

Tratamiento del 2,4-dnf mediante un biofiltro discontinuo secuenciado anaerobio/aerobio a nivel piloto

R. M. Melgoza-Alemán* y E. Miranda-Mandujano

Centro de investigación en ingeniería y ciencias aplicadas/facultad de ciencias químicas e ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Av. universidad 1001, col. Chamilpa. Cuernavaca, Morelos. c.p. 62209. México.

Recibido 27 mayo 2007, revisado 18 septiembre 2007, aceptado 18 noviembre 2007

2, 4-dnp treatment using an anaerobic/aerobic discontinuos sequencing biofilter at level pilot

Abstract

The Wastewaters of the chemical industry present high toxic organic compounds content that are very difficult to degrade. Between these the nitroaromatics compounds are toxic to the microorganisms and inhibit the wastewater treatment, are resistant to the biodegradation and tend to be accumulated in the environment. The objective of this work was to evaluate the treatment of 2,4-Dinitrophenol (2, 4-DNP) by means of discontinuous sequencing biofilter combining anaerobic and aerobic phases of reaction with the purpose of mineralize 2,4-DNP. An acrylic reactor of 9 L packed with Biomedia (material plastic) was used. Activated sludge of a plant of industrial wastewater treatment was used as inoculums. Synthetic wastewater was formed by 2,4-DNP, propionic acid as co-substrate and mineral medium nutrient was used. The acclimatization was reached in cycle 14 after 61 days of operation. The operation concentrations were of 10, 15, 25 and 30 mg/L. The reaction time diminished of 139 to 70 h when the biomass was becomes acclimated. In order to guarantee conditions of reduction in the anaerobic phase the ORP (oxidation-reduction potential) was of in average of -300 mV. In the aerobic phase the values of ORP were in average 76 mV what assured conditions of oxidation. The reactor operated during 36 cycles (132 days) with efficiencies of global removal of 2,4-DNP of 91%. The efficiency of reduction and biotransformation of 2,4-DNP to amines 2-Amine-4-Nitrophenol (2A-4NP) and 2,4-Diaminephenol (2,4-DAP) was of 83%. In the aerobic phase 91% of removal of amines formed was reached.

Key words: Anaerobic/aerobic process, reduction, biotransformation, mineralization, 2, 4- DNP

Resumen

Las aguas residuales de la industria química presentan un alto contenido de compuestos orgánicos tóxicos que son muy difíciles de degradar. Entre éstos, los compuestos nitroaromáticos son tóxicos a los microorganismos e inhiben el tratamiento de aguas residuales, son resistentes a la biodegradación y tienden a acumularse en el ambiente. El objetivo del trabajo fue evaluar el tratamiento del 2,4-Dinitrofenol (2,4-DNF) mediante un biofiltro discontinuo secuenciado combinando fases de reacción anaerobias y aerobias con el fin de mineralizar el 2,4-DNF. Se utilizó un reactor de acrílico de 9 L empacado con Biomedia (material plástico). Como inóculo se utilizaron lodos activados de una planta de tratamiento de aguas residuales industriales. El agua residual sintética fue compuesta por 2,4-DNF, ácido propiónico como co-sustrato y medio mineral nutriente. El reactor operó durante 36 ciclos, la aclimatación se alcanzó en el ciclo 14 después de 61 días de operación. Las concentraciones de experimentación fueron de 10, 15, 25 y 30 mg L⁻¹ de 2,4-DNF. La duración de los ciclos disminuyó de 139 a 70 h a medida que la biomasa se aclimataba. Para asegurar condiciones de reducción en la fase anaerobia el ORP (potencial de oxido-reducción) fue en promedio de -300 mV. En la fase aerobia los valores de ORP fueron en promedio de 76 mV lo que aseguró condiciones de oxidación. Las eficiencias de remoción global de 2,4-DNF fueron del 91%. La eficiencia de

* Autor de correspondencia
E-mail: rmelgoza@uaem.mx

reducción y biotransformación del 2,4-DNF a las aminas 2-Amino-4-Nitrofenol (2A-4NF) y 2,4-Diaminofenol (2,4-DAF) fue del 83%. En la fase aerobia se alcanzó la remoción de las aminas formadas en un 91%.

Palabras clave: Proceso anaerobio/aerobio, reducción, biotransformación, mineralización, 2,4-DNF.

Introducción

El sector de la industria química genera aguas residuales que contienen compuestos tóxicos. La composición estas aguas residuales es muy variable y presenta altas cargas de compuestos tóxicos como: solventes, colorantes, compuestos orgánicos, ácidos y bases. En México, se estima que la demanda de agua en la industria es de 6 km³/año que se traducen en más de 6 millones de toneladas de carga orgánica expresadas como DBO5. Entre las industrias que más contaminan el agua se encuentran 16 giros industriales, destacando la industria química y la producción de azúcar (CNA, 2007). Las descargas de estas industrias tienen como característica una elevada carga orgánica y sobre todo, la elevada toxicidad de muchos de los compuestos presentes, teniendo un efecto acumulativo, bioestático o de inhibición sobre los sistemas biológicos de tratamiento. Por la complejidad de este tipo de aguas residuales, resulta difícil tratarlas por procesos convencionales aerobios o anaerobios, siendo necesario buscar métodos alternativos o bien la combinación de los existentes. Actualmente existe un gran interés por remover compuestos químicos orgánicos tóxicos del agua residual, debido a las condiciones de calidad cada vez más estrictas para su disposición en cuerpos receptores y sistemas de alcantarillado para cumplir con la Legislación vigente y con fines de reuso (Melgoza, 2003).

Los compuestos tóxicos son difíciles de remover usando tratamientos anaerobios o aerobios convencionales. La combinación de procesos anaerobios y aerobios es una buena alternativa para la degradación de este tipo de compuestos ya que en muchas ocasiones es necesaria una fase anaerobia que sirva para remover compuestos tóxicos del efluente, pero debido a la formación de subproductos, que muchas veces son más tóxicos que los compuestos originales, es necesaria la integración de una fase aerobia donde los microorganismos puedan mineralizar los subproductos formados. Con relación a los

compuestos tóxicos contenidos en las descargas de aguas residuales de la industria química, los compuestos nitroaromáticos se encuentran ampliamente distribuidos en el ambiente debido a su uso como intermediarios en la síntesis de fármacos, colorantes, plásticos, pesticidas, fungicidas, explosivos y solventes (Marvin-Sikkema y de Bont, 1994; Spain, 1995). Los compuestos nitroaromáticos son altamente tóxicos para los microorganismos y pueden desestabilizar el proceso continuo de los sistemas de tratamiento de aguas residuales por inhibición (Bruhn et al., 1987). Son frecuentemente resistentes a la biodegradación y tienden a acumularse en el medio ambiente (Field et al., 1995; Spain, 1995).

En el área ambiental el 2,4-DNF es un contaminante prioritario (U. S. E.P.A., 1980), ya que presenta actividad mutagénica y es cancerígeno en humanos; también es conocido como desacoplador en el proceso de la fosforilación oxidativa en las mitocondrias (Lente et al., 1992; Okey y Stensel, 1993). El 2,4-DNF se utiliza en la elaboración de pesticidas, fungicidas, herbicidas, tinturas solventes y como intermediario en la producción de colorantes tipo azo y otros productos químicos (ATSDR, 1995; Hess et al., 1990; Razo et al., 1996). Bajo condiciones anaerobias el 2,4-DNF es reducido a las aminas 2A-4NF y 2,4-DAF (Schackman y Muller, 1991; Boots, 1995). Algunos estudios muestran que muchos microorganismos son capaces de reducir el grupo nitro, pero son incapaces de mineralizar el derivado amino; la mineralización depende del inóculo o co-sustrato que se utilice (Razo-Flores 1997). La remoción de 2,4-DNF en efluentes de aguas residuales industriales es importante para la protección ambiental de la vida acuática. En este trabajo se utilizó un biofiltro discontinuo secuenciado o SBR (Sequencing Batch Reactor, por sus siglas en inglés), ya que este tipo de proceso es una alternativa viable para la eliminación de compuestos tóxicos a altas concentraciones, para tratar efluentes inhibitorios y compuestos específicos presentes en efluentes industriales como

son los compuestos nitroaromáticos (Asher et al., 1992; Irvine et al., 1997; Buitrón y Ortiz, 1998). Este tipo de sistemas de tratamiento de aguas residuales opera en una secuencia de llenado y vaciado, puede trabajar con biomasa suspendida ó fija. El proceso presenta ventajas respecto a los tratamientos convencionales debido al uso de un solo reactor ya que se disminuyen los costos de inversión, debido a que un mismo tanque sirve de reactor y de sedimentador lo que ofrece la reducción de espacio y costo, además un intercambio permanente de metabolitos entre los microorganismos anaerobios y aerobios, lo que favorece el establecimiento de cadenas tróficas (Hess et al., 1990; Melgoza, 2003; Buitrón et al., 2006; Chen et al., 2006). El objetivo de este trabajo fue implementar un tratamiento anaerobio/aerobio integrado en un biofiltro operado en forma discontinua secuenciada, para la degradación del 2,4-DNF a nivel piloto, utilizando fases de no aireación y de aireación, con el fin de reducir el 2,4-DNF a las aminas aromáticas 2A-4NF y 2,4-DAF durante la fase anaerobia seguida de la mineralización de éstas en la etapa aerobia del proceso, con el fin de obtener agua para reuso en el proceso industrial.

Materiales y métodos

Sistema experimental

Se utilizó un reactor de acrílico de 9 L empacado con anillos de plástico (Biomedia) como medio de soporte para los microorganismos. El sistema utilizó tres bombas peristálticas (MasterFlex, Cole-Parmer) para la alimentación, mezclado en la fase anaerobia y descarga. Durante la fase aerobia el aire fue difundido desde el fondo del reactor a través de un filtro poroso. El reactor fue provisto de un sistema de calentamiento con recirculación (Poly Science Model 210) para mantener la temperatura del reactor en un intervalo de $30 \pm 1^\circ\text{C}$. Se instalaron en línea al reactor electrodos de oxígeno, pH y potencial redox (ORP). El biofiltro operó como un reactor discontinuo secuenciado. El sistema experimental se muestra en la fig. 1.

Inóculo

El biofiltro fue inoculado con lodos activados procedentes de la planta de tratamiento de aguas residuales industriales ECCACIV, localizada en Jiutepec, Morelos. El contenido de sólidos

suspendidos volátiles (SSV) fue de 6890 mg de SSV/L y el índice volumétrico de lodos fue de 81.6 mlg^{-1} .

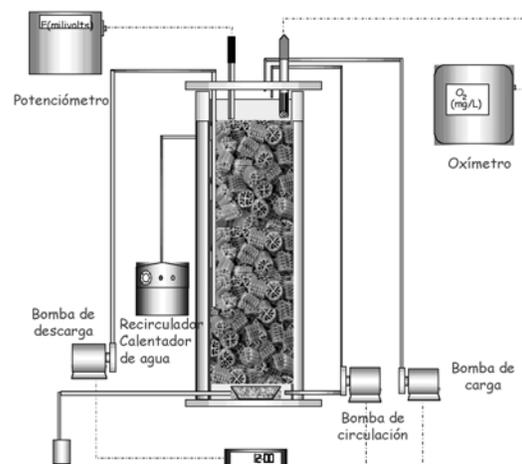


Figura 1. Biofiltro discontinuo secuenciado (BSBR) anaerobio/aerobio utilizado para el tratamiento del 2,4-DNF

Agua residual

Se utilizó agua residual sintética constituida por 2,4-DNF, ácido propiónico como co-sustrato y medio mineral nutriente con la siguiente composición de sales por litro de solución: 25.5 mg KH_2PO_4 , 65.25 mg K_2HPO_4 , 100.2 mg $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 22.5 mg $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 32.4 mg $\text{CaC}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0.25 mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Las concentraciones de experimentación del 2,4-DNF fueron de 10, 15, 25 y 30 mg L^{-1} .

Estrategia de operación

Se utilizó la estrategia de eficiencias fijas de biodegradación para la aclimatación de la biomasa (Melgoza et al., 2000; Chew, 2001). Bajo esta estrategia de operación, se permitió la aclimatación de la biomasa al 2,4-DNF y a los cambios de ambiente anaerobio/aerobio que indujeron a la biomasa a desarrollar sus actividades metabólicas en presencia o ausencia de oxígeno, lo que propició la formación de bacterias facultativas.

Métodos Analíticos

Las concentraciones de 2,4-DNF, 2,4-DAF y 2A-4NF fueron determinadas por cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC), utilizando un cromatógrafo Hewlett-Packard (Series 1100), equipado con un detector de arreglo de diodos. Se utilizó una columna de fase reversa Zorbax Eclipse XDB C-18, de diámetro de 5 μm y longitud de 4.6

mm X 250 mm. La longitud de onda utilizada fue de 359 nm. El sistema eluyente fue una mezcla 50:50 de A) (Acetonitrilo-Metanol (40:60)) y B) Solución Buffer-EDA (Etilendiamina). El gradiente utilizado se muestra en la tabla 1. También se determinaron aminas totales por el método espectrofotométrico del p-dimetilaminobezaldehído (Oren et al., 1991). El Color (Esc. Pt-Co), DQOT (Demanda química de oxígeno total) y sulfuros, fueron determinados en un espectrofotómetro DR/2500 HACH a longitudes de onda de 455, 600 y 690 nm respectivamente. La alcalinidad total expresada como CaCO₃ fue determinada por volumetría; sólidos suspendidos volátiles y sólidos suspendidos totales por métodos gravimétricos; el O.D. (oxígeno disuelto) por un oxímetro YSY 5100; el pH y ORP, fueron analizados en un potenciómetro ORION 720, de acuerdo a métodos estandarizados (APHA, 2005). Los análisis se realizaron al inicio y final de las fases anaerobia y aerobia en cada ciclo de operación.

Tabla 1. Gradiente utilizado en la determinación de 2,4-DNF, 2,4-DAF y 2A-4NF por HPLC.

Tiempo	%A	%B	Flujo ML/min
0	50	50	1.2
1.9	50	50	1.2
1.91	60	40	1
2.5	60	40	1
2.51	70	30	0.75
5	70	30	0.75

Resultados y discusión

Aclimatación de la biomasa

La aclimatación de los microorganismos es importante en los procesos de biodegradación de compuestos tóxicos, ya que de ésta dependerá el nivel de inducción de los microorganismos al tóxico (Bouver, 1989; Buitrón y Capdeville, 1995; Buitrón G. y Ortiz J., 1998). En este estudio, se utilizó la estrategia de eficiencias fijas, la cual permitió a los microorganismos la adaptación a la reducción del 2,4-DNF como mínimo en un 80%, originando la formación de las aminas aromáticas 2,4-DAF y 2A-4NF en la fase anaerobia. En seguida de esta fase, el biofiltro se aireó para que existieran condiciones favorables para la oxidación de las

aminas formadas en un 85% como mínimo. Debido a que se partió de un inóculo no adaptado al 2,4-DNF el sistema pasó por un periodo de adaptación, incluyendo una fase de selección microbiana, utilizando ácido propiónico como co-sustrato para proveer electrones para la reducción del compuesto, carbono y energía para el crecimiento y mantenimiento, incrementado el tamaño y masa de la población bacteriana. El 2,4-DNF actuó como sustrato secundario dando lugar al proceso de co-metabolismo. El biofiltro operó durante 36 ciclos con duración de 132 días y se aclimató en el ciclo 14 a los 61 días de operación. Los tiempos de reacción fueron disminuyendo a medida que avanzaba la aclimatación. En la fig. 2 se observa la evolución del tiempo en cada fase de reacción; en la fase anaerobia disminuyó de 96 a 46 h y en la fase aerobia de 43 a 21 h. Las eficiencias de remoción global en esta etapa de aclimatación fueron del 91%.

Desempeño del biofiltro durante la degradación anaerobia/aerobia

Después de la aclimatación de la biomasa a la degradación del 2,4-DNF, la concentración se incrementó a 15 mg L⁻¹ de 2,4-DNF. El TRH se mantuvo igual que en la etapa anterior, 49 h en la fase anaerobia y de 20 h en la fase aerobia, aún con el incremento de la concentración. En la fase anaerobia las eficiencias de reducción fueron del 83 % en promedio y la recuperación de aminas biotransformadas fue del 14%. En la fase aerobia la mineralización de las aminas generadas fue del 91 %. En la etapa anaerobia no se observó la producción de gas, lo que indicó que el biofiltro se comportó como un reactor acidogénico, por lo que las reacciones bioquímicas que ocurrieron fueron de hidrólisis, acidogénesis y acetogénesis. Con relación a los perfiles redox, en la fase anaerobia los valores de ORP fueron en promedio de -300 mV, lo que es un requisito indispensable para las reacciones de reducción en bioreactores. En la fig. 3 se muestra la evolución de la degradación del 2,4-DNF, en las concentraciones de 10, 15, 25 y 30 mg L⁻¹. Como puede observarse el biofiltro fue capaz de soportar incrementos de concentración con eficiencias de remoción constantes del orden del 91 %. La recuperación de las aminas 2,4-DAF y 2A-4NF como productos derivados de la reducción del 2,4-DNF fue importante, ya que en trabajos anteriores se ha reportado sólo la recuperación de la

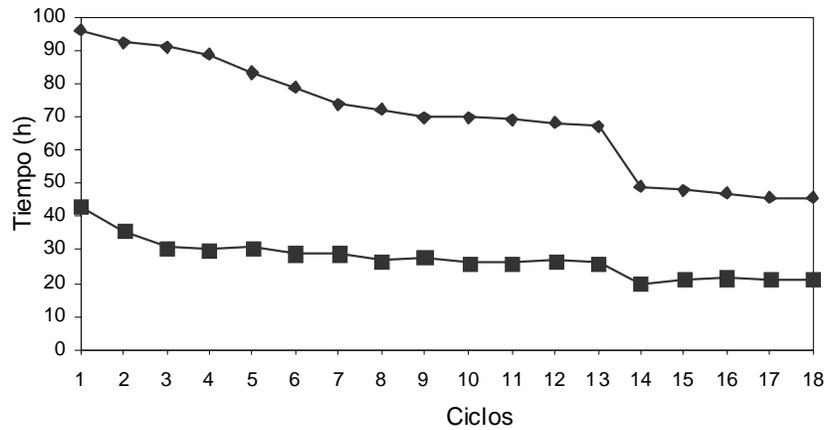


Figura 2. Evolución de los tiempos de reacción durante la aclimatación del biofiltro. (♦) Fase anaerobia (■) Fase aerobia

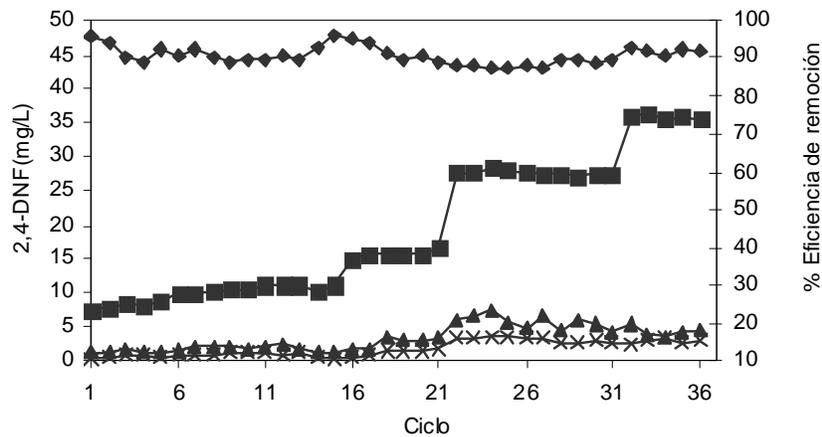


Figura 3. Evolución del 2,4-DNF en el SBR después del tratamiento anaerobio/aerobio.

amina 2A-4NF (Hirooka et al., 2005; Uberoi y Bhattacharya 1997). Durante la fase anaerobia aproximadamente a las 24 h se observó la auto-oxidación de las aminas, representada por un cambio de coloración del biofiltro de color amarillo a café oscuro; a medida que avanzó la fase anaerobia el color disminuyó a una tonalidad café muy clara. Este comportamiento puede explicarse por la reducción inicial del grupo NO_2 en posición orto que es el primero en reducirse, la reducción continua y el grupo NO_2 en posición para, es después reducido originando un cambio de coloración en el sistema como fue también fue

reportado por Lenke et al., (1992) y Juárez (2000). La remoción global del color fue del 67%. El pH se mantuvo en valores promedio de 6.99 unidades en la fase anaerobia y de 8.2 unidades en la fase aerobia. La alcalinidad como CaCO_3 , se mantuvo en valores de 300 a 400 mg/L, que fue suficiente capacidad amortiguadora para neutralizar los ácidos grasos volátiles producidos en la fase anaerobia del proceso. Para la reducción del 2,4-DNF, en la fase anaerobia se requirieron 12 equivalentes de H^+ . La reducción inicial del grupo NO_2 es en la posición orto, lo que da origen a la amina 2-A, 4-NF, obteniéndose en proporción mayoritaria; en este

trabajo se obtuvo un 93 % a las 12 h de reacción. Paralelamente se presenta la reducción del grupo NO_2 en posición para, originando la formación de la amina 2,4-DAF en menor proporción (7%). Posteriormente en la fase aerobia, estas aminas producto de la reducción del 2,4-DNF, son oxidadas dando como productos CO_2 , H_2O y N_2 . En la fase aerobia se efectúa un proceso de nitrificación-desnitrificación para la eliminación del nitrógeno en el que en la primera etapa el N-NH_4^+ producido en la fase anaerobia, es oxidado NO_2^- y NO_3^- y en la segunda etapa los NO_3^- son reducidos a N_2 .

En trabajos realizados por Uberoi y Bhattacharya (1997), estudiaron la degradabilidad del 2,4 DNF en sistemas anaerobios por lote, obteniendo velocidades de degradación específicas máximas de 0.013 mg/mg de SSV-d y su biotransformación a 2,4-A-NF en concentraciones de 4 mgL-1. Donlon et al., (1996) estudiaron la remoción del 2,4-DNF en reactores UASB, obteniendo remociones del 68%. She et al., (2005) reportaron la inhibición de la metanógenesis en un sistema de lodo anaerobio utilizando glucosa y ácidos grasos volátiles como co-sustrato a concentraciones de 10 a 45 mgL-1 para la remoción del 2,4-DNF, obteniendo eficiencias de remoción del 10 al 74.3%. Por otra parte, Juárez (2000), reportó la biotransformación del 2,4-DNF a las aminas 2-A, 4-NF y 2,4-DAF mediante un SBR acoplado ambientes anaerobios/aerobios, utilizando tezontle como medio de soporte logrando la aclimatación de la biomasa a los 87 días de operación, presentándose inhibición en la concentración de 30 mgL-1 de 2,4-DNF.

En este trabajo se utilizó como medio de soporte un material plástico (Biomedía) lo que permitió un mejor control de la colonización del soporte favoreciendo la formación de una comunidad microbiana con alta actividad. La aclimatación de la biomasa se alcanzó a los 61 días de operación. La biotransformación a la amina 2-4A, 4-NF fue del 93 % y la de la 2,4-DAF fue del 7%. Las eficiencias de remoción global del 2,4-DNF y la mineralización de las aminas biotransformadas fueron del 91%. La máxima carga orgánica aplicada fue de 0.2 kg DQO/m³-d, la velocidad de degradación específica máxima fue de 0.41 mg/g SSV-d, mostrando la eficiencia del proceso anaerobio/aerobio integrado en un biofiltro para la biodegradación del 2,4-DNF, con la ventaja de alcanzar la degradación de las

aminas aromáticas generadas. En la fig. 4 (A, B, C), se muestran cromatogramas representativos de las fases anaerobias y aerobias de los ciclos de operación del proceso; en la fig. 4 (A) se observa el inicio del ciclo 34, mostrando el pico característico del 2,4-DNF y después en la fig. 4 (B) en la fase anaerobia, la presencia de dos picos a diferentes tiempos, que corresponden a las aminas aromáticas 2,4-DAF y 2A-4NF que son los productos de la biotransformación del 2,4-DNF. Posteriormente, en la fig. 4 (C) se observa la disminución de las aminas formadas al final de la fase aerobia del ciclo de operación.

En la tabla 2 se muestra un resumen de la operación del biofiltro, donde se muestran las eficiencias de remoción y la evolución del tiempo de reacción durante el desempeño del biofiltro. Es importante mencionar que en este tipo de proceso, la etapa limitante es la reducción del 2,4-DNF, siendo necesaria la adición de co-sustrato que actúa como fuente de carbono y energía para cubrir los requerimientos de crecimiento de la biomasa, además de aportar equivalentes reductores para mejorar la velocidad de reducción. Por otra parte en el sistema discontinuo secuenciado, se obtuvieron bajas tasas de generación de biomasa, por lo que no fue necesario el retrolavado del biofiltro.

Cinética de reacción

En la fig. 5 se muestra la cinética del ciclo 33 a concentración de 27 mg L-1 de 2,4-DNF en la que se observa su eliminación y la formación de las aminas 2-A, 4-NF y 2,4-DAF en la fase anaerobia y la eliminación de éstas en la fase aerobia. El 2,4-DNF y las aminas fueron cuantificadas por HPLC. En la fase anaerobia la degradación del 2,4-DNF fue del 89% con una velocidad de reducción V_r de 1.82 mg L⁻¹h⁻¹, y se observa la formación de las dos aminas, predominando la 2-A, 4-NF en un 93 % con velocidad de formación (V_f) de 0.16 mgL⁻¹h⁻¹, con una máxima producción a las 24 h de fase anaerobia. Con relación a la segunda amina, la 2,4-DAF a las 36 h de reacción se obtiene un 7 % con una V_f de 0.06 mgL⁻¹h⁻¹, que fue la máxima producción. Posteriormente en la fase aerobia, las aminas 2-A,4-NF y 2,4-DAF se eliminaron a velocidad de degradación (V_d) de 0.20 y 0.18 mgL⁻¹h⁻¹ respectivamente, con eficiencias de remoción del 95%. Este comportamiento puede explicarse por la reducción inicial del grupo NO_2 en posición orto que es el primero en reducirse, la reducción

continua y el grupo NO₂ en posición para, es **Conclusiones**

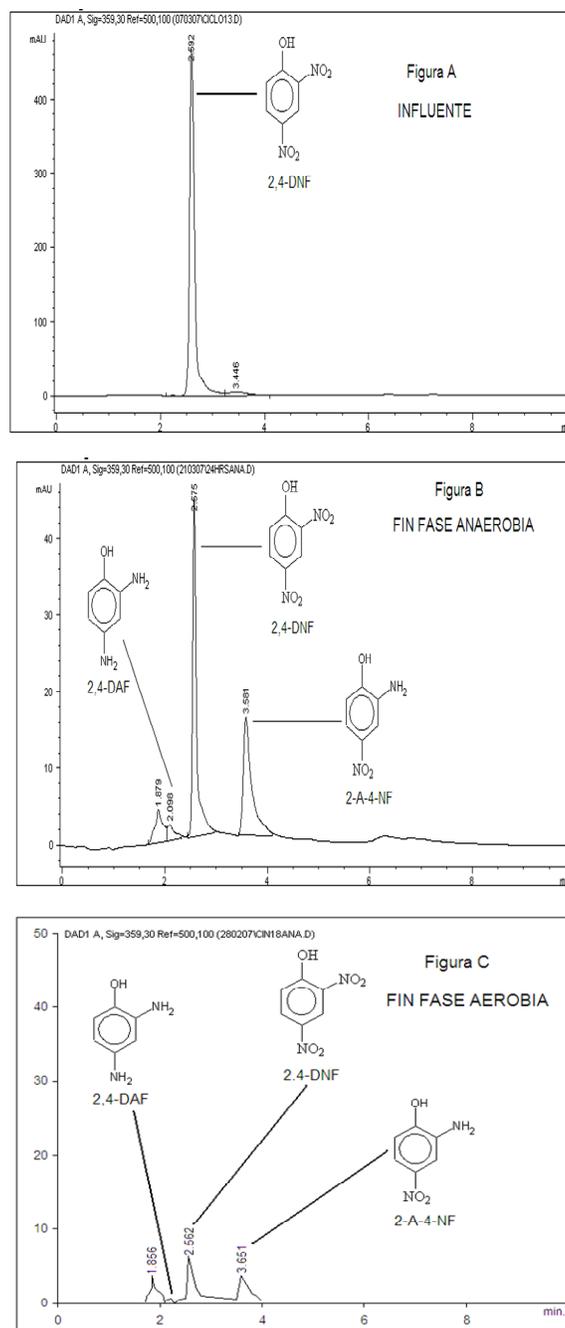


Figura 4. Cromatogramas del ciclo 34 en el BSBR An/A. A) Inicio de ciclo B) Fase anaerobia. C) Fase aerobia (final de ciclo).

después reducido hasta la eliminación total (Lenke et al., 1992).

Se logró la remoción del 2,4-DNF en un biofiltro discontinuo secuenciado a nivel piloto integrando

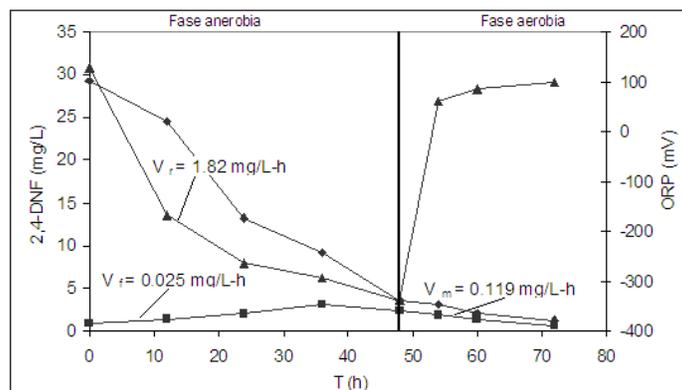


Figura 5. Cinética de reacción del 2,4-DNF, y formación y eliminación de las aminas y ORP durante el ciclo 24 (Concentración de 15 mg/L).
 (■) Aminas aromáticas totales (mg/L); (▲) ORP; (◆) 2,4-DNF (mg/L).

Tabla 2. Resumen de operación del biofiltros.

2,4-DNF (mg/L)	%ER del 2,4-DNF en Fase Anaerobia	%Biotransformación de Aminas totales	% Eficiencia de remoción de Aminas	%ER Global 2,4-DNF	Tiempo de reacción An - Ae h
10	83	14	92	91	65 25
15	82.5	17	91	90	45 21
25	80	13	92	90	64 23
30	87.8	10	90	92	44 21

ambientes anaerobios/aerobios, mediante ciclos de no aireación y aireación. La aclimatación de la biomasa a los cambios de ambiente anaerobio/aerobio y a la degradación del 2,4-DNF se alcanzó después de 61 días en el ciclo 14 a concentración de 10 mgL⁻¹. La concentración se incrementó hasta 30 mgL⁻¹. El tiempo de retención hidráulica se redujo de 139 a 70 h.

El biofiltro se comportó como un reactor acidogénico, sin llegar a la metanogénesis por lo que durante la fase anaerobia sólo se alcanzó la biotransformación del 2,4-DNF por reducción a las aminas 2,4-DAF y 2A-4NF, sin producción de biogás.

La reducción inicial del grupo NO₂ fue en la posición orto, originando la 2-A, 4-NF en proporción mayoritaria (93 %) a las 12 h de reacción. Paralelamente efectuó la reducción del grupo NO₂ en posición para, originando la formación de la amina 2,4-DAF en menor proporción (7%). La recuperación de las aminas 2-

A, 4NF y 2,4-DAF fue del 46.1 % y 24.5 % respectivamente.

En la fase anaerobia la eficiencia de remoción del 2,4-DNF fue del 83% y en la fase aerobia fue del 87% (con relación al remanente de la fase anaerobia), ya que debido a la formación de nichos anaerobios en el material de soporte, la reducción del 2,4-DNF continuó en la fase aerobia. Las eficiencias de remoción global del 2,4- DNF fueron del 91%. En la fase aerobia la eliminación de las aminas generadas fue del 91 %.

El proceso secuenciado anaerobio/aerobio integrado en un biofiltro mostró ser una alternativa efectiva para el tratamiento integral del 2,4-DNF y puede ser una buena opción para el tratamiento de efluentes industriales que contengan este compuesto.

Bibliografía

APHA. (2005). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21st Ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water

- Environment Federation, Washington D.C. U.S.A.
- Asher B., Chozick R. y Irvine R. L. (1992). Treatment of high strength mixed phenolic waste in an SBR. *Water Environmental Research*, 64, 128-133.
- ATSDR. (1995). Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Resumen de salud pública. División de toxicología. Agosto 1995 CAS #: 2,4-DNP 51-28-5.
- Boots E. J. (1995). Toxicity and biodegradability of aromatics amines under anaerobic and aerobic conditions. *Doktoraal Verslagen, Landbouwwuniversiteit Wageningen*
- Bouwer E. J. (1989). Transformation of xenobiotics in biofilms. In: *Structure and Function of Biofilms*. W.G. Characklis and P.A. Wilderer (Eds). John Wiley & Sons Ltd. pp. 251-267
- Bruhn C., Lenke H. Y Knackmuss J. H. (1987). Nitrosubstituted aromatics compounds as nitrogen source for bacteria. *Journal Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 53 No. 1, pp. 208-210.
- Buitrón G. y Capdeville B. (1995). Enhancement of the biodegradation activity by the acclimation of the inoculum. *Journal Environmental Technology*. Vol. 16 pp. 1175-1184
- Buitrón G. y Ortiz J. (1998). Biodegradation of phenolic compounds with a sequencing batch reactor, Proc. 52nd Industrial Waste Conference, Purdue University, Section 7 chapter 27, pp. 263-269. Ann Arbor Press, Chelsea Michigan, ISBN 1-57504-098-0, ISSN 0073-7682
- Buitrón G., Razo-Flores E., Meraz M., y Alatríste-Mondragon F. (2006). *Advanced Biological Treatment Processes for Industrial Wastewaters*. pp. 141-180
- Chen G. W., Yu H. Q. y Xi, P. G. (2006). Influence of 2, 4-dinitrophenol on the characteristics of activated sludge in batch reactors. *Bioresource Technology*, Vol. 98, pp.729-733.
- Chew H. M. L. (2001). *Arranque de un reactor por lotes en fase anaerobia-aerobia para la mineralización del para-nitrofenol*. Tesis de licenciatura. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
- Comisión Nacional del Agua. 2007. Estadísticas del agua en México. Edición 2007. www.cna.gob.mx
- Donlon B.A., Razo-Flores E., Lettinga G. y Field J.A. (1996). Continuous detoxification, transformation and degradation of nitrophenols in up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 51, 439-449.
- Field J. A., Stams A. J. M., Kato M. y Sharaa G. (1995). Enhanced biodegradation of aromatic pollutants in cocultures of anaerobic and aerobic bacterial consortia. *J. Antoine Van Leeuwenhoek*. Vol. 67, pp. 47-77.
- Hess F. T., Schmidt K. S., Silverstein J., and Howe B. (1990). Supplemental Substrate enhancement of 2, 4-dinitrophenol mineralization by a bacterial consortium. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 56, No. 6, pp. 1551-1558.
- Hirooka T., Nagase H., Hirata K. y Miyamoto K. (2006). Degradation of 2, 4-dinitrophenol by a mixed culture of photoautotrophic microorganisms. *J. Biochemical Engineering*. Vol. 29, pp. 157-162.
- Irvine R. L., Wilderer P. A. y Flemming H. C. (1997). Controlled unsteady state processes and technologies-an overview. *Water Science and Technology*, 35(1), 1-10.
- Juárez Bonifaz L. (2000). *Uso de un Biofiltro discontinuo para la degradación del 2,4-Dinitrofenol en ambientes secuenciados anaerobio/aerobio*. Tesis de Maestría. DEPFI, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).
- Lenke H., Pieper D. H., Bruhn C. y Knackmuss J. H. (1992). Degradation of 2,4-dinitrophenol by two *Rhodococcus erythropolis* strain. HL 24-1 and HL 24-2. *Journal Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 58, No. 9, pp. 2928-2931.
- Marvin-Sikkema F. D. and de Bont J. A. M. (1994). Degradation of nitroaromatic compounds by microorganisms. *Applied Microbiology Biotechnology*, 42, 499-507.
- Melgoza R.M., Juárez L. y Buitrón G. (2000). Estrategias de arranque de un biofiltro SBR anaerobio/aerobio para la mineralización de nitrofenoles. *Memorias XII Congreso Nacional FEMISCA, Morelia, Michoacán, México*. pp. 540-547.
- Melgoza Alemán, R. M. (2003). *Biodegradación de compuestos nitroaromáticos y un colorante azo por medio de un biofiltro discontinuo anaerobio/aerobio*. Tesis doctoral DEPFI. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).
- Okey W. R. Y Stensel, D. H. (1993). Uncouples and activated sludge- the impact on synthesis and respiration. *J. Toxicological and Environmental Chemistry*. Vol. 40, pp. 235-254.
- Oren A., Gurevich P. and Henis Y. (1999). Reduction of nitrosubstituted aromatic compounds by the halophilic anaerobic eubacteria *Haloanoerobium praevalens* and *Sporohalobacter marismortui*. *Applied and Environmental Microbiology*, 57, 3367-3370.
- Razo-Flores E., Donlon, B., Field, y Lettinga, G. (1996). Biodegradability of n-substituted aromatics and alkylphenols under methanogenic conditions using granular sludge. *Journal Water Science Technology*. Vol. 33 (3), pp. 47-57.
- Razo-Flores, E. (1997). *Biotransformation and biodegradation of N-substituted aromatics in methanogenic granular sludge*. Ph D. thesis. Agricultural University of Wageningen, The Netherlands.
- Schackmann A. y Muller, R. (1991). Reduction of nitroaromatics compounds by different *Pseudomonas* species under aerobic conditions. *Journal Applied Microbiology Biotechnology*. Vol. 34, pp. 809-813.
- She Z., Mengchun G., Chunji J., Youyuan C. y Jianwei Y. (2005) Toxicity and biodegradation of 2,4- dinitrophenols and 3-nitrophenol in anaerobic systems. *Process Biochemistry*. Vol. 40, 3017-3024
- Spain C. J. (1995). Biodegradation of nitroaromatics compounds. *Annual Review of Journal Microbiology*. Vol. 49, 523-555.
- Uberoi V. y Bhattacharya S. K. (1997). Toxicity and degradability of nitrophenols in anaerobic systems. *Water Environmental Resource*, 69, 146-156.
- U.S. EPA (1980). *Ambient water quality for nitrophenols* U. S. Environmental Protection Agency Report (EPA) 4405-80-063.