

# EFICIENCIA DE UN REACTOR BIOLÓGICO SECUENCIAL EN EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE UNA PLANTA PROCESADORA DE PRODUCTOS CÁRNICOS

## EFICIENCY OF A SEQUENTIAL BIOLOGICAL REACTOR FOR THE TREATMENT OF EFFLUENTS FROM A PROCESSING PLANT OF MEAT PRODUCTS

Sedolfo José CARRASQUERO FERRER<sup>1\*</sup>, Manuel Gregorio RODRÍGUEZ ORTIZ<sup>1</sup>, José Alexander BERNAL VERGARA<sup>1</sup>, Altamira Rosa DÍAZ MONTIEL<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (Disa), Escuela de Ingeniería Civil, Universidad del Zulia, Apartado postal 526, Maracaibo 4001-A, Venezuela.

\*Autor corresponsal. E-mail: [scarrasquero@fing.luz.edu.ve](mailto:scarrasquero@fing.luz.edu.ve)

### Historia del artículo

Recibido: Agosto 28, 2017

Evaluado: Octubre 10, 2017

Aceptado: Diciembre 8, 2017

Disponible: Diciembre 19, 2017

### Resumen |

El agua residual proveniente de una planta procesadora de productos cárnicos está constituida básicamente por materia orgánica y altos contenidos de nitrógeno y fósforo. Es por ello que esta investigación tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de un reactor biológico secuencial en la remoción de materia orgánica y nutrientes tratando efluentes de una planta procesadora de productos cárnicos ubicada en el estado Zulia (Venezuela). El reactor fue operado con tres tiempos de ciclo operacional (7, 10 y 12 h), un tiempo de retención celular de 25 días y una secuencia anóxica-anaeróbica/aeróbica/anóxica (Ax-An/Ae/Ax). Los parámetros medidos al inicio, durante y al final de cada ciclo evaluado fueron: demanda química de oxígeno total, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, pH, alcalinidad total, fósforo total, color y turbidez. Los tratamientos aplicados a dicho efluente en el reactor biológico secuencial (SBR) permitieron obtener remociones de materia orgánica y nutrientes superiores al 92,6 % para la DQOT, 44,7 % para el NT y 52,6 % para el PT debido a la flexibilidad del reactor para adaptarse a distintas condiciones de operación. La mayor remoción de materia orgánica, nutrientes, color y turbidez se alcanzó con los tiempos de ciclo operacional (TCO) de 10 y 12 h, de modo que se generó un efluente que cumplió con lo establecido en la normativa venezolana sobre descarga en cuerpos de agua.

**Palabras clave:** efluente de productos cárnicos, reactor por carga secuencial, remoción de nutrientes, tiempo de ciclo operacional.

### Abstract |

The wastewater from a meat processing plant consists basically of organic matter and high nitrogen and phosphorus contents. This research aimed to assess the efficiency of a sequencing batch reactor in removing organic matter and nutrients to treat effluents from a meat processing plant located in Zulia State, Venezuela. The reactor was operated with three operational cycle times (7, 10 and 12 h), a cell retention time of 25 days and an anaerobic-aerobic-anoxic (Ax-An/Ae/Ax) sequence. The parameters measured at the beginning, during and at the end of each cycle were total chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, total nitrogen, ammoniacal nitrogen, nitrites, nitrates, pH, total alkalinity, total phosphorus, color and turbidity. The treatments applied to this effluent in the sequencing batch reactor (SBR) allowed the removal of organic matter and nutrients higher than 92.6 % for TCOD, 44.7 % for TN and 52.6 % for TP due to the flexibility of the reactor to adapt to different operating conditions. The greatest removal of organic matter, nutrients, color and turbidity was achieved with operational cycle times (OCT) of 10 and 12 h, generating an effluent that met the requirements of Venezuelan regulations for the discharge into bodies of water.

**Keywords:** meat product effluent; nutrient removal; operational cycle time; sequencing batch reactor.

## INTRODUCCIÓN |

El agua es un recurso indispensable para la vida. Cuando sustancias químicas u organismos patógenos entran en contacto con esta debido a los procesos industriales, el crecimiento poblacional y el constante desarrollo tecnológico, se altera su composición original, lo que se ve reflejado en propiedades fisicoquímicas como color, olor, sólidos totales, concentración de materia orgánica y nutrientes. Dichas propiedades, por lo tanto, permiten identificar y diagnosticar cuándo el agua está contaminada, y por ende, causa daños a la salud de quienes la consumen y a su entorno receptor.

Los efluentes (líquidos industriales) se caracterizan por ser de composición muy diversa y compleja debido a que son generados por sistemas productivos diferentes, en los cuales las materias primas e insumos utilizados confieren características particulares a cada tipo de agua residual generada. Por eso conviene la aplicación de un tratamiento que pueda adaptarse al gran número de contaminantes contenidos en esos efluentes (Corbitt, 2003; Flapper et al., 2001).

Venezuela cuenta con normas como el Decreto 883 (República de Venezuela, 1995) y la Ley de aguas (República Bolivariana de Venezuela, 2007). Sin embargo, la mayoría de las descargas de aguas residuales no es tratada, de modo que los sistemas naturales, con mayor o menor eficacia, deben degradar los desechos de forma natural (Palmero et al., 2009). Un ejemplo de efluentes contaminantes son los que provienen de las industrias procesadoras de productos cárnicos, que debido a la presencia de materia orgánica, nitrógeno, fósforo, grasas, entre otros, generan problemas como la eutrofización de las corrientes naturales, que pone en riesgo la vida en los ecosistemas acuáticos (Padilla et al., 2011; López et al., 2008; Massé y Masse, 2000).

La eutrofización de los cuerpos de agua se define como un proceso de deterioro de la calidad del recurso hídrico que se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo. Dicho proceso condiciona la utilización de las aguas y ejerce grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos (Ledezma et al., 2013). Cuando el agua de un cuerpo se enriquece de nutrientes, se inician muchos cambios. Primero, este enriquecimiento favorece el crecimiento y la multiplicación del plancton, lo que aumenta la turbidez del agua. Segundo, con la desaparición de la vegetación acuática sumergida es evidente que se pierden alimentos, hábitats y el oxígeno disuelto de la fotosíntesis (Moreno et al., 2010).

Por ello surge la necesidad de remover simultáneamente la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo en este tipo de efluentes a través de tratamientos biológicos con sistemas no convencionales de lodos activados, como los reactores biológicos secuenciales (SBR) (Filali et al., 2004; Li e Irvin, 2007; Li et al., 2008; Zhan et al., 2009). Estos, además de ser efectivos en la eliminación de materia orgánica y nitrógeno para tratar efluentes de industrias cárnicas, son más económicos y generan menor cantidad de subproductos que los sistemas biológicos convencionales (Farabegoli et al., 2004).

Los reactores por carga secuencial han sido utilizados con éxito para el tratamiento de efluentes industriales tales como los provenientes de la industria del curtido y teñido de pieles (Pire et al., 2015; Carrasquero et al., 2014a, 2014b), la industria avícola (Palmero et al., 2009), la industria camaronera (Díaz et al., 2012), la industria láctea (Angulo et al., 2015) y las empresas del sector cárnico (Kundu et al., 2013, 2014; Carrasquero et al., 2015). Esto demuestra la flexibilidad de los sistemas SBR para adaptarse a efluentes con características fisicoquímicas diferentes.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de un reactor biológico secuencial utilizando diferentes estrategias operacionales para el tratamiento de los efluentes provenientes de una planta procesadora de productos cárnicos ubicada en el estado Zulia.

## MATERIALES Y MÉTODOS |

### Recolección del efluente industrial

La recolección de los efluentes se realizó de acuerdo con los patrones establecidos en el método estándar (APHA et al., 2005), usando la metodología 1060 sobre recolección de muestras y preservación. La recolección se realizó de manera manual a través de un muestreo aleatorio simple en la tanquilla ubicada a la salida de la descarga de los efluentes de una industria que se dedica a la elaboración de productos cárnicos ubicada en el municipio Maracaibo, estado Zulia, Venezuela. Los muestreos se realizaron mensualmente, durante cuatro meses consecutivos, recogiendo las aguas residuales de la empresa en recipientes limpios de plástico de color oscuro con capacidad de 20-25 L.

### Origen y adaptación de la biomasa

La biomasa microbiana se recolectó de un sistema de tratamiento aeróbico que servía para la depuración de los líquidos residuales de un matadero de reses. El reactor por carga se inoculó en una proporción 30:70, agregando la biomasa recolectada (0,6 L) al agua residual (1,4 L). El licor mezcla se sometió a un proceso de aireación continua con un TRH de 24 horas y un TRC de 25 días. Se permitió un tiempo de sedimentación de 0,5 h (30 min) antes de descargar el efluente clarificado. La adaptación de la biomasa y la estabilización del reactor se realizaron hasta que los valores de remoción de DQO obtenidos a la salida fueran constantes y superiores a 80 %. De igual manera, como parámetro para determinar el fin de la estabilización se utilizó la observación de buenas características de sedimentabilidad de la biomasa. La estabilización del reactor duró 12 días.

### Descripción del reactor biológico secuencial

Para el tratamiento del efluente industrial se utilizó un reactor cilíndrico de carga secuencial a escala de laboratorio, de 14,5 cm de diámetro y 26 cm de alto, con un volumen total del dispositivo de 4 L. El volumen efectivo de trabajo fue de 2 L, con 30 % de biomasa y el resto agua residual. El

reactor funcionó de manera automatizada para el llenado y la descarga del agua a tratar mediante un sistema de bombeo con bombas peristálticas de un solo sentido de flujo (Cole-Parmer, modelos 77202-60 y 77201-60), dispositivos reguladores de tiempo (Excelline, modelo GTC-E-120ASg) y sistemas independientes de agitación mecánica y suministro de oxígeno (Fig. 1). Todo el efluente clarificado se extrajo del reactor durante la fase de descarga.

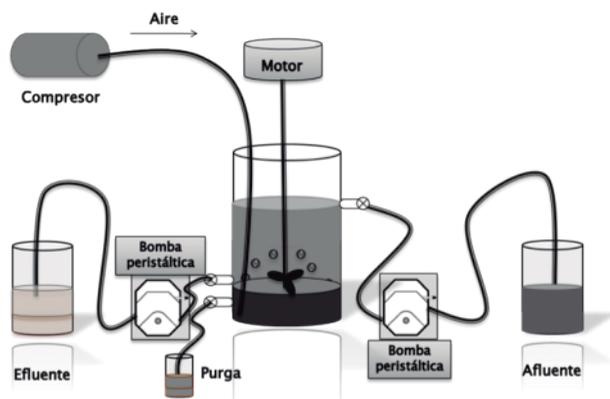


Figura 1. Descripción ilustrada del reactor biológico secuencial.

El reactor se inoculó con biomasa adaptada a las características del efluente industrial. La entrada del afluente y la descarga del efluente del reactor se realizaron a través de tuberías flexibles de 6 mm de diámetro (Masterflex 06409-147) empleando bombas peristálticas de un solo sentido de flujo, con caudal constante de 93 mL/min para el llenado y la descarga. De igual manera se efectuó la extracción del licor mezcla.

El sistema de agitación mecánica consistió en un motor monofásico de 15 W y 1300 rpm (General Electric, modelo WR60X165) ensamblado a un eje de acero inoxidable con un aspa de cuatro alas que se sumergió dentro de agua residual y lodo (licor mezcla). Las revoluciones del motor se mantuvieron en 300 rpm utilizando un potenciómetro (Uyгур, 2006).

El aire se suministró a través de un compresor (SeaStar, modelo HX-308-20) conectado a una tubería flexible transparente de 5 mm enlazada en serie con un dispositivo difusor dispuesto en el fondo del reactor, de 45 cm de largo y 4 mm de diámetro. Este dispositivo suministró aire en forma ascendente a la mezcla contenida en el reactor, de modo que garantizara una concentración mínima de 2 mg/L de oxígeno disuelto durante la fase aeróbica.

### Tratamientos del efluente industrial

Los efluentes de la industria procesadora de alimentos cárnicos recibieron tres tratamientos, mediante un diseño completamente al azar, en cada uno de los cuales variaba el tiempo de ciclo operacional (7, 10 y 12 h) mateniéndose constante un tiempo de retención celular (TRC) de 25 días. La duración de cada una de las etapas se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Tratamientos realizados en el SBR para los efluentes de la elaboración de productos cárnicos.

Tratamiento	TCO (h)	TRH (h)	TRC (d)	Secuencia operacional (h)		
				Ax-An	Ae	Ax
T1	7	10	25	1,5	4	0,5
T2	10	14,3	25	2	6	1
T3	12	17,1	25	2	7,5	1,5

Las fases de llenado, sedimentación y descarga tuvieron una duración de 0,25, 0,5 y 0,25 h, respectivamente.

Las muestras en el reactor biológico secuencial fueron tomadas al inicio, durante y al final de cada tratamiento evaluado. Cada muestreo se realizó en función de los análisis definidos para cada una de las fases del tratamiento en estudio, tales como pH (4500-B), alcalinidad total (2320 B), DBO<sub>5,20</sub> (5210), DQOT y DQOS (5220-C), NTK (4500-Norg-A), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (4500-NH<sub>3</sub>-B), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (4500-NO<sub>2</sub>-B), N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (4500-NO<sub>3</sub>-D), SST (2540-D), SSV (2540 E), color (2130 B), turbidez (2120 B), PT y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (4500-P C), según los procedimientos establecidos en el método estándar (APHA et al., 2005). Para la determinación de la DQOS, la muestra fue filtrada por una membrana estéril de éster-celulosa con un tamaño de poro de 0,45 μm. Adicionalmente, se determinaron las cargas orgánicas volumétricas (COV) y las cargas de nitrógeno total (CNT) empleando las ecuaciones propuestas por Mekonnen y Leta (2011).

Se construyeron perfiles que permitieron relacionar las concentraciones de DQO, NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (Tabla 2) con los parámetros de control operacional potencial de óxido-reducción (Sper Scientific 850088), oxígeno disuelto (Thermo Orion 862A) y pH (Orion 3 Star Series), que fueron medidos usando electrodos sumergidos en el licor mezcla para el mejor tiempo de ciclo operacional obtenido. Para la construcción de estos perfiles se hicieron modificaciones en la duración de las fases de la etapa de reacción: la fase anaeróbica-anóxica tuvo una duración de 3 h; la aeróbica, de 4,5 h, y la segunda fase anóxica, de 1,5 h.

Los resultados de las remociones de las variables se compararon mediante un análisis de varianza y separación de medias a través de la prueba de Tukey utilizando el programa estadístico SPSS versión 20.0. Los resultados del resto de las variables evaluadas fueron presentados mediante estadística descriptiva señalando los valores de tendencia central (media) y su dispersión (desviación estándar). De igual manera, se realizó un análisis de correlación de Pearson entre los parámetros medidos para caracterizar el efluente industrial.

Tabla 2. Lista de abreviaturas.

Abreviatura	Significado
Ae	Fase aeróbica
An	Fase anaeróbica
Ax	Fase anóxica
CNT	Carga de nitrógeno total
COV	Carga orgánica volumétrica
DBO <sub>5,20</sub>	Demanda bioquímica de oxígeno
DQOS	Demanda química de oxígeno soluble
DQOT	Demanda química de oxígeno total

Abreviatura	Significado
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrógeno amoniacal
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitratos
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitritos
NT	Nitrógeno total
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl
OD	Oxígeno disuelto
ORP	Potencial de óxido-reducción
pH	Potencial de hidrógeno
PT	Fósforo total
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	Ortofosfatos
SBR	Reactor biológico secuencial
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SSTLM	Sólidos suspendidos totales en el licor mezcla
SSVLM	Sólidos suspendidos volátiles en el licor mezcla
T	Tratamiento
TCO	Tiempo de ciclo operacional
TRH	Tiempo de retención hidráulico
TRC	Tiempo de retención celular.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Caracterización de los efluentes de la planta de productos cárnicos

En la Tabla 3 se muestran los resultados de la caracterización de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos. Se obtuvo una concentración promedio de DBO<sub>5,20</sub> de 688 mg/L, que representó el 47,3 % de la DQOT. Esta relación se encuentra dentro del rango reportado para efluentes de plantas procesadoras de alimentos cárnicos, de 0,46-0,58 (Romero et al., 2014; León et al., 2016). En comparación, Baskar y Sukumaran (2015) reportaron un valor promedio de DBO<sub>5,20</sub> de 410 mg/L durante la caracterización de los efluentes de una planta de alimentos cárnicos en Tamil Nadu, India.

La concentración de DQOT osciló entre 1155 y 1755 mg/L con un valor promedio de 1455 mg/L. La fracción soluble de la DQOT representó 56,6 %, mientras que la fracción particulada representó el 43,4 %. En comparación, Wahaab y El-awady (1999) obtuvieron un promedio de DQOT de 1544 mg/L en efluentes de una planta procesadora de carne en El Cairo, Egipto.

Las concentraciones de DQOS oscilaron entre 625 y 1023 mg/L con un promedio de 824 mg/L. A partir del análisis de correlación de Pearson se encontró significancia ( $p \leq 0,05$ ) entre la DQOT y la DQOp, con un coeficiente de correlación positivo ( $r = 0,92$ ).

Los valores promedio de NTK y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fueron de 60 y 52,9 mg/L, respectivamente. La concentración de nitrógeno amoniacal representó 88,2 %. Sroka et al. (2004) indicaron que las aguas residuales de las empresas procesadoras de carne contienen cantidades apreciables de proteínas

fácilmente putrescibles, por lo que suelen desprender olores desagradables.

El valor de NT fue de 67,4 mg/L, mientras que la concentración promedio de NO<sub>x</sub> fue de 7,4 mg/L. La presencia de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> puede ser causada por la utilización de sales durante el curado de embutidos como el jamón, proceso en el cual se utilizan nitrato de sodio o potasio y nitrito de sodio, así como fostatos, azúcar y condimentos con la finalidad de preservar la carne, desarrollarle color e intensificar su sabor. Los nitratos y nitritos contribuyen al sabor y al color rojo-rosado tan característico del cerdo curado. Además, los nitritos y la sal inhiben el crecimiento de *Clostridium botulinum*, un microorganismo letal que puede generarse en los alimentos bajo ciertas condiciones (Usda, 2012).

Las concentraciones de fósforo total (PT) y fósforo soluble bajo la forma de ortofosfatos (P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) fueron de 24,47 y 16,18 mg/L, respectivamente. La concentración de P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> representó 66,1 % de la concentración de PT. La presencia de fósforo se debe a las sales de fósforo utilizadas en el curado de las carnes, así como a las aguas de lavado de las maquinarias y las instalaciones. Estos valores se encuentran dentro del rango de 15-40 mg/L reportado para efluentes de plantas procesadoras de alimentos a base de carne de ave, reses y cerdos (Romero et al., 2014; Sroka et al., 2004; Barbut, 2015).

La relación DQOT/N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/PT en el efluente fue de 100:3,6:1,15. Este valor es similar al reportado por León et al. (2016) de 100:3,86:0,71 para efluentes provenientes de una industria procesadora de carne.

El pH del efluente varió entre 6,38 y 6,66, con una alcalinidad total entre 665 y 877 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Los valores de pH son cercanos a los reportados por Romero et al. (2014) y De Sena et al. (2009), de 6,45 y 6,7 en efluentes de plantas procesadoras de alimentos cárnicos en La Habana (Cuba) y Santa Catarina (Brasil), respectivamente. Los valores de pH obtenidos se encontraron dentro del límite para el vertido a cuerpos de agua, y dentro del rango considerado óptimo para el crecimiento de organismos aeróbicos (Díaz et al., 2012).

La concentración promedio de SST en el efluente fue de 668 mg/L. Los valores de SST se correlacionaron positiva y significativamente ( $p \leq 0,05$ ) con las concentraciones de DQOT ( $r = 0,838$ ) y DQOp ( $r = 0,783$ ), lo que mostró su dependencia con respecto a las concentraciones de estos parámetros en el agua residual.

Los resultados obtenidos durante la caracterización mostraron que el agua residual no cumple con las especificaciones requeridas para ser descargada a un cuerpo de agua, por lo que se requiere aplicarle algún tratamiento que permita disminuir las concentraciones de materia orgánica, nutrientes y sólidos a niveles que no excedan los límites establecidos por la normativa actual vigente (República de Venezuela, 1995).

**Tabla 3.** Características fisicoquímicas del efluente de la planta de productos cárnicos.

Parámetro	Unidades	Valor (media±DE)	Límites máximos establecidos <sup>1</sup>
DBO <sub>5,20</sub>	mg/L	688±33	60
DQOT	mg/L	1455±300	350
DQOS	mg/L	824±199	-
DQOP <sup>2</sup>	mg/L	632±114	-
NTK	mg/L	60±19	-
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	52,9±15,8	-
N orgánico <sup>3</sup>	mg/L	7,1±4,6	-
NO <sub>x</sub> <sup>-</sup>	mg/L	7,4±4,54	10
NT	mg/L	67,4±19,4	40
PT	mg/L	24,47±7,02	9
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	mg/L	16,18±4	10
pH	-	6,52±0,14	6-9
Alcalinidad total	mg CaCO <sub>3</sub> /L	771±106	-
Color real	UC Pt-Co	45±11	500
Turbidez	UNT	43,7±11,4	-
SST	mg/L	668±127	-
DQOT/(N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )/P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	-	100/3,6/1,15	-

n=7. n: número de repeticiones. DE: desviación estándar.

<sup>1</sup>República de Venezuela, 1995.

<sup>2</sup>Se calculó por diferencia entre la DQOT y la DQOS.

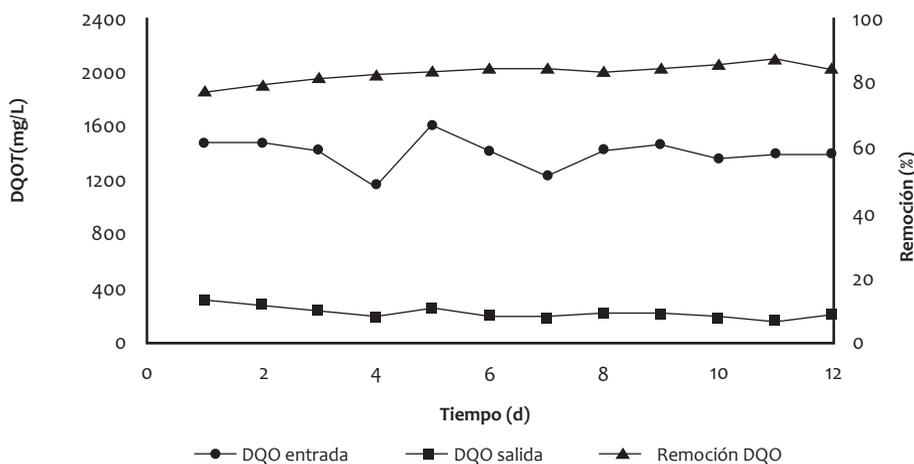
<sup>3</sup>Se determinó por diferencia entre el NTK y el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

### Proceso de adaptación de la biomasa a los efluentes

Para el tratamiento de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos el reactor se inoculó con la biomasa proveniente de un sistema biológico que trataba efluentes de la matanza de cerdos. Se observó que durante el tiempo de adaptación de la biomasa y estabilización del reactor por carga el porcentaje de remoción de DQO varió entre 78 % y 88 %, con valores a la salida del reactor estables entre 170 y 327 mg/L, así como una carga orgánica volumétrica (COV) entre 0,99 y 1,14 kg DQO/(m<sup>3</sup>.d) (Fig. 2).

### Desempeño del reactor por carga a diferentes TCO

La eficiencia de remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo se evaluó en un reactor por carga operado bajo tres tiempos de ciclo operacional (7, 10 y 12 h). La carga orgánica volumétrica varió entre 3,7 y 2,42 kg DQO/(m<sup>3</sup>.d), y no se encontraron diferencias significativas (p>0,05) entre los diferentes tiempos evaluados (Tabla 4). Las COV aplicadas al reactor fueron superiores a las reportadas por Baskar y Sukumaran (2015) de 1,67 kg DQO/(m<sup>3</sup>.d). La CNT presentó valores promedios de 0,12, 0,12 y 0,13 kg DQO/(m<sup>3</sup>.d) para los tratamientos de 7, 10 y 12 h, sin diferencias significativas (p>0,05) entre esos valores.



**Figura 2.** Proceso de aclimatación de la biomasa a los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

**Tabla 4.** Parámetros operacionales en el SBR para los tratamientos evaluados de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

Parámetro	Tratamiento			
	T1	T2	T3	
T (°C)	28,7±0,3	28,3±0,4	28,1±0,5	
pH	6,55±0,15	6,53±0,12	6,59±0,17	
Alcalinidad total(mg CaCO <sub>3</sub> /L)	848±83	800±54	752±74	
COV (kg DQO/(m <sup>3</sup> .d))	3,70a±0,68 <sup>a</sup>	2,51a±0,28 <sup>a</sup>	2,42a±0,35 <sup>a</sup>	
CNT (kg NT/(m <sup>3</sup> .d))	0,12a±0,03 <sup>a</sup>	0,12a±0,01 <sup>a</sup>	0,13a±0,01 <sup>a</sup>	
SSTLM (mg/L)	3900±450	3850±320	4010±410	
SSVLM (mg/L)	2400±380	2550±390	2750±408	
Fase anaeróbica	0,27±0,05	0,31±0,08	0,29±0,048	
OD (mg/L)	Fase aeróbica	3,05±0,12	2,98±0,25	3,09±0,91
	Fase anóxica	0,28±0,03	0,13±0,1	0,29±0,13

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. Media seguida por letras de tamaños distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

Las condiciones de temperatura con las que funcionó el reactor por carga secuencial entre los tres tratamientos aplicados fueron similares, oscilaron entre 28,1 y 28,7 °C, lo cual indica que el rango de trabajo fue mesofílico. El intervalo de temperatura registrado se encuentra dentro de los valores recomendados para el desarrollo de la actividad biológica. La actividad microbiana se incrementa a medida que aumenta la temperatura del sistema, sobre todo por lo que respecta a las bacterias nitrificantes, que son las más sensibles a las posibles variaciones de este parámetro (Escaler y Mujeriego, 2001).

El pH de los tratamientos evaluados estuvo dentro del rango recomendado para el crecimiento de los microorganismos en un sistema biológico (6,5-8,5 unidades) (Grunditz y Dalhammar, 2001). De igual manera, la concentración de oxígeno disuelto para todos los tratamientos realizados se mantuvo mayor al límite recomendado por Romero (2001), que establece que los sistemas biológicos aireados deben tener una concentración de oxígeno disuelto mayor que 2 mg/L.

Con respecto a la concentración de SSTLM, los valores se mantuvieron entre 3850 y 4010 mg/L, mientras que los valores promedio de SSVLM estuvieron entre 2400 y 2750 mg/L, con una relación promedio de SSVLM/SSTLM de 0,65 durante la evaluación de la eficiencia del reactor por carga. Estos parámetros permitieron cuantificar y controlar la concentración de biomasa en los sistemas de tratamiento pues juntos constituyen uno de los parámetros más importantes de control y operación en cualquier sistema de tratamiento biológico junto con la purga del lodo. Según la EPA (1999), la concentración típica de sólidos suspendidos en el licor mezcla debe estar en el rango de 2000 a 4000 mg/L, valores que se encuentran cercanos a los obtenidos en los tratamientos aplicados, lo que indica un buen funcionamiento del sistema.

La Tabla 5 muestra el desempeño del SBR en la remoción de DQOT. Se obtuvo que tal remoción varió entre 91,3 % y 92,6 %, sin diferencias estadísticas ( $p > 0,05$ ) entre los tiempos evaluados. Todos los tratamientos realizados permitieron generar un efluente con valores a la salida del reactor menores al límite establecido en la normativa venezolana (350 mg/L según República de Venezuela, 1995) sobre descarga en cuerpos de agua.

**Tabla 5.** Eficiencia de remoción de DQOT en los tratamientos evaluados para los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

Parámetro	Fase	T1	T2	T3
DQO	Entrada	1543±282	1484±164	1441±207
	Fin Ax/An	715±180	780±74	835±84
	Fin aeróbica	271±107	258±66	236±70
	Fin anóxica	113±69	118±36	119±40
	Salida	116±70	120±33	123±39
	<b>% Remoción</b>		<b>92,6±3,3<sup>a</sup></b>	<b>91,9±1,7<sup>a</sup></b>
DBO <sub>5,20</sub>	Entrada	610±72	602±108	616±147
	Fin Ax/An	326±99	254±56	172±21
	Fin aeróbica	67±18	52±11	35±12
	Fin anóxica	67±12	45±12	28±16
	Salida	65±12	46±8	29±16
	<b>% Remoción</b>		<b>89±1,6<sup>b</sup></b>	<b>92,3±2,3<sup>ab</sup></b>

n: número de repeticiones. n: 12. T<sub>1</sub>: tratamiento con un TCO de 7 h, T<sub>2</sub>: 10 h, T<sub>3</sub>: 12 h. TCO: tiempo de ciclo operacional. Fin Ax/An: fin de las fases anóxica-anaeróbica. Media seguida por superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

La concentración de DQOT en la entrada al reactor varió entre 1234 y 1825 mg/L. A pesar de la variabilidad de la concentración de DQO en la entrada del reactor, se obtuvieron

valores de remoción superiores a 90 %, con lo cual se demuestra la adaptabilidad de este tipo de tratamiento biológico a las fluctuaciones de materia orgánica que se puedan presentar.

La concentración de  $DBO_{5,20}$  a la entrada del reactor varió entre 494 y 763 mg/L, mientras que los porcentajes de remoción oscilaron entre 87,4 % y 98,2 %. No se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre los valores obtenidos para los tratamientos de 7 y 10 h, pero sí ( $p \leq 0,05$ ) entre estos y los obtenidos con el tratamiento de 12 h, en el cual se encontraron los menores valores residuales a la salida del reactor.

Los porcentajes de remoción de  $DBO_{5,20}$  obtenidos se encuentran cercanos a los reportados por Maldonado y Ramón (2006) y López *et al.* (2008, 2010), quienes obtuvieron porcentajes de remoción de 92 %, 96 % y 97 %, luego de haber aplicado tratamientos biológicos combinados (anaeróbico + aeróbico) en efluentes cárnicos con TRH en los sistemas de tratamiento de 48, 29 y 33 horas respectivamente.

El tratamiento en el SBR fue capaz de remover el nitrógeno por el proceso de nitrificación-desnitrificación convencional, ya que durante y al final de la fase aeróbica se detectaron nitratos y nitritos con disminución de la concentración de nitrógeno amoniacal y NTK (Tabla 6).

De igual manera, las concentraciones de los iones  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$  disminuyeron durante la primera fase anóxica. Durai

y Rajasimman (2011) encontraron que un proceso de pre-desnitrificación/nitrificación es más eficiente para la remoción simultánea de nitrógeno y materia orgánica.

La concentración de NTK varió entre 44 y 85 mg/L a la entrada del reactor, con lo cual disminuyó el producto de los tratamientos realizados. La mayor remoción (93,9 %) de NTK se alcanzó en el tratamiento realizado con un TCO de 12 h, significativamente superior ( $p \leq 0,05$ ) a los valores obtenidos en los tratamientos de 7 y 10 h, en los que se removió 43 % y 87,5 % respectivamente (Tabla 7).

La eficiencia de nitrificación en el SBR varió entre 43 % y 93,7 %. La menor remoción se obtuvo cuando se usó el TCO de 7 h (T1), que mostró diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ) con los valores obtenidos en el resto de los tratamientos (T2 y T3). La concentración de nitrógeno amoniacal a la salida del reactor fue menor a 10 mg/L, lo que evidencia una adecuada capacidad de nitrificación en el SBR. Carrasquero *et al.* (2014c) trataron un efluente proveniente de matadero de reses mediante un SBR con dos TCO (10 y 12 h), alcanzaron eficiencias de remoción del 75 % y 81 % respectivamente y afirmaron que el aumento de la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal se debió al aumento del TCO.

**Tabla 6.** Valores promedio de las concentraciones de NTK,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  en los tratamientos de los efluentes de la planta procesadora.

Variable	Fase	T1	T2	T3
NTK	Entrada	44±13	64±9	85±9
	Fin An/Ax	37±7	46±4	57±9
	Fin aeróbica	24±4	10±2	8±3
	Fin anóxica	23±1	14±1	9±3
	Salida	22±1	12±1	9±3
$N-NH_4^+$	Entrada	36±12	56±8	70±8
	Fin An/Ax	30±6	39±3	48±8
	Fin aeróbica	20±3	7±1	5±3
	Fin anóxica	19±1	6±1	4±2
	Salida	18±1	7±1	4±2
$N-NO_2^-$	Entrada	2,09±0,87	2,73±0,9	2,36±0,8
	Fin An/Ax	ND	ND	ND
	Fin aeróbica	3,81±1,77	26,3±7,1	12,5±11,3
	Fin anóxica	2,01±0,08	11,3±6,6	5,7±2,2
	Salida	2,07±0,05	9,1±6,79	5,3±1,8
$N-NO_3^-$	Entrada	5,09±3,7	4,55±2,91	4,09±1,36
	Fin An/Ax	ND	ND	ND
	Fin aeróbica	29,88±2,43	54,5±33,2	56,1±13,6
	Fin anóxica	6,11±3,35	7,82±3,4	7,2±3,5
	Salida	5,82±3,25	6,73±3,07	6,3±2,6
NT	Entrada	50,9±12,9	71,6±7,9	84,9±9,1
	Fin An/Ax	36,9±6,7	46,2±3,6	56,8±9,4
	Fin aeróbica	57,3±8,3	90,7±29,9	74,4±38,3
	Fin anóxica	31,1±5,4	32,7±13,4	17,9±8,5
	Salida	30,3±3,9	27,5±11,9	16,4±7,3

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. TCO: tiempo de ciclo operacional.

Fin Ax/An: fin de las fases anóxica-anaeróbica. ND: no determinado.

**Tabla 7.** Valores promedios de remoción de NTK, NT, eficiencias de nitrificación y desnitrificación obtenidos durante tratamientos de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

Variable	T1	T2	T3
Remoción de NTK	44,7±8,5 <sup>c</sup>	81,3±4,3 <sup>b</sup>	93,9±1,6 <sup>a</sup>
Remoción de NT	37,6±5,6 <sup>c</sup>	61,3±11,9 <sup>b</sup>	81,4±8,8 <sup>a</sup>
Eficiencia de nitrificación	43±14,8 <sup>b</sup>	87,5±3,7 <sup>a</sup>	93,7±4,3 <sup>a</sup>
Eficiencia de desnitrificación <sup>1</sup>	59,8±17,1 <sup>b</sup>	67±19,9 <sup>a,b</sup>	81,4±9,3 <sup>a</sup>

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. La eficiencia de desnitrificación fue calculada en la segunda etapa anóxica. Media seguida por superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Las eficiencias de desnitrificación en la segunda etapa anóxica oscilaron entre 59,8 % y 81,4 %, y la mayor remoción de NT se obtuvo en el tratamiento de 12 h. Los valores a la salida del reactor de los tres tratamientos evaluados cumplen con lo establecido en la normativa venezolana sobre descarga en cuerpos de aguas (República de Venezuela, 1995), que establece un límite máximo de 40 mg/L.

El proceso de remoción de materia orgánica y nitrógeno estuvo acompañado de una reducción de la alcalinidad total en el transcurso de la primera fase anóxica, mientras que en la fase aeróbica ocurrió simultáneamente tanto un aumento del pH como una disminución de alcalinidad (Tabla 8). En la segunda fase anóxica de la secuencia operacional se observó un aumento del pH, y por consiguiente, una recuperación de la alcalinidad en el sistema.

Se obtuvo que para los tres tratamientos el pH a la salida del reactor fue mayor que a la entrada. Díaz *et al.* (2010) explican que la variación del pH en los reactores biológicos se debe a una liberación de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), que es eliminado en la fase de aireación. La eliminación del gas ácido ( $\text{CO}_2$ ) disminuye la concentración del ion hidronio  $[\text{H}^+]$  y en consecuencia aumenta el pH a la salida del reactor.

La concentración de fósforo total a la salida del SBR no cumple con lo establecido en la normativa venezolana sobre descarga en cuerpos de agua (República de Venezuela, 1995) en ninguno de los tratamientos realizados. Se registran valores entre 10,53 y 11,71 mg/L (Tabla 9) y no se encuentran diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) para la remoción de fósforo entre los valores obtenidos en los diferentes TCO evaluados. Además, en todos los tratamientos se observó liberación de ortofosfatos durante la primera fase anóxica-anaeróbica, y su consumo durante la fase aeróbica.

Los tratamientos en el SBR con TCO de 10 y 12 h permitieron obtener los mayores porcentajes de remoción simultánea de materia orgánica y nutrientes, lo cual generó un efluente cuya calidad cumple con lo establecido en la normativa venezolana (República de Venezuela, 1995), a excepción del PT. Por ello, como estrategia operacional se decidió extender la duración de la fase en el ciclo de 10 h para aumentar la liberación de ortofosfatos, y por ende, el consumo en la fase siguiente (Youwei *et al.*, 2009). El perfil de las concentraciones de materia orgánica, las formas de nitrógeno y ortofosfatos se presenta en la Fig. 3, así como también las variables de control de pH, OD y ORP.

**Tabla 8.** Valores promedio de pH y alcalinidad total obtenidos durante tratamientos de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

Variable	Fase	T1	T2	T3
pH	Entrada	6,54±0,15	6,53±0,12	6,59±0,17
	Fin An/Ax	6,97±0,24	6,85±0,11	6,83±0,18
	Fin aeróbica	7,38±0,35	7,01±0,17	6,9±0,23
	Fin anóxica	7,41±0,25	7,1±0,14	7±0,22
	Salida	7,42±0,24	7,16±0,16	7,06±0,28
Alcalinidad total (mg $\text{CaCO}_3$ /L)	Entrada	752±74	800±54	848±83
	Fin An/Ax	579±38	403±27	636±171
	Fin aeróbica	236±175	202±41	208±69
	Fin anóxica	427±175	502±34	404±78
	Salida	429±165	552±37	405±68

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. Fin Ax/An: fin de las fases anóxica-anaeróbica.

**Tabla 9.** Valores promedio PT,  $\text{P-PO}_4^{3-}$  y eficiencias de remoción de PT, obtenidos durante tratamientos de los efluentes cárnicos.

Variable	Fase	T1	T2	T3
$\text{P-PO}_4^{3-}$	Entrada	17,26±3,29	15,86±0,72	14,44±3,7
	Fin An/Ax	21,23±4,75	22,21±1,03	19,28±5,1
	Fin aeróbica	7,89±1,43	7,11±0,37	6,5±1,7
	Fin anóxica	6,91±1,25	6,3±0,39	5,84±1,75
	Salida	7,04±1,54	6,41±0,66	5,9±1,35
PT	Entrada	22,25±5,63	24,47±1,14	26,65±4,97
	Salida	10,53±1,87	11,61±2,07	11,71±2,93
Remoción PT (%)		52,7±11,4 <sup>a</sup>	52,6±6,17 <sup>a</sup>	56±12,6 <sup>a</sup>

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. Media seguida por superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ). Fin Ax/An: fin de las fases anóxica-anaeróbica.

Se observó que la liberación de  $P-PO_4^{3-}$  en la primera fase anóxica ocurrió al agotarse la concentración de nitritos y nitratos en el efluente debido a que ciertas bacterias acumuladoras de fósforo son desnitrificantes (BAFD) y utilizan el nitrato como aceptor de electrones en lugar de oxígeno, sin liberación de fósforo al medio. Una vez consumidos los nitratos y nitritos, se observó un aumento progresivo en la concentración de ortofosfatos, con un incremento al final de la primera fase anóxica de 41,2 %. Este aumento de ortofosfatos estuvo acompañado de una disminución de los valores de ORP, un consumo de DQO y un aumento de pH.

En el perfil de alcalinidad total se observó un aumento de 780 a 910  $mg\ CaCO_3/L$  debido al proceso de reducción de los iones  $N-NO_2^-$  y  $N-NO_3^-$ . Carrasquero *et al.* (2015) concluyeron que un motivo por el cual un efluente puede alcalinizarse es la desnitrificación, que libera alcalinidad y logra recuperar parte de la basicidad consumida por la nitrificación. A los 45 min de iniciada la primera fase anóxica se observó un punto de quiebre en este perfil, lo que indicó que el proceso de desnitrificación finalizó, y se observó después una disminución de la alcalinidad de 910 a 523  $mg/L$ . El agotamiento del sustrato de las bacterias desnitrificantes creó condiciones anaeróbicas en las cuales se observaron disminuciones en la concentraciones de DQO,  $N-NH_4^+$  y NTK, de 31,7%, 35,2% y 55,2% respectivamente.

En la fase aeróbica se observó la disminución del  $N-NH_4^+$  debido a la transformación en  $N-NO_2^-$  y  $N-NO_3^-$ , que correspondió con un incremento en el ORP acompañado de disminución de la alcalinidad total y reducción progresiva de la DQO. En el perfil del ORP se identificó el punto del valle de amonio a las 6,5 h del TCO.

En la segunda fase anóxica el valor de ORP disminuyó de 23 a -125 mV durante los primeros treinta minutos debido a que se detuvo el suministro de aire al sistema. En el perfil del ORP se observó a las 9,25 h el pico invertido del nitrato y valle de amonio, se realizó una aproximación teórica de la duración mínima de las fases y se encontró que la etapa de reacción tendría una duración de 460 min, lo que representa una reducción de un 13,3 %.

Los cambios en la duración de cada una de las etapas de reacción del ciclo operacional permitieron obtener porcentajes de remoción de 73,8 %, 78,4 %, 92,8 % y 61,6 % de NTK, nitrógeno amoniacal, DQO y PT respectivamente. La concentración de PT a la salida del reactor fue de 8,9  $mg/L$ , así que el efluente cumplió con lo establecido en la normativa venezolana sobre descarga en cuerpos de agua (República de Venezuela, 1995).

La Fig. 4 presenta las condiciones operacionales del reactor por carga secuencial que maximizaron la remoción de

materia orgánica, nutrientes, color y turbidez en los efluentes de la planta procesadora de productos cárnicos.

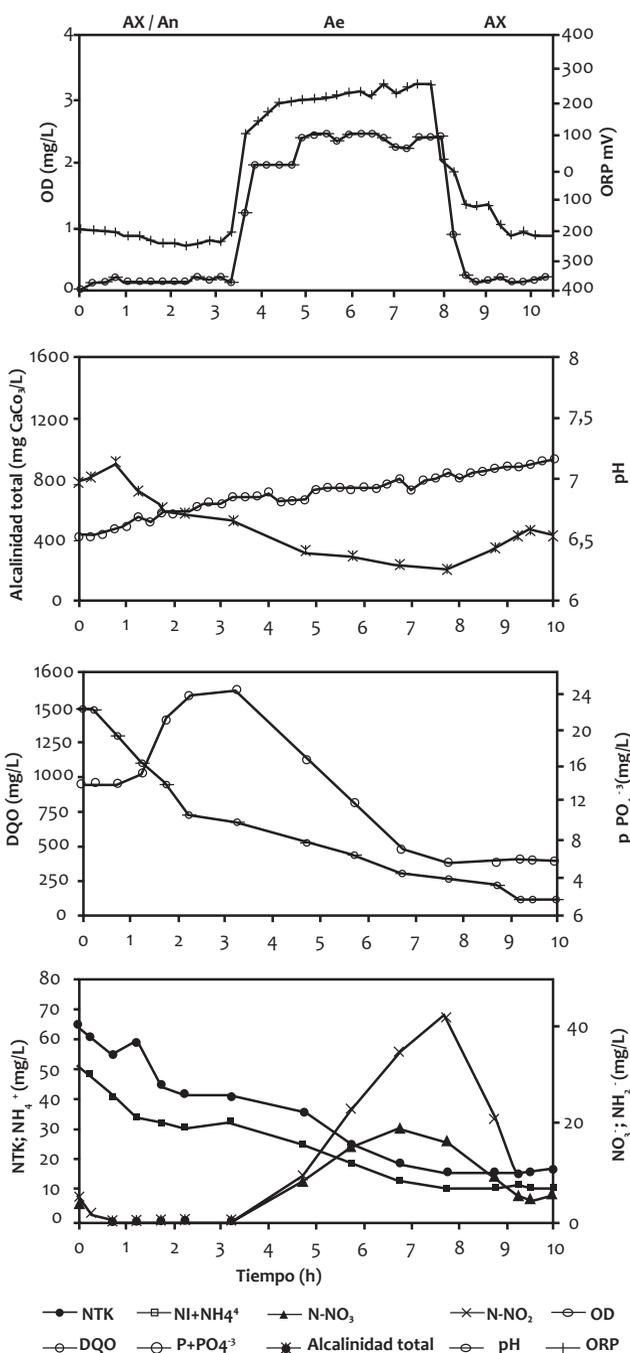


Figura 3. Perfiles de las concentraciones de DQO,  $P-PO_4^{3-}$ , NTK,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_3^-$ ,  $N-NO_2^-$  y de las mediciones en línea de pH, OD y ORP durante un ciclo operacional de 10 h en el tratamiento de efluentes de la planta procesadora de productos cárnicos en el SBR.

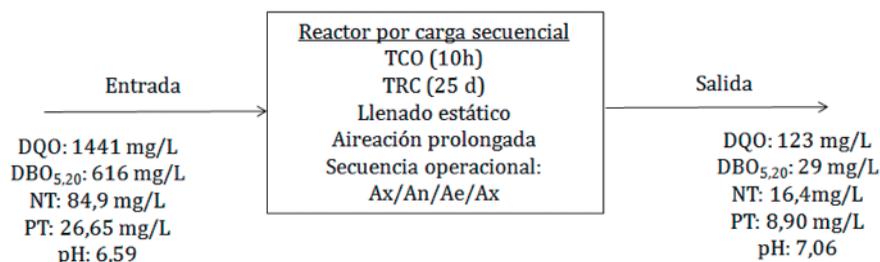


Figura 4. Condiciones operacionales del mejor tratamiento en el SBR para los efluentes de la elaboración de productos cárnicos.

## CONCLUSIONES

El efluente de la planta procesadora de alimentos cárnicos se caracterizó por presentar concentraciones de DQOT de 1455 mg/L, de NT de 67,4 mg/L y de PT de 24,5 mg/L, por lo cual el efluente industrial no cumple la normativa venezolana vigente sobre descarga en cuerpos de agua.

El tratamiento en el SBR permitió obtener porcentajes de remoción de materia orgánica, medida como DQO, que oscilaron entre 91,3 % y 92,6 %. No se encontraron diferencias significativas entre los tres tiempos evaluados.

Para los tiempos de ciclo operacional de 10 y 12 h se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción de nitrógeno total (61,3 %), NTK (81,3 %) y PT (52,6 %).

## REFERENCIAS

- Angulo N, Carvajal K, Cárdenas C, Araújo I, Morillo G, Melo P, Beltrán A y Díaz A. 2015. Comparación de condiciones operacionales en un reactor por carga secuencial tratando un efluente lácteo. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 38(1):50-57.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) y WEF (Water Environment Federation). 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21<sup>o</sup> Ed., American Public Health Association, Washington, D.C.
- Barbut S. 2015. Waste treatments and by-products (cap. 18). En: *The science of poultry and meat processing*. University of Guelph (Ontario).
- Baskar M y Sukumaran B. 2015. Effective method of treating wastewater from meat processing industry using sequencing batch reactor. *International Research Journal of Engineering and Technology*, 1(2):1-5.
- Carrasquero S, Pire M, Rincón N y Día, A. 2014a. Monitoreo de la remoción biológica de nitrógeno en efluentes de tenerías usando un reactor por carga secuencial. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 15(2):287-298.
- Carrasquero S, Pire M, Colina G, Mas y Rubí M, Martínez M y Díaz A. 2014b. Tasas de nitrificación y desnitrificación durante el tratamiento biológico de efluentes de tenerías en un reactor por carga secuencial. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 47(3):220-234.
- Carrasquero S, Matos E, Saras F, Pire M, Colina Gy Díaz A. 2014c. Evaluación de la eficiencia de un reactor por carga secuencial tratando aguas residuales provenientes de un matadero de reses. *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela*, 29(3):7-16.
- Carrasquero S, Marquina D, Soto J, Viloria S, Pire M y Díaz A. 2015. Remoción de nutrientes en aguas residuales de un matadero de reses usando un reactor biológico secuencial. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(2):43-60.
- Corbitt R. 2003. Manual de referencia de la ingeniería medioambiental. McGraw Hill, Madrid. 1608 pp.
- De Sena R, Tambosi J, Genena A, Moreira R, Schroder H y José H. 2004. Treatment of meat industry wastewater using dissolved air flotation and advanced oxidation processes monitored by GC-MS and LC-MS. *Chemical Engineering Journal*, 152:151-157.
- Díaz A, Ferrer P, Mazzolo E, Ferrer M, Rincón N y Colina G. 2010. Remoción simultánea de nitrógeno, DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 33(3):205-212.
- Díaz A, Villalobos M, Escalera M, Carrasquero S y López F. 2012. Remoción de nitrógeno en efluentes de una industria camaronera utilizando un reactor por carga secuencial. *Ciencia*, 20(2):79-89.
- Durai G y Rajasimman M. 2011. Biological treatment of tannery wastewater: A review. *Environmental Science & Technology*, 4(1):1-17.
- EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1999. Wastewater technology fact sheet sequencing batch reactors. EPA 832-F-99-073. Washington, D. C.
- Escaler I y Mujeriego R. 2001. Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de lodos activados. *Ingeniería del Agua*, 8(1):67-77.
- Farabegoli G, Carucci A, Majone M y Rolle E. 2004. Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. *Journal of Environmental Management*, 71:345-349.
- Filali Y, Auriol M, Tyagi R y Surampalli R. 2004. Treatment of slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor: Simulation vs experimental studies. *Journal of Environmental Management*, 25(1):23-38.
- Flapper T, Ashbolt N, Lee A, Lee A y Neil O. 2001. From the laboratory to full-scale SBR operation: treating high strength and variable industrial wastewaters. *Water Science and Technology*, 43(3):347-365.
- Grunditz C y Dalhammar G. 2001. Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of Nitrosomonas and Nitrobacter. *Water Research*, 35:433-440.
- Kundu P, Debsarkar A y Mukherjee S. 2013. Treatment of slaughter house wastewater in a sequencing batch reactor: Performance evaluation and biodegradation kinetics. *BioMed Research International*, 1:1-11.
- Kundu P, Debsarkar A y Mukherjee S. 2014. Kinetic modeling for simultaneous organic carbon oxidation, nitrification, and denitrification of abattoir wastewater in sequencing batch reactor. *Bioremediation Journal*, 18 (4):267-286.
- Ledesma C, Bononsea M, Rodríguez C y Sánchez, A. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44(3):419-425.
- León E, García J, Del Real J y López A. 2016. Performance of an upflow anaerobic filter in the treatment of cold meat industry wastewater. *Process Safety Environment Protection*, 102:385-91.
- Li B e Irvin S. 2007. The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor (SBR). *Biochemical Engineering Journal*, 34:248-255.
- Li J, Healy M, Zhan X y Rodgers M. 2008. Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 99(16):7644-7650.
- López A, De la Barrera J, Vallejo R y Barahona C. 2008. Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. *Interciencia*, 33(7):490-495.
- López A, Vallejo R y Méndez D. 2010. Evaluation of a combined anaerobic and aerobic system for the treatment of slaughterhouse wastewater. *Environmental Technology*, 31(3):319-326.
- Maldonado J y Ramón J. 2006. Sistema de tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo*, 1:34-49.
- Massé D y Masse L. 2000. Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *Canadian Agricultural Engineering*, 42 (3):139-146.
- Mekonnen A y Leta S. 2011. Effects of cycle and fill period length on the performance of a single sequencing batch reactor in the treatment of composite tannery wastewater. *Nature and Science*, 9(10):1-8.
- Moreno D, Quintero J y López A. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78:25-33.

- Padilla E., López A. y Gallardo J. 2011. Evaluation of stability factors in the anaerobic treatment of slaughterhouse water. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 2:114.
- Palmero J, Pire M, Hernández J, López F, Rincón N y Díaz A. 2009. Fraccionamiento de la materia orgánica de un agua residual de la industria avícola para la remoción biológica de nutrientes. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 43(2):211-224.
- Pire M, Cegarra D, Carrasquero S, Angulo N y Díaz A. 2015. Nitrogen and COD removal from tannery wastewater using biological and physicochemical treatments. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 80:63-73.
- República Bolivariana de Venezuela. 2007. Ley de aguas. *Gaceta Oficial* 35-595, 2 de enero.
- República de Venezuela. 1995. Decreto 883. Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y de los vertidos líquidos. *Gaceta Oficial* 5021, 18 de diciembre.
- Romero J. 2001. Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño. *Escuela Colombiana de Ingeniería, Bogotá, Colombia*, 1232 p.
- Romero T, Garbayo P y González O. 2014. Caracterización de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos Prodal, Cuba. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 35(3):88-100.
- Sroka E, Kamfliski W y Bohdziewicz J. 2004. Biological treatment of meat industry wastewater. *Desalination*, 162:85-91.
- Usda (Servicio de Inocuidad e Inspección de los Alimentos. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos). 2012. Jamón y la inocuidad alimentaria. <https://goo.gl/xuujji>, consulta abril de 2017.
- Uygur A. 2006. Specific nutrient removal rates in saline wastewater treatment using sequencing batch reactor. *Process Biochemistry*, 41:61-66.
- Wahaab R y El-Awady, H. 1999. Anaerobic/aerobic treatment of meat processing wastewater. *The Environmentalist*, 19:61-65.
- Youwei C, Shuying W y Jing L. 2009. On-line monitoring for phosphorus removal process and bacterial community in sequencing batch reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 17(3): 484-492.
- Zhan X, Healy M y Li J. 2009. Nitrogen removal from slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor under controlled low DO conditions. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 32(5):607-614.