

## Comparing operating conditions of a sequencing batch reactor in treating dairy effluent

**Nancy Angulo<sup>1\*</sup>, Keren Carvajal<sup>1</sup>, Carmen Cárdenas<sup>1</sup>, Ismenia Araujo<sup>1</sup>, Gustavo Morillo<sup>1</sup>, Penélope Melo<sup>1</sup>, Alida Beltrán<sup>1</sup>, Altamira Díaz<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Centro de Investigación del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, Apartado postal 526. Fax 02614127182, Teléfono 02614127181.

<sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia. Maracaibo 4001-A, Venezuela  
\*nancyangulo71@gmail.com; nangulo@fing.luz.edu.ve

### Abstract

It was applied two conditions of an industrial effluent dairy treatment sequential batch reactor at pilot scale, in order to achieve a higher removal of organic matter and nutrients in the effluent, complying with environmental regulations Venezuelan for download or for reuse. The first operational condition involving the use of a sequence of steps anaerobic-aerobic I-anoxic I and the second condition for a sequence used anaerobic-aerobic I-anoxic I-aerobic II-anoxic II. Microbiological parameters were determined as nitrogen fixing bacteria, nitrifying, denitrifying and heterotrophic mesophilic and physicochemical parameters chemical oxygen demand, total nitrogen, total phosphorus, pH, temperature, dissolved oxygen, for six cycles of operation for each condition. The first condition is achieved a 72% removal of chemical oxygen demand, 60% of the TKN and 45% total phosphorus, while the second condition proved to be more efficient as it obtained a 85% removal chemical oxygen demand, 92% of the TKN and 45% total phosphorus. The dairy effluent cannot be discharged into natural water body, because the parameters are still above the maximum permissible limits.

**Keywords:** sequential batch reactor, biological treatment, industrial effluent dairy.

## Comparación de condiciones operacionales de un reactor discontinuo secuencial en el tratamiento de un efluente lácteo

### Resumen

Se aplicaron dos condiciones de tratamiento a un efluente industrial lácteo en un reactor discontinuo secuencial a escala piloto, con el propósito de conseguir la mayor remoción de materia orgánica y nutrientes presentes en el efluente, y cumplir con la normativa ambiental venezolana para ser descargados o para su reúso. La primera condición operacional involucró la utilización de una secuencia de etapas anaerobia-aerobia I-anóxica I, y para la segunda condición se utilizó una secuencia anaerobia-aerobia I-anóxica I-aerobia II-anóxica II. Se determinaron los parámetros microbiológicos como las bacterias fijadoras de nitrógeno, nitrificantes, desnitrificantes y heterótrofos mesófilos, y los parámetros fisicoquímicos como demanda química de oxígeno, nitrógeno total, fósforo total, pH, temperatura, oxígeno disuelto, durante seis ciclos de operación para cada condición. Con la primera condición, se consiguió una remoción del 72% de la demanda química de oxígeno, 60% del nitrógeno total Kjeldhal y 45% de fósforo total, mientras que la segunda condición demostró ser más eficiente ya que obtuvo una remoción de 85% de la demanda

química de oxígeno, 92% del nitrógeno total Kjeldhal y 45% de fósforo total. El efluente lácteo tratado no puede ser descargado al cuerpo de agua natural porque los parámetros todavía están por encima de los límites máximos permisibles.

**Palabras clave:** reactor discontinuo secuencial, tratamiento biológico, efluente industrial lácteo.

## Introducción

Las industrias lácteas generan efluentes que provienen de los procesos de producción y de las aguas de lavado, los cuales, muchas veces son vertidos sin ningún tipo de tratamiento al alcantarillado público o a un cuerpo de agua natural, promoviendo y agudizando el fenómeno de eutrofización, debido a la alta carga de materia orgánica y nutrientes que aportan [1]. Es por ello, que se hace necesaria la implementación de correctivos, para que los efluentes residuales sean tratados antes de ser vertidos en las aguas. Existen diferentes métodos para tratar el agua residual, pueden ser físicos, químicos y biológicos; en los tratamientos biológicos el contenido de materia orgánica en el agua residual se reduce por acción de los microorganismos, también puede ocurrir una reducción en el contenido de nitrógeno y fósforo por asimilación y por oxidación del nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos [2-4]. Entre los tratamientos biológicos se encuentran los reactores discontinuos secuenciales (RDS), los cuales son un sistema de lodos activados de mezcla completa, donde los procesos de aireación y decantación se llevan a cabo en un mismo tanque. En un RDS las fases de tratamiento de las aguas residuales se producen en un cierto periodo de tiempo llamado ciclo, el cual se repite de manera sistemática. Cada ciclo comprende una serie de fases, la primera fase es el llenado, la cual consiste en la adición de sustrato (agua residual) al reactor. La segunda fase es la reacción, donde el agua residual es continuamente mezclada y aireada, para que se produzca la degradación biológica. Durante esta fase se pueden distinguir tres etapas: La etapa aerobia, donde la presencia de oxígeno ( $O_2$ ) hace que este elemento sea el aceptor de electrones, es donde ocurre el proceso de nitrificación. La etapa anaerobia, donde el aceptor de electrones puede ser el  $CO_2$  o parte de la propia materia orgánica. La etapa anóxica, se caracteriza por la ausencia de  $O_2$  y la presencia de nitrito ( $NO_3^-$ ), es posible conseguir una eliminación biológica de nitratos (desnitrificación) en esta etapa. La tercera fase es la

sedimentación o decantación, donde se permite la separación de sólidos, para conseguir un efluente clarificado. La cuarta fase es el vaciado, donde se extrae el agua clarificada del reactor. Y la quinta fase es la purga, en la cual se retira, por la parte inferior del tanque, porciones del lodo generado para mantener constante su concentración [3,5]. Los RDS se han utilizado con éxito para el tratamiento de aguas residuales municipales, de matadero, lixiviados de vertederos, industriales como vinícolas, destilerías, curtidos, papelera, láctea, entre otras [2-4]. Estos sistemas son efectivos en el tratamiento de aguas residuales con caudales reducidos o intermitentes, su uso se ha extendido porque los costos de construcción y operación de los RDS son 20% menores que los de las plantas de lodos activados convencionales, por lo cual, el objetivo de la presente investigación es evaluar dos condiciones operacionales de un RDS durante el tratamiento del agua residual industrial láctea para conseguir la remoción de materia orgánica y nutrientes.

## Parte experimental

El reactor discontinuo secuencial (RDS) a escala piloto que se utilizó durante este estudio, consistió en un recipiente en forma cilíndrica de polietileno, con una altura de 85 cm, diámetro de 40 cm y capacidad de 87 L (Figura 1). Para su funcionamiento se empleó un sistema automatizado para cargas y descargas. El reactor se encontró ubicado en el Centro de Investigación del Agua (CIA), de la Universidad del Zulia, en Maracaibo, Venezuela.

El lodo y el agua residual, empleados en esta investigación provenían de una empresa láctea, ubicada en el estado Zulia. El lodo se aclimató a las condiciones del sistema en estudio, realizando ciclos continuos de carga y descarga de agua residual.

Se evaluaron dos condiciones de operación en el RDS, la primera condición consistió en una fase de reacción con etapas de mezcla anaerobia (3h), mezcla aerobia I (5h), mezcla anóxica I (3h),

sedimentación (1h), con un tiempo de retención hidráulica de 12 h y un tiempo de retención celular de 15 d, y la segunda condición consistió en una fase de reacción con etapas de mezcla anaerobia (5h), mezcla aerobia I (6h), mezcla anóxica I (3h), mezcla aerobia II (6h), mezcla anóxica II (3h), sedimentación (1h), con un tiempo de retención hidráulica de 24 h y un tiempo de retención celular de 20 d. En la Tabla 1 se encuentran descritas las condiciones operacionales del reactor.

Se realizaron 6 réplicas para cada condición operacional. Las muestras se colectaron al inicio y al final de cada fase (llenado, reacción, sedimentación) y de cada etapa de las fases de reacción (mezcla anaerobia, aerobia I, anóxica I, para la primera condición; y mezcla anaerobia, aerobia I,

anóxica I, aerobia II, anóxica II, para la segunda condición).

Se realizaron diluciones seriadas hasta  $10^{-4}$ , y se inocularon en los medios libre de nitrógeno, medio amonio, medio nitrito y medio nitrato, en 3 series de 3 tubos cada una. El método de análisis fue el número más probable para determinar la densidad poblacional de las bacterias y se utilizó la tabla del número más probable para 3 tubos propuesta por Alexander y Clark [6]. Todos los tubos inoculados fueron llevados a incubación a  $30^{\circ}\text{C}$  durante un período de 21 días. Luego se llevaron a cabo los ensayos colorimétricos cualitativos para cada medio con reactivo de Glisser-Llosvay y el reactivo de Nessler, siguiendo la metodología establecida en el método estándar [7]. Los heterótrofos mesófilos se determinaron por

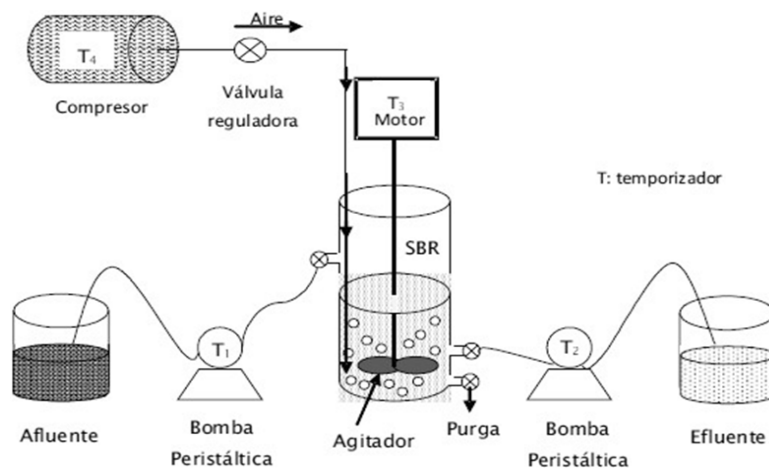


Figura 1. Esquema representativo de un reactor discontinuo secuencial.

Tabla 1  
Condiciones operacionales del reactor para el tratamiento del efluente lácteo

Etapas	Primera condición (duración)	Segunda condición (duración)
Llenado	5 min	5 min
Reacción:		
Mezcla anaerobia	3 h	5 h
Mezcla aerobia I	5 h	6 h
Mezcla anóxica I	3 h	3 h
Mezcla aerobia II	-	6 h
Mezcla anóxica II	-	3 h
Purga del lodo	5 min	5 min
Sedimentación	1 h	1 h
Vaciado	20 min	20 min

la técnica de contaje en placa vertida, en la cual se realizaron diluciones seriadas hasta  $10^8$  y se sembraron en agar plate count, se incubaron a  $35^\circ\text{C}$  durante 48 h, según la metodología establecida en el método estándar [7]. Se determinaron los parámetros fisicoquímicos, demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT), temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (OD) siguiendo la metodología establecida en el método estándar [7].

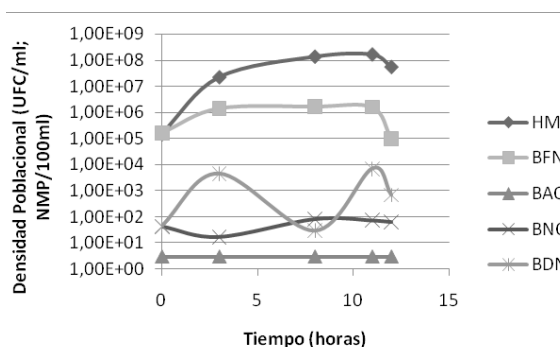
## Resultados y discusión

### Reactor discontinuo secuencial en el tratamiento de un efluente industrial lácteo

La Figura 2 describe el comportamiento de los grupos bacterianos estudiados en la primera condición.

Las bacterias fijadoras de nitrógeno de vida libre (BFN) aumentaron en la etapa anaerobia de  $1,6 \times 10^5$  a  $1,4 \times 10^6$  NMP/100mL, mientras que mantuvieron su densidad poblacional en el resto de las etapas. Durante la etapa anaerobia, se favorece la activación del complejo enzimático de la nitrogenasa para catalizar la fijación del  $\text{N}_2$ . En la etapa aerobia, el OD presentó una concentración de 1,3 mg/L (Tabla 2), la cual inhibió el complejo enzimático de la nitrogenasa deteniendo el crecimiento de las BFN [5].

Con relación a las bacterias nitrificantes, las bacterias amonio oxidantes (BAO), no fueron detectadas durante las etapas de los ciclos de operación del reactor. Las bacterias nitrito oxidantes (BNO), aumentaron durante la etapa aerobia (de  $1,7 \times 10^1$  a  $8,1 \times 10^1$  NMP/100mL). Esto se correspondió con la reducción del amonio (de 29,93 a 16,93 mg/L) y con la acumulación de nitrito (de 0



HM: Heterótrofos mesófilos; BFN: Bacterias fijadoras de nitrógeno; BAO: Bacterias amonio oxidantes; BNO: Bacterias nitrito oxidantes; BDN: Bacterias desnitrificantes

Figura 2. Densidad Poblacional de los grupos bacterianos en la primera condición operacional del reactor lácteo.

a 4,8 mg/L) y de nitrato (de 0 a 0,06 mg/L) en esta etapa (Tabla 1). La nitrificación biológica comprende la utilización y transformación del ión amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) en nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) por la acción de microorganismos aerobios que utilizan el oxígeno disuelto en el agua para oxidar el ión amonio [5, 8].

En el reactor se mantuvieron las condiciones de pH (6,36-8,25), temperatura ( $22\text{-}25^\circ\text{C}$ ), y una concentración de OD (1,3 mg/L) adecuadas para que ocurriese el proceso de nitrificación, durante la etapa aerobia I, donde actúan las bacterias nitrificantes (BAO y BNO) [7,8]. Teóricamente, el proceso de nitrificación se puede llevar a cabo con valores de OD de 1 mg/L, pero la práctica aconseja que la cantidad de OD se encuentre por encima de 2 mg/L para garantizar que el oxígeno llegue al interior de los flóculos formados por las bacterias, que conforman el lodo activo dentro del reactor [9, 10].

Las bacterias desnitrificantes (BDN), aumentaron su densidad poblacional durante la etapa anaerobia de  $4,5 \times 10^1$  a  $4,6 \times 10^3$  NMP/100mL,

Tabla 2

Formas del nitrógeno y oxígeno disuelto durante la primera condición de operación del reactor

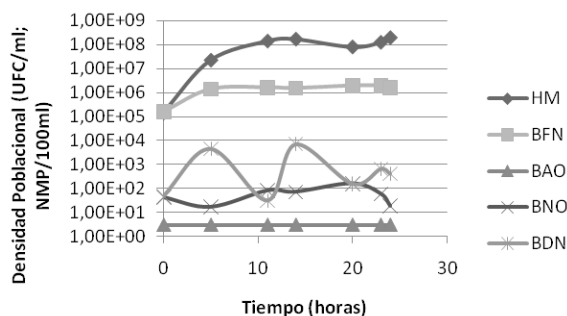
Etapas	Tiempo (h)	OD (mg/L)	$\text{NH}_4^+$ (mg/L)	$\text{NO}_2^-$ (mg/L)	$\text{NO}_3^-$ (mg/L)
Llenado	0	0	29,93	0	0
Anaerobia	3	0	29,93	0	0
Aerobia I	8	1,33	16,93	4,8	0,06
Anóxica I	11	0	12,97	0,06	0,02
Sedimentación	12	0	11,22	0,04	0,005

y disminuyó durante la etapa aerobia a  $3,1 \times 10^1$  NMP/100mL, influenciada por la concentración de OD de 1,3 mg/L; mientras que en la etapa anóxica aumentó a  $7,1 \times 10^3$  NMP/100mL, esto se corresponde con la disminución del nitrato (de 0,06 a 0,005 mg/L) durante esta etapa en el reactor. Las BDN en condiciones anóxicas llevan a cabo el proceso de desnitrificación, donde ocurre la transformación del ión nitrato en nitrógeno atmosférico. El oxígeno se considera como el regulador más importante en la actividad de las bacterias desnitrificantes, debido a que los gradientes de oxígeno, de nitrato y carbono utilizable son los que definen las zonas de desnitrificación dentro de un ambiente [8, 11].

Los heterótrofos mesófilos (HM), incrementaron su densidad poblacional durante todas las etapas del reactor, de  $1,5 \times 10^5$  hasta  $1,6 \times 10^8$  NMP/100mL. El efluente lácteo presentó concentraciones muy altas de DQO (13.419 mg/L), NTK (103 mg/L) y PT (43 mg/L), que favorecieron el desarrollo de los HM dentro del reactor y las condiciones de pH (6-8) y temperaturas (22-25°C) fueron adecuadas.

La Figura 3 presenta el comportamiento de los grupos bacterianos estudiados, en la segunda condición de operación del reactor. Las BFN aumentaron su densidad poblacional sólo en la etapa anaeróbica (de  $1,6 \times 10^5$  a  $1,4 \times 10^6$  NMP/100mL), mientras que en el resto de las etapas poblacional se mantuvo, sin presentar un aumento notorio ( $2 \times 10^6$  NMP/100mL), comportamiento similar a las BFN de la primera condición operacional del reactor.

Durante las etapas aerobias I y II se consiguió una concentración de OD aproximada de 1,3 y 1,5 mg/L, respectivamente (Tabla 3), esta concen-



HM: Heterótrofos mesófilos; BFN: Bacterias fijadoras de nitrógeno; BAO: Bacterias amonio oxidantes; BNO: Bacterias nitrato oxidantes; BDN: Bacterias desnitrificantes

Figura 3. Densidad Poblacional de los grupos bacterianos en la segunda condición operacional del reactor lácteo.

tración de oxígeno fue suficiente para inhibir la fijación del  $N_2$  por parte de las BFN de vida libre.

Las BAO no fueron detectadas durante las etapas de reacción en la segunda condición del reactor; mientras que las BNO, aumentaron durante las dos etapas aerobias (aerobias I y II), de  $1,7 \times 10^1$  a  $8,1 \times 10^1$  y de  $7,2 \times 10^1$  a  $1,6 \times 10^2$  NMP/100mL. Esto se corresponde con la variación del amonio en las etapas aerobias I y II, de 0 a 0,062 mg/L y de 0,065 a 0,092 mg/L, respectivamente, y de nitrato, de 0 a 0,043 mg/L y de 0,018 a 0,022 mg/L, respectivamente (Tabla 2). A pesar de que las condiciones ambientales (pH, T, OD) eran adecuadas no se apreció el proceso de nitrificación por parte de las bacterias nitrificantes (BAO, BNO), las cuales, al ser autótrofas, son más sensibles que las bacterias heterótrofas a concentraciones bajas de oxígeno [8, 11, 12].

Las BDN aumentaron su densidad poblacional durante la etapa anaerobia (de  $4,5 \times 10^1$  a  $4,5 \times 10^3$  NMP/100mL), anóxica I (de  $3,1 \times 10^1$  a

Tabla 3

Formas del nitrógeno y oxígeno disuelto durante la segunda condición de operación del reactor

Etapas	Tiempo (h)	OD (mg/L)	$NH_4^+$ (mg/L)	$NO_2^-$ (mg/L)	$NO_3^-$ (mg/L)
Llenado	0	0	29,98	0	0
Anaerobia	5	0	29,98	0	0
Aerobia I	11	1,31	16,93	0,062	0,043
Anóxica I	14	0	12,97	0,065	0,018
Aeróbica II	20	1,54	6,81	0,092	0,022
Anóxica II	23	0	5,62	0,103	0,038
Sedimentación	24	0	4,08	0,043	0,005



$7,1 \times 10^3$  NMP/100mL), y anóxica II (de  $1,5 \times 10^2$  a  $6,6 \times 10^2$  NMP/100mL), reportando una disminución del nitrato (de 0,043 a 0,018 mg/L y de 0,022 a 0,005 mg/L, respectivamente). En las etapas aerobias I y II, disminuyó la densidad poblacional de las BDN a  $3,1 \times 10^2$  y  $1,5 \times 10^2$  NMP/100mL, respectivamente, ocasionado por la concentración del OD durante estas etapas, de 1,3 y 1,5 mg/L, respectivamente, ya que el proceso de desnitrificación se inhibe, si la concentración de oxígeno es superior a 0,3-1,5 mg/L, ya que se impide la formación de la nitrato reductasa, enzima que cataliza el paso de nitrato a nitrito, bloqueando el proceso [8,11].

Los heterótrofos mesófilos (HM) aumentaron su densidad poblacional durante todas las etapas del reactor, de  $1,5 \times 10^5$  a  $1,8 \times 10^9$  NMP/100mL. Las condiciones fisicoquímicas de pH (6-8), temperatura (22-25°C), DQO (13.419 mg/L), NTK (103 mg/L) y PT (43 mg/L) obtenidas durante el tratamiento, favorecieron su crecimiento.

### Remoción de materia orgánica y nutrientes durante el tratamiento del efluente lácteo

En la primera condición, con la utilización de una secuencia de etapas anaerobia-aerobia I-anóxica I, se consiguió una remoción del 72% de DQO, 60% de NTK, 63% de  $\text{NH}_4^+$ , y 45% de PT (Figura 4). No hubo remoción de los iones nitrito y nitrato en la secuencia de etapas estudiadas. Investigadores han conseguido remociones de DQO mayores al 90% en el tratamiento de un efluente lácteo utilizando RDS [13].

En la Tabla 4, se muestra la concentración promedio de los parámetros fisicoquímicos en el agua clarificada (DQO 3.842 mg/L; NTK 42 mg/L;  $\text{NH}_4^+$  11 mg/L y PT 24 mg/L). Al comparar con los límites máximos permisibles de la normativa

ambiental venezolana, se precisa que el efluente lácteo no puede ser descargado al Lago de Maracaibo, ya que los límites máximos permisibles de descarga a un cuerpo de agua natural son para la DQO 350 mg/L, para el NT 40 mg/L y para el PT 10 mg/L [14].

Con la utilización del segundo tratamiento, con una secuencia de etapas anaerobia-aerobia I-anóxica I-aerobia II-anóxica II, se consiguió una remoción del 85% de DQO, 92% de NTK, 87% de  $\text{NH}_4^+$ , y 45% de PT (Figura 5) y hubo acumulación

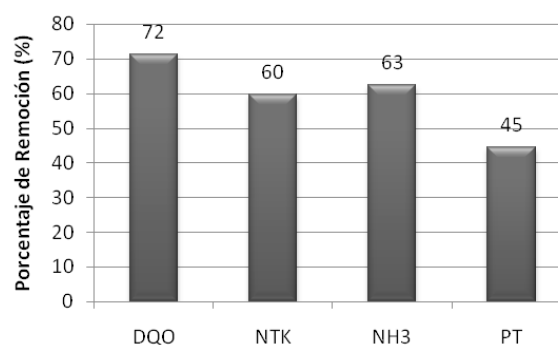


Figura 4. Porcentaje de remoción de parámetros fisicoquímicos en la primera condición en el reactor lácteo.

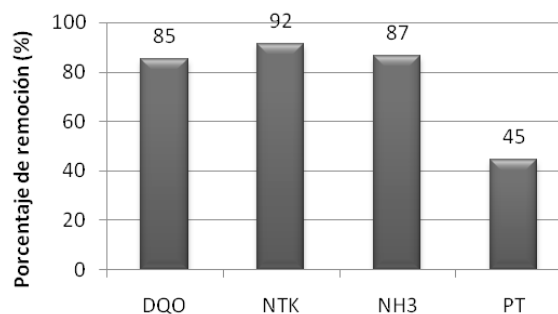


Figura 5. Porcentaje de remoción de parámetros fisicoquímicos en la segunda condición del reactor lácteo.

Tabla 4  
Promedio de los parámetros fisicoquímicos durante la primera condición de operación del reactor

Etapas	Tiempo (h)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	$\text{NH}_4^+$ (mg/L)	PT (mg/L)
Llenado	0	13.418,63	103,33	29,93	42,45
Anaerobia	3	6.615,7	103,33	29,93	48,29
Aerobia I	8	4.740,05	63	16,93	35,04
Anóxica I	11	3.883,83	48,83	12,97	34,97
Sedimentación	12	3.841,67	41,77	11,22	23,59

Tabla 5  
Parámetros fisicoquímicos durante la segunda condición de operación del reactor

Etapas	Tiempo (h)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	PT (mg/L)
Llenado	0	13.418,63	101,58	29,98	42,54
Anaerobia	5	6.615,7	101,58	29,98	47,88
Aerobia I	11	4.740,05	63	16,93	34,75
Anóxica I	14	3.883,83	48,83	12,97	34,77
Aeróbica II	20	1.991	21,5	6,81	25,2
Anóxica II	23	2.147	14,9	5,62	25,41
Sedimentación	24	1.989	8,69	4,08	23,67

de los iones nitrito y nitrato. En otras investigaciones utilizando un sistema RDS pero con un filtro anaerobio para el tratamiento de un efluente de un laboratorio de análisis de productos lácteos, se consiguieron remociones de DQO, NTK y PT de 98, 97 y 75%, respectivamente [15].

En la Tabla 5, se muestra la concentración promedio de los parámetros fisicoquímicos en el agua clarificada (DQO 1.989 mg/L; NTK 9 mg/L; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 4 mg/L y PT 24 mg/L). El efluente lácteo no puede ser descargado al Lago de Maracaibo porque la concentración de los parámetros está por encima de los límites máximos permisibles según la normativa ambiental venezolana, sólo el NT se encuentra por debajo del límite máximo permisible (40 mg/L) [14].

Al valorar la eficiencia en la remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo del reactor discontinuo secuencial bajo las dos condiciones operacionales, se pudo concluir que la aplicación del segundo tratamiento resultó más eficiente en la remoción de los compuestos fisicoquímicos DQO, NTK, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y PT, durante los ciclos de operación del reactor.

## Conclusiones

La concentración de OD fue determinante en el tratamiento del efluente industrial lácteo, ya que no se alcanzó una concentración adecuada en las etapas aerobias que favoreciera el proceso de nitrificación, por lo que durante los ciclos de tratamiento predominó la asimilación de materia orgánica y nutriente, por parte de las bacterias heterótrofas. La aplicación del segundo tratamiento fue el más eficiente en la remoción de los compuestos

fisicoquímicos DQO, NTK, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y PT, pero a pesar de obtener altos porcentajes de remoción, estos parámetros todavía no cumplen con lo establecido por la normativa ambiental venezolana para la descarga a los cuerpos de agua naturales, por lo que se hace necesario implementar variaciones en las condiciones de operación del reactor.

## Agradecimientos

Al Centro de Investigación del Agua (CIA) de la Universidad del Zulia y al CONDES con los proyectos Nos. CC-0328-10, CC-0434-10 y CC-0310-14, por proporcionar el financiamiento de la investigación; a las Empresas Lácteas del estado Zulia, por permitir la utilización de sus efluentes para el desarrollo de esta investigación.

## Referencias bibliográficas

1. Aldana, G.; Troncone, F.; Ochoa, E.; Márquez, R.; Narváez, E.; Rivas, Z. Posible explicación al fenómeno de crecimiento masivo de *Lemna obscura* (Lemnaceae) en el Lago de Maracaibo (Estado Zulia, Venezuela). Ciencia. número especial 2, (2006) 7-21.
2. Akin, B. y Ugurlu, A. The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor. Bioresource Technology. Vol. 94, (2004) 1-7.
3. Cárdenas, C.; Perruolo, T.; Ojeda, M.; Chirinos, M.; Yabroudi, S.; Herrera, L.; Vargas, L.; y Trujillo, A. Evaluación del proceso de nitrificación desnitrificación en el tratamiento de aguas residuales utilizando un reactor por carga. Interciencia. Vol. 14, (2006) 75-87.

4. Ferrara G. y Rodríguez F.: Biological nitrogen removal using combined fixed-film and suspended reactors. *Revista Técnica de la facultad de Ingeniería de la Universidad del Zulia*. Vol. 32, N° 3, (2009) 222-230.
5. Ahn, Young-Ho. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*. Vol. 41, N° 8, (2006) 1709-1721.
6. Alexander, M. y Clark, F. *Nitrifying Bacteria*. Cornell University and the Soil and Water Conservation Research Division. USA, 1965.
7. APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. 21th Ed. Washington DC, USA, 2005.
8. Cervantes F., Pérez J. y Gómez J. Avances en la Eliminación Biológica del Nitrógeno de las Aguas Residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología*. Vol. 42, (2000) 73-82.
9. Siripong, S. y Rittmann B. Diversity study of nitrifying bacteria in full-scale municipal wastewater treatment plants. *Water Research*. Vol. 41, (2007) 1110-1120.
10. González M. y Saldarriaga J. Remoción Biológica de Materia Orgánica, Nitrógeno y Fósforo en un Sistema Tipo Anaerobio-Anóxico-Aerobio. *EIA*. Vol. 10, (2008) 45-53.
11. Bithon G. *Waterwaster microbiology*. Third edition. Wiley-Liss., New Jersey, United States of America, (2005). 67-70 y 217-236.
12. Terada, A. Zhou S. y Hosomi, M. Presence and detection of anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria and appraisal of anammox process for high-strength nitrogenous wastewater treatment: a review. *Clean Techn Environ Policy*. DOI 10.1007/s10098-011-0355-3. 2011.
13. Mohseni A. y Bazari H. (2004) Biological Treatment of Dairy Wastewater by Sequencing Batch Reactor. *Iranian J Env Health Sci En*. Vol. 1, (2004) 65-69.
14. Congreso de la República de Venezuela. Normas Para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos Líquidos. *Gaceta Oficial Extraordinaria*: 5.021 del 18/12/95 Decreto N° 883. (1995). Fecha: 11 de Octubre de 1995.
15. Garrido. M. Omil. F., Arrojo. B., Méndez. R. y Lema. J. Carbon and nitrogen removal from a wastewater of an industrial dairy laboratory with a coupled anaerobic filter-sequencing batch reactor system. *Water Science and Technology*. Vol. 43, (2001) 249-256.

Recibido el 12 de Enero de 2014

En forma revisada el 19 de Enero de 2015