

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-02

Artículos

**Tratamiento de efluentes de la matanza de cerdos por
remoción de nitrógeno y fósforo usando reactores
biológicos secuenciales**

**Treatment of effluents from pig slaughterhouses by
removing nitrogen and phosphorus using sequential
biological reactors**

Sedolfo Carrasquero¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4725-963X>

Altamira Díaz², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7013-5267>

¹Dirección de Innovación y Desarrollo, Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil (UTEG), Guayaquil, Ecuador, scarrasquero@uteg.edu.ec

²Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad del Zulia (LUZ), Maracaibo, Venezuela, adiaz@fing.luz.edu.ve

Autor para correspondencia: Sedolfo Carrasquero,
scarrasquero@uteg.edu.ec



Resumen

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de un tratamiento biológico en efluentes provenientes de la matanza de cerdos usando reactores por carga secuencial. Se implementaron tres tiempos de ciclo operacional (TCO) de 8, 12 y 16 horas; una secuencia anaerobia-aerobia-anóxica, y dos tiempos de retención celular (TRC) 15 y 25 días, realizando un total de seis tratamientos en reactores a escala laboratorio. Los parámetros fisicoquímicos medidos fueron la demanda química de oxígeno total (DQO_T), nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, ortofosfatos, fósforo total, pH y alcalinidad, al inicio y final de cada fase de la secuencia y salida del reactor por cada tratamiento evaluado. De acuerdo con los resultados obtenidos, los porcentajes de remoción de DQO_T estuvieron entre 82.0 y 86.9 %, mientras que para el nitrógeno y fósforo, las remociones se encontraron entre 46.7 y 71.6 %, y 38.1 y 54.5 %, respectivamente. La velocidad de nitrificación tuvo una buena correspondencia con la remoción de nitrógeno amoniacal; la mayor velocidad se obtuvo con un TRC de 25 d, lo cual indica que la actividad de la biomasa nitrificante fue alta. Para todos los tratamientos evaluados se observó la liberación de ortofosfatos durante la fase anaeróbica y su consumo durante la fase aeróbica en la secuencia operacional. El tratamiento biológico en el reactor que permitió obtener los mayores porcentajes de remoción simultánea de materia orgánica y nutrientes fue el realizado con un TCO de 16 h y un TRC de 25 días.

Palabras clave: efluentes de la matanza de cerdos, fósforo, materia orgánica, nitrógeno, nutrientes, tratamiento biológico.

Abstract

The objective of this research was to evaluate the efficiency of a biological treatment in effluents from the slaughter of cattle using sequential loading reactors. Three operational cycle times (TCO) of 8, 12 and 16 hours are implemented, an anaerobic, aerobic and anoxic sequence, and two cell retention times (TRC), 15 and 25 days, evaluating a total of six treatments in reactors at laboratory scale. The physicochemical parameters measured were the total chemical demand for oxygen, ammoniacal nitrogen, nitrites, nitrates, orthophosphates, total phosphorus, pH, and total alkalinity at the beginning, end of each phase, and output from the reactor for each evaluated treatment. According to the results obtained, the COD removal percentages were between 82.0 and 86.9 %, while for nitrogen and phosphorous, the removals were between 46.7 and 71.6 %, and 38.1 and 54.5 %, respectively. The nitrification speed had a correspondence with the good removal of ammoniacal nitrogen. The highest rate of nitrification occurred with 25 d of TRC, which indicates that the activity of the nitrifying biomass was high. For all evaluated treatments, the release of orthophosphates during the anaerobic phase and their consumption during the aerobic phase were demonstrated. The treatment in the reactor that allowed obtaining the highest percentages of simultaneous removal of organic matter and nutrients was carried out with an operational cycle time of 16 h and a cell retention time of 25 days.

Keywords: Effluents from pig slaughter, phosphorus, organic matter, nitrogen, nutrients, biological treatment.

Recibido: 31/03/2023

Aceptado: 13/02/2024

Publicado *online*: 05/03/2024

Introducción

La población mundial está en incremento, y se espera que los 7 600 millones de habitantes aumenten un 29 % y alcancen la asombrosa cifra de 9 900 millones para 2050 (Nagarajan *et al.*, 2019). El principal desafío con este incremento exponencial de la población es garantizar la seguridad alimentaria de una manera sostenible y respetuosa con el medio ambiente. Se estima que la demanda en este sector aumentará entre un 70 y 100 % (Prosekov & Ivanova, 2018).

Los productos animales son una fuente importante de proteínas para la población consumidora de carne, y la de cerdo es la segunda más producida después de la del pollo. Para la industria del beneficio de cerdos, el agua es utilizada antes, durante y después de la matanza, y los efluentes son una fuente de contaminación de materia orgánica, nitrógeno, grasas, sólidos totales y coliformes fecales, que provienen de las heces, orina, sangre, residuos cárnicos y alimentos no digeridos por los intestinos de los animales sacrificados (Zhang *et al.*, 2016; Cheng *et al.*, 2018; Cheng, Yang, Meng, & Zhang, 2019; Yang *et al.*, 2019).

Los efluentes de los mataderos suelen requerir un tratamiento para evitar problemas de contaminación debido a su elevada e inestable carga orgánica (Thi, Canh, & Hang, 2023). Se estima que las descargas finales de los animales sacrificados representan en promedio de 15 a 20 % de

sangre, lo que equivale de 1 a 2 kg DBO_{5,20} por 1 000 kg de peso vivo de cada animal, que puede llegar a 5.8 kg DBO_{5,20} por tonelada peso vivo si hay vertido total de la sangre (Carrasquero, González, Colina, & Díaz, 2019).

Las concentraciones de DQO en efluentes de la matanza de animales pueden oscilar entre 500 y 15 900 mg/l, mientras que el nitrógeno suele encontrarse entre 50 y 841 mg/l. El vertido de estas aguas residuales puede afectar de manera negativa la calidad de los cuerpos receptores; una de las consecuencias es la reducción del oxígeno disuelto en el agua superficial (Derakhshan, Kalantari, Farzadkia, Tiyuri, & Esrafil, 2023).

Por otro lado, en los últimos años, la evolución del sector industrial ha ido de la mano con el crecimiento de la protección al medio ambiente, lo que ha promovido regulaciones cada vez más estrictas hacia el control de los efluentes y su disposición final (El-Sheikh, 2009). El cumplimiento de estas exigencias requiere el conocimiento de las características de los efluentes para poder aplicar de modo apropiado estrategias operacionales durante el tratamiento.

El tratamiento biológico se utiliza ampliamente para tratar varios tipos de fluentes —incluidas aguas residuales municipales e industriales— por su eficiencia y costo relativamente bajo (Abdelfattah *et al.*, 2023). Dentro de este tipo de tratamiento se encuentran los reactores biológicos secuenciales (SBR), que consisten en tanques en los cuales ocurren en forma secuencial diferentes procesos de reacción y clarificación; son de estado no estacionario, capacidad variable y crecimiento suspendido (Alattabi, Harris, Alkhaddar, Ortoneda, & Alzeyadi, 2019).

El SBR tradicional es un sistema integrado que permite la nitrificación-desnitrificación, donde el amoníaco (NH_3) se oxida primero a NO_2^- , y luego a NO_3^- , con la producción final de gas nitrógeno (N_2) a través de las fases anóxicas (Abubakar, Latiff, Lawal, & Jagaba, 2016; Duan *et al.*, 2020). Al combinar etapas anaeróbicas, aeróbicas y anóxicas se logra con éxito la nitrificación, desnitrificación y eliminación biológica de fósforo al mismo tiempo (Gao, He, & Wang, 2020).

El objetivo de la investigación fue evaluar la eficiencia de un tratamiento biológico por remoción de nitrógeno y fósforo utilizando reactores secuenciales por carga en efluentes provenientes de la matanza de cerdos.

Materiales y métodos

Recolección y caracterización del efluente industrial

Los efluentes se recolectaron en un matadero de cerdos (*Sus domesticus*) ubicados al suroeste del municipio Maracaibo, estado Zulia, Venezuela, usando la metodología 1060 sobre la recolección de muestras y preservación (APHA, AWWA, & WEF, 2005). La recolección se realizó de forma manual a través de un muestreo aleatorio simple en las tanquillas ubicadas a la salida de la descarga de los efluentes en la planta de matanza. Los muestreos se realizaron mensualmente en recipientes limpios de plástico, color oscuro, con capacidad de 20 a 25 l. Luego, las muestras se trasladaron al laboratorio, se caracterizaron (Tabla 1) y se almacenaron bajo refrigeración a 4 °C, a fin de garantizar sus características iniciales.

Tabla 1. Parámetros medidos durante la caracterización de los efluentes provenientes de la matanza de cerdos.

Parámetro	Significado	Núm. de método (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Tipo de método
DBO _{5,20}	Demanda biológica de oxígeno	5210	Potenciométrico
DQO _T	Demanda química de oxígeno total	5220	Método volumétrico (reflujo cerrado)
DQO _S ¹	Demanda química de oxígeno soluble	5220	Método volumétrico (reflujo cerrado)
DQO _P ²	Demanda química de oxígeno particulada	---	---
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl	4500-N _{org} B	Volumétrico
N-NH ₄ ⁺	Nitrógeno amoniacal	4500-NH ₃ D	Volumétrico
Norg ³	Nitrógeno orgánico	---	---
NO ₂ ⁻	Nitritos	4500-NO ₂ ⁻ B	Colorimétrico
NO ₃ ⁻	Nitratos	4500-NO ₃ ⁻ B	Colorimétrico
NT ⁴	Nitrógeno total	---	----
PT	Fósforo total	4500-P C	Colorimétrico
P-PO ₄ ⁻³	Ortofosfatos	4500-P C	Colorimétrico
Cl ⁻	Cloruro	4500 Cl- B	Argentométrico
pH	Potencial de hidrógeno	4500 H+ B	Potenciométrico
Alcalinidad total	---	2320 B	Volumétrico
Acidez total	---	2310-B	Volumétrico
Color verdadero	---	2120-C	Colorimétrico

Parámetro	Significado	Núm. de método (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Tipo de método
Turbidez	----	2130-B	Nefelométrico
SST	Sólidos suspendidos totales	2540 D	Gravimétrico
SSV	Sólidos suspendidos volátiles	2540 E	Gravimétrico
SS	Sólidos sedimentables	2540-F	Volumétrico

¹La DQO_s se calculó filtrando la muestra por una membrana de éster celulosa con un tamaño de poro de 0.45 µm.

²La DQO_p se estimó a partir de la diferencia entre la DQO_T y la DQO_s.

³El Norgánico se determinó restando el NTK menos el N-NH₄⁺.

⁴El NT se calculó sumando el NTK, NO₂⁻ y NO₃⁻.

Tratamiento en los reactores biológicos secuenciales

Para el tratamiento se utilizaron reactores cilíndricos 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 aclimatada; el resto correspondió al efluente. Los reactores funcionaron en paralelo de manera automatizada para el llenado y 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), con dispositivos reguladores de tiempo (Excelline, modelo GTC-E-120AS9), y sistemas independientes de agitación mecánica y suministro de oxígeno (Figura 1). Todo el efluente clarificado se extrajo del reactor durante la fase de descarga.

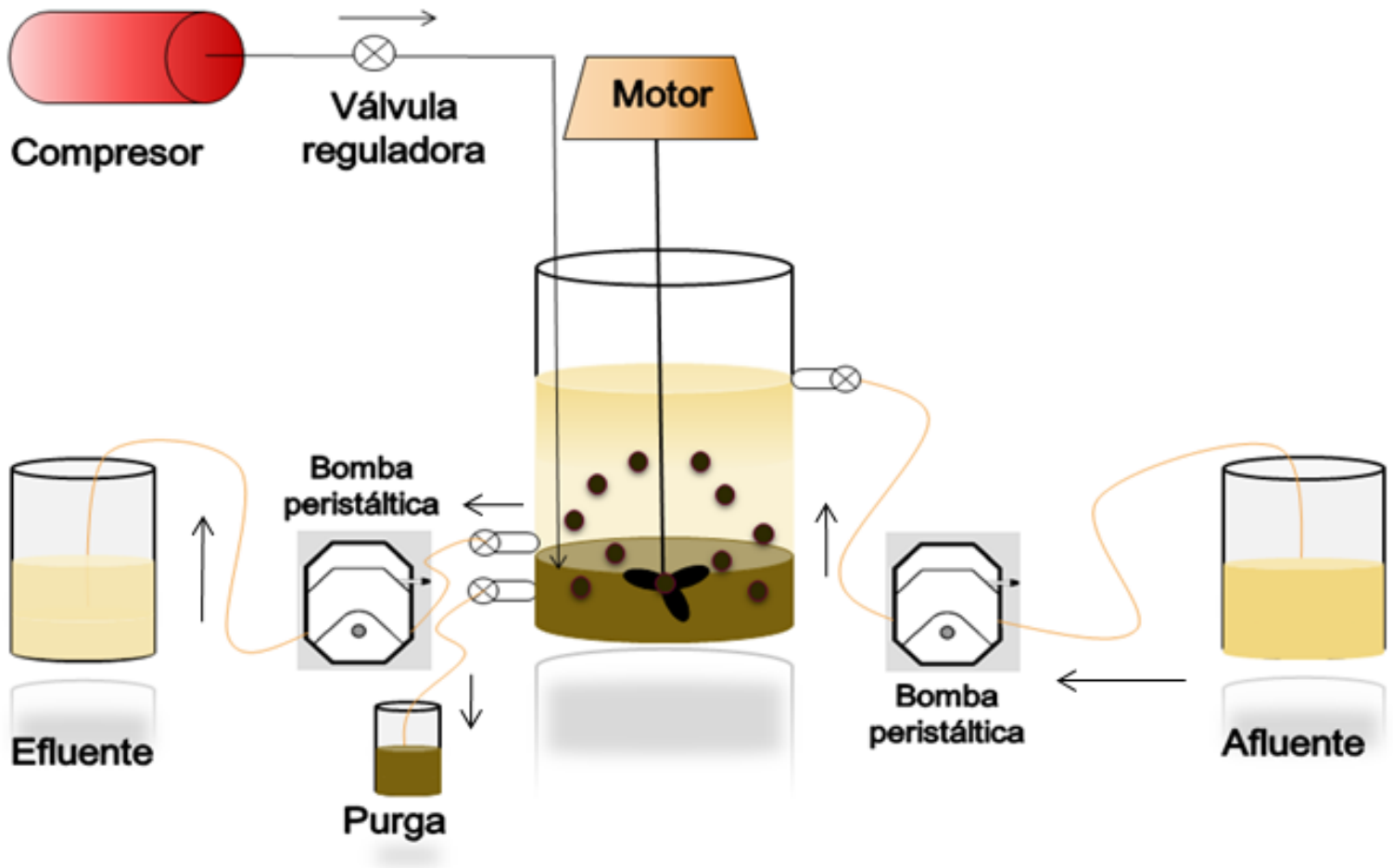


Figura 1. Descripción ilustrada del reactor por carga secuencial.

La entrada del afluente y la descarga del efluente fue 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 descarga. De igual manera se efectuó la extracción del licor mezcla.

El sistema de agitación mecánica consistió de un motor monofásico de 15 W y 1 300 rpm (General Electric, modelo WR60X165), ensamblado a un eje de acero inoxidable con un aspa de cuatro alas que se sumergió

dentro del agua residual y lodo (licor mezcla). Las revoluciones del motor se mantuvieron en 300 rpm utilizando un potenciómetro (Uygur, 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, garantizando una concentración mínima de oxígeno disuelto durante la fase aeróbica de 2 mg/l (Carrasquero & Urbina, 2023; Carrasquero, Rodríguez, Bernal, & Díaz, 2018).

Se evaluaron seis tratamientos variando la duración del ciclo operacional (8, 12 y 16 h) y el tiempo de retención celular (15 y 25 días), utilizando un diseño completamente al azar con arreglo factorial de dos factores 3 x 2 (factor 1: duración del TCO; factor 2: TRC). La duración de cada etapa utilizada en las secuencias operacionales se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Tratamientos realizados en el SBR para la los efluentes de la matanza de cerdos.

Tratamiento	TCO (h)	TRH (h)	TRC (d)	Secuencia operacional (h)		
				An	Ae	Ax
T1	8	11.4	15	1	5	1
T2	12	17.1	15	2	7	2
T3	16	22.9	15	3	10	2
T4	8	11.4	25	1	5	1
T5	12	17.1	25	2	7	2
T6	16	22.9	25	3	10	2

TRC = tiempo de retención celular.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRH = tiempo de retención hidráulico.

Na = etapa anaeróbica.

Ae = aeróbica.

Ax = anóxica.

Las fases de llenado, sedimentación y descarga tuvieron una duración de 0.25, 0.5 y 0.25 h, respectivamente.

La eficiencia de remoción de nutrientes se midió con base en el porcentaje de eliminación de DQO, DBO_{5,20}, NTK, PT y NT. La eficiencia de nitrificación se calculó mediante del porcentaje de remoción del nitrógeno amoniacal de acuerdo con la Ecuación (1), donde $[N - NH_4^+]_o$ representa la concentración de nitrógeno amoniacal al inicio de la etapa o fase (mg/l) y $[N - NH_4^+]_e$ la concentración de nitrógeno amoniacal al final de la etapa o fase (mg/l):

$$\text{Eficiencia de nitrificación}(E_N) = \left(\frac{[N-NH_4^+]_o - [N-NH_4^+]_f}{[N-NH_4^+]_o} \right) * 100 \quad (1)$$

La eficiencia de desnitrificación (EDN) se calculó como el nitrógeno eliminado a partir del nitrógeno amoniacal oxidado mediante la Ecuación (2), donde $[N - NH_4^+]_o$ es la concentración de nitrógeno amoniacal al inicio de la etapa o fase (mg/l); $[N - NH_4^+]_e$, la concentración de nitrógeno amoniacal al inicio de la etapa o fase (mg/l) y $[N - NO_x^-]_f$ es la concentración de nitritos y nitratos al final de la fase anóxica (mg/l):

$$\text{EDN} = \left(\frac{([N-NH_4^+]_o - [N-NH_4^+]_e) - [N-NO_x^-]_f}{([N-NH_4^+]_o - [N-NH_4^+]_e)} \right) * 100 \quad (2)$$

La eficiencia de remoción de nitrógeno total del reactor por carga secuencial se calculó a través de la Ecuación (3), con $[NTK + N - NO_x^-]_o$ como la concentración de nitrógeno total al inicio de la fase o etapa (mg/l) y $[NTK + N - NO_x^-]_f$ la concentración de nitrógeno total al final de la fase o etapa (mg/l):

$$E_{NT} = \left(\frac{[NTK + N - NO_x^-]_o - [NTK + N - NO_x^-]_f}{[NTK + N - NO_x^-]_o} \right) * 100 \quad (3)$$

De igual manera, se hizo un análisis de correlación de Pearson entre las COV aplicadas y la DQO removida para cada tratamiento evaluado. Además, se determinaron las cargas de nitrógeno total empleando la Ecuación (4), propuesta por Mekonnen y Leta (2011), donde NT_{AR} es la

concentración de nitrógeno total (mg/l), la sumatoria de NTK y $N-NO_x^-$ del agua residual cruda; V_{LL} , el volumen de agua residual alimentado en cada ciclo (L); V_r , el volumen útil del reactor (L), y t_c es la duración del ciclo en el SBR (d):

$$CNT = \frac{NT_{AR} * V_{LL}}{V_r * t_c} \quad (4)$$

En paralelo, se determinaron las tasas de nitrificación y desnitrificación siguiendo el procedimiento establecido por Farabegoli, Carucci, Majone y Rolle (2004) mediante el uso de los perfiles de $N-NO_3^-$ y la concentración de los SSVLM. Se tomaron muestras clarificadas del reactor por carga secuencial cada hora desde el comienzo hasta la finalización de la fase aeróbica del ciclo operacional. Se determinó la evolución de la concentración del nitrato con respecto al tiempo, ajustando el comportamiento al de una línea recta. Para la tasa de desnitrificación se graficaron las concentraciones de los iones nitratos obtenidas durante la fase anóxica. El cociente entre la pendiente de cada gráfica y los SSVLM correspondió a la tasa de nitrificación y desnitrificación.

Resultados y discusión

Caracterización de los efluentes

La caracterización fisicoquímica de los efluentes del matadero de cerdos se presenta en la Tabla 3, donde se reportan los valores medios y su dispersión expresada a través de la desviación estándar. Para efectos de comparación se incluyen los límites establecidos por la norma venezolana para la descarga a los cuerpos de agua (Decreto 883, 1995). El agua residual del matadero en estudio está formada por una mezcla de agua-sangre; deyecciones sólidas y líquidas de los animales; desechos producto del lavado de las vísceras, grasas y estiércol; todo ello descargado junto con las aguas residuales provenientes de las instalaciones sanitarias de la planta de matanza.

Tabla 3. Características fisicoquímicas de los efluentes provenientes de la matanza de cerdos.

Parámetro	Unidad de expresión	Valor (media \pm DE)	Límites máximos establecidos ¹
DBO _{5,20}	mg/l	2 455 \pm 501	60
DQO _T	mg/l	7 216 \pm 1 086	350
DQO _s	mg/l	3 416 \pm 403	-
DQO _P	mg/l	3 802 \pm 800	-
NTK	mg/l	374 \pm 67	-
N-NH ₄ ⁺	mg/l	172 \pm 30	-
N _{org}	mg/l	202 \pm 44	-
NO _x ⁻	mg/l	ND	10

Parámetro	Unidad de expresión	Valor (media \pm DE)	Límites máximos establecidos ¹
NT	mg/l	374 \pm 67	40
PT	mg/l	18.90 \pm 3.81	9
P-PO ₄ ⁻³	mg/l	11.61 \pm 1.39	10
Cl ⁻	mg/l	602 \pm 38	1 000
pH	-	6.81 \pm 0.35	6-9
Alcalinidad total	mg CaCO ₃ /l	1 321 \pm 318	-
Aceites y grasas	mg/l	320 \pm 135	20
Acidez total	mg/l	237 \pm 87	-
Color real	UC Pt-Co	499 \pm 87	500
Turbidez	UNT	157 \pm 13	-
ST	mg/l	4 398 \pm 874	-
SS	mL/l	17.2 \pm 0.2	1
SST	mg/l	1 325 \pm 106	80
SSV	mg/l	470 \pm 76	-
DQO _T /-N-NH ₄ ⁺ /P-PO ₄ ⁻³	-	100/2.32/0.15	-

n = 20.

n = número de repeticiones.

ST = sólidos totales.

ND = no detectable.

Límite de detección = 1 mg/l.

¹Decreto 883 (1995).

El agua cruda proveniente del matadero de cerdos se caracterizó por presentar una concentración de DQO_T que osciló entre 5 550 y 9 545 mg/l, con un promedio de 7 216 mg/l; esto puede deberse a que el

matadero en estudio no realiza ningún proceso de separación de sangre. La sangre es el principal contaminante de las aguas residuales provenientes de la matanza, aportando una DQO total de 375.000 mg/l de sangre. Cuando no se recolecta de forma apropiada, la carga orgánica puede ser 2 o 3 veces mayor que en los mataderos que sí realizan un proceso de recuperación (Muñoz, 2005).

En relación con la concentración de $DBO_{5,20}$, el valor obtenido durante la caracterización osciló entre 1 965 y 3 700 mg/l, con una concentración media de 2 465 mg/l. La relación $DBO_{5,20}/DQO_T$ osciló entre 0.26 y 0.44, con una relación promedio de 0.35, lo que indica que el efluente es poco biodegradable, pero aún puede ser tratado por medios biológicos. El cociente obtenido corresponde al valor de 0.35 reportado Garzón y Buelna (2014).

Los valores promedio de NTK, $N-NH_4^+$ y N_{org} obtenidos fueron 374, 172 y 202 mg/l, respectivamente. Estas concentraciones se deben a compuestos como la urea en la orina, tejido sanguíneo y las heces de los animales que contienen cantidades apreciables de proteína no asimilada (nitrógeno orgánico).

Con respecto al pH, las aguas residuales porcícolas tienden a la neutralidad o ser ligeramente ácidas. Este efluente presentó un valor de pH entre 6.43 y 7.37, y se caracterizó por presentar una alcalinidad total que se mantuvo entre 1 100 y 1 600 mg $CaCO_3/l$. Los altos valores iniciales de alcalinidad de estos efluentes se consideran adecuados para evitar variaciones en el pH y permitir que este parámetro se mantenga estable.

Con respecto a los valores de los parámetros físicos, la concentración promedio de sólidos totales, sólidos suspendidos totales y sólidos sedimentables fueron de 4 398, 1 325 y 17.2 ml/l, respectivamente. Los sólidos suspendidos totales se presentan debido al arrastre de grandes cantidades de pelos, sangre coagulada y restos de vísceras que son descargados por acción del lavado en los canales que recibe el agua residual.

La concentración media de cloruros en el efluente fue de 602 mg/l. Tal concentración de cloruros en el efluente industrial puede deberse a que durante los procesos de estabulación y aturrido, los animales producen una gran cantidad de orina, que conlleva a una contaminación del agua con compuestos nitrogenados y sales como los cloruros.

Los resultados obtenidos durante la caracterización mostraron que el agua residual proveniente del matadero porcícola no cumple con las especificaciones requeridas para ser descargada a un cuerpo de agua, por lo que se le debe aplicar algún tratamiento que permita disminuir la concentración de materia orgánica, nutrientes y sólidos a niveles que no excedan los límites establecidos por la normativa actual vigente (Decreto 883, 1995).

Desempeño del reactor por carga secuencial a diferentes TCO y TRC

Condiciones operacionales

Las condiciones de temperatura con las que funcionaron los reactores por carga secuencial para los seis tratamientos aplicados fueron mesofílicas (Tabla 4).

Tabla 4. Parámetros operacionales en el SBR para los tratamientos evaluados en el efluente de la matanza de cerdos.

Parámetro	T1	T2	T3	T4	T5	T6	
T(°C)	27.1 ± 0.2	27.9 ± 0.7	27.8 ± 0.5	28.1 ± 0.6	28.4 ± 0.9	27.7 ± 0.7	
pH	6.60 ± 0.16	6.73 ± 0.44	6.62 ± 0.29	6.63 ± 0.17	6.69 ± 0.50	6.67 ± 0.06	
COV (kg DQO/m ³ .d)	14.57 ± 1.61 ^a	8.98 ± 0.88 ^b	6.79 ± 1.00 ^c	15.30 ± 1.75 ^a	9.74 ± 0.71 ^b	7.58 ± 1.14 ^c	
CNT (kg/(m ³ .d))	0.78 ± 0.04 ^a	0.52 ± 0.04 ^b	0.33 ± 0.03 ^c	0.78 ± 0.04 ^a	0.50 ± 0.03 ^b	0.32 ± 0.01 ^c	
SSTLM (mg/l)	3 590 ± 430	3 680 ± 125	4 030 ± 447	3 830 ± 180	3 530 ± 384	2 540 ± 332	
SSVLM (mg/l)	2 170 ± 190	2 330 ± 139	2 550 ± 550	2 067 ± 128	2 340 ± 870	2 207 ± 160	
OD (mg/l)	Fase An	0.11 ± 0.02	0.12 ± 0.09	0.19 ± 0.05	0.13 ± 0.12	0.21 ± 0.03	0.18 ± 0.05
	Fase Ae	3.02 ± 0.58	3.81 ± 1.02	3.77 ± 0.37	3.22 ± 0.82	3.75 ± 0.35	3.17 ± 0.69
	Fase Ax	0.31 ± 0.05	0.35 ± 0.32	0.43 ± 0.12	0.44 ± 0.15	0.27 ± 0.06	0.27 ± 0.07

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

COV = carga orgánica volumétrica.

CNT = carga de nitrógeno total.

SSTLM = sólidos suspendidos totales del licor mezcla.

SSVLM = sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla.

OD = oxígeno disuelto.

An = fase anaeróbica.

Ae = fase aeróbica.

Ax = fase anóxica.

Media seguida por letras distintas como superíndice en cada fila indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Los valores promedio de la concentración de SSTLM variaron entre 2 540 y 4 030 mg/l, mientras que los SSVLM estuvieron entre 2 170 y 2 550 mg/l. La relación SSVLM/SSTLM durante el periodo de experimentación de los seis tratamientos realizados fue de 0.66, lo que implica una baja presencia de compuestos inorgánicos en la biomasa.

Con respecto a las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) para la fase aeróbica, variaron entre 3.02 y 3.81 mg/l; mientras que para la fase anaeróbica y anóxica, la concentración de OD se mantuvo entre 0.11 y 0.19 mg/l, y 0.27 y 0.44 mg/l, respectivamente. Las concentraciones de OD en la fase aeróbica se mantuvieron en el rango recomendado por Hai, He, Wang y Li (2014), quienes sugieren como óptimo un rango que oscila entre 2.8 y 4.0 mg/l.

Eficiencia del SBR en la remoción de materia orgánica

La eficiencia de los SBR para la remoción de DQO_T se muestra en la Tabla 5. Se obtuvieron porcentajes de remoción que oscilaron entre 82.9 y 86.9 %; los mayores valores de remoción se alcanzaron para los tratamientos con un TCO de 16 h (T3 y T6) y 12 h (T5), por lo que el aumento de 8 a 16 h en el TCO generó incrementos en las eficiencias de remoción de DQO_T de 82.9 a 86.1 % cuando se usó un TRC de 15 días, y de 84.7 a 86.9 % cuando se utilizó 25 días. Los porcentajes de remoción obtenidos son similares a los reportados por Al-Obaidi y Al-Sulaiman (2021), y Alattabi *et al.* (2019), quienes alcanzaron remociones de 86 y 93 %, respectivamente, durante un proceso de tratamiento de aguas residuales en reactores secuenciales. De igual manera, los resultados fueron superiores a los de Rifi *et al.* (2022), quienes evaluaron la eficiencia del SBR aeróbico-anóxico en la reducción de contaminantes en las aguas residuales industriales mezcladas con las urbanas.

Tabla 5. Eficiencia de remoción de DQO_T para los tratamientos evaluados en el efluente de la matanza de cerdos.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Entrada	6 938 ± 767	6 418 ± 629	6 212 ± 834	7 301 ± 836	7 023 ± 836	6 770 ± 1 019
Fin llenado	5 897 ± 622	5 519 ± 535	5 218 ± 713	6 205 ± 310	5 970 ± 480	5 552 ± 847
Fin anaeróbica	4 426 ± 163	4 476 ± 304	4 498 ± 607	5 292 ± 567	4 942 ± 556	4 917 ± 673
Fin aeróbica	1 859 ± 695	1 970 ± 193	2 180 ± 294	2 221 ± 433	2 157 ± 191	2 341 ± 479
Fin anóxica	1 362 ± 548	1 167 ± 125	856 ± 115	1 117 ± 178	950 ± 29	934 ± 55
Salida	1 250 ± 181	1 145 ± 259	876 ± 213	1 099 ± 45	1 000 ± 106	875 ± 104

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
% remoción de DQO _T	82.9 ± 1.2 ^b	82.0 ± 4.4 ^b	86.1 ± 1.7 ^a	84.7 ± 6.4 ^{a,b}	85.6 ± 2.1 ^a	86.9 ± 2.3 ^a

DQO = demanda química de oxígeno.

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

Media seguida por letras distintas como superíndice en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

En cuanto a los valores de DQO_T a la salida de los reactores por carga secuencial, se encontró que para todos los tratamientos evaluados las concentraciones fueron superiores al límite establecido para descarga a cuerpos de agua (Decreto 883, 1995). Estos valores podrían corresponder a las concentraciones de materia orgánica inerte que el tratamiento biológico no fue capaz de disminuir. Para lograr remover la DQO recalcitrante se requiere la aplicación de un tratamiento terciario o, en su defecto, la combinación de tratamientos oxidativos y biológicos.

En la Figura 2 se presentan los perfiles de la DQO_T a lo largo del tiempo de ciclo operacional en el reactor por carga secuencial. Se observa que la concentración de DQO_T disminuyó durante el transcurso del ciclo para cada tratamiento debido a la oxidación producida por las reacciones metabólicas y crecimiento celular de la biomasa, la cual consumió la materia orgánica, almacenándola en el interior de sus células o transformándola en productos finales.

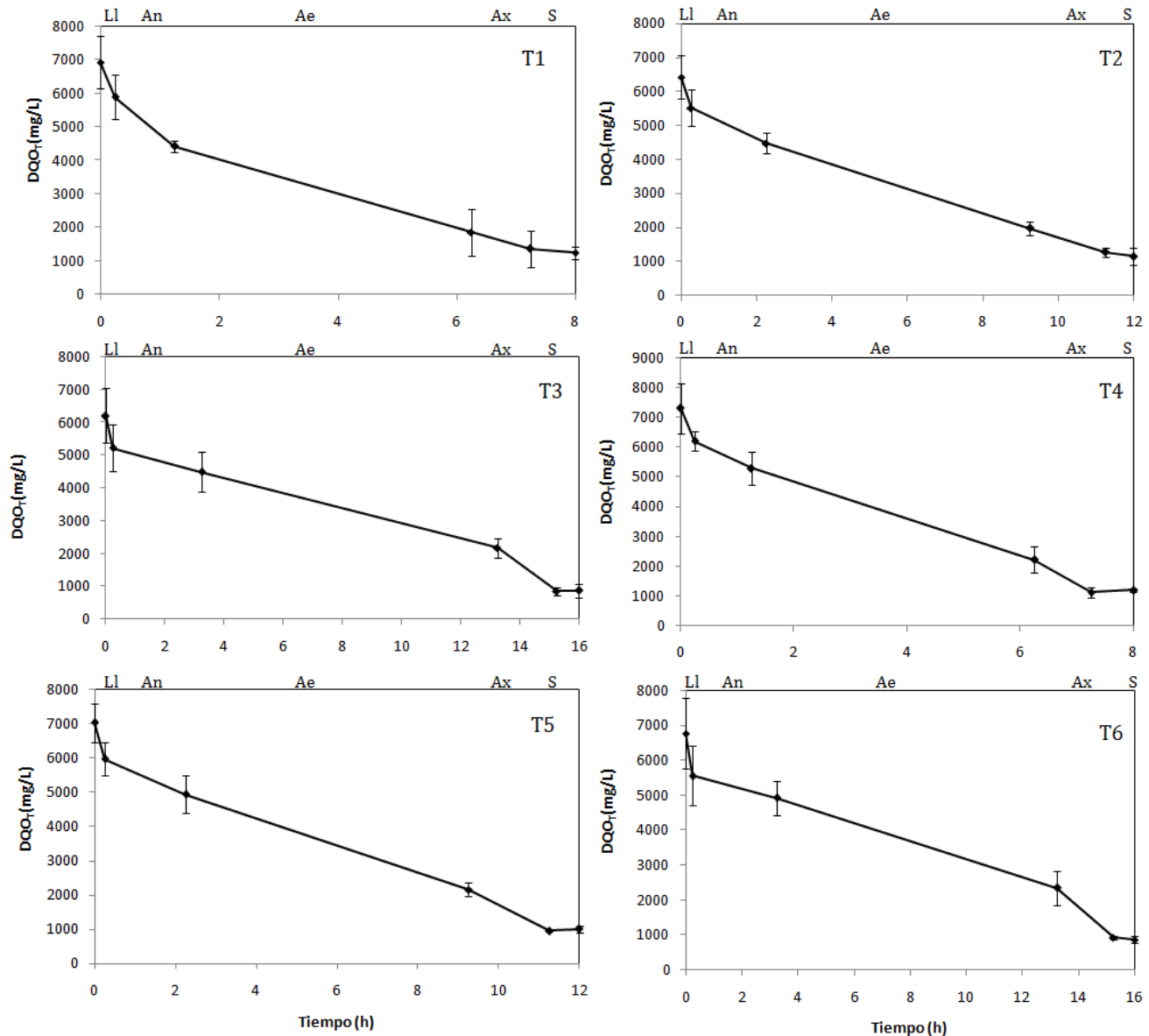


Figura 2. Evolución de la DQO_T durante los tratamientos realizados al efluente de la matanza de cerdos. Las barras verticales representan el error típico. DQO_T: demanda química de oxígeno total; T1: tratamiento con un TCO de 8h y un TRC de 15 d; T2: 12 h y 15 d; T3: 16 h y 15 d; T4: 8 h y 25 d; T5: 12 h y 25 d; T6: 16 h y 25 d; Ll: llenado; An: fase anaeróbica; Ae: fase aeróbica; Ax: fase anóxica; S: sedimentación.

Para el primer tratamiento de 8 h y 15 d, la concentración promedio de DQO_T a la entrada del reactor fue de 6 938 mg/l. Durante el llenado rápido estático y la fase anaeróbica, parte de la materia orgánica fue consumida por los microorganismos logrando entre 15.2 y 21.2 % de remoción. Durante las siguientes cinco horas de fase aeróbica ocurrió la mayor remoción de materia orgánica de 37.0 %; sin embargo, para la última hora de la etapa de reacción (fase anóxica), se obtuvo una remoción de tan solo el 7.2 %. Durante la fase de sedimentación ocurrió una reducción de 1.6 %, obteniendo una eficiencia global para este tratamiento de 82.2 %. Comportamientos similares se obtuvieron para el resto de los tratamientos realizados; la fase aeróbica es la que presentó el mayor porcentaje de remoción, seguida de la fase anaeróbica y la fase anóxica, respectivamente.

Se infiere que durante el llenado y la fase anaeróbica ocurrió el proceso de adsorción de la materia fácilmente biodegradable por parte de la superficie activa de la biomasa, comenzando el proceso de descomposición anaeróbica que involucra interacciones metabólicas complejas. En la fase aeróbica ocurrió una remoción gradual de la DQO_T asociada posiblemente con que se está consumiendo la materia lentamente biodegradable, la cual está formada por moléculas de elevado peso molecular que deben ser hidrolizadas por las enzimas segregadas por los microorganismos y convertidas en moléculas solubles de bajo peso molecular y, por tanto, de fácil asimilación para las células. Los procesos que se llevan a cabo en la etapa aeróbica son la asimilación, oxidación y respiración endógena, que implican un empleo más lento y progresivo de la materia orgánica remanente de la primera fase.

Además, se observó que el alargamiento del ciclo operacional permitió que se aumentaran las eficiencias de remoción alcanzadas en esta fase para el tratamiento T1 con TRC de 15 d, un TCO de 8 h con una fase anóxica de 1 hora; los porcentajes de remoción de DQO_T fueron de 7.2%, sin embargo estos porcentajes aumentaron a 11.0 y 21.3 % para el tratamiento T2 y T3, con 25 d de TRC, 12 y 16 h de TCO con 2 h de fase anóxica.

Del análisis de correlación de Pearson realizado entre la COV y la DQO removida ($p \leq 0.05$), se obtuvo para todos los TCO evaluados que a medida que se incrementó la carga orgánica volumétrica del efluente, aumentó la DQO_T removida en el reactor (Figura 3).

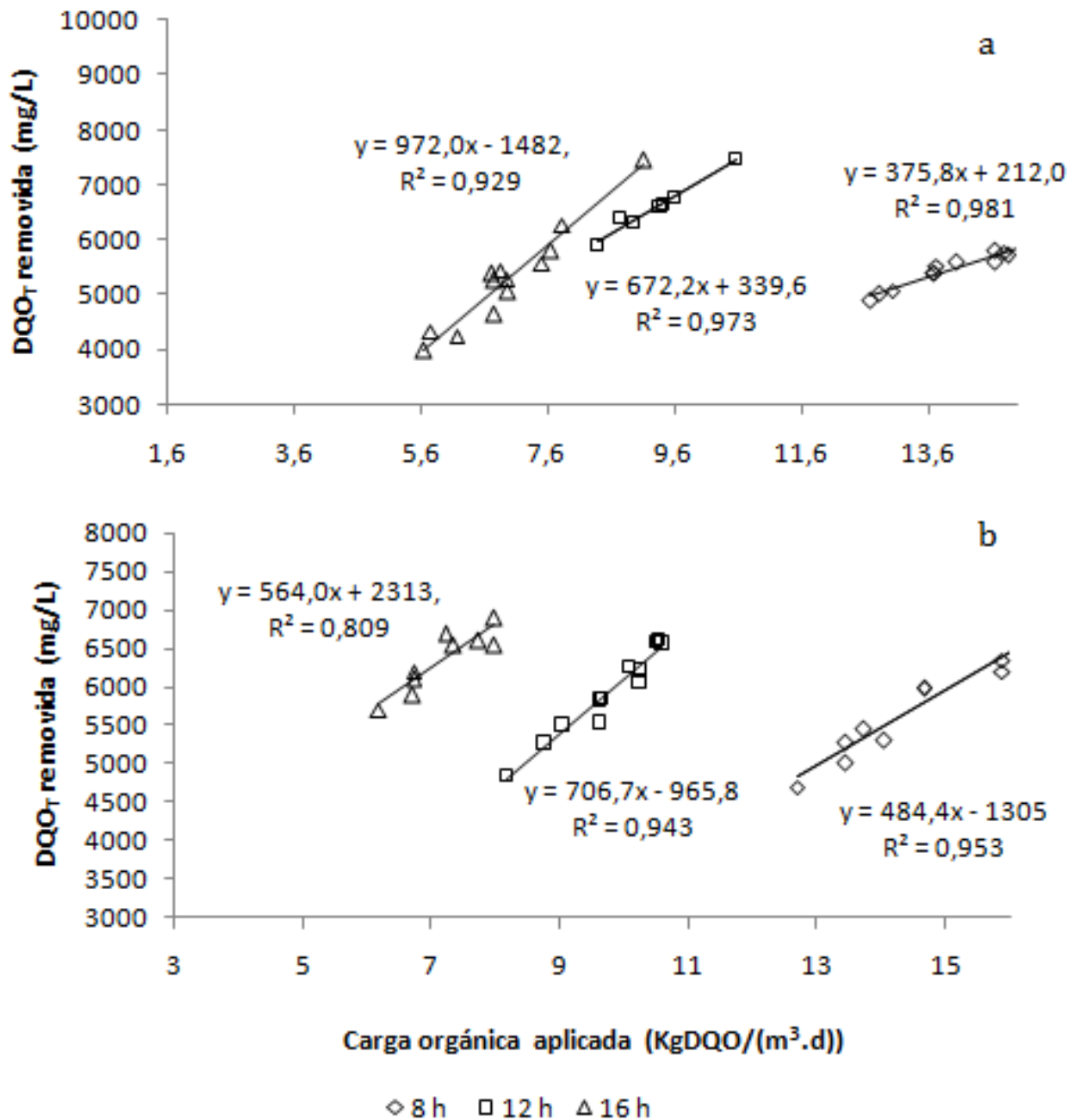


Figura 3. Relación entre la carga orgánica volumétrica aplicada y la DQO removida durante el tratamiento del efluente proveniente de la matanza de cerdos con TRC de 15 d (a) y 25 (b). DQO_T: demanda química de oxígeno total; R²: coeficiente de determinación.

La remoción de materia orgánica medida como $DBO_{5,20}$ alcanzó valores entre 91.9 y 95.3 % (Tabla 6). Los resultados de este estudio revelaron que la eliminación de $DBO_{5,20}$ es mayor que la eliminación de DQO, lo cual es congruente con los hallazgos informados por Al-Obaidi y Al-Sulaiman (2021), y Kitanou *et al.* (2021).

Tabla 6. Eficiencia de remoción de $DBO_{5,20}$ para los tratamientos evaluados en el efluente de la matanza de cerdos.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Entrada	2 610 ± 456	2 059 ± 108	2 073 ± 70	2 618 ± 556	2 008 ± 310	2 237 ± 377
Fin llenado	2 088 ± 365	1 647 ± 86	1 658 ± 46	2 199 ± 467	1 547 ± 232	1 767 ± 94
Fin anaeróbica	1 566 ± 273	1 283 ± 170	1 368 ± 146	1 576 ± 380	1 273 ± 465	1 475 ± 32
Fin aeróbica	418 ± 67	265 ± 13	249 ± 30	428 ± 123	270 ± 45	263 ± 48
Fin anóxica	183 ± 13	163 ± 13	122 ± 4	182 ± 127	167 ± 36	125 ± 13
Salida	183 ± 97	140 ± 25	132 ± 19	198 ± 106	143 ± 53	101 ± 29
% remoción de $DBO_{5,20}$	92.6 ± 4.3 ^{a,b}	93.1 ± 1.4 ^{a,b}	93.6 ± 4.8 ^{a,b}	91.9 ^b ± 4.8 ^b	92.7 ± 2.9 ^{a,b}	95.3 ± 1.7 ^a

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

$DBO_{5,20}$ = demanda biológica de oxígeno.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Media seguida por letras distintas en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Se encontró que la variación en el TRC no afectó la remoción de $\text{DBO}_{5,20}$, al no encontrarse diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) entre los tratamientos realizados con 15 y 25 d de TRC. Además, se observó que para los tratamientos realizados con un TRC de 15 d no se obtuvieron diferencias significativas entre los tiempos de 8, 12 y 16 h.

Eficiencia del SBR en la remoción de nitrógeno

Los valores de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) —que incluye la sumatoria del contenido de nitrógeno amoniacal y orgánico a la salida del reactor por carga secuencial— oscilaron entre 72 y 178 mg/l (Tabla 7). Por su parte, las concentraciones de nitrógeno N-NO_x^- —que corresponde a la sumatoria de los nitritos y nitratos— oscilaron entre 10.4 y 18.0 mg/l, valores que son superiores a lo establecido en la normativa venezolana para la descarga a cuerpos de agua, que establece como límite máximo permisible 10 mg/l (Decreto 883, 1995).

Tabla 7. Valores promedio de las concentraciones de NTK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ en los tratamientos de los efluentes porcícolas.

Variable	Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
NTK	Entrada	371 ± 19	375 ± 21	313 ± 25	372 ± 17	359 ± 23	306 ± 12
	Fin anaeróbica	308 ± 14	313 ± 18	281 ± 22	314 ± 8	299 ± 33	275 ± 8
	Fin aeróbica	167 ± 25	214 ± 12	75 ± 13	168 ± 14	205 ± 32	73 ± 10
	Fin anóxica	152 ± 21	167 ± 70	76 ± 6	155 ± 4	152 ± 11	75 ± 11
	Salida	175 ± 10	178 ± 21	81 ± 9	157 ± 5	151 ± 20	72 ± 10
N-NH ₄ ⁺	Entrada	168 ± 14	180 ± 14	168 ± 15	168 ± 14	186 ± 10	162 ± 17
	Fin anaeróbica	118 ± 8	108 ± 8	117 ± 11	102 ± 6	112 ± 5	112 ± 6
	Fin aerobia	81 ± 7	88 ± 5	24 ± 2	81 ± 8	51 ± 15	21 ± 4
	Fin anóxica	81 ± 7	84 ± 4	27 ± 7	87 ± 3	56 ± 13	17 ± 5
	Salida	80 ± 6	89 ± 8	25 ± 3	80 ± 6	61 ± 13	18 ± 5
N-NO ₂ ⁻	Entrada	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fin anaeróbica	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fin aeróbica	16.0 ± 8.3	23.5 ± 8.0	22.8 ± 6.8	19.8 ± 9.0	26.3 ± 7.1	33.9 ± 25.7
	Fin anóxica	6.2 ± 4.2	10.0 ± 7.2	13.1 ± 6.5	36 ± 2.8	8.7 ± 6.4	12.3 ± 9.1
	Salida	6.0 ± 4.3	9.6 ± 7.0	3.5 ± 2.8	3.5 ± 2.8	7.5 ± 4.6	7.4 ± 3.7
N-NO ₃ ⁻	Entrada	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fin anaeróbica	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fin aeróbica	17.5 ± 7.5	45.6 ± 25.1	52.8 ± 23.6	30.0 ± 16.7	43.2 ± 25.0	66.5 ± 21.3
	Fin anóxica	9.2 ± 13	9.2 ± 2.7	9.5 ± 1.5	7.5 ± 4.2	11.9 ± 6.2	6.7 ± 3.0
	Salida	8.4 ± 3.6	8.4 ± 3.6	9.2 ± 1.3	7.4 ± 5.5	10.3 ± 7.6	7.4 ± 0.7

n = número de repeticiones.

n = 12.

ND = no detectable.

Límite de detección = 1 mg/l.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

NTK = nitrógeno total Kjeldahl.

N-NH₄⁺ = nitrógeno amoniacal.

N-NO₂⁻ = nitritos.

N-NO₃⁻ = nitratos.

La mayor eficiencia de remoción de NTK se alcanzó en los tratamientos T3 y T6, que fueron estadísticamente similares entre sí ($p > 0.05$), con valores superiores al 70 % (Tabla 8). Se obtuvo que la variación en el TCO generó aumentos en la remoción de NTK, siendo mayor en el tratamiento con 16 h. Por otro lado, la variación en el TRC no afectó la remoción de NTK debido a que no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los tratamientos con el mismo TCO, pero con diferente TRC.

Tabla 8. Valores promedios de la remoción de NTK, NT, relación $\text{Norg}_e/\text{NTK}_e$, eficiencias de nitrificación y desnitrificación obtenidos durante tratamientos de los efluentes porcícolas.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Remoción de NTK	52.7 ± 4.7 ^c	52.4 ± 5.4 ^c	73.9 ± 4.0 ^a	57.5 ^{b,c} ± 3.4	58.0 ^b ± 4.3	76.5 ^a ± 3.7
% $\text{Norg}_e/\text{NTK}_e$	44.0 ± 4.3 ^d	49.0 ± 10.6 ^{c,d}	68.4 ± 5.1 ^{a,b}	48.8 ^b ± 3.6	58.3 ^{b,c} ± 11.6	75.9 ^a ± 10.0
Remoción de NT	48.8 ± 5.7 ^{b,c}	46.7 ± 5.6 ^c	67.3 ± 5.0 ^a	54.6 ^b ± 5.4	53.0 ^{b,c} ± 4.7	71.6 ^a ± 4.2
Eficiencia de nitrificación	51.7 ± 6.5 ^d	50.3 ± 4.7 ^d	84.7 ± 1.6 ^b	52.8 ^d ± 5.7	67.4 ^c ± 6.2	88.9 ^a ± 2.0
Eficiencia de desnitrificación	82.9 ± 12.8 ^{a,b}	77.8 ± 13.1 ^b	85.4 ± 3.3 ^{a,b}	90.3 ^a ± 8.9	85.5 ^{a,b} ± 8.8	89.5 ^a ± 2.0

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

NTK = nitrógeno total Kjeldahl.

NTK_e = nitrógeno total Kjeldahl en el efluente.

Norg_e = nitrógeno orgánico en el efluente.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Media seguida por letras como superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Por otro lado, para la eficiencia de nitrificación se encontraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) al comparar los valores obtenidos en el tratamiento T3 con el T6. Estos tratamientos se realizaron con un TCO de 16 h, pero con un TRC diferente, por lo que la variación en el TRC

afectó la ocurrencia del proceso de nitrificación. Además, se encontró que el aumento en el tiempo de retención celular produjo incrementos en la velocidad de nitrificación (Tabla 9). Los mayores valores se obtuvieron para los tratamientos con 25 d de TRC. Las velocidades de nitrificación presentaron diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) entre los tratamientos aplicados, confirmando que el TCO tuvo influencia sobre el proceso de nitrificación.

Tabla 9. Velocidades de nitrificación y desnitrificación obtenidos durante tratamientos de los efluentes porcícolas.

Variable	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Velocidad de nitrificación (mg N-NO ₃ ⁻ /(mg SSVLM.d))	0.0267 ^e	0.0541 ^d	0.0743 ^b	0.0662 ^c	0.0638 ^c	0.0875 ^a
Velocidad de desnitrificación (mg N-NO ₃ ⁻ /(SSVLM.d))	0.0688 ^d	0.1668 ^d	0.1910 ^c	0.2599 ^b	0.1768 ^c	0.484 ^a

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

SSTLM = sólidos suspendidos totales del licor mezcla.

SSVLM = sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla.

N-NO₃⁻ = nitratos.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Media seguida por letras como subíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

La nitrificación se lleva a cabo en condiciones alcalinas, en las que el nitrógeno amoniacal desempeña un papel de donante de electrones y el oxígeno es el de receptor de electrones, por lo que nitrógeno amoniacal se oxida a nitrito, y posteriormente, a nitrato. Este es el proceso limitante en la eliminación biológica de nitrógeno; se logra mediante la participación de bacterias nitrificantes aeróbicamente autótrofas, incluidas las bacterias oxidantes del amoniaco bacterias y bacterias oxidantes de nitrito (Song, Gao, Yang, Guo, & Wang, 2023).

La velocidad de nitrificación tuvo una buena correspondencia con la remoción de nitrógeno amoniacal. La mayor velocidad de nitrificación se presentó en el tratamiento T6, al igual que el mayor porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal, lo que implica que la actividad de la biomasa nitrificante fue alta. La eficiencia de nitrificación dependió directamente de la duración de la fase aeróbica y la tasa de nitrificación, velocidad con la que los microorganismos nitrificantes logran oxidar el amonio. Las velocidades de nitrificación obtenidas se encuentran dentro del rango reportado por Carrasquero, Pire, Rincón y Díaz (2014) durante el tratamiento de efluentes de tenerías, con valores que oscilaron entre 0.0202 y 0.0794 mg N-NO₃-/(SSVLM.d).

La eficiencia de desnitrificación se evaluó para cada uno de los tratamientos; se obtuvieron valores que se encontraron entre 77.8 y 90.3 %. El aumento del tiempo de retención celular no afectó el proceso de desnitrificación, pues no se encontraron diferencias estadísticas ($p > 0.05$) entre los tratamientos con el mismo TCO, pero diferente TRC.

Las velocidades específicas de desnitrificación oscilaron entre 0.0688 y 0.484 mg N-NO₃⁻/(mg SSVLM.d). Cabe destacar que el proceso de desnitrificación ocurrió en todos los casos sin la necesidad de la adición de una fuente externa de carbono, lo que indica que la materia orgánica requerida para la desnitrificación se obtuvo del carbono acumulado en el interior de los microorganismos. En este sentido, Haddaji *et al.* (2023) aseguran que las bacterias heterótrofas son una fuente de energía y un sustrato para la biomasa desnitrificante. Así, la DQO utilizada para la desnitrificación como fuente de carbono se oxida al CO₂ y H₂O (Kamińska & Marszałek, 2020). Además del TRC, muchos factores, como la concentración de nitratos y fuentes de carbono, influyen significativamente en la desnitrificación, rendimiento del sistema (Gong *et al.*, 2021; He *et al.*, 2020; Yuan, Peng, Wang, Li, & Zhang, 2020).

La remoción de nitrógeno total alcanzó valores que oscilaron entre 48.8 y 71.6 %. La mayor eficiencia de NT se logró con el tratamiento con 16 h de TCO y 25 días de TRC, siendo estadísticamente diferente ($p \leq 0.05$) a los tratamientos con 12 h. La secuencia operacional utilizada, un llenado rápido, una fase anaeróbica, seguida de fases aeróbicas y anóxicas, permitió la remoción de NT en todos los tratamientos.

Los valores de pH registrados en el ciclo operacional oscilaron entre 6.60 y 7.73, con un aumento constante durante el ciclo operacional (Figura 4, Figura 5 y Figura 6). Abualhail, Naseer y Xiwu (2017) reportaron un comportamiento similar en los perfiles de pH durante el seguimiento de la eliminación de nutrientes en diferentes tipos de aguas residuales.

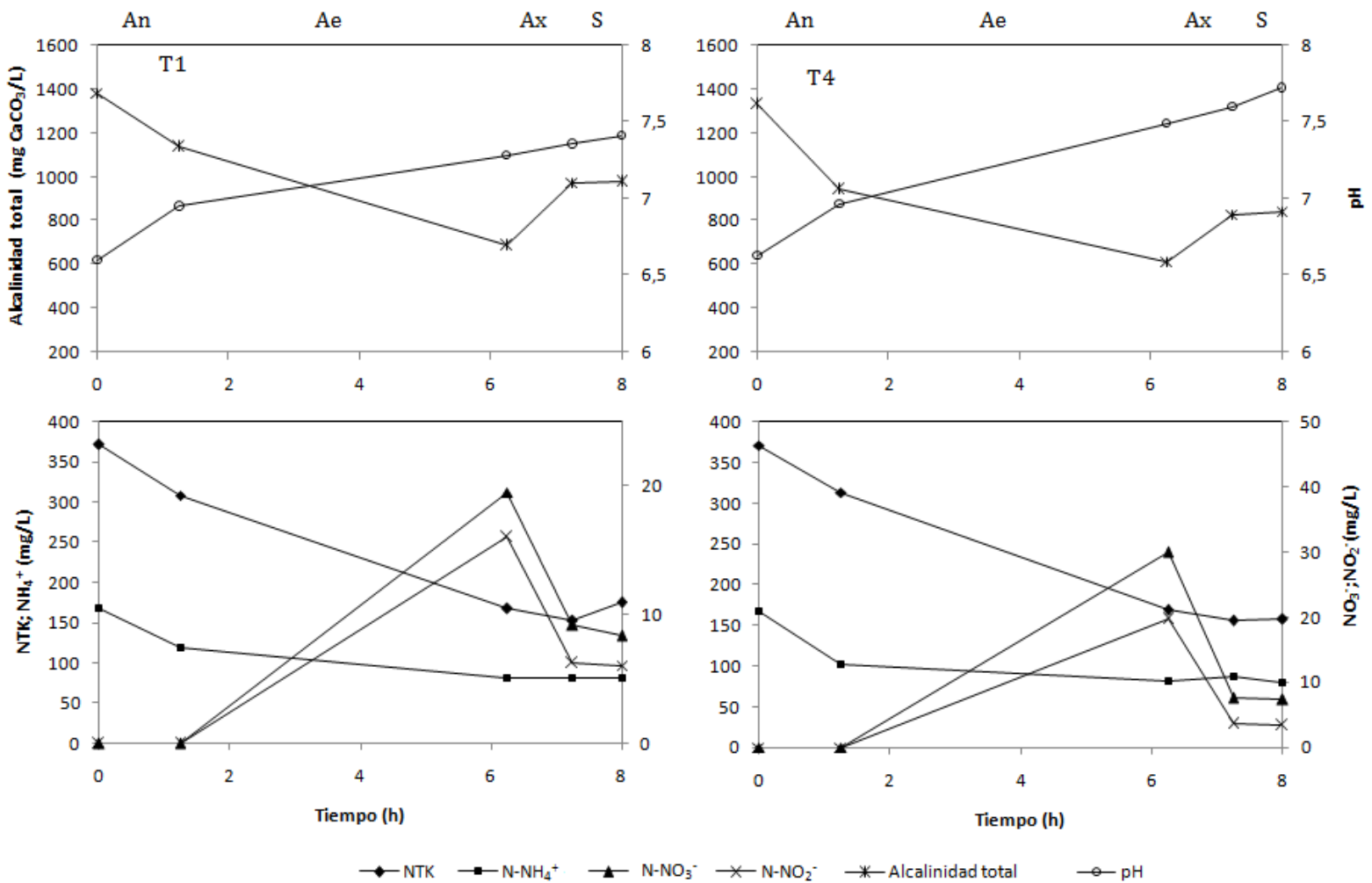


Figura 4. Variación de las formas de nitrógeno, pH y alcalinidad total durante el ciclo operacional del tratamiento con 8 h de TCO y 15 (T1) y 25 d (T4) de TRC (An: fase anaeróbica; Ae: fase aeróbica; Ax: fase anóxica; S: sedimentación; TCO: tiempo de ciclo operación; TRC: tiempo de retención celular; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrógeno amoniacal; N-NO₂⁻: nitritos; N-NO₃⁻: nitratos).

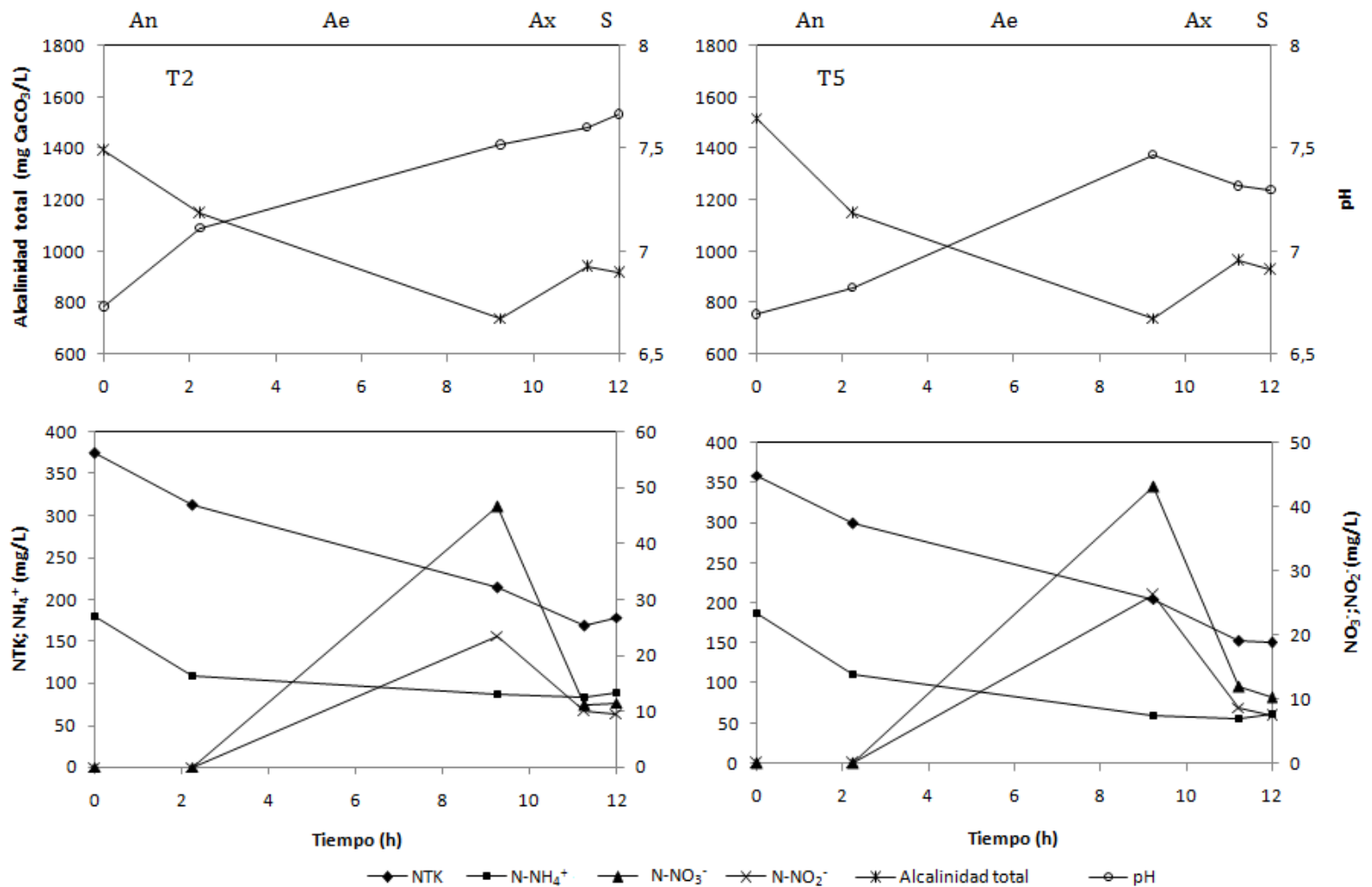


Figura 5. Variación de las formas de nitrógeno, pH y alcalinidad total durante el ciclo operacional del tratamiento con 12 h de TCO y 15 (T2) y 25 d (T5) de TRC (An: fase anaeróbica; Ae: fase aeróbica; Ax: fase anóxica; S: sedimentación; TCO: tiempo de ciclo operacional; TRC: tiempo de retención celular; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrógeno amoniacal; N-NO₂⁻: nitritos; N-NO₃⁻: nitratos).

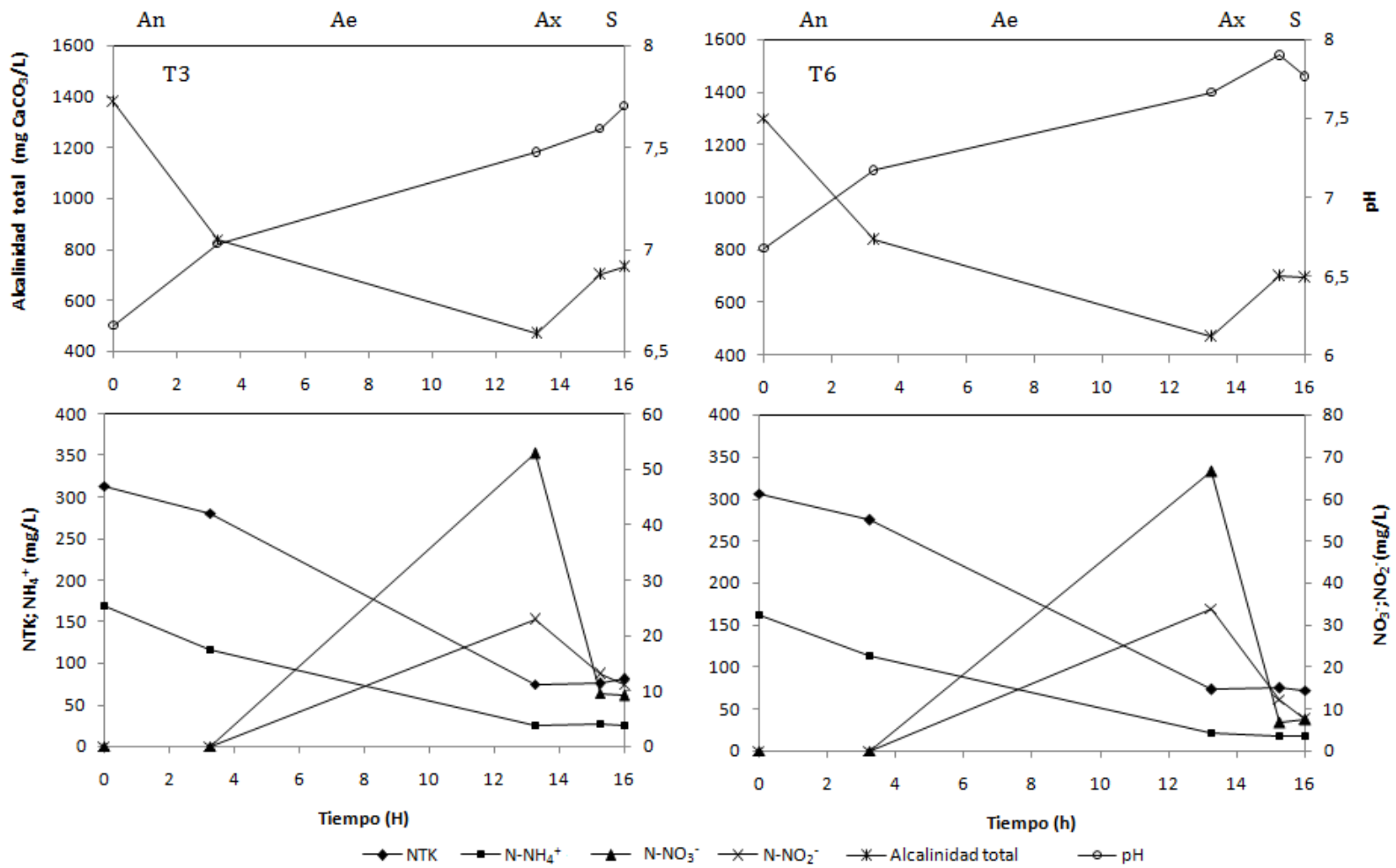


Figura 6. Variación de las formas de nitrógeno, pH y alcalinidad total durante el ciclo operacional del tratamiento con 16 h de TCO y 15 (T3) y 25 d (T6) de TRC (An: fase anaeróbica; Ae: fase aeróbica; Ax: fase anóxica; S: sedimentación; TCO: tiempo de ciclo operacional; TRC: tiempo de retención celular; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrógeno amoniacal; N-NO₂⁻: nitritos; N-NO₃⁻: nitratos).

Dado que la nitrificación y la desnitrificación ocurrieron en el sistema SBR, la alcalinidad medida en el efluente fue el resultado de la disminución de la alcalinidad durante la fase anaeróbica y la nitrificación, y la alcalinidad generada en la desnitrificación. Se infiere que la disminución de la alcalinidad en la fase anaeróbica se produjo por la neutralización de los ácidos grasos volátiles generados en esta etapa. En esta fase ocurrió la acidogénesis, propia del proceso anaeróbico, en el cual los compuestos orgánicos presentes son convertidos por las bacterias fermentativas en compuestos más simples, presumiblemente AGV, alcoholes, ácido láctico, CO₂, H₂, NH₃, H₂S y material celular, que son excretados al medio.

Se determinó la alcalinidad teórica necesaria para el proceso de nitrificación y la alcalinidad disponible en el sistema SBR a través de las ecuaciones sugeridas por Li e Irvin (2007), obteniéndose que para todos los tratamientos el Δ alcalinidad experimental fue superior al Δ alcalinidad teórica, por lo que en el sistema era lo suficientemente alcalino para que ocurriera el proceso de nitrificación (Tabla 10).

Tabla 10. Valores promedio de la alcalinidad total en cada tratamiento realizado a los efluentes provenientes de la matanza de cerdos.

Variable	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Δ alcalinidad teórica (mg CaCO ₃ /l)	365 ± 74	400 ± 79	582 ± 52	352 ± 60	510 ± 42	567 ± 60
Δ alcalinidad experimental (mg CaCO ₃ /l)	407 ± 172	473 ± 242	648 ± 225	498 ± 153	591 ± 184	608 ± 311

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Además, se obtuvo que mientras mayor fue la disminución de la alcalinidad, menor fue la concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente del reactor (Figura 7). Se obtuvieron buenas correlaciones inversas lineales en todos los tratamientos realizados entre el Δ alcalinidad experimental y la concentración de N-NH_4^+ ($R^2 > 0.72$).

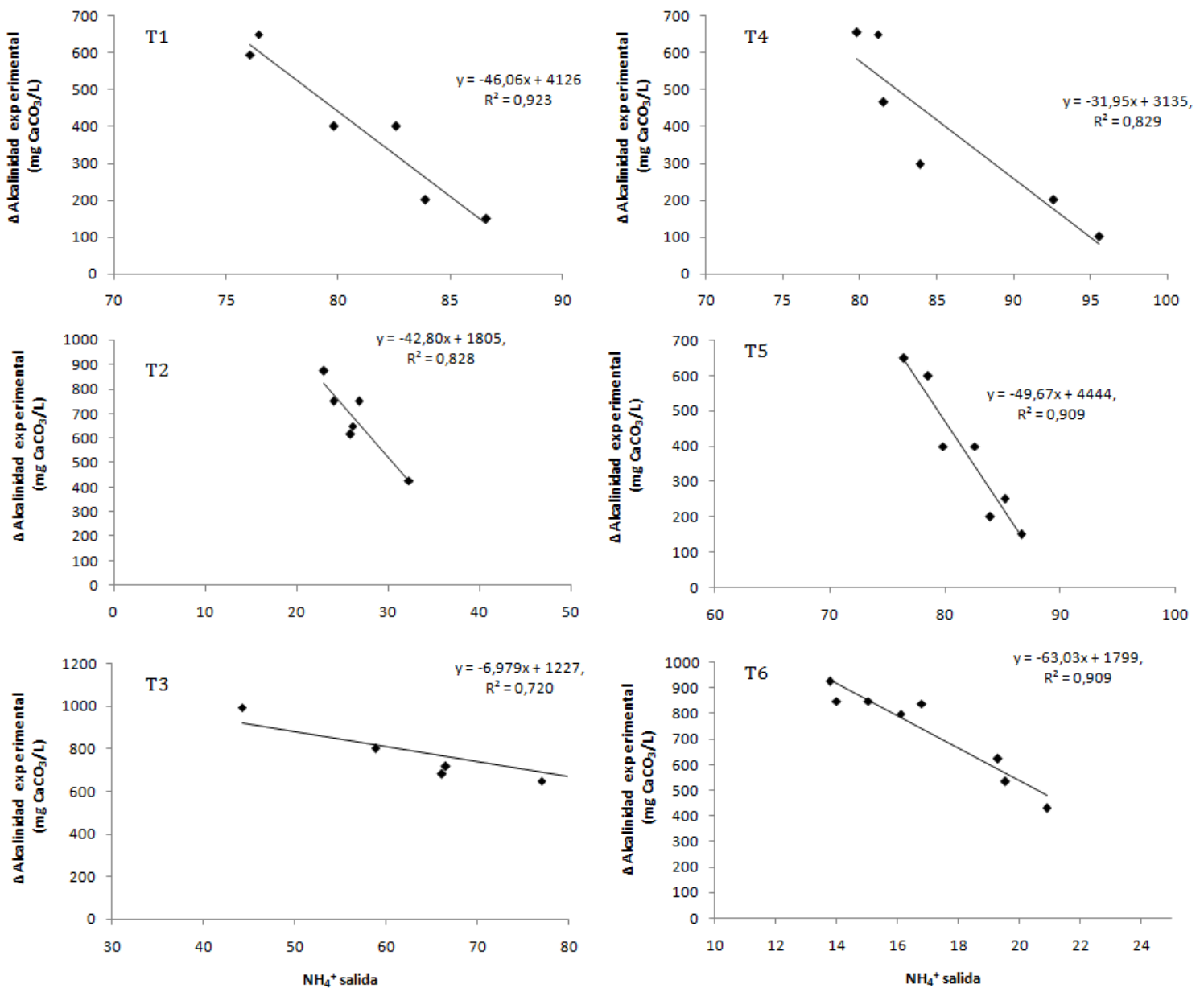


Figura 7. Correlación entre la experimental entre la Δ alcalinidad experimental y la concentración del N-NH₄⁺el efluente en el sistema SBR (T1: tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d; T2: 12 h y 15 d; T3: 16 h y 15 d; T4: 8 h y 25 d; T5: 12 h y 25 d; T6: 16 h y 25 d; TCO: tiempo de ciclo operacional; TRC: tiempo de retención celular).

Eficiencia del SBR en la remoción de fósforo

La secuencia operacional utilizada en el reactor por carga permitió la remoción de fósforo total, con valores que oscilaron entre 38.1 y 54.5 % (Tabla 11). Los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron en los tratamientos con un TCO de 12 y 16 h, mientras que en los tratamientos con un TCO de 8 h, las eficiencias de remoción no superaron el 40 %. Se observó que la variación en el TCO afectó la remoción de esta variable; se lograron los mejores resultados en aquellos tratamientos con una mayor duración de la fase aeróbica.

Tabla 11. Valores promedio de las concentraciones de PT y porcentajes de remoción alcanzados en los tratamientos de los efluentes porcícolas.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Entrada	20.73 ± 1.11	17.41 ± 1.31	19.80 ± 2.04	17.64 ± 0.51	17.41 ± 1.02	17.97 ± 1.59
Salida	12.86 ± 1.80	9.15 ± 0.86	8.97 ± 0.63	10.74 ± 0.75	9.33 ± 1.08	8.70 ± 0.59
% remoción	38.1 ± 2.1 ^c	46.9 ± 8.4 ^b	54.5 ± 3.1 ^a	39.2 ± 3.0 ^c	46.3 ± 6.0 ^b	51.4 ^{a,b} ± 3.9 ^{a,b}

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Media seguida por letras distintas como superíndices en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Para todos los tratamientos evaluados se observó la liberación de ortofosfatos durante la fase anaeróbica y su consumo durante la fase aeróbica (Tabla 12). La eliminación biológica de fósforo es un proceso de enriquecimiento de la biomasa con fosfatos por bacterias capaces de almacenar polifosfatos intracelularmente. En la práctica, una condición esencial para favorecer el crecimiento de una población de organismos acumuladores de fósforo es tener un proceso en el que la biomasa esté expuesta a una alternancia de condiciones anaeróbicas y aeróbicas (Li, Liu, Ma, Zheng, & Ni, 2019). En esta investigación se obtuvo un porcentaje de liberación de ortofosfatos en la fase anaeróbica que estuvo entre 15.9 y 22.4 %; mientras que la remoción global de ortofosfatos en el ciclo operacional, tomando en cuenta los valores de entrada y salida del reactor, osciló entre 14.0 y 22.4 %.

Tabla 12. Valores promedio de las concentraciones de ortofosfatos y porcentajes de remoción alcanzados en los tratamientos de los efluentes porcícolas.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Entrada	13.84 ± 1.73	12.97 ± 0.75	12.87 ± 0.85	11.78 ± 1.69	11.35 ± 0.88	11.87 ± 0.88
Fin anaeróbica	16.39 ± 1.04	15.10 ± 1.02	15.10 ± 0.74	14.31 ± 0.81	14.34 ± 1.36	15.88 ± 0.79
Fin aeróbica	9.30 ± 0.74	9.34 ± 0.90	9.08 ± 0.45	7.77 ± 0.91	9.03 ± 0.79	9.80 ± 0.60
Fin anóxica	8.90 ± 1.10	9.23 ± 0.48	8.69 ± 0.24	8.57 ± 1.27	9.12 ± 0.79	8.85 ± 0.65
Salida	9.26 ± 0.78	8.71 ± 0.62	8.02 ± 0.44	8.57 ± 0.27	8.59 ± 0.45	7.63 ± 0.25
% incremento de P-PO ₄ ⁻³ en la fase anaeróbica	15.9 ± 5.7 ^{b,c}	14.0 ± 1.6 ^c	14.8 ± 3.9 ^{b,c}	18.0 ± 6.7 ^{a,b,c}	20.5 ± 6.6 ^{a,b}	22.4 ^a ± 3.3 ^a

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
% temoción global	32.9 ± 5.7 ^{a,b}	32.4 ± 8.2 ^{a,b}	37.5 ± 4.8 ^a	26.5 ± 10.7 ^{b,c}	24.2 ± 0.7 ^c	35.5 ^{a,b} ± 4.7 ^{a,b}

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = Tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

P-PO₄⁻³ = ortofostatos.

Media seguida por letras como superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

En condiciones anaeróbicas, los microorganismos acumuladores de fosfato (PAOs) utilizan polifosfatos y glicógeno como fuente de energía para absorber y almacenar ácidos grasos volátiles (AGV) en forma de polihidroxialcanoatos (PHA) (Qiu *et al.*, 2019). Por lo tanto, la misión de la fase anaeróbica es estimular la conversión de la DQO fácilmente biodegradable en ácidos grasos volátiles y permitir el desarrollo de las BAF.

Cuando los PAOs entran en el sistema aeróbico tienen reservas acumuladas de PHA y contienen una cantidad reducida de polifosfatos. El PHA producido se utiliza luego para crecimiento, y su metabolismo contribuye al transporte de fosfato iones y la producción de moléculas de trifosfato de adenosina (ATP) (Han *et al.*, 2022). El ATP producido se utiliza luego para almacenar fosfato como polifosfatos. Al promover la

adopción de AGV por parte de los PAO y la síntesis de PHA intracelular en la fase anaeróbica, su crecimiento es favorecido en la condición aeróbica, ya que son los únicos beneficiarios de estos PHA (Li *et al.*, 2019).

Para un correcto funcionamiento en la fase anaeróbica se debe cumplir que la relación $DBO_{5,20}/P-PO_4^{-3}$ de entrada a la fase aeróbica sea mayor de 15. En esta investigación tal relación osciló entre 137 y 202, por lo que la concentración de materia orgánica no fue limitante en el desarrollo de los PAO. El mayor consumo de fósforo ocurrió en la fase aeróbica debido a que la mayoría de las PAO son aeróbicas y absorben el fósforo para acumularlo en presencia de oxígeno y alta concentración de sustrato, requisito indispensable para obtener remoción de fósforo por vía biológica. Sin embargo, algunos autores han indicado que el proceso de consumo de ortofosfatos también puede ser llevado a cabo por bacterias heterótrofas anóxicas acumuladoras de fósforo. Se presume que este fenómeno fue el que actuó en los tratamientos T1, T2, T3, y T6.

Conclusiones

El agua cruda proveniente del matadero de cerdos se caracterizó por presentar una concentración de $DBO_{5,20}$ de 2 455 mg/l; DQO de 7 216 mg/l; NT de 374 mg/l, y PT de 18.9 mg/l, superando ampliamente los valores máximos permisibles de las concentraciones de materia orgánica y nutrientes para la descarga a los cuerpos de agua.

El tratamiento en el SBR realizado con un TCO de 16 h y un TRC de 25 días permitió obtener los mayores porcentajes de remoción simultánea

de DQO (86.9 %), DBO_{5,20} (95.3 %), nitrógeno total (71.6 %) y fósforo total (35.5 %).

Se concluye que la secuencia operacional propuesta que combina un tratamiento anaeróbico-aeróbica-anóxico permitió la remoción simultánea de materia orgánica y nutrientes. Sin embargo, los valores de las concentraciones a la salida del reactor para la DQO, DBO_{5,20}, NT, y PT exceden la normativa venezolana vigente, por lo que se requiere un tratamiento de pulimento, que puede ser coagulación-floculación o precipitación química por la naturaleza refractaria de los contaminantes.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo de la RED-AMARU, Red en Saneamiento de Recursos Hídricos mediante Tecnologías Innovadoras y Sustentables del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo-CYTED para la realización de la investigación.

Referencias

Abdelfattah, A., Ramadan, H., Elsamahy, T., Eltawab, R., Mostafa, S., Zhou, X., & Cheng, L. (2023). Multifaced features and sustainability of using pure oxygen in biological wastewater treatment: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 53. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103883>

- Abubakar, S., Latiff, A., Lawal, I., & Jagaba, A. (2016). Aerobic treatment of kitchen wastewater using sequence batch reactor (SBR) and reuse for irrigation landscape purposes. *American Journal of Engineering Research*, 5(5), 23-31. Recuperado de [https://www.ajer.org/papers/v5\(05\)/D0505023031.pdf](https://www.ajer.org/papers/v5(05)/D0505023031.pdf)
- Abualhail, A., Naseer R., & Xiwu, L. (2017). Integrated real-time control strategy in multi-tank A₂/O process for biological nutrient removal treating real domestic wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(1), 1041-1054. DOI: 10.1016/j.arabjc.2013.01.009
- Alattabi, A., Harris, C., Alkhaddar, R., Ortoneda, M., & Alzeyadi, A. (2019). An investigation into the effect of MLSS on the effluent quality and sludge settleability in an aerobic-anoxic sequencing batch reactor (AASBR). *Journal of Water Process Engineering*, 30. DOI: 10.1016/j.jwpe.2017.08.017
- Al-Obaidi, B., & Al-Sulaiman, A. (2021). Assessment of municipal wastewater treatment using sequencing batch reactor under real operation conditions. *Journal of Engineering, Science and Technology*, 16, 1019–1029. Recuperado de: https://jestec.taylors.edu.my/Vol%2016%20issue%202%20April%202021/16_2_10.pdf
- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (21th ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.

- Carrasquero, S., & Urbina, S. (2023). Tratamiento de efluentes de una planta productora de helados usando reactores secuenciales por carga. *Ingenio*, 6(1), 20-30. DOI: 10.18779/ingenio.v6i1.560
- Carrasquero, S., González, Y., Colina, G., & Díaz, A. (2019). Eficiencia del quitosano como coagulante en el postratamiento de efluentes de una planta de sacrificio de cerdos. *Orinoquia*, 23(2), 36-46. DOI: 10.22579/20112629.567
- Carrasquero, S., Rodríguez, M., Bernal, J., & Díaz, A. (2018). Eficiencia de un reactor biológico secuencial en el tratamiento de efluentes de una planta procesadora de productos cárnicos. *Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 14(1), 23-33. DOI: 10.18359/rfcb.3017
- Carrasquero, S., Pire, M., Rincón, N., & Díaz, A. (2014). 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. DOI: 10.1016/S1405-7743(14)72217-6
- Cheng, D., Ngo, H., Guo, W., Chang, S., Nguyen, D., Kumar, M., Du, B., Wei, Q., & Wei, D. (2018). Problematic effects of antibiotics on anaerobic treatment of swine wastewater. *Bioresource Technology*, 263, 642-653. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.05.010
- Cheng, Y., Yang, A., Meng, G., & Zhang, G. (2019). Additives for photosynthetic bacteria wastewater treatment: Latest developments and future prospects. *Bioresource Technology Reports*, 7, 100229. DOI: 10.1016/j.biteb.2019.100229

Decreto 883. (1995). *Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y de los vertidos líquidos*. Decreto 883. Gaceta No. 5021. 18-12-1995. Venezuela.

Derakhshan, A., Kalantari, R., Farzadkia, M., Tiyyuri, A., & Esrafilii, A. (2023). The effect of biological treatment methods on the concentration of carbonaceous pollutants in the slaughterhouse wastewater: A systematic review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8. DOI: 10.1016/j.cscee.2023.100451

Duan, Y., Liu, Y., Zhang, M., Li, Y., Zhu, W., Hao, M., & Ma, S. (2020). Start-up and operational performance of the partial nitrification process in a sequencing batch reactor (SBR) coupled with a micro-aeration system. *Bioresource Technology*, 296. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122311

El-Sheikh, M. (2009). Tannery wastewater pre-treatment. *Water Science Technology*, 60(2), 443-440. DOI: 10.2166/wst.2009.351

Farabegoli, G., Carucci, A., Majone, M., & Rolle, E. (2004). Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. *Journal of Environmental Management*, 71, 345-349. DOI: 10.1016/j.jenvman.2004.03.011

Garzón, M., & Buelna, G. (2014) Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en México. *Revista Internacional Contaminación y Ambiente*, 30(1), 65-79. Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992014000100006

- Gao, S., He, Q., & Wang, H. Y. (2020). Research on the aerobic granular sludge under alkalinity in sequencing batch reactors: Removal efficiency, metagenomic and key microbes. *Bioresource Technology*, 296. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122280
- Gong, X., Yu, D., Wang, X., Yuan, M., Bi, C., Du, Y., & Zhao, J. (2021). Feasibility of reinforced post-endogenous denitrification coupling with synchronous nitrification, denitrification and phosphorus removal for high-nitrate sewage treatment using limited carbon source in municipal wastewater. *Chemosphere*, 269, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128687
- Haddaji, C., Chatoui, M., Rifi, A., Ettaloui, Z., Digua, K., Pala, A., Anouzla, A., & Souabi, A. (2023). Performance of simultaneous carbon, nitrogen, and phosphorus removal from vegetable oil refining wastewater in an aerobic-anoxic sequencing batch reactor (OA-SBR) system by alternating the cycle times. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 20, DOI: 10.1016/j.enmm.2023.100827
- Hai, R., He, Y., Wang, X., & Li, Y. (2014). Simultaneous removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater in a sequencing batch biofilm reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 23(1), 303-308. DOI: 10.1016/j.cjche.2014.09.036
- Han, J., Qiu, Q., Gao, M., Qiu, L., Wang, Y., Sun, S., Song, D., & Ma, J. (2022). Phosphorus removal from municipal wastewater through a novel *Trichosporon asahii* BZ: Performance and mechanism. *Chemosphere*, 298, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.134329

- He, Q., Song, J., Zhang, J., Gao, S., Wang, H., & Yu, J. (2020). Enhanced simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal through mixed carbon source by aerobic granular sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 382, DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121043
- Kamińska, G., & Marszałek, A. (2020). Advanced treatment of real grey water by SBR followed by ultrafiltration—Performance and fouling behavior. *Water*, 12. DOI: 10.3390/w12010154
- Kitanou, S., Ayyoub, H., Tourir, J., Zdeg, A., Benabdallah, S., Taky, N., & Elmidaoui, A. (April, 2021). A comparative examination of MBR and SBR performance for municipal wastewater treatment. *Water Practice and Technology*, 16(2), 582-591. DOI: 10.2166/wpt.2021.016
- Li, B., & 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. DOI: 10.1016/j.bej.2006.12.020
- Li, C., Liu, S., Ma, T., Zheng, M., & Ni, J. (2019). Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in a sequencing batch reactor (SBR) under low temperature. *Chemosphere*, 229, 132-141. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.04.185
- Mekonnen, A., & 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. Recuperado de http://www.sciencepub.net/nature/ns0910/001_6878ns0910_1_8.pdf

- Muñoz, D. (2005). Sistema de tratamiento de aguas de matadero: para una población menor 2000 habitantes. *Revista de la Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 3(1), 87-98. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6117975>
- Nagarajan, D., Kusmayadi, A., Yen, H., Dong, C., Lee, C., & Chang, J. (2019). Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. *Bioresource Technology*, 289, 121718. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121718
- Prosekov, A., & Ivanova, S. (2018). Food security: The challenge of the present. *Geoforum*, 91, 73-77. DOI: 10.1016/j.geoforum.2018.02.030
- Qiu, G., Zuniga, R., Law, Y., Thi, Y., Ngoc, T., Eganathan, K., Liu, X., Nielsen, P., Williams, R., & Wuertz, S. (2019). Polyphosphate-accumulating organisms in full-scale tropical wastewater treatment plants use diverse carbon sources. *Water Research*, 149, 496-510. DOI : 10.1016/j.watres.2018.11.011
- Rifi, S., Fels, L., Driouich, A., Hafidi, M., Ettaloui, Z., & Souabi, S. (2022). Sequencing batch reactor efficiency to reduce pollutant in olive oil mill wastewater mixed with urban wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(11), 11361-11374. DOI: 10.1007/s13762-021-03866-2
- Song, K., Gao, Y., Yang, Y., Guo, B., & Wang, Y. (2023). Performance of simultaneous carbon and nitrogen removal of high-salinity wastewater in heterotrophic nitrification-aerobic denitrification mode. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3). DOI: 10.1016/j.jece.2023.109682

- Thi, N., Canh, D., & Hang, T. (2023). Effect of hydraulic retention time on performance of anaerobic membrane bioreactor treating slaughterhouse wastewater. *Environmental Research*, 233, DOI: 10.1016/j.envres.2023.116522
- Uygur, A. (2006). Specific nutrient removal rates in saline wastewater treatment using sequencing batch reactor. *Process Biochemistry*, 41, 61-66. DOI: 10.1016/j.procbio.2005.03.068
- Yang, H., Deng, L., Wang, L., Zheng, D., Liu, Y., Wang, S., & Huang, F. (2019). Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBF and the USR treating swine wastewater for biogas production. *Renewable Energy*, 138, 521-530. DOI: 10.1016/j.renene.2019.01.124
- Yuan, C., Peng, Y., Wang, B., Li, X., & Zhang, Q. (2020). Facilitating sludge granulation and favoring glycogen accumulating organisms by increased salinity in an anaerobic/micro-aerobic simultaneous partial nitrification, denitrification and phosphorus removal (SPNDPR) process. *Bioresource Technology*, 313, DOI: 10.1016/j.biortech.2020.123698
- Zhang, B., Han, H., Fu, S., Yang, O., Gu, Z., Zhou, Q., & Cao, Z. (2016). Dehydroeffusol inhibits gastric cancer cell growth and tumorigenicity by selectively inducing tumor-suppressive endoplasmic reticulum stress and a moderate apoptosis. *Biochemical Pharmacology*, 104, 8-18. DOI: 10.1016/j.bcp.2016.01.002