



COMPORTAMIENTO FÍSICOQUÍMICO Y MICROBIOLÓGICO DE UN BIOREACTOR DURANTE LA ACLIMATACIÓN DE LA BIOMASA GRANULAR USANDO EFLUENTES DE UNA TENERÍA

*Freytez-Boggio Estefania*¹, *Silva-Escalona Redmary*², *Pire-Sierra María Gabriela*³,
*Molina-Quintero Luisa Raquel*⁴, *Pire-Sierra María Carolina*⁵

^{1,3,4,5} Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado, Decanato de Agronomía,
Programa de Ingeniería Agroindustrial. Barquisimeto, Estado Lara-Venezuela. ²
Universidad Nacional Experimental Simón Rodríguez, Maestría en Biotecnología
Alimentaria, Núcleo Valencia, Estado Carabobo-Venezuela

estefaniafreytez@ucla.edu.ve, redmarysilva@gmail.com, gaby_pire@hotmail.com
luisamolina@ucla.edu.ve, mcpirre@ucla.edu.ve,

RESUMEN

La industria del curtido de cueros se encuentra entre las más problemáticas desde el punto de vista ambiental, debido a que genera abundantes efluentes con alta carga orgánica, elevada conductividad eléctrica y con metales pesados, como el cromo. En la presente investigación, se estudió el comportamiento físicoquímico y microbiológico de un reactor por carga durante el proceso de aclimatación de la biomasa granular con agua residual de una tenería. Se utilizó un reactor por carga con un volumen útil de 2 L que operó en condiciones aerobias con ciclos de 24 horas. El estudio se llevó a cabo en seis fases, en las que se incrementó gradualmente la concentración del efluente de la tenería. La DQO y el conteo de microorganismos heterótrofos fueron las variables principales estudiadas durante la investigación. Cuando la remoción de DQO permaneció estable y la sedimentación de la biomasa ocurrió en el tiempo establecido (≤ 2 min), se avanzó a la siguiente fase. A medida que se incrementó la concentración de efluente de la tenería, el porcentaje de remoción de la DQO y el conteo de bacterias heterótrofas disminuyeron; sin embargo, se logró el establecimiento de una población de microorganismos capaz de desarrollar sus procesos metabólicos a pesar de los compuestos inhibidores y materia orgánica difícilmente biodegradable presentes en los efluentes de la tenería, logrando remociones de DQO biodegradable de 57,90% para DQO_t y 76,80% para DQO_s.

Palabras claves: aclimatación, biomasa granular, efluente tenería, DQO, heterótrofos.



PHYSICOCHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL BEHAVIOR OF A BIOREACTOR DURING ACCLIMATIZATION OF THE GRANULAR BIOMASS USING TANNERY WASTEWATER

ABSTRACT

The tanning industry is among the most problematic from an environmental point of view, because it generates abundant effluents with high organic load, high electrical conductivity and heavy metals such as chromium. In this research, the physicochemical and microbiological behavior of a reactor load was studied during acclimatization of the granular biomass to the tannery wastewater. A reactor was used with a working volume of 2 L operated under aerobic conditions during cycles of 24-hour. The study was conducted in six phases, in which the concentration of the effluent from the tannery was gradually increased. COD and counting heterotrophic microorganisms were the main variables studied during the research. When removal of COD was stable and sedimentation of biomass occurred in the set time (≤ 2 min) then the condition was changed to the next phase. When the concentration of the tannery effluent increased then the removal efficiency of COD and heterotrophic bacterial count decreased; however, there was established a population of microorganisms capable of developing metabolic processes despite inhibiting compounds and poorly biodegradable organic matter present in the tannery effluent. Finally, biodegradable COD removal was 57.90% for tCOD and 76.80% for sCOD.

Keywords: acclimation, granular biomass, tannery effluent, COD, heterotrophic bacteria.

Abreviaciones:

UFC: Unidades formadoras de colonia

DQOt: Demanda química de oxígeno total

DQOs: Demanda química de oxígeno soluble

NT: Nitrógeno total ($\text{NTK} + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$)

NTK: Nitrógeno total Kjeldahl

N-NH₄⁺: Nitrógeno amoniacal

SS: Sólidos suspendidos



INTRODUCCION

El proceso productivo llevado a

cabo en las tenerías consiste en transformar las pieles de animales en cueros, por medio de la aplicación de tratamientos químicos, la adición de surfactantes, colorantes organometálicos y agentes curtientes naturales o sales de cromo que al disolverse en el agua constituyen un riesgo para el ambiente.

Las tenerías se caracterizan por el alto consumo de agua que necesitan durante el proceso productivo, lo que genera efluentes residuales abundantes que son considerados entre los más problemáticos y difíciles de tratar (El-Sheikh, 2009). Las aguas residuales que se generan en la industria de curtidos se caracterizan principalmente por la elevada carga orgánica, elevada conductividad eléctrica y presencia de metales pesados como el cromo. Estudios realizados por Orhon *et al.* (1999), Mace y Mata-Álvarez. (2002),

Lefebvre *et al.* (2005), Ganesh *et al.* (2006) y Pire-Sierra *et al.* (2011) mostraron que los efluentes que se generan durante los procesos productivos en las tenerías poseen altas concentraciones de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO), que oscila entre 2000 y 60.000 mg/L, de ella del 57 al 83% corresponde a la fracción biodegradable, mientras que el resto es no biodegradable, asimismo, se caracterizan por ser efluentes con altas concentraciones de nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$), sólidos suspendidos (SS) y cromo.

Las aguas residuales generadas en las tenerías cuando se descargan directamente a un cuerpo de agua, ocasionan efectos negativos en la vida acuática y en sus usos posteriores. Cuando estos efluentes son descargados sin tratamiento previo a receptores como mares, ríos y lagos, pueden provocar desoxigenación de los mismos, debido a que los microorganismos van a consumir el oxígeno presente para degradar la materia orgánica, lo que ocasiona la muerte de la vida acuática presente en el medio.



Por las características mencionadas anteriormente, se hace necesario implementar un sistema de tratamiento que sea rentable y efectivo para que las empresas de este sector cumplan con las normativas requeridas para realizar la descarga adecuada al sitio de disposición final y a su vez reducir el impacto negativo que estos efluentes puedan generar sobre el medio ambiente.

Todo sistema de tratamiento biológico para las aguas residuales necesita de una población de microorganismos capaz de remover los contaminantes presentes en dichos efluentes, por lo tanto se debe lograr que estos microorganismos se adapten o aclimaten a lo que será su entorno y posible sustrato.

En este sentido, la aclimatación es un proceso que consiste en poner en contacto cierta población de microorganismos, denominada biomasa, con un tipo de efluente en un ambiente adecuado, para lograr que se lleven a cabo procesos de selección y multiplicación de microorganismos especializados capaces de degradar el efluente. El proceso de aclimatación puede variar y llevarse a cabo

en horas o en días, dependiendo de las características del efluente y de las condiciones iniciales de los microorganismos con que se inocule el medio (Buitrón y Moreno, 2004).

La biomasa suspendida conformada por flóculos de microorganismos y que es utilizada tradicionalmente en el tratamiento biológico de las aguas residuales requiere de tiempos de sedimentación que varían entre 30 y 60 minutos, siendo mayor al requerido cuando se utiliza biomasa granular, que es una conformación utilizada recientemente en el tratamiento de efluentes (Pozo, 2008). El uso de gránulos presenta ventajas porque facilita el proceso de separación del biosólido de la fase líquida, lo que permite obtener efluentes clarificados más definidos en menor tiempo (≤ 2 minutos) (Arrojo *et al.*, 2007 y López-Palau *et al.*, 2011).

Según Kreuk *et al.* (2005), la biomasa granular consiste en agregados de origen microbiano, que no coagulan bajo condiciones de fuerzas de estrés reducidas y que sedimentan significativamente más rápido que los flóculos de los lodos



activos. Los agregados tienen forma externa esférica, con un tamaño promedio de 1-5 mm. Se caracterizan porque en el gránulo se crean zonas aerobias y anaerobias que permiten que los procesos de remoción de materia orgánica y nutrientes ocurran simultáneamente.

El uso de la biomasa granular ha resultado factible debido a que presenta ventajas en comparación con el sistema de lodos activados, reduciendo la cantidad y el volumen de lodos producidos; así como el tiempo requerido para la sedimentación del mismo (Arrojo *et al.*, 2007; López-Palau *et al.*, 2012).

Por tanto, en este trabajo se evaluó el comportamiento fisicoquímico y microbiológico de un reactor por carga secuencial durante la aclimatación de la biomasa granular con efluente producido por una tenería.

METODOLOGÍA

1. Características del reactor biológico

Durante el experimento se utilizó un reactor por carga de forma cilíndrica de 3 L de capacidad, construido de acrílico transparente (polimetilmetacrilato), con

volumen útil de 2 L. Sus dimensiones fueron 50 cm de alto y 10 cm de diámetro. El reactor contaba con tres ojivas: una en la parte alta a 34 cm del fondo del reactor, por donde se realizaba la carga del agua residual (alimentación) y dos ojivas en la parte baja, una ubicada a 8 cm del fondo por donde se descargaba el efluente tratado y la otra en la parte más baja del reactor y que fue usada para su limpieza.

El reactor funcionó de manera automatizada mediante el uso de temporizadores digitales (Marca EXCELINE, Venezuela) que activaron y desactivaron los componentes electrónicos utilizados en el sistema de tratamiento. La carga del reactor se realizó mediante la activación de una válvula solenoide de ¼" (Marca ASCO, México) que permitió la carga del afluente por gravedad del contenedor de alimentación hasta el reactor por carga, mientras que para la descarga del agua residual se contó con una bomba peristáltica (Modelo Easy Load II, Masterflex L/S, Marca Cole Parmer, EEUU) que permitió la salida del efluente luego del tratamiento hasta el contenedor receptor. El suministro de aire se realizó mediante un difusor de burbujas finas

colocado en el fondo del reactor conectado a un compresor de 3 PSI, 2,5 watt/h y flujo de 2.500 cc/min modelo Elite 801 de la marca Hagen Inc. (China) que durante la fase aerobia mantuvo una concentración mínima de oxígeno de 2 mg/L en el sistema (Figura 1).

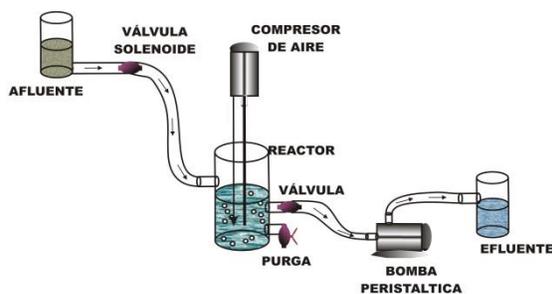


Figura 1. Esquema del reactor por carga utilizado en la investigación

2. Características de la biomasa granular y verificación de su actividad en la remoción de DQO

El reactor fue alimentado con 2 L de agua sintética (Cuadro 1) y 25 g/L de biomasa granular. La biomasa fue obtenida de otro reactor biológico utilizado a escala de laboratorio, que procesaba efluente sintético con características similares al de la tenería (Pire-Sierra *et al.*, 2012).

Para caracterizar la biomasa granular al inicio del proceso de aclimatación se determinó la densidad de la biomasa mediante el Principio de Arquímedes, así

como también se midió el tamaño promedio de los gránulos, para lo cual se tomaron 100 gránulos determinando su diámetro con un instrumento graduado. Este proceso se realizó por triplicado para conocer las características físicas de la biomasa.

Cuadro 1. Composición del agua sintética

Reactivos	g/L
NaCH ₃ COO	4,5
NH ₄ Cl	0,25
K ₂ HPO ₄	0,045
CaCO ₃	0,030
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,025
FeSO ₄ .7H ₂ O	0,020

Se permitió un proceso natural de selección de los microorganismos existentes, a través de los ciclos de trabajo del sistema, esto favoreció el crecimiento y establecimiento de los microorganismos formadores de flóculos, eliminando así aquellas bacterias filamentosas que pudieran generar atrasos en los tiempos de sedimentación (Tay *et al.*, 2001; Farabegoli *et al.*, 2004).

El reactor funcionó con ciclos de 1440 min (24 horas), cada ciclo se dividió en etapas con una duración determinada así: llenado de 15 minutos, reacción óxica de 1417



minutos, sedimentación de 2 minutos y descarga de 6 minutos.

Antes de comenzar con el proceso de aclimatación reforzada, se realizaron perfiles de pH, temperatura, DQOt y DQOs vs. duración del ciclo utilizando agua sintética. Los perfiles se realizaron en tres momentos diferentes (3 repeticiones) durante la Fase 1 de la investigación y se reportó el promedio de las mediciones. La frecuencia de toma de muestras para el perfil de la DQO fue de 1 hora, mientras que para la temperatura y pH fue de 15 minutos.

3. Proceso de aclimatación de la biomasa

La presente investigación se llevó a cabo utilizando agua residual proveniente de una tenería, ubicada en la antigua carretera vía Carora del Estado Lara, Venezuela. La empresa trabaja de forma discontinua y almacena sus efluentes en lagunas, lugar del cual se tomaron las muestras usadas para la investigación. El proceso de aclimatación reforzada de la biomasa consistió en mezclar el agua residual de la tenería con el agua sintética en diferentes proporciones, según lo señalado en el

Cuadro 2. La cantidad de agua residual de la tenería se fue incrementando paulatinamente a medida que avanzó el proceso de aclimatación hasta llegar a la fase 6 donde el reactor fue alimentado solo con el efluente industrial.

Cuadro 2. Fases del proceso de aclimatación reforzada

Fase*	% Agua sintética	% Efluente de tenería
1	100	0
2	80	20
3	60	40
4	40	60
5	20	80
6	0	100

*Cada fase tuvo una duración mínima de una semana.

Durante el proceso de aclimatación reforzada se determinó la eficiencia de remoción de la DQO utilizando la Ecuación 1. Cuando la remoción permaneció estable por un mínimo de cinco días y la sedimentación de la biomasa ocurrió en el tiempo establecido (≤ 2 min), se incrementó la proporción del efluente de la tenería a la siguiente fase del proceso de aclimatación.

$$E = \left(\frac{C_o - C_f}{C_o} \right) \cdot 100 \quad (1)$$

donde:



E: Eficiencia de remoción de DQO (%)
 C_o : Concentración de DQO del afluente, (mg/L).
 C_f : Concentración de DQO del efluente, (mg/L).

4. Variables medidas durante el estudio

Durante el desarrollo de la presente investigación se establecieron dos puntos de muestreo en el reactor biológico: 1) Afluente al reactor (agua residual cruda) y 2) Efluente del reactor (agua residual tratada).

Las muestras tomadas fueron analizadas siguiendo los procedimientos establecidos en el Método Estándar para el análisis de aguas y aguas residuales de la APHA-AWWA-WPCF (2005), midiendo el pH (SM-4500-H⁺ B), temperatura (T) y la demanda química de oxígeno, DQO (SM-5220-C), esta última fue la variable principal utilizada durante la investigación, ya que permitió realizar la evaluación del proceso de remoción de la materia orgánica. La DQO fue determinada tanto en su forma total (DQOt, muestra sin filtrar), como en su forma soluble (DQOs que se obtuvo mediante la filtración previa de la muestra utilizando una membrana de éster celulosa de 0,45 μ m).

Los análisis se realizaron por duplicado para todas las variables estudiadas. Asimismo, los muestreos se realizaron con una frecuencia mínima de dos veces por semana para cada una de las fases del proceso de aclimatación. Los resultados se reportaron mostrando el promedio de las mediciones realizadas por cada fase.

5. Análisis microbiológicos

Para determinar la viabilidad de las bacterias heterotróficas en el efluente del reactor, se realizó recuento en placas de Unidades Formadoras de Colonias (UFC) según el Método Estándar 9215 de la APHA-AWWA-WPCF (2005), se tomaron muestras del efluente del agua residual en el reactor al final de cada una de las fases del proceso de aclimatación. Los recuentos se realizaron mediante diluciones seriadas con solución salina peptonada (1 g de peptona y 8,5 g de NaCl en 1 L de agua destilada). Posteriormente se procedió a sembrar 100 μ L de cada dilución en placas con Agar Plate Count (HIMEDIA) fundido. Las condiciones de incubación fueron a 37 °C durante 48 h. El recuento de colonias se realizó con un contador de colonias tipo Quebec.



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el desarrollo del presente trabajo de investigación, se evaluaron las variables descritas en la metodología mediante la toma de muestras de agua residual de la tenería al inicio y al final del ciclo del reactor (entrada y salida).

Se observó que durante el proceso de aclimatación reforzada los gránulos de biomasa presentaron un tamaño comprendido entre 1-5 mm y una densidad de 1,19 g/mL, lo cual es consistente con las características especificadas por Kreuk *et al.* (2005).

1. Verificación de la actividad de la biomasa granular.

La DQO, tanto total como soluble, fue disminuyendo a medida que transcurrió el tiempo del ciclo (Figura 2), lo que significa que los microorganismos presentes en la biomasa consumieron la materia orgánica del agua sintética a lo largo del tiempo.

El porcentaje de remoción de la DQOt fue de 61,72%, mientras que para la DQOs fue

de 88,47% al final del ciclo de 24 horas (Figura 2).

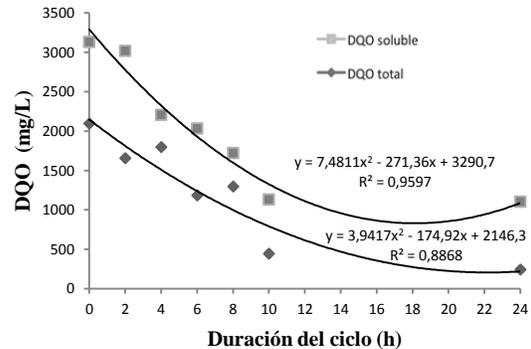


Figura 2: Perfiles de DQOt y DQOs empleando agua sintética.

Por su parte, se realizó el perfil de temperatura y pH (Figura 3), durante el ciclo diurno de trabajo del reactor (9 am a 6 pm) y se midió puntualmente en las dos últimas horas del ciclo (horas 22 a la 24). Se observó que el pH osciló entre 7,1 y 9,3, mientras que la temperatura varió entre 25,8 y 27,0 °C. Estos valores estuvieron dentro de los rangos recomendados para realizar procesos biológicos (Metcalf & Eddy, 1995).

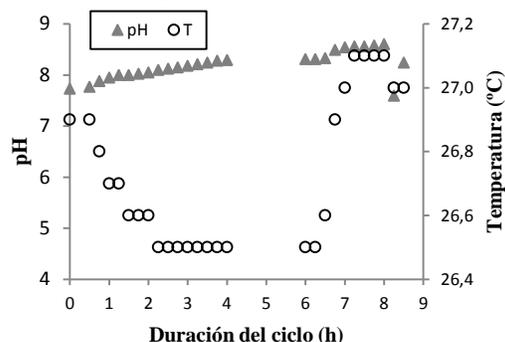


Figura 3. Perfil de temperatura y pH en el reactor empleando agua sintética durante las primeras horas del ciclo.

Estos resultados confirman que la biomasa presente estaba utilizando la materia orgánica existente para crecer, reproducirse, así como también para llevar a cabo sus procesos metabólicos, lo que indicó que la biomasa estaba activa al momento de iniciar el proceso de aclimatación y las condiciones eran óptimas para comenzar a alimentar el reactor con la mezcla agua sintética/efluente de tenería (Cuadro 2).

2. Caracterización del agua residual de la tenería.

El agua residual de la tenería utilizada durante el proceso de aclimatación fue caracterizada cada vez que se recolectaba la muestra de la laguna donde se almacenan todos los efluentes del proceso productivo de la empresa. Los resultados

de la caracterización del agua residual se muestran en la Cuadro 3, asimismo se reportan los límites máximos para la descarga a cuerpos de agua establecidos en la normativa legal venezolana (MARNR, 1995).

La comparación entre la caracterización y los límites establecidos en la normativa legal, mostró que el efluente industrial requiere de un tratamiento de depuración, debido a que los parámetros se encontraron fuera de los valores máximos permitidos para la descarga a cuerpos de agua, en especial el pH, DQO y NT.

Cuadro 3. Caracterización del agua residual cruda de la tenería.

Parámetros	Concentración (mg/L)	Límites máximos (MARN, 1995)
pH	9,28 ± 0,28	6 a 9
Alcalinidad	20.850 ± 597,22	---
DQOt	5.584,74 ± 680,36	350
DQOs	3900,7 + 942,85	---
NT	264,40 ± 39,10	40
N-NH ₄ ⁺	80,83 ± 13,22	---
N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻	4 ± 0	10

Al respecto, diferentes investigadores han reportado experiencias positivas al utilizar tratamiento biológico para el efluente de tenerías, tanto por su eficiencia en la remoción de contaminantes, así como por



los bajos costos del tratamiento en relación a los procesos fisicoquímicos (Lefebvre *et al.*, 2005; Ganesh *et al.*, 2006; Durai y Rajasimman, 2011). Sin embargo, para aplicar el tratamiento biológico se hace necesario contar con un grupo de microorganismos capaces de degradar la materia orgánica y que además sean tolerantes al resto de contaminantes característicos del efluente industrial, como son el cromo, los sulfuros, los cloruros, el material recalcitrante, entre otros (Farabegoli *et al.*, 2004; Ganesh *et al.*, 2006).

Entre las características del efluente de la tenería es necesario resaltar que el pH está en el límite superior establecido para que se realice un proceso biológico (Metcalf & Eddy, 1995). Además, el efluente se caracteriza por presentar elevados contenidos de materia orgánica y nitrógeno; por tanto, se justificó la aplicación de un proceso de aclimatación que permitiera el desarrollo de microorganismos capaces de trabajar bajo estas condiciones.

La aclimatación reforzada ha demostrado ser eficiente para lograr la adaptación progresiva de los microorganismos a las

características de efluentes complejos, como los de las tenerías (Pire-Sierra, 2012), permitiendo el establecimiento de microorganismos capaces de adaptarse al medio, crecer, reproducirse y llevar a cabo su metabolismo.

3. Proceso de aclimatación reforzada.

Luego de comprobar la actividad de los microorganismos mediante los perfiles de DQO empleando agua sintética, se inició el proceso de aclimatación reforzada alimentando al reactor con la mezcla agua sintética y efluente de tenería (Cuadro 2).

El reactor a escala de laboratorio estuvo operando durante aproximadamente dos meses, que fue el tiempo que duró la aclimatación de la biomasa, sin observarse fallas en el proceso.

Los resultados muestran que los porcentajes de remoción de la DQOt disminuyeron desde 59 hasta 33%, mientras que para la DQOs decreció desde 81 hasta 43%, a medida que se incrementó la concentración de DQOt del afluente desde 2993,2 hasta 5733,3 mg/L (Figuras 4 y 5).

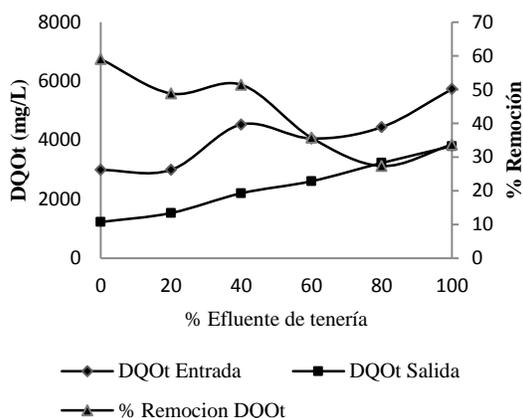


Figura 4. Comportamiento de la DQOt durante el proceso de aclimatación reforzada de la biomasa.

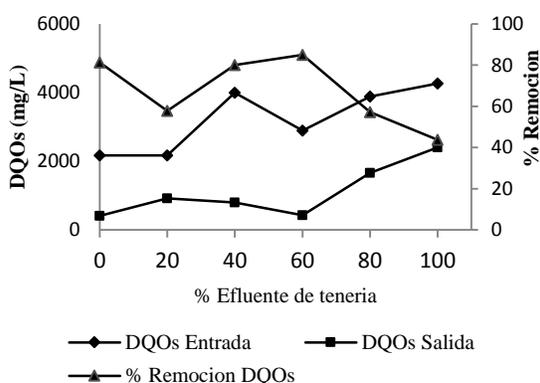


Figura 5. Comportamiento de la DQOs durante el proceso de aclimatación reforzada de la biomasa.

4. Análisis del proceso de aclimatación reforzada.

Fase 1: En la primera fase de la investigación donde el reactor fue alimentado con 100% de agua sintética, el porcentaje de remoción de la DQOt se

registró en 59,09% mientras que para la DQOs en 81,25% (Figuras 4 y 5).

Fase 2: Cuando el reactor se alimentó con la mezcla de 80% agua sintética y 20% agua de tenería, se obtuvo una remoción del 48,86% para la DQOt y 57,81% para la DQOs.

El recuento de bacterias heterótrofas durante estas dos primeras fases resultó ser muy numeroso, con un resultado estimado de 10×10^6 UFC/mL (resultados no mostrados en la Figura 6).

Sin embargo, las condiciones de funcionamiento del reactor durante estas dos primeras fases dependían más del aporte de agua sintética y no del efluente de la tenería que se encontraba en muy baja proporción, por lo que era de esperar la abundancia de microorganismos.

Fases 3, 4, y 5: A medida que se aumentó la proporción de agua sintética/efluente de tenería, el porcentaje de remoción de la DQO continuó disminuyendo para cada una de las fases subsiguientes como se puede observar en las Figuras 4 y 5.

Por su parte, el recuento de bacterias heterotróficas viables en el efluente



durante la descarga del reactor tuvo una ligera disminución a medida que avanzó la investigación, los resultados fueron $6,3 \times 10^5$ UFC/mL (Fase 3), $2,5 \times 10^5$ UFC/mL (Fase 4) y $1,3 \times 10^5$ UFC/mL (Fase 5), tal como se muestra en la Figura 6, manifestándose adicionalmente una mejor sedimentación de la biomasa granular respecto a la Fase 2.

Fase 6: Para la última fase se alimentó el reactor exclusivamente con el efluente de tenería, el porcentaje de remoción de la materia orgánica siguió disminuyendo, llegando a valores de 33,72% para DQOt y 43,75% para la DQOs, mientras que el recuento de microorganismos continuó disminuyendo hasta alcanzar 4×10^3 UFC/mL, coincidiendo con una óptima sedimentación de la biomasa granular, con tiempos inferiores a 2 minutos.

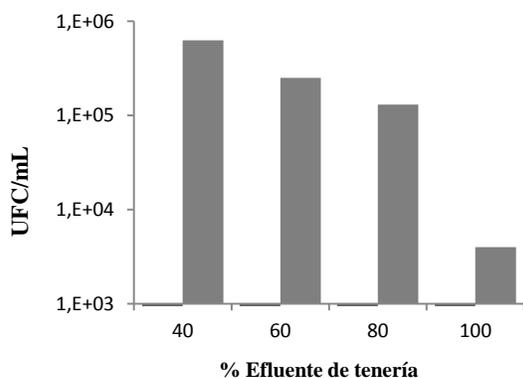


Figura 6. Recuento de bacterias heterotróficas en el reactor.

A pesar de la disminución de los porcentajes de remoción de la DQO y del recuento de microorganismos viables durante el proceso de aclimatación, se pudo evidenciar la presencia de un cierto número de microorganismos en la fase final de la aclimatación que lograron adaptarse a las condiciones tóxicas del efluente y fueron los responsables de la remoción de la mayor parte de la materia orgánica del agua residual de la tenería.

Durante las primeras fases del proceso de aclimatación se lograron obtener porcentajes altos de remoción de la DQO ($\geq 70\%$), resultados que fueron lógicos debido a que la mezcla de alimentación era rica en material biodegradable procedente de los componentes del agua sintética, la cual contiene acetato de sodio y nutrientes necesarios para llevar cabo sus reacciones metabólicas, sin ser ninguno inhibitorio o tóxico para los microorganismos.

Los resultados obtenidos de las primeras dos fases del proceso de aclimatación reforzada fueron similares a los obtenidos por Tay *et al.* (2001) quienes afirman que



en un SBR (reactor por carga secuencial) alimentado con agua sintética compuesta principalmente por acetato de sodio, los porcentajes de remoción de materia orgánica fueron cercanos a 90% y además señalan que los gránulos aerobios poseían excelentes características de sedimentación (≈ 1 minuto).

El porcentaje de remoción de la DQOt en la Fase 1 (100% agua sintética) se registró en 59,00%, mientras que para la Fase 6 (100% efluente de tenería) se ubicó en 33,00%, observándose una disminución cuando se incrementó la proporción de efluente de la tenería. En cuanto a la DQOs el porcentaje de remoción en la Fase 1 fue de 81,25%, mientras que para la Fase 6 fue de 43,75%.

Esta disminución se debe principalmente a que el agua residual de la tenería posee unas características que resultan difícilmente biodegradables para los microorganismos. En su composición, el efluente de la tenería presenta sustancias inhibitorias como el cromo, sulfuros, cloruros y material recalcitrante, además de poseer altas concentraciones de materia orgánica, sólidos suspendidos y nitrógeno,

tanto orgánico como amoniacal, siendo algunos tóxicos o inhibitorios de los procesos biológicos (Orhon *et al.*, 1999; Ganesh *et al.*, 2006; Durai y Rajasimman 2011).

La eficiencia de un sistema biológico se mide entonces en función del porcentaje de DQO biodegradable total (DQOBT) y no por el porcentaje de la DQO total. Investigaciones previas han demostrado que los efluentes de la tenería poseen una importante fracción de material no biodegradable o inerte (Karahan *et al.*, 2008; Insel *et al.*, 2009), particularmente la tenería en estudio posee sólo 57% de materia orgánica biodegradable (Pire-Sierra *et al.*, 2011).

Lo anterior permite indicar que durante la Fase 6 del proceso de aclimatación la eficiencia real de remoción de DQOt biodegradable fue de 57,9%, mientras que la DQOs biodegradable fue de 76,8%.

La baja biodegradabilidad del agua residual que se encuentra almacenada en la laguna de la tenería, se ha acentuado desde el año 2012, debido a que no se están generando efluentes diariamente en la empresa (baja producción por falta de



materia prima e insumos), así como también, los procesos de evaporación y degradación natural que ocurren en las lagunas de almacenamiento han producido un efluente altamente concentrado y recalcitrante, siendo difícil su depuración total por acción biológica.

A pesar de lo señalado anteriormente, el proceso de la aclimatación reforzada de la biomasa granular funcionó de forma adecuada. Las características tóxicas permanecieron constantes en el efluente en cada carga de agua residual durante las fases de la aclimatación. Sin embargo, se comprobó la virtud que poseen los reactores biológicos por lote, debido a que sus cargas diarias cíclicas permitieron que la biomasa se adaptara, se seleccionara y se enriqueciera de microorganismos capaces de sobrevivir a las características del agua residual de la tenería.

Por otro lado, la aclimatación reforzada permitió que los tiempos de sedimentación mejoraran hasta lograr unos gránulos capaces de sedimentar en tiempos inferiores a dos minutos, similar a la duración reportada por López-Palau *et al.* (2011) y Pire-Sierra *et al.* (2012).

CONCLUSIONES

El proceso de aclimatación reforzada de la biomasa granular para el tratamiento de efluentes de tenería resultó ser eficiente. Al cabo de 60 días se logró conformar una biomasa granular con un grupo de microorganismos capaces de realizar sus procesos metabólicos y sedimentar en tiempos inferiores a dos minutos, a pesar de los compuestos inhibidores y materia orgánica difícilmente biodegradable que caracterizan a estos efluentes.

Finalmente, las remociones de DQO biodegradable logradas al final del proceso de aclimatación fueron 57,9% para la DQOt y 76,8% para la DQOs, manifestándose también una disminución significativa de bacterias heterotróficas en el efluente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el financiamiento del FONACIT y del CDCHT de la Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado brindado para el desarrollo de esta investigación.

REFERENCIAS

Arrojo, B.; Vásquez, J.; Figueroa, M.; Mosquera, A.; Campos, J.; Méndez, R. (2007). Reactores de biomasa



granular: más capacidad menos espacio. Artículos Técnicos. Universidad de Santiago de Compostela.

APHA-AWWA-WEF (2005) Standard methods for examination of water and wastewater. 20^a ed. American Public Health Association. Nueva York, EEUU. 1427pp.

Buitrón, G. y Moreno, J. (2004). Modeling of the acclimation /deacclimation processes of a mixed culture degrading 4-chlorophenol. *Water Science and Technology*, **49** (1), 79-86.

Durai, G.; Rajasimman, M. (2011) Biological Treatment of Tannery Wastewater – A Review. *Journal of Environmental Science and Technology* 4 (1): 1-17. 2011.

El-Sheikh, M.A.S. (2009). Tannery wastewater pre-treatment. *Water Science and Technology-WST*, 60(2):433-440.

Farabegoli, G.; Carucci, A.; Majone, M.; Rolle, E. (2004). Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. *Journal of Environmental Management*, 71(4):345–349.

Ganesh, R.; Balaji, G.; Ramanujam, A. (2006). Biodegradation of tannery wastewater using sequencing batch reactor – Respirometric assessment. *Bioresource Technology*, 97 (15): 1815-1821.

Insel, H., Görgün, E., Artan, N., Orhon, D. (2009). Model based optimization of nitrogen removal in a full scale activated sludge plant. *Environmental Engineering Science* 26(3):471-479.

Karahan Ö., Dogruel S., Dulekgurgen E., and Orhon D. (2008). COD fractionation of tannery wastewaters – Particle size distribution, biodegradability and modeling. In: *Water Research* 42, 1083-1092.

Kreuk, M.K.; McSwain, B..S.; Bathe, S.; Tay, S.T.; Schwarzenbeck, Wilderer, P.A. (2005). Discussion outcomes Ede in: *Aerobic Granular Sludge. Water and Environmental Management Series*, IWA Publishing, Munich. 162-169.

Lefebvre, O.; Vasudevan, N.; Torrijos, M.; Thanasekaran, K.; Moletta, R. (2005). Halophilic biological treatment of tannery soaks liquor in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 39(2005):1471–1480.

López-Palau, S.; Dosta, J.; Pericas, A.; Mata-Alvarez, J. (2011) Partial nitrification of sludge reject water using suspended and granular biomass. *Research Article*.

Mace, S.; Mata-Álvarez J. (2002). Utilization of SBR technology for wastewater treatment: an overview. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 41:5539-5553.

Metcalf & Eddy (1995). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización*. 3era Edición Volumen I y II. Editorial Mc Graw Hill



MARNR. Ministerio del Poder Popular del Ambiente de Recursos Naturales Renovables (1995). Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. Decreto 883. Gaceta Oficial 5021. Venezuela.

Orhon, D.; Genceli, E.; Cokgör, E. (1999). Characterization and modelling of activated sludge for tannery wastewater. *Water Environment Research*, 71(1):50-63.

Pire-Sierra, M.C.; Rodríguez, K.; Fuenmayor, M.; Fuenmayor, Y.; Acevedo, H.; Carrasquero, S.; Díaz, A. (2011). Biodegradabilidad de las diferentes fracciones de agua residual producidas en una tinería. *Revista científica, Ciencia e ingeniería Neogranadina* vol. 21-2PP.

Pire-Sierra, M.C., López-Palau, S., Dosta, J., Mata-Alvarez, J. (2012). Biological treatment of tannery wastewater using a sequencing batch reactor with granular biomass. *Ecotechnologies for wastewater treatment*. Santiago de Compostela, 25 al 27 de junio de 2012.

Pire-Sierra, M.C. (2012). Remoción de nutrientes en aguas residuales de una tinería aplicando tratamiento biológico y fisicoquímico. Tesis doctoral presentada en la Universidad del Zulia. Venezuela. 307 p.

Pozo, M. (2008). Proceso de nitrificación en reactores secuenciales discontinuos SBR (Sequencing batch reactor) con biomasa granular. Tesis. Escuela

politécnica Nacional. Facultad de Ingeniería civil y ambiental. Quito.

Tay, J.H.; Liu, Q.S.; Liu, Y. (2001). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic aludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology* 2001, 91, 168-175.