) Carga hidráulica
c) Área específica del medio de contacto
d) Velocidad de rotación
e) Tiempo de retención hidráulica
f) Profundidad de sumergencia
g) Temperatura
h) Niveles de oxígeno disuelto

El objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica medida como Demanda Química de Oxígeno soluble (DQOs) de las aguas residuales de rastro mediante el proceso de Contactor Biológico Rotacional (CBR) probando diferentes cargas orgánicas aplicadas 6.6, 12.2 y 11.6 g $DQO_s/m^2/d$ y tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 47.4, 31.6 y 23.7 horas, respectivamente, a 30 rpm.

METODOLOGÍA

Caracterización de las aguas residuales de rastro. Consistió en la toma de 8 muestras de agua residual de rastro las cuales provinieron de la fosa de descarga del rastro de la Facultad de Medicina Veterinaria y

Zootecnia de la Universidad Autónoma de Yucatán, ubicada en el km 15.5 de la carretera a Xmatkuil, Yucatán.

Los parámetros para la caracterización fueron: pH, conductividad, temperatura, DBO_5, DQO, O_2, ST, SST, SDT, SV, SSV, SDV, SF, SSF, SSV, PO_4^{3-}, NH_3, NO_3^-, N orgánico y Grasas y aceites. Las determinaciones se realizaron de acuerdo con las técnicas establecidas en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 2005 de la APHA, AWWA y WPCF. Así como el N total que se determinó por el Método 10071 HACH.

Los parámetros medidos en el sitio de muestreo fueron pH, conductividad, temperatura y oxígeno disuelto, los cuales se determinaron mediante la ayuda de un equipo multiparámetro marca YSI Mod. 556 MPS.

Equipo Experimental. Para probar la eficiencia en la remoción de contaminantes en las aguas residuales de rastro, el tren de tratamiento contó con un reactor que consistió en un tanque semicircular de 20 cm de diámetro, construido de policloruro de vinilo y dividido en dos secciones, la primera de 80 cm de longitud con 34 discos, y la segunda de 50 cm de longitud y 20 discos; los discos donde creció la película y cuya superficie se halló durante los experimentos un 45% sumergida en el agua proveniente de la Facultad de Veterinaria, tenían un diámetro de 17.5 cm; también contó con un sedimentador secundario de 20 cm de longitud integrado al sistema para tratar el efluente de la segunda sección. El volumen total del reactor fue de 19.9 L. El reactor se alimentó con agua residual del rastro mediante una bomba peristáltica.

En la Figura 1 se presenta el reactor que fue empleado en el estudio y los puntos en los cuales se evaluó la eficiencia del sistema (I, R_1, R_2 y E) y en la Figura 2 los diámetros del tanque semicircular y el de los discos del reactor.

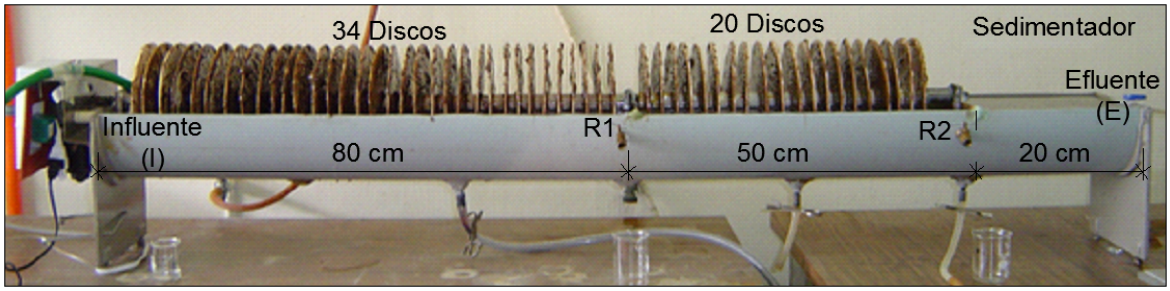

Figura 1. Contactor Biológico Rotatorio y sus dimensiones

Figura 2. Diámetros del tanque semicircular y de los discos del CBR

Dadas las dimensiones del CBR se determinó el área de contacto de 1.6 m^2 en la primera sección (34 discos) y de 0.94 m^2 para la segunda (20 discos), dando como resultado un área total de contacto de 2.54 m^2.

Etapa de aclimatación. En esta etapa se proporcionó un gasto de agua residual no específico, con la finalidad de estimular la formación de la biopelícula sobre los discos.

Etapa de estabilización. Una vez concluida la etapa de aclimatación, se procedió a la estabilización del reactor para lo cual se proporcionó el gasto previamente calculado con ayuda de los resultados obtenidos en la caracterización para el Experimento 1 y de la misma forma se procedió para cada uno de los siguientes experimentos. El tiempo de estabilización del reactor se logró entre 15 y 30 días y se consideró estable al presentar una DQO soluble en el efluente con valores constantes por un periodo de dos a tres días consecutivos.

Operación del reactor. Se plantearon diferentes cargas orgánicas: para el Experimento 1, 8.1 g DQO/m^2d, para el Experimento 2 de 12.2 g DQO/m^2d y para el Experimento 3 de 16.3 g DQO/m^2d, equivalentes a cargas hidráulicas de 5.04 L/d, 7.56 L/d y 10.08 L/d, respectivamente.

La carga orgánica calculada para los experimentos, fue obtenida del gasto mínimo que podía proporcionar la bomba peristáltica, el cual fue de 3.5 mL/min. Una vez calculado el gasto mínimo y teniendo como base el valor de la DQO obtenido en la caracterización de 4,106 mg/L (Tabla 2), se calculó la carga orgánica que se aplicaría al CBR. A continuación se presenta dicho cálculo.

Área de contacto: 2.54 m^2
Valor promedio de DQO: 4.106 g/L
Gasto mínimo: 3.5 mL/min
Gasto mínimo diario: 5.04 L/d

$$(5.04 \text{ L/d} \times 4.1 \text{ g DQO})/ 1\text{L} = 20.664 \text{ g DQO/d}$$

De acuerdo con la caracterización este gasto significaría en una carga orgánica de:

$$20.664 \text{ g DQO d} / 2.54 \text{ m}^2 = 8.1 \text{ g DQO/m}^2 \text{ d}$$

Para el cálculo de las otras cargas a experimentar, se incrementó el caudal aplicado en el primer experimento para obtener un aumento del 50% y el 100% de la carga inicial.

Es de importancia señalar que al influente se le adicionó agua destilada 1:1 debido a que con la bomba utilizada no se logró obtener el gasto propuesto y se prosiguió con la misma adición de agua para los experimentos subsecuentes. Con la adición de agua destilada 1:1 los tiempos de retención hidráulica para las cargas de 8.1, 12.2 y 16.3 g DQO/m^2d quedaron en 47.4, 31.6 y 23.7 h, respectivamente. El período de operación del reactor para cada experimento fue entre 7 y 15 días.

Durante la operación del reactor se analizaron los parámetros de DBO_5 y DQO solubles (DBO_5s y DQOs), nitrógeno total (NT), nitrógeno de nitratos ($N\text{-}NO_3^-$), Sólidos totales, Sólidos suspendidos totales, Alcalinidad, Oxígeno disuelto y pH. Estos análisis se efectuaron diariamente en las cuatro etapas del reactor: influente (I), al final de la primera sección (R_1), al final de la segunda sección (R_2) y después del sedimentador (efluente (E)).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultados de la caracterización. Los resultados promedio (n=8) de la caracterización de las aguas de rastro se presentan en la Tabla 2.

Los resultados de la DBO_5, DQO, N-Total y pH se encuentran en el rango reportado por Jarauta (2005). Los SST se encuentran por debajo de lo reportado por el mismo autor.

Resultado de los experimentos. En este apartado se presentan los resultados obtenidos en los experimentos realizados con la muestra de agua con adición de agua destilada. Los valores mostrados son el valor promedio de lo obtenido durante los días que duró cada uno de los experimentos. En la Tabla 3 se presentan las cargas orgánicas aplicadas al CBR, así como el tiempo de estabilización y los días de muestreo para cada experimento.

En la Tabla 4 se presenta un resumen de los resultados promedios que se obtuvieron en los experimentos 1, 2 y 3 para los distintos parámetros y la eficiencia que presentó cada uno.

Con respecto al parámetro de OD puede observarse que mientras mayor fue la carga aplicada, menor la cantidad de oxígeno disuelto presente en cada etapa del tren de tratamiento, sin embargo en ningún caso llegó a estar por debajo de 2 mg/L, esto quiere decir que el sistema se mantuvo siempre con los requerimientos de oxígeno necesarios para la degradación de la materia orgánica (South Dakota 1996).

Tabla 2. Caracterización del agua residual de rastro

Parámetro	Unidad	Valor mínimo	Valor promedio	Valor máximo	Desviación estándar
Temperatura	°C	27	30	33	1.5
Conductividad	mS/cm^2	1.5	1.7	2.1	0.15
OD	mg/L	0.4	3.3	5.0	1.15
pH		7.1	7.4	7.7	0.15
DQO	mg/L	2070	4106	6730	1165
DBO_5	mg/L	590	1811	3635	761.25
Fósforo	mg/L	2.9	7.1	12.1	2.3
Grasas y aceites	mg/L	139	544	899	190
SST	mg/L	100	241	504	101
SSV	mg/L	92	224	480	97
SSF	mg/L	0	17	48	12
ST	mg/L	2192	3776	5684	873
SV	mg/L	1268	2763	4456	797
SF	mg/L	840	1012	1228	97
SDT	mg/L	2092	3531	5400	827
SDV	mg/L	1176	2527	4220	761
SDF	mg/L	834	984	1212	94.5
NH_3	mg/L	1.4	16.2	26.7	6.325
NKT	mg/L	131.4	332.2	480.8	87.35
N-orgánico	mg/L	98	300	478	95
Nitratos	mg/L	1.2	3.2	5.1	0.975

Tabla 3. Resumen de la conformación de los experimentos.

	De diseño: 8.1 g DQOs/m²d 10.08 L/d*	**De diseño: 12.2 g DQOs/m²d 15.12 L/d***	**De diseño: 16.3 g DQOs/m²d 20.16 L/d***
30 RPM	**Experimento 1** Carga orgánica aplicada: **6.6 g DQO_s/m^2d** TRH: 47.4 días Estabilización: 15 días. Días de muestreo: 11	**Experimento 2** Carga orgánica aplicada: **12.2 g DQO_s/m^2d** TRH: 31.6 días Estabilización: 31 días. Días de muestreo: 10	**Experimento 3** Carga orgánica aplicada: **11.6 g DQO_s/m^2d** TRH: 23.7 días Estabilización: 22 días. Días de muestreo: 8

* con adición de agua destilada 1:1

En la misma Tabla 4 se observa que las eficiencias de remoción de materia orgánica medidas como DQOs para los experimentos 1 y 2 fueron porcentajes similares, disminuyendo ligeramente en el 3. En el caso de la remoción de materia orgánica medida como DBO_5s los mejores resultados se obtuvieron en el Experimento 1 lo cual indica que la mejor remoción estuvo representada en los experimentos en los cuales se manejó una menor carga orgánica. Cabe señalar que en los 3 experimentos se presentaron eficiencias en la remoción de materia orgánica medidas como DQOs y DBO_5s superiores al 95%.

En cuanto a la remoción de sólidos totales (ST) y sólidos suspendidos totales (SST), éstas fueron mayores en el Experimento 1. En los experimentos 1 y 3 los SST obtenidos cumplen con lo establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece como límite máximo permisible de SST 40 mg/L, mientras que en el Experimento 2, no se cumple, debido a que la biopelícula que se formó solía desprenderse ya sea por exceso de la misma en los discos o porque se ve limitada la proporción alimento-microorganismos.

Tabla 4. Resultados promedio de los parámetros analizados

Exp.	Muestra	OD (mg/L)	pH	DQOs		DBO_5s		ST		SST		Alcalinidad		NT		$N\text{-}NO_3^-$ (mg/L)
				(mg/L)	% rem	(mg/L)	% rem	(mg/L)	% rem	(mg/L)	% rem	(mg/L)	% rem	(mg/L)	% rem	
1	I	0.74	7.5	1673	-	1266.0	-	1222.0	-	536.7	-	n/d	-	221.2	-	2.6
	R_1	6.87	7.2	33	98.01	17.5	98.62	1576.7	-29.03	1200.0	-123.6	n/d	n/d	84.8	61.66	7.6
	R_2	7.61	7.2	27	98.39	11.7	99.08	928.0	24.06	653.3	-21.74	n/d	n/d	35.4	84.02	8.0
	E	6.60	6.9	30	98.21	19.8	98.44	656.0	46.32	15.0	97.20	n/d	n/d	11.6	94.78	7.4
2	I	0.40	8.0	2047	-	971.1	-	1447.2	-	1708.0	-	494.8	-	147.0	-	0.7
	R_1	6.17	7.6	56	97.27	35.6	96.34	1211.2	16.31	1937.5	13.44	277.7	43.9	116.6	20.68	23.2
	R_2	6.92	7.1	34	98.33	15.1	98.45	993.2	31.37	875.0	48.77	146.5	70.4	70.5	52.04	28.2
	E	5.35	7.0	34	98.35	19.8	97.96	900.0	37.81	882.5	48.33	148.4	70.0	55.7	62.11	27.6
3	I	0.37	8.0	1458	-	894.7	-	916.5	-	198.1	-	533.8	-	249.8	-	0.4
	R_1	5.11	7.9	64	95.58	45.4	94.92	665.0	27.44	77.5	60.88	283.8	46.8	85.1	65.92	23.1
	R_2	4.56	7.5	41	97.21	32.1	96.41	712.5	22.26	34.4	82.65	142.3	73.3	70.3	71.87	40.6
	E	3.25	7.5	41	97.21	31.8	96.44	674.0	26.46	26.3	86.75	145.3	72.8	68.4	72.62	36.4

Tabla 5. Remoción de materia orgánica obtenida en estudios anteriores con las obtenidas en este estudio

Tipo de influente	Diámetro de discos (m)	No. etapas/ No. discos	TRH (h)	rpm	Velocidad tangencial (m/s)	Carga hidráulica	Carga orgánica del Influente	Conc. del influente (mg/L) DQOs	Eficiencia de remoción (%)	Conc. del Efluente (mg/L) DQOs	Referencia
Aguas residuales de rastro	0.17	2/54	47.4	30	0.27	3.97 L/m^{2}d 0.41 L/h	6.6 gDQOs/m^{2}d	1673	93.7	30	Resultados de este estudio
			31.58	30	0.27	5.95 L/m^{2}d 0.63 L/h	12.2 gDQOs/m^{2}d	2047	98.2	34	
			23.69	30	0.27	7.94 L/m^{2}d 0.84 L/h	11.6 gDQOs/m^{2}d	1458	98.3	41	
Aguas residuales municipales	0.25	3/42	24	5	0.07	20 L/m^{2}d 0.83 L/m^{2}h	10 gDQO/m^{2}d	500	87	65	Gupta y Gupta (2001)
						32 L/m^{2}d 1.33 L/m^{2}h	20 gDQO/m^{2}d	625	97	19	
Aguas residuales de molinos de aceite de palma	0.35	1/60	10	10	0.18	1.1 L/h	38 gDQO/m^{2}d	16618	88	1994	Najafpour *et al.* (2005)
			55	10	0.18	6 L/h	210 gDQO/m^{2}d	16837	35	10944	
Agua residual industria cárnica	0.18	1/50	24	2.5	0.02	0.312 L/h	7.7 gDQO/m^{2}d	3463.	92	277	Behling *et al.* (2003)
							12.3 gDQO/m^{2}d	4592	88	551	
							18.4 gDQO/m^{2}d	6493	86	909	
							24.6 gDQO/m^{2}d	6109	77	1405	

El comportamiento del pH en los 3 experimentos realizados tuvo la misma tendencia a disminuir, esto es debido a los procesos de oxidación biológica (nitrificación) (Sperling y Lemos 2005) que se llevan a cabo, lográndose efluentes casi neutros. Esta disminución del pH está en función de la capacidad buffer del medio, es decir, de su alcalinidad. Los valores promedios del pH se encontraron en el rango de 6.9 a 8.0 considerado óptimo para el crecimiento de los organismos aerobios (Guinea *et al*. 2000). El pH del efluente en los 3 experimentos se encontraron dentro de los límites máximos permisibles para descargas establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996.

La alcalinidad en los distintos experimentos (en el 1 no se determinó alcalinidad), disminuyó con respecto al influente, consumiéndose el 70% en el Experimento 2 y 72.8% en el Experimento 3. La alcalinidad es importante en el proceso de nitrificación ya que se requiere de 7.1 mg/L para poder oxidar 1 mg $N\text{-}NH_4^+$/L (Sperling y Lemos, 2005).

Con respecto al Nitrógeno Total (NT) la normatividad vigente establece como límite máximo permisible

para descargas 15 mg/L, y en ninguno de los casos se cumplió con lo establecido en la normatividad mexicana.

De acuerdo con los resultados obtenidos en los distintos experimentos, se realizó una comparación con otros estudios y diversos tipos de descargas, bajo condiciones similares, Tabla 5. Gupta y Gupta (2001), trabajando con aguas menos concentradas obtienen efluentes con concentraciones de materia orgánica mayores que los del presente estudio y que no cumplirían con la normatividad mexicana. De la misma forma, Najafpour *et al.* (2005) y Behling *et al.* (2003) trabajando con aguas más concentradas obtienen efluentes con mayores concentraciones de materia orgánica que las reportadas en el presente estudio.

En general, el sistema de tratamiento aeróbico por medio de un CBR resulta con eficiencias de remoción de materia orgánica medida como DQO por arriba del 90% en casi todos los casos. Otra observación relevante, es el hecho de que incluso a velocidades de rotación bajas, este sistema puede mantener buenos porcentajes de eficiencia, lo cual es un indicio de que a bajas velocidades de rotación se logra una buena oxigenación del sistema.

CONCLUSIONES

1. La carga orgánica de diseño que presentó mejor remoción de materia orgánica medida como DQO soluble fue la de 12.2 g DQOs/ m^2d, que en promedio fue igual a la carga orgánica aplicada.
2. Con el Experimento 2 (12.2 g DQOs/ m^2d y 30 RPM) se obtuvieron los siguientes resultados:
    a. 98.35% de remoción de DQOs
    b. 97.96% de remoción de DBO_5s
    c. 62.11% de remoción de NT
    d. 39.16% de conversión de $N\text{-}NO_3^-$
    e. 37.81% de remoción de ST
    f. 48.33% de remoción de SST
    g. 70.0% de consumo de alcalinidad

BIBLIOGRAFIA

APHA, AWWA Y WPCF (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater American*, 21st Edition. American Public Health Association.

Behling E. H., Caldera Y. A., Marín J. C., Gutiérrez E. C., Fernandez N. M. (2003). *Comportamiento de un reactor biológico rotativo de contacto (RBC) en el tratamiento de efluentes de una industria cárnica*. "Boletín del centro de investigaciones biológicas", Vol. 37, No. 1, 56 – 69.

Castillo E. R. (1987). *Evaluación comparativa de un contactor biológico rotatorio empacado con diferentes materiales de contacto*. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Yucatán, México.

Cortez S., Teixeira P., Oliveira R. y Mota M. (2008). *Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance*. Environmental Science and Biotechnology, Vol. 7, No. 2, 155-172.

Couoh, T. H. (1996). *Características físico-químicas del efluente tratado de un hospital y su impacto en el acuífero de Mérida*. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Yucatán, México.

Cuevas E. M. (2002). *Hidrogeoquímica del acuífero en una zona ubicada al sur de la ciudad de Mérida*. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Yucatán, México.

Drucker A., Escalante R., Gómez V., Magaña S. (2004). *La industria porcina en Yucatán: un análisis de la generación de aguas residuales*. "Problema del Desarrollo Revista Latinoamericana de Economía", Vol. 34, núm, 135, X-XII.

Gupta A.B., Gupta S.K. (2001). *Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm*. Water Res. Vol. 35, 1714-1722.

Jarauta L., (2005). *Digestión anaerobia para el tratamiento de residuos orgánicos: estudio de las necesidades para la implantación en Perú*. Proyecto de fin de carrera, ETSEIB-UPC.

Marín J. C., Behling E., Gutiérrez E., Fernández N. (2003). *Tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales utilizando reactores biológicos rotativos de contacto*. "Multic", Vol. 3, No. 2, 107 – 116.

Najafpour G., Yieng H.A., Younesi H., Zinatizadeh A. (2005). *Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using palm oil mill effluents*. Process Biochem. Vol 40, 2879 – 2884

Navarro A., Albertario M., Palladino L. (2004). *Influencia del área de discos y volumen de pileta en la operación de un sistema de biodiscos*. "AIDIS".

Nodal E. (2001). *Procesos biológicos aplicados al tratamiento del agua residual*. "Ingeniería hidráulica y ambiental", Vol. 22, No. 4, 52 – 56.

Ramahlo R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*, 1ª edición, Editorial Reverté, España.

Rana N.S., Khare M. (2002). *Design criteria for a rotating Biological Contactor System for treatment of urinal wastewater*. "Intern. J. Environ. Studies", Vol. 59, No. 1, 159 – 169.

Rodríguez J., Sosa G. J., Garza Y. (2002). *Bioconversión anaerobia como una alternativa para la remoción de DQO contenido en aguas residuales del rastro municipal de la ciudad de Saltillo, Coahuila, México*. "Journal of the mexican chemical society", Vol. 46, No. 2, 185 – 188.

Signorini M., Civit S., Bonilla M., Cervantes M. E., Calderón M., Pérez A., Espejel M., Almanza C. (2006). *Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales. Disponible* en: http://www.cofepris.gob.mx /work/sites/cfp/resources/LocalContent/473/3/EVAL1.PDF, Recuperado el 10 de mayo de 2009.

Sperling v M., Lemos C.A. (2005). *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. IWA Publishing. 1st. Edition. Vol. II, Pp. 959-978.

Este documento debe citarse como: Castillo Borges E. R., Bolio Rojas A., Méndez Novelo R. I., Osorio Rodríguez J. H., Pat Canul R., (2012). **Remoción de materia orgánica en aguas residuales de rastro por el proceso de Contactor Biológico Rotacional**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 16-2, pp 83-91, ISSN 1665-529-X.