

Evaluación cinética de la nitrificación y desnitrificación en efluente de matadero de bovinos tratado en un reactor por carga secuencial

Kinetic evaluation of nitrification and denitrification in bovine wastewater treated in a sequencing batch reactor

Sedolfo Carrasquero-Ferrer^{1*} , Nayade Domenech-Polo² , Héctor Jativa-Castillo³ 

¹ Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil (UTEG), Dirección de Innovación. Guayaquil, Ecuador.

² Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil (UTEG), Facultad de Posgrado e Investigación. Guayaquil, Ecuador.

³ Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil (UTEG), Coordinación de vinculación con la sociedad. Guayaquil, Ecuador.

*Autor correspondencia: scarrasquero@uteg.edu.ec

RESUMEN

Los efluentes generados en los mataderos bovinos presentan elevadas concentraciones de materia orgánica y nitrógeno amoniacal, lo que representa un importante desafío debido a su alto potencial contaminante y al riesgo de eutrofización de los cuerpos de agua receptores. En este estudio se analizó la cinética de los procesos de nitrificación y desnitrificación durante el tratamiento de efluentes bovinos empleando un reactor discontinuo secuencial, con el propósito de estimar parámetros cinéticos que aporten al diseño y la optimización de sistemas aplicables a efluentes agroindustriales. El estudio se llevó a cabo a escala de laboratorio mediante un reactor discontinuo secuencial con un volumen total de 4 Litros y un volumen de operación de 2 Litros, operado bajo tres tiempos de ciclo (10, 12 y 16 horas) y una edad del lodo de 25 días. La secuencia de operación en el reactor discontinuo secuencial incluyó fases anaerobia, aerobia y anóxica para favorecer la degradación de materia orgánica y la eliminación biológica de nitrógeno. Durante la operación se monitorearon parámetros fisicoquímicos como demanda química de oxígeno, demanda biológica de oxígeno, nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno bajo la forma amoniacal, nitratos, nitritos, pH, alcalinidad y sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla. El efluente crudo presentó altas concentraciones de demanda química de oxígeno ($13,453 \pm 2,800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) y nitrógeno total Kjeldahl ($589 \pm 105 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). El reactor reactor discontinuo secuencial alcanzó eficiencias de remoción superiores al 89 % para la demanda química de oxígeno y entre 71 y 85 % para el nitrógeno total, observándose el mejor desempeño con un tiempo de ciclo de 16 horas. Las tasas cinéticas estimadas fueron de hasta $0,0553 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{g}^{-1} \text{ SSVLM d}^{-1}$ para la nitrificación y $0,1812 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{g}^{-1} \text{ SSVLM d}^{-1}$ para la desnitrificación. Estos resultados evidencian que el reactor reactor discontinuo secuencial constituye una alternativa eficiente para el tratamiento biológico de efluentes bovinos con alta carga orgánica y nitrogenada.

Palabras clave: Aguas residuales de mataderos; desnitrificación; nitrificación; reactor por carga secuencial; tratamiento biológico de aguas residuales

ABSTRACT

Effluents generated from bovine slaughterhouses are characterized by high concentrations of organic matter and ammoniacal nitrogen, representing a significant environmental challenge due to their high pollution potential and the risk of eutrophication in receiving water bodies. This study evaluated the kinetics of nitrification and denitrification processes during the biological treatment of bovine slaughterhouse effluents using a sequencing batch reactor, with the aim of determining kinetic parameters that contribute to the design and optimization of treatment systems applicable to agro-industrial wastewater. The experiment was conducted at laboratory scale using an sequencing batch reactor with a total volume of 4 Liters and an operational volume of 2 Liters, operated under three cycle times (10, 12, and 15 hours) and a sludge retention time of 25 days. The operational sequence included anaerobic, aerobic, and anoxic phases to promote organic matter degradation and biological nitrogen removal. During operation, physicochemical parameters such as chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, total Kjeldahl nitrogen, ammoniacal nitrogen, nitrates, nitrites, pH, alkalinity, and mixed liquor volatile suspended solids were monitored. The raw effluent exhibited high concentrations of chemical oxygen demand ($13.453 \pm 2.800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) and total Kjeldahl nitrogen ($589 \pm 105 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). The sequencing batch reactor achieved removal efficiencies exceeding 89 % for chemical oxygen demand and between 71 and 85 % for total nitrogen, with the best performance observed at a cycle time of 15 hours. The estimated kinetic rates reached up to $0.0553 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{g}^{-1} \text{ MLVSS d}^{-1}$ for nitrification and $0.1812 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{g}^{-1} \text{ MLVSS d}^{-1}$ for denitrification. These results demonstrate that the sequencing batch reactor system represents an efficient alternative for the biological treatment of bovine slaughterhouse effluents with high organic and nitrogen loads.

Key words: Sequencing batch reactor; nitrification; denitrification; slaughterhouse wastewater; biological wastewater treatment.

INTRODUCCIÓN

Los efluentes generados en los mataderos de animales representan uno de los residuos agroindustriales más complejos de tratar debido a su elevada carga orgánica y altas concentraciones de nitrógeno amoniacal, las cuales pueden generar impactos significativos en los cuerpos de agua receptores [1, 2].

En este tipo de efluentes se han reportado concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO) superiores a 5.000 mg·L⁻¹ y niveles de nitrógeno total (NT) entre 800 y más de 1.300 mg·L⁻¹, predominando el nitrógeno en forma de nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺), lo que implica riesgos de toxicidad y eutrofización en los ecosistemas acuáticos [3, 4]. La remoción biológica de nitrógeno constituye el método más ampliamente aplicado y económicamente viable para el tratamiento de este tipo de efluentes [5, 6, 7].

Este proceso se basa inicialmente en la ocurrencia de la amonificación de la materia orgánica nitrogenada, seguida de la nitrificación autotrófica bajo condiciones aeróbicas y la desnitrificación heterotrófica en condiciones anóxicas. Durante el proceso de nitrificación, comunidades microbianas especializadas, en particular bacterias oxidantes de amonio y de nitrito, convierten el amonio en nitrato a través de reacciones enzimáticas mediadas por sistemas como el amoníaco monooxigenasa, la hidroxilamina oxidorreductasa y el nitrito oxidorreductasa. [8, 9, 10, 11, 12]. Posteriormente, en la fase anóxica bacterias desnitrificantes reducen el nitrato a nitrógeno molecular, utilizando compuestos orgánicos como donadores de electrones [8,13].

La nitrificación requiere condiciones estrictamente aeróbicas y presenta una demanda de oxígeno cercana a 4,57 mg O₂ por mg de nitrógeno (N) oxidado; mientras que, la desnitrificación demanda una fuente de carbono orgánico con una relación aproximada de 2,86 mg de DQO por mg de N reducido [6, 7]. No obstante, las altas cargas orgánicas, variaciones en la composición del efluente y fluctuaciones en la relación carbono/nitrógeno puede generar inestabilidades en el proceso biológico, resultando en una nitrificación incompleta o desnitrificación limitada [4].

En este contexto, los reactores por carga secuencial (SBR) han demostrado ser una alternativa eficiente para el tratamiento de efluentes industriales complejos [2, 14, 15], debido a su flexibilidad operativa para separar temporalmente las fases anaerobia, aerobia y anóxica dentro de un mismo reactor, lo que permite un mejor control de las condiciones redox y favorece el desarrollo de comunidades microbianas funcionales [16, 17].

A pesar de su amplia aplicación, la mayoría de las investigaciones en efluentes provenientes de la matanza de animales se han centrado en evaluar las eficiencias globales de remoción; mientras que los aspectos cinéticos asociados a los procesos de transformación del nitrógeno han sido menos estudiados. La cuantificación de las tasas de nitrificación y desnitrificación resulta fundamental para comprender el desempeño intrínseco de los sistemas biológicos, ya que estos parámetros determinan aspectos clave como el dimensionamiento del reactor, los requerimientos de aireación,

el tiempo de retención celular y la estabilidad del proceso [18].

Con base a estos planteamientos, el objetivo de esta investigación fue evaluar la cinética de la nitrificación y desnitrificación en efluentes bovinos tratados en un reactor por carga secuencial con el fin de obtener parámetros cuantitativos que contribuyan al diseño, optimización y escalamiento de sistemas de tratamiento más eficientes y sostenibles para la industria pecuaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los efluentes utilizados para el estudio fueron obtenidos de un matadero de ganado bovino (*Bos taurus*), localizado en la zona noroeste del municipio Maracaibo, en el estado Zulia, Venezuela.

De forma manual, se realizó un muestreo aleatorio simple. Los parámetros medidos en la caracterización de las muestras incluyeron pH, reactor discontinuo secuencial (DBO₅), DQO, nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos, fósforo total, ortofosfatos, y alcalinidad total, siguiendo los procedimientos establecidos en el Método estándar de análisis de aguas y líquidos residuales [19]. El pH se midió utilizando un potenciómetro de un equipo multiparamétrico (Oakton 510, Estados Unidos), mientras que la DBO₅ se determinó por el método de dilución y siembra con medición de oxígeno disuelto, empleando un medidor (Thermo Orion 862A, Estados Unidos). La DQO se analizó mediante el método de reflujo cerrado con digestión ácida utilizando dicromato como agente oxidante y posterior titulación con sulfato ferroso amoniacal (FAS) empleando ferroína como indicador, utilizando un reactor Hach 45600 (Estados Unidos)

El N-NH₄⁺ se estimó utilizando destilación utilizando un destilador (Gerhardt, Vapodest 30, Alemania) y titulación directa, mientras que el NTK se cuantificó mediante digestión ácida previa utilizando un digestor (Kjeldatherm KT 40s, Gerhardt, Alemania), seguida de destilación y titulación. El fósforo (total y ortofosfatos), nitritos y nitratos se determinaron con espectrofotometría UV-Vis (Jenway 6405, Reino Unido).

El tratamiento del efluente industrial se realizó en un reactor tipo SBR de geometría cilíndrica, con 145 mm de diámetro y una altura de 260 mm, lo que corresponde a un volumen total de 4.000 mL. El volumen útil de operación se fijó en 2.000 mL, integrado por un 30 % de biomasa previamente aclimatada y un 70 % de agua residual.

La operación del reactor se realizó de forma automatizada, tanto para las etapas de llenado como de descarga, mediante un sistema de bombeo equipado con bombas peristálticas (Cole Parmer, Easy Load II, Estados Unidos) y controladores temporales (Excelline, model GTC-E-120AS9, Venezuela). Adicionalmente, el sistema incorporó agitación mecánica y aireación controlada (FIG. 1). La aireación fue suministrada mediante un compresor (Elite 801, Hagen Inc., Beijing, China), que proporcionó un flujo de aire de 2500 cm³/min a través de un difusor de burbuja fina ubicado en el fondo del reactor. El contenido del reactor se mantuvo en mezcla mediante un

agitador, con una velocidad controlada entre 100 y 150 rpm utilizando un transformador variable (Powerstat 3PN116C, Superior Electric Co., Estados Unidos).

El tratamiento del efluente se desarrolló en cuatro fases: carga del agua residual, reacción, sedimentación y descarga del efluente tratado. En el estudio se implementó una secuencia operativa anaerobia-aerobia-anóxica, en la cual el tiempo de ciclo operacional se modificó entre 8, 12 y 16 horas (h), manteniendo una edad del lodo de 25 días (d).

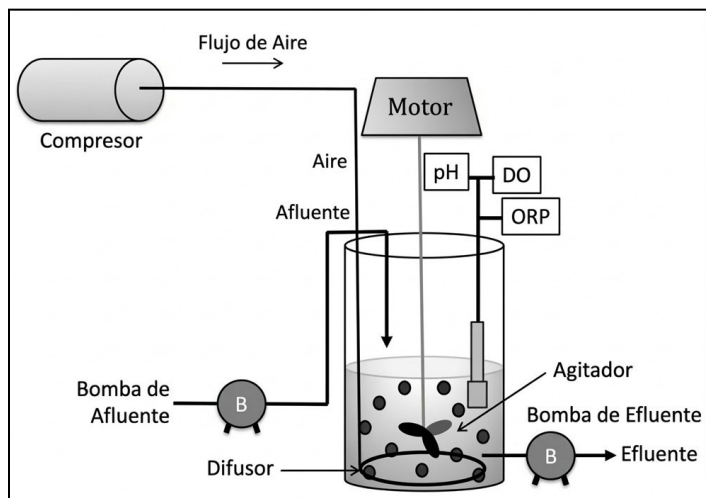


FIGURA 1. Configuración experimental del biorreactor con control de aireación. Reactor biológico aireado con alimentación y descarga controladas, aireación por difusor y agitación mecánica; monitoreo en línea de pH, DO (oxígeno disuelto) y ORP (potencial de óxido-reducción). B: Bomba

Los tiempos correspondientes a cada una de las fases consideradas en las secuencias operacionales se presentan en la TABLA I. La duración del llenado, sedimentación y descarga se mantuvo constante, con valores de 0,25, 0,50 y 0,25 h, respectivamente.

TABLA I

Tratamientos aplicados en el reactor por carga secuencial para el efluente

Tratamiento	TCO (h)	TRH (h)	TRC (d)	An (h)	Ae (h)	Ax (h)
T1	10	14,3	25	1,5	6	1,5
T2	12	17,2	25	1,75	7	2,25
T3	16	21,4	25	2,5	10	2,5

Nota: SBR: Reactor por carga secuencial, TCO: Tiempo de ciclo operacional, TRH: Tiempo de retención hidráulico, TRC: Edad del lodo, An: Fase anaerobia, Ae: Fase aerobia, Ax: Anóxica, h: hora, d: día

Las tasas de nitrificación y desnitrificación se determinaron siguiendo la metodología descrita por Farabegoli y col. [20] y Carrasquero-Ferrer y col. [18]. La tasa de nitrificación se estimó a partir de la velocidad de oxidación del nitrógeno amoniacal mediante el monitoreo de la formación progresiva de nitrato durante la fase aerobia. Para ello, se recolectaron muestras clarificadas de 50 mL a intervalos horarios desde el inicio hasta el final de la fase aerobia, determinándose la variación de la concentración de nitrato en función del tiempo. La tasa de nitrificación se calculó a partir de la pendiente del ajuste lineal de la concentración de nitrato respecto al tiempo, según la siguiente expresión:

$$r_{nit} = \frac{d(NO_3^-)}{dt} \quad (1)$$

r_{nit} = velocidad de nitrificación ($mg\ N-NO_3^- \cdot L^{-1} \cdot min^{-1}$)

$d(NO_3^-)$ = variación de la concentración de nitrato durante el tiempo de reacción

dt = intervalo de tiempo correspondiente.

De forma análoga, la tasa de desnitrificación se estimó a partir de la disminución de la concentración de nitrato durante la fase anóxica. Se tomaron muestras clarificadas de 50 mL a intervalos regulares a lo largo de esta fase, y la tasa correspondiente se obtuvo mediante el ajuste lineal de la concentración de nitrato en función del tiempo, según:

$$r_{desnit} = - \frac{d(NO_3^-)}{dt} \quad (2)$$

r_{desnit} = velocidad de desnitrificación ($mg\ N-NO_3^- \cdot L^{-1} \cdot min^{-1}$)

$d(NO_3^-)$ = variación de la concentración de nitrato durante el tiempo de reacción

dt = intervalo de tiempo correspondiente.

Durante la operación del reactor se monitorearon los principales parámetros asociados al proceso de remoción biológica de nitrógeno, incluyendo las concentraciones de DQO, DBO₅, NTK, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos. Asimismo, se registraron pH, alcalinidad total y oxígeno disuelto a lo largo de todo el ciclo operacional, mientras que, la concentración de sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla (SSVLM) se utilizó como indicador de la biomasa activa presente en el sistema. Su determinación se realizó mediante secado en estufa (Fisher Scientific, Isotemp 625, Estados Unidos) y calcinación en mufla (Thermolyne F, C2025P, Estados Unidos).

Análisis estadístico

Cada condición experimental fue evaluada durante un período de un mes, con un mínimo de 15 réplicas por tratamiento, distribuidas en tres ensayos semanales. El estudio se desarrolló bajo un diseño completamente al azar, considerando tres tratamientos experimentales definidos por las condiciones operacionales del SBR. La eficiencia de remoción de las variables fisicoquímicas, así como las tasas de nitrificación y desnitrificación, se evaluaron mediante un análisis de varianza (ANOVA).

Las diferencias entre los tratamientos se evaluaron mediante la prueba de comparaciones múltiples de Tukey, adoptando un nivel de significancia de $P < 0,05$. El procesamiento estadístico de los datos se realizó utilizando el software IBM SPSS Statistics, 26.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la TABLA II se presentan los resultados obtenidos durante la caracterización fisicoquímica del efluente y los límites máximos permisibles establecidos por la normativa venezolana para descargas en cuerpos de agua [21].

TABLA II
Características fisicoquímicas de los efluentes provenientes de la matanza de reses

Parámetro	Valor (media $\pm$ DE)	Parámetros máximos permisibles según la normativa de vertido en cuerpos hídricos
Demanda biológica de oxígeno (DBO ₅)	5.351 $\pm$ 1.648	60
Demanda química de oxígeno (DQO)	13.543 $\pm$ 2.910	350
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	598 $\pm$ 151	-
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	288 $\pm$ 48	-
Nitritos + Nitratos (NO _x ⁻)	ND	10
Fósforo total (PT)	14,78 $\pm$ 3,16	10
pH	6,49 $\pm$ 0,78	6 -9
Alcalinidad total	1.089 $\pm$ 153	-
DQOT/-N-NH ₄ ⁺ /P-PO ₄ ⁻³	100/2,22/0,07	-

n corresponde al número de repeticiones realizadas (n = 20). DE indica la desviación estándar, mientras que ND hace referencia a valores no detectables, con un límite de detección de 1 mg/L. Todas las variables se expresan en mg·L⁻¹, con excepción de la alcalinidad total, que se reporta en mg CaCO₃·L⁻¹

El efluente proveniente del matadero bovino presentó elevadas concentraciones de materia orgánica, con valores de DQO que oscilaron entre 10.633 y 16.453 mg·L⁻¹, estos valores tan elevados pueden atribuirse principalmente a la descarga directa de sangre y subproductos orgánicos, asociada a la ausencia de sistemas de recuperación de subproductos en la planta evaluada. Los valores de DBO₅ variaron entre 3.703 y 6.999 mg·L⁻¹, lo que evidencia la biodegradabilidad del efluente y su potencial para ser tratado mediante procesos biológicos. La variabilidad observada en la DBO₅ inicial es consistente con la naturaleza dinámica y heterogénea de este tipo de efluentes, cuya composición depende de fluctuaciones operacionales asociadas a las jornadas de sacrificio, limpieza y arrastre de materia orgánica.

En relación con la carga de nutrientes, el efluente presentó una concentración promedio de NTK de 598 mg·L⁻¹, con predominio de nitrógeno orgánico (51%), asociado principalmente a la presencia de proteínas, tejidos y residuos sanguíneos. Por su parte, la concentración media de fósforo total fue de 14,78 mg·L⁻¹, lo que genera una relación DQO: N: P de 100: 2,22: 0,07, indicando una posible limitación de fósforo para el desarrollo óptimo de procesos biológicos aeróbicos, comparando con relaciones que recomiendan para efluentes de la matanza de animales, proporciones cercanas a 100/2,35/0,27 [2, 4].

El pH del efluente varió entre 5,71 y 7,27, registrándose en algunos casos valores ligeramente inferiores al rango óptimo para la actividad microbiana (6,5 - 8,5). La alcalinidad total alcanzó 1089 $\pm$ 153 mg CaCO₃·L⁻¹, indicando una elevada capacidad buffer del sistema frente a cambios de pH asociados a

la degradación biológica de la materia orgánica y a los procesos de nitrificación. Carrasquero y Díaz [2] reportaron valores de alcalinidad entre 1100 y 1600 mg CaCO₃·L⁻¹ en efluentes similares, señalando que estas concentraciones favorecen la estabilidad del pH y contribuyen al mantenimiento de condiciones adecuadas para la actividad microbiana. En conjunto, estos resultados evidencian la necesidad de implementar sistemas de tratamiento biológico intensivo o configuraciones híbridas que permitan reducir la carga contaminante del efluente antes de su descarga al medio receptor.

Durante la operación del sistema, las condiciones de temperatura se mantuvieron relativamente estables en todos los tratamientos, con valores comprendidos entre 27,1 y 28,4 °C, lo que indica que el proceso se desarrolló dentro del rango mesofílico (TABLA III). Los valores de sólidos suspendidos totales del licor mezcla (SSTLM) cercanos a 6000 mg/L y de SSVLM alrededor de 3000 mg/L indican una elevada concentración de biomasa en el licor mezcla, condición favorable para incrementar la capacidad de degradación biológica de la materia orgánica y la remoción de nitrógeno. La presencia de altos niveles de SSVLM sugiere una importante fracción de biomasa microbiana activa, responsable de los procesos metabólicos de oxidación de carbono y nitrificación.

TABLA III
Condiciones operativas del reactor por carga secuencial empleadas en los tratamientos evaluados para el efluente

T	T (°C)	pH	Alcalinidad total (mg CaCO ₃ /L)	COV Kg/(m ³ .d)	CNT Kg/(m ³ .d)	SSTLM (mg/L)	SSVLM (mg/L)	Oxígeno disuelto (mg/L)		
								Fase anaerobia	Fase Aerobia	Fase anóxica
T1	28,3 ± 0,3	6,73 ± 0,25	1,238 ± 346	18,07 ^a ± 3,40	1,32 ^a ± 0,09	6,887 ± 798	3,768 ± 688	0,12 ± 0,02	3,15 ± 0,18	0,21 ± 0,25
T2	28,5 ± 0,4	6,71 ± 0,17	2,038 ± 185	14,53 ^b ± 2,36	0,93 ^b ± 0,10	6,150 ± 973	3,580 ± 926	0,08 ± 0,09	3,47 ± 0,08	0,35 ± 0,15
T3	29,1 ± 0,3	7,14 ± 0,16	1,468 ± 560	17,62 ^{ab} ± 2,92	0,67 ^c ± 0,06	4,800 ± 790	3,020 ± 990	0,07 ± 0,05	3,37 ± 0,07	0,39 ± 0,13

n: número de réplicas. n: 12. SBR: Reactor por carga secuencial. T: Tratamiento. T(°C): Temperatura. T1: Tratamiento con un TCO de 10h. T2: 12h. T3: 16h. TCO: Tiempo de ciclo operacional. COV: Carga orgánica volumétrica. CNT: Carga de nitrógeno total, SSTLM: Sólidos suspendidos totales del licor mezcla, SSVLM: Sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla. Valores promedio acompañados de letras diferentes en cada fila indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$)

Los resultados del desempeño de los reactores por carga secuencial se presentan en la TABLA IV mostrando la evolución de la materia orgánica a lo largo de las diferentes fases del ciclo operacional del SBR. Durante la etapa anaerobia se evidenció una disminución inicial tanto de la DQO como de la DBO₅. Este comportamiento puede explicarse por la ocurrencia de procesos de hidrólisis y fermentación de la materia orgánica compleja, en los cuales macromoléculas como carbohidratos, proteínas y lípidos son degradadas en compuestos más simples, que posteriormente pueden ser metabolizados por la biomasa heterótrofa en las fases posteriores del ciclo [22, 23]. Este proceso es particularmente relevante en efluentes de mataderos debido a la alta proporción de compuestos orgánicos particulados y macromoleculares presentes en este tipo de residuos [24].

La mayor reducción de la materia orgánica ocurrió durante la fase aerobia, donde las concentraciones de DQO disminuyeron hasta valores cercanos a 2,000 mg·L⁻¹. Este comportamiento refleja la intensa actividad metabólica de los microorganismos heterótrofos aeróbicos, responsables de la oxidación biológica de los compuestos orgánicos solubles y particulados presentes en el efluente [25]. La descomposición en condiciones aerobias promueve la mineralización de la materia orgánica en dióxido de carbono, agua y biomasa microbiana, lo que justifica la notable reducción registrada durante esta etapa del ciclo [26].

Durante la fase anóxica, se observó una reducción adicional de la carga orgánica, aunque en menor magnitud que en la fase aerobia. Esta disminución puede estar asociada a la utilización del carbono orgánico residual como fuente de electrones durante los procesos de desnitrificación heterótrofa, donde los microorganismos desnitrificantes utilizan nitratos y nitritos como aceptores de electrones en ausencia de oxígeno disuelto [27].

Los resultados a la salida del reactor muestran que las concentraciones de DQO en el efluente oscilaron entre 820 y 1.116 mg·L⁻¹, mientras que la DBO₅ alcanzó valores entre 407 y 761 mg·L⁻¹, con eficiencias globales de remoción superiores al 89 % para DQO y 86 para DBO₅. Aunque se obtienen porcentajes de remoción superiores al 85 % para ambos casos aún no es suficiente para alcanzar los valores establecidos por la normativa para este tipo de agua.

Entre los tiempos evaluados, el tratamiento T3 con un tiempo de ciclo operativo de 16 h presentó el mejor desempeño del sistema, lo que sugiere que el incremento del tiempo de ciclo operacional favoreció una mayor degradación de la materia orgánica al proporcionar mayor tiempo de reacción para los procesos metabólicos microbianos. La elevada remoción de DQO observada durante la fase anaerobia en T3 podría atribuirse al alargue del tiempo de duración de esta etapa, lo que favoreció los procesos de hidrólisis y fermentación anaerobia de la materia orgánica fácilmente biodegradable presente en el efluente. Asimismo, el mayor tiempo anaerobio pudo incrementar la sedimentación y retención de sólidos orgánicos suspendidos, contribuyendo significativamente a la disminución de la carga orgánica antes de la fase aerobia.

Durante la fase anaerobia se observó una reducción parcial de NTK, atribuible a procesos de amonificación y asimilación microbiana inicial, mientras que la disminución más significativa ocurrió durante la fase aerobia, donde el N-NH₄⁺ se oxidó progresivamente a nitrito y nitrato, evidenciando la actividad de bacterias nitrificantes (TABLA V). La disminución del NTK durante el ciclo operacional evidencia la transformación progresiva del nitrógeno orgánico presente en el efluente. Durante la fase anaerobia ocurrió la hidrólisis y amonificación de proteínas,

TABLA IV
Variación de la demanda química de oxígeno y de la demanda bioquímica de oxígeno durante las fases anaerobia, aerobia y anóxica del ciclo operacional del reactor por carga secuencial en el tratamiento de efluentes bovinos

Fase	T1	DQO T2	T3	T1	DBO ₅ T2	T3
Entrada	10.754 ± 2.026	10.382 ± 1.688	12.190 ± 2.143	5.732 ± 1.098	5.070 ± 595	5.180 ± 660
Fin anaerobia	7.875 ± 1.067	7.073 ± 507	4.498 ± 607	2.867 ± 213	2.983 ± 340	2.368 ± 145
Fin aerobia	1.957 ± 475	2.070 ± 460	2.180 ± 295	1.418 ± 68	1.065 ± 109	544 ± 30
Fin anóxica	1.266 ± 328	1.268 ± 198	856 ± 115	790 ± 19	736 ± 34	422 ± 4
Salida	1.116 ± 166	926 ± 184	820 ± 77	761 ± 86	699 ± 160	407 ± 53
% Remoción	89,4 ^b ± 1,4	90,7 ^b ± 1,0	93,1 ^a ± 1,5	86,3 ^a ± 2,8	86,0 ^a ± 3,3	92,0 ^b ± 1,4

n = 12 réplicas. SBR: Reactor por carga secuencial. DQO: Demanda química de oxígeno. DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno. T1: Tiempo de ciclo operativo (TCO) de 10h; T2: 12h; T3: 16h. Valores promedio acompañados de letras diferentes en cada columna indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$).

aminoácidos y otros compuestos nitrogenados complejos, favoreciendo la conversión del nitrógeno orgánico a formas amoniacales. Sin embargo, parte importante del nitrógeno liberado pudo ser simultáneamente asimilado por la biomasa heterotrófica en crecimiento para la síntesis celular, limitando la acumulación de N-NH_4^- en el medio líquido y contribuyendo a la disminución del NTK. Este comportamiento fue particularmente evidente en T1, donde la mayor reducción ocurrió durante la fase anaerobia. Posteriormente, en T2 y T3, la mayor disminución del NTK se observó durante la fase aerobia, asociada probablemente a una combinación entre asimilación microbiana y oxidación biológica del nitrógeno amoniacal mediante nitrificación. Desde el punto de vista bioquímico, estos resultados sugieren que el NTK no solo fue afectado por procesos de mineralización del nitrógeno orgánico, sino también por mecanismos simultáneos de incorporación celular y transformación oxidativa del nitrógeno reducido.

TABLA V

Concentraciones medias de nitrógeno Total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos evaluadas en los diferentes tratamientos del efluente generado en la faena de reses

Parámetro	Etapas en el ciclo	T1	T2	T3
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	Inicio del ciclo	652 ± 60	643 ± 33	656 ± 48
	Fin de la fase anaerobia	324 ± 181	429 ± 48	464 ± 32
	Fin de la fase aerobia	223 ± 54	183 ± 38	114 ± 43
	Fin de la fase anóxica	178 ± 78	173 ± 14	78 ± 7
	Fin del ciclo	132 ± 28	157 ± 27	68 ± 4
Nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+)	Inicio del ciclo	288 ± 27	309 ± 12	288 ± 13
	Fin de la fase anaerobia	156 ± 11	217 ± 9	107 ± 12
	Fin de la fase aerobia	74 ± 15	77 ± 9	23 ± 5
	Fin de la fase anóxica	75 ± 11	74 ± 4	25 ± 5
	Fin del ciclo	71 ± 7	63 ± 6	17 ± 3
Nitritos (N-NO_2^-)	Inicio del ciclo	ND	ND	ND
	Fin de la fase anaerobia	ND	ND	ND
	Fin de la fase aerobia	21,3 ± 7,8	23,5 ± 6,0	31,2 ± 6,3
	Fin de la fase anóxica	7,5 ± 3,0	10,1 ± 5,7	10,3 ± 7,0
	Fin del ciclo	6,2 ± 4,5	9,0 ± 5,3	9,1 ± 2,8
Nitratos (N-NO_3^-)	Inicio del ciclo	ND	ND	ND
	Fin de la fase anaerobia	ND	ND	ND
	Fin de la fase aerobia	33,1 ± 10,8	52,3 ± 31,0	70,5 ± 23,1
	Fin de la fase anóxica	8,2 ± 2,1	7,1 ± 2,0	13,7 ± 7,1
	Fin del ciclo	7,2 ± 3,1	6,3 ± 3,1	12,1 ± 3,2
Nitrógeno total	Inicio del ciclo	652 ± 60	642 ± 33	656 ± 48
	Fin de la fase anaerobia	324 ± 181	429 ± 48	464 ± 32
	Fin de la fase aerobia	277 ± 63	335 ± 85	229 ± 68
	Fin de la fase anóxica	193 ± 52	190 ± 103	101 ± 21
	Fin del ciclo	145 ± 31	172 ± 19	89 ± 11

n corresponde al número de réplicas realizadas (n = 12). NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl. N-NH_4^+ : Nitrógeno amoniacal. N-NO_2^- : Nitritos y N-NO_3^- : Nitratos. ND indica valores no detectables, con un límite de detección de 1 mg/L. T1: tratamiento con un tiempo de ciclo operativo de 10h; T2: 12h; T3: 16h

La formación de N-NO_2^- y N-NO_3^- al final de la fase aerobia confirma el desarrollo del proceso de nitrificación, observándose concentraciones de nitrato entre 34,3 y 72,7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Posteriormente, durante la fase anóxica, se registró una reducción significativa de nitratos y nitritos, lo que indica la ocurrencia del proceso de desnitrificación heterótrofa, favorecido por la disponibilidad de carbono residual en el sistema.

Entre los tratamientos evaluados, el tratamiento T3 presentó el mayor grado de transformación y remoción de nitrógeno, alcanzando concentraciones finales de NT de aproximadamente 93 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y N-NH_4^- de 19 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, lo que sugiere que el incremento del tiempo de ciclo favorece la secuencia completa de procesos de nitrificación-desnitrificación, al proporcionar mayor tiempo de oxidación y reducción de las especies nitrogenadas, lo cual coincide con lo reportado para sistemas SBR aplicados al tratamiento de efluentes agroindustriales de alta carga nitrogenada [28].

La eficiencia de nitrificación mostró un aumento significativo con el incremento del tiempo de ciclo, alcanzando valores de 93 % (TABLA VI), lo cual indica una elevada actividad de bacterias nitrificantes como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* [29, 30]. Este resultado coincide con lo reportado para sistemas SBR operados con efluentes de alta carga nitrogenada, donde tiempos de ciclo más prolongados favorecen el crecimiento de microorganismos nitrificantes de crecimiento lento y mejoran la oxidación de amonio a nitrato.

En contraste, la eficiencia de desnitrificación se mantuvo constante en todos los tratamientos (92–93 %), lo cual sugiere que la disponibilidad de carbono residual durante la fase anóxica fue suficiente para sostener la actividad de las bacterias desnitrificantes heterótrofas [31].

Las tasas específicas de nitrificación y desnitrificación también reflejan el efecto positivo del incremento del tiempo de ciclo sobre la dinámica microbiana del sistema. La tasa de nitrificación aumentó de 0,0363 a 0,0553 $\text{mg N-NO}_3^- \text{g}^{-1} \text{SSVLM d}^{-1}$, mientras que, la tasa de desnitrificación alcanzó valores de hasta 0,1812 $\text{mg N-NO}_3^- \text{g}^{-1} \text{SSVLM d}^{-1}$.

TABLA VI

Desempeño del proceso biológico y parámetros cinéticos de nitrificación-desnitrificación en el reactor por carga secuencial durante el tratamiento del efluente bovino

Variable	T1	T2	T3
Remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl - NTK (%)	73,7 ^a ± 3,2	78,0 ^a ± 3,4	88,8 ^a ± 1,7
Eficiencia de remoción de NT (%)	71,5 ^a ± 3,7	75,6 ^a ± 3,7	85,2 ^a ± 2,3
% Norg/NTKe	50,8 ^a ± 5,0	48,7 ^a ± 6,0	72,2 ^a ± 9,4
Eficiencia de nitrificación (%)	70,9 ^a ± 2,4	75,9 ^a ± 3,0	93,0 ^a ± 2,4
Eficiencia de desnitrificación (%)	92,7 ^a ± 4,3	93,2 ^a ± 3,7	91,8 ^a ± 3,5
Tasa de nitrificación ($\text{mg N-NO}_3^- \text{g}^{-1} \text{SSVLM d}^{-1}$)	0,0363 ^b	0,0535 ^a	0,0553 ^a
Tasa de desnitrificación ($\text{mg N-NO}_3^- \text{g}^{-1} \text{SSVLM}$)	0,1066 ^b	0,1283 ^b	0,1812 ^a

n: número de réplicas (n = 12). SBR: Reactor por carga secuencial. T1: Tratamiento con un tiempo de ciclo operativo (TCO) de 10 h; T2: 12 h; T3: 16 h. La presencia de letras distintas en cada columna refleja diferencias estadísticamente significativas según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$) ($P \leq 0,05$).

La evolución temporal de la concentración de nitratos durante la fase aerobia del reactor SBR (FIG. 2a) mostró un incremento progresivo de N-NO_3^- para los tres tratamientos evaluados, las pendientes obtenidas en las regresiones lineales fueron 0,095; 0,133 y 0,116 $\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1} \text{min}^{-1}$ para los tratamientos T1, T2 y T3, respectivamente. Considerando las concentraciones promedio de biomasa activa presentes en el reactor (SSVLM), se estimaron tasas específicas de nitrificación de aproximadamente 36,3 $\text{mg N g}^{-1} \text{SSV d}^{-1}$ para T1, 53,5 $\text{mg N g}^{-1} \text{SSV d}^{-1}$ para T2 y 55,3 $\text{mg N g}^{-1} \text{SSV d}^{-1}$ para T3. Estos valores se encuentran dentro del rango reportado (30 y 80 $\text{mg N g}^{-1} \text{VSS d}^{-1}$) para sistemas de lodos activados y reactores SBR operados bajo condiciones aeróbicas adecuadas que tratan efluentes con alta carga nitrogenada.

Las tasas específicas de nitrificación obtenidas en el presente estudio (36–55 $\text{mg N g}^{-1} \text{SSVLM d}^{-1}$) se encontraron dentro del rango reportado para sistemas biológicos de remoción de nitrógeno tratados con efluentes municipales e industriales. Cheng y col. [32] reportaron valores entre 67 y 89 $\text{mg N g}^{-1} \text{SSVLM d}^{-1}$ en reactores SBR tratados con efluentes industriales, mientras que Azis y col. [33] registraron tasas superiores (90–110 $\text{mg N g}^{-1} \text{SSVLM d}^{-1}$) en reactores microaireados (MAR), probablemente asociadas a una mayor disponibilidad de oxígeno y mejores condiciones de transferencia de masa. En contraste, Baek y Pagilla [34] obtuvieron tasas cercanas a 30 $\text{mg N g}^{-1} \text{SSVLM d}^{-1}$ en reactores biológicos por membrana, valores comparables al límite inferior observado en el presente estudio.

Las diferencias entre estudios pueden atribuirse a variaciones en la configuración del reactor, concentración de biomasa, composición del efluente, disponibilidad de oxígeno disuelto y condiciones operacionales.

Las tasas de nitrificación obtenidas evidencian una adecuada actividad nitrificante a pesar de la elevada carga orgánica y nitrogenada característica del efluente de matadero bovino. Bajo estas condiciones, la intensa actividad heterotrófica promovida por la alta concentración de materia orgánica biodegradable puede incrementar la competencia por oxígeno entre microorganismos heterótrofos y nitrificantes, limitando parcialmente la velocidad de oxidación del nitrógeno amoniacal.

El comportamiento lineal observado en la formación de nitratos durante la fase aerobia sugiere que, en el reactor evaluado, la disponibilidad de oxígeno fue suficiente para sostener la actividad nitrificante durante el intervalo experimental analizado. Esto indica que el sistema de aireación permitió mantener condiciones adecuadas para el desarrollo de las bacterias nitrificantes y evitar limitaciones cinéticas asociadas a la transferencia de oxígeno.

De igual manera, en todos los casos se observa una disminución progresiva de la concentración de N-NO_3^- a lo largo del tiempo de la fase anóxica (FIG. 2b). Las regresiones lineales obtenidas presentan pendientes negativas, lo que indica el consumo de nitratos por parte de bacterias heterótrofas desnitrificantes. Los coeficientes de determinación obtenidos fueron elevados, lo que sugiere que el modelo lineal describe adecuadamente la cinética del proceso durante el intervalo experimental analizado.

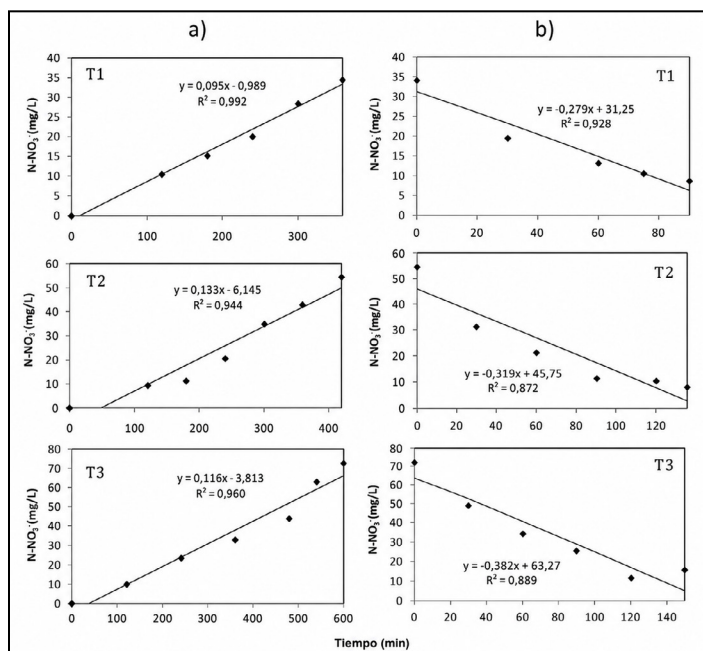


FIGURA 2. Tasas de nitrificación durante la etapa aerobia para los tratamientos de los efluentes bovino realizados en el SBR

Un aspecto interesante del sistema evaluado es que las tasas de desnitrificación resultaron superiores a las de nitrificación, lo cual es consistente con la literatura [18]. Las bacterias heterotróficas desnitrificantes presentan generalmente

velocidades metabólicas mayores que las bacterias nitrificantes autotróficas. Este comportamiento es particularmente favorable en sistemas SBR destinados a la eliminación biológica de nitrógeno, ya que permite completar la reducción de nitratos durante la fase anóxica del ciclo operacional.

Las tasas específicas de desnitrificación obtenidas en el presente estudio ($106\text{--}182 \text{ mg N g}^{-1} \text{ SSV d}^{-1}$) se encontraron dentro del rango reportado para sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales. Diversos estudios indican que la desnitrificación heterotrófica en reactores biológicos suele presentar valores entre 80 y $200 \text{ mg N g}^{-1} \text{ VSS d}^{-1}$, dependiendo de la disponibilidad de carbono orgánico, la concentración de nitratos y las condiciones operacionales del reactor. Tasas de desnitrificación superiores a $100 \text{ mg N g}^{-1} \text{ SSVLM d}^{-1}$ sugieren una elevada actividad metabólica de las bacterias desnitrificantes presentes en el sistema, lo que puede atribuirse principalmente a la disponibilidad de carbono orgánico biodegradable en el efluente.

Las tasas específicas de desnitrificación obtenidas en el presente estudio ($106\text{--}182 \text{ mg N g}^{-1} \text{ SSVLM d}^{-1}$) fueron superiores a las reportadas para diversos sistemas biológicos tratados con efluentes industriales, domésticos y sintéticos. Carrera y col. [35] registraron valores cercanos a $110 \text{ mg N g}^{-1} \text{ SSVLM d}^{-1}$ en reactores con etapas aeróbicas y anóxicas tratados con efluentes industriales, mientras que Raboni y col. [36] reportaron un amplio rango entre 30 y $120 \text{ mg N g}^{-1} \text{ SSVLM d}^{-1}$ en sistemas similares tratados con efluentes domésticos. Por su parte, Zafarzadeh y col. [37] obtuvieron tasas de desnitrificación de hasta $157 \text{ mg N g}^{-1} \text{ SSVLM d}^{-1}$ en reactores MBBR tratados con efluentes sintéticos.

Las elevadas tasas observadas en el presente estudio podrían atribuirse a la disponibilidad de carbono orgánico presente en al comienzo de la fase anóxica, condición que favorece el metabolismo de los microorganismos desnitrificantes heterotróficos durante la fase anóxica. Asimismo, la configuración operacional del reactor SBR permitió una adecuada alternancia entre condiciones aeróbicas y anóxicas, favoreciendo tanto la acumulación de nitratos durante la nitrificación como su posterior reducción biológica a nitrógeno gaseoso. Desde el punto de vista bioquímico, la elevada relación carbono/nitrógeno del efluente pudo incrementar la disponibilidad de electrones requeridos para la reducción secuencial de NO_3^- a N_2 , contribuyendo a las altas velocidades de desnitrificación registradas.

A lo largo del periodo experimental, el pH del efluente tratado se situó en el intervalo de $7,30$ a $7,70$, manteniéndose conforme a los límites regulatorios para descargas en cuerpos de agua establecidos. Este comportamiento puede atribuirse principalmente a la elevada alcalinidad inicial del efluente, que proporciona una alta capacidad amortiguadora frente a los cambios de pH. Adicionalmente, el equilibrio parcial entre los procesos de nitrificación y desnitrificación, junto con la liberación de compuestos nitrogenados durante la degradación de materia orgánica, contribuyó a la estabilidad del sistema.

CONCLUSIONES

El SBR demostró ser una tecnología eficiente para el tratamiento de efluentes bovinos de alta carga orgánica y nitrogenada, alcanzando eficiencias de remoción superiores al 89 % para DQO y entre 71 % y 85 % para nitrógeno total. La configuración secuencial de fases anaerobia, aerobia y anóxica permitió una adecuada degradación de la materia orgánica y la transformación biológica de las especies nitrogenadas presentes en el efluente.

El incremento del tiempo de ciclo operacional tuvo un efecto significativo sobre el desempeño del sistema, observándose el mejor comportamiento en el tratamiento T3 (15 h), donde se alcanzaron las mayores eficiencias de nitrificación (93 %) y remoción de NTK (88,8 %). Estos resultados indican que mayores tiempos de reacción favorecen el desarrollo de comunidades microbianas nitrificantes y desnitrificantes, mejorando la estabilidad del proceso y la conversión de amonio a nitrógeno gaseoso.

Las tasas cinéticas obtenidas para nitrificación y desnitrificación evidenciaron una mayor actividad metabólica del consorcio microbiano a medida que aumentó el tiempo de ciclo, alcanzándose valores de hasta 0,0553 mg N-NO₃⁻ g⁻¹ SSVLM d⁻¹ para nitrificación y 0,1812 mg N-NO₃⁻ g⁻¹ SSVLM d⁻¹ para desnitrificación. Estos parámetros cinéticos aportan información relevante para el diseño, optimización y escalamiento de sistemas SBR aplicados al tratamiento de efluentes agroindustriales, particularmente aquellos provenientes de la industria cárnica.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue apoyado por la Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil (UTEG) en el proyecto PROY-2025-01—Sinergia biotecnológica en el tratamiento de aguas residuales industriales mediante modelos híbridos para la remoción de contaminantes.

Conflicto de interés

Los autores no manifiestan conflicto de interés

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Chen X, Zhang Q, Zhu Y, Zhao T. Response of wastewater treatment performance, microbial composition and functional genes to different C/N ratios and carrier types in MBBR inoculated with heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria. *Bioresour. Technol.* [Internet]. 2021; 336:125339. doi: <https://doi.org/gk8h4r>
- [2] Carrasquero S, Díaz A. Tratamiento de efluentes de la matanza de cerdos por remoción de nitrógeno y fósforo usando reactores biológicos secuenciales. *Tecnol. Cienc. Agua.* [Internet]. 2025; 16(3):37–87. doi: <https://doi.org/rdtk>
- [3] Derakhshan A, Kalantari R, Farzadkia M, Tiyuri A, Esrafil A. The effect of biological treatment methods on the concentration of carbonaceous pollutants in slaughterhouse wastewater: a systematic review. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* [Internet]. 2023; 8:10045. doi: <https://doi.org/rdtm>
- [4] Carrasquero-Ferrer S, Vaca-Suárez G, Viteri-Guzmán G, Colina-Andrade G. Monitoring of nutrient removal in swine effluents using sequential reactors with oxygen control. *Oxygen.* [Internet]. 2025; 5(4):21. doi: <https://doi.org/rdtn>
- [5] Mai W, Chen J, Liu H, Liang J, Tang J, Wei Y. Advances in studies on microbiota involved in nitrogen removal processes and their applications in wastewater treatment. *Front. Microbiol.* [Internet]. 2021; 12:746293. doi: <https://doi.org/gphq3m>
- [6] Singh V, Ormeci B, Mishra S, Hussain A. Simultaneous partial Nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) – A review of critical operating parameters and reactor configurations. *Chem. Eng. J.* [Internet]. 2021; 433(3):133677. doi: <https://doi.org/gnsvrp>
- [7] Ye Y, Zhang K, Peng X, Zhou Q, Pan Z, Xing B, Liu, X. Research progress on biological denitrification process in wastewater treatment. *Water.* [Internet]. 2025; 17(4):520. doi: <https://doi.org/rdtp>
- [8] Kuypers M, Marchant H, Kartal B. The microbial nitrogen-cycling network. *Nat. Rev. Microbiol.* [Internet]. 2018; 16:263–276. doi: <https://doi.org/gc6xw7>
- [9] Gao S, He Q, Wang H. Research on aerobic granular sludge under alkalinity in sequencing batch reactors: removal efficiency, metagenomics and key microbes. *Bioresour. Technol.* [Internet]. 2020; 296:122280. doi: <https://doi.org/gqfjqc>
- [10] Duan Y, Liu Y, Zhang M, Li Y, Zhu W, Hao M, Ma S. Start-up and operational performance of the partial nitrification process in a sequencing batch reactor coupled with a micro-aeration system. *Bioresour. Technol.* [Internet]. 2020; 296:122311. doi: <https://doi.org/gvzmqh>
- [11] Rahimi S, Modin O, Mijakovic I. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnol. Adv.* [Internet]. 2020; 43:107570. doi: <https://doi.org/gh9dt7>
- [12] Rasheed A, Dionisi D. Experimental study on the biotreatability of wastewaters from food processing industries in aerobic sequencing batch reactors. *Niger. Res. J. Eng. Environ. Sci.* [Internet]. 2020 [Recuperado 21 Mar 2026]; 5:15–28. Disponible en: <https://goo.su/XrOf>
- [13] Lu J, Hong Y, Wei Y, Gu J, Wu J, Wang Y, Ye F, Lin J. Nitrification mainly driven by ammonia-oxidizing bacteria and nitrite-oxidizing bacteria in an anammox-inoculated wastewater treatment system. *AMB Express.* [Internet]. 2021; 11(1):158. doi: <https://doi.org/rdtq>
- [14] Du R, Cao S, Li B, Niu M, Wang S, Peng Y. Performance and microbial community analysis of a novel DEAMOX based on partial-denitrification and anammox treating ammonia and nitrate wastewaters. *Water Res.* [Internet]. 2017; 108:46–56. doi: <https://doi.org/f9hhz5>

- [15] Zhao C, Chen E. A review for tannery wastewater treatment: some thoughts under stricter discharge requirements. *Environ. Sci. Pollut. Res.* [Internet]. 2019; 26:26102–26111. doi: <https://doi.org/gmtp84>
- [16] Yea N, Abdullah S, Ismail N, Sharuddin S. Effect of HRTs on COD and nutrient removal in sequencing batch reactor process. *J. Biochem. Microbiol. Biotechnol.* [Internet]. 2022; 10:29–39. doi: <https://doi.org/g7pjm5>
- [17] Hameed H, Mohammed H, Dhuyool A, Abdulrazak A, Rashid K, Skrylnyk, O, Shehab M, Al-Ogaili M, Abed M, Mahmood A, Abdullah S. Lab-scale sequencing batch reactor online monitoring and control for biological treatment of synthetic wastewater. *Desalin. Water Treat.* [Internet]. 2025; 323:101326. doi: <https://doi.org/rdtr>
- [18] Carrasquero-Ferrer S, Pire-Sierra M, Colina-Andrade G, Mas y Rubí M, Martínez D, Díaz A. Tasas de nitrificación y desnitrificación durante el tratamiento biológico de efluentes de tenerías en un reactor por carga secuencial. *Bol. Centro Invest. Biol.* [Internet] 2013; [Recuperado 27 Mar 2026]; 47(3):220–234. Disponible en: <https://goo.su/cQi3ogI>
- [19] American Public Health Association (APHA). Lipps WC, Braun-Howland EB, Baxter TE, eds. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Water Works Association, Water Environment Federation. 24th ed. Washington DC, USA: APHA press; 2023.
- [20] Farabegoli G, Carucci A, Majone M, Rolle E. Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. *J. Environ. Manag.* [Internet]. 2004; 71(4):345–349. doi: <https://doi.org/b73fgr>
- [21] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Decreto 883. Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. [Internet]. Roma, Italia: FAO. 1995. [Recuperado 12 Feb 2026]. Disponible en: <https://goo.su/HuzXh>
- [22] Sadchikov A. Organic matter utilization and destruction in water bodies at different trophic level. *Water Resour.* [Internet]. 2002; 29(1):85–89. doi: <https://doi.org/cw5vjg>
- [23] Liu Y, Chang S. Effect of temperature phased biological hydrolysis treatment on solubilization of wasted activated sludge. *Environ. Technol. Innov.* [Internet]. 2023(32):103257. doi: <https://doi.org/gs438n>
- [24] Pereira A, Teixeira K, Pereira D, Cavallini G. A critical review on slaughterhouse wastewater: treatment methods and reuse possibilities. *J. Water Process Eng.* [Internet]. 2024; 58:104819. doi: <https://doi.org/rdtt>
- [25] Demirbilek D, Ipek U, Yetis U. Seasonal monitoring of microbial activity using conventional approaches in a full-scale urban biological wastewater treatment plant. *Environ. Monit. Assess.* [Internet]. 2023; 195(5):534. doi: <https://doi.org/rdtv>
- [26] Kovács R, Házi F, Csikor Z, Miháltz P. Connection between oxygen uptake rate and carbon dioxide evolution rate in aerobic thermophilic sludge digestion. *Period. Polytech. Chem. Eng.* [Internet]. 2007; 51(1):17–22. doi: <https://doi.org/cc8hbc>
- [27] Smail SS, Lemlikchi W, Benbelkacem O, Fauconnier M. Heterotrophic denitrification for the simultaneous reduction of nitrates using acorn cups as an energy source. *Sci. Rep.* [Internet]. 2025; 15:37186. doi: <https://doi.org/rdvv>
- [28] Mees J, Gomes S, Hasan S, Gomes B, Boas M. Nitrogen removal in a SBR operated with and without pre-denitrification: effect of the carbon: nitrogen ratio and the cycle time. *Environ. Technol.* [Internet]. 2014; 35(1):115–123. doi: <https://doi.org/gvzb7h>
- [29] Ng M, Dalhatou S, Wilson J, Kamdem B, Temitope B, Paumo H, Djelal H, Amine A., Nguyen P., Kane, A. Characterization of slaughterhouse wastewater and development of treatment techniques: a review. *Processes.* [Internet]. 2022; 10(7):1300. doi: <https://doi.org/rdwq>
- [30] Yao R, Yang H, Mengyu Y, Liu Y, Shi H. Enrichment of nitrifying bacteria and microbial diversity analysis by high-throughput sequencing. *RSC Adv.* [Internet]. 2016; 6(115):113959–113966. doi: <https://doi.org/rdwr>
- [31] Okada D, Costa R, Garcia C, Pozzi E, Souza T, Foresti E. Anoxic microbial community robustness under variation of hydraulic retention time and availability of endogenous electron donors. *Appl. Biochem. Biotechnol.* [Internet]. 2020; 192:443–454. doi: <https://doi.org/rdws>
- [32] Cheng Y, Li J, Ren X, Li Y, Kou Y, Chon K, Hwang, M, Ko, M. High efficiency of simultaneous nitrification, denitrification, and organics removal in real-scale treatment of high C/ N ratio food-processing wastewater using micro-aerobic reactors. *Biochem. Eng. J.* [Internet]. 2022; 177:108218. doi: <https://doi.org/rdwt>
- [33] Azis K, Ntougias S, Melidis P. Real-time dynamic control of nitrification and denitrification in an intermittently aerated activated sludge system for enhanced nitrogen removal and energy efficiency: Toward Sustainable Operation. *Sustainability.* [Internet]. 2025; 17(22):10417. doi: <https://doi.org/rdwv>
- [34] Baek S, Pagilla K. Simultaneous nitrification and denitrification of municipal wastewater in aerobic membrane bioreactors. *Water Environ. Res.* [Internet]. 2008; 80(2):109–117. doi: <https://doi.org/bvz8nq>
- [35] Carrera J, Vicent T, Lafuente F. Influence of temperature on denitrification of an industrial high-strength nitrogen wastewater in a two-sludge system. *Water SA.* [Internet]. 2004; 29(1):11–16. doi: <https://doi.org/bzfg33>

- [36] Raboni M, Torretta V, Viotti P, Urbini G. Calculating specific denitrification rates in pre-denitrification by assessing the influence of dissolved oxygen, sludge loading and mixed-liquor recycle. *Environ. Technol.* [Internet]. 2014; 35(20):2582–2588. doi: <https://doi.org/gf54p8>
- [37] Zafarzadeh A, Bina B, Nikaeen M, Attar H, Hajian M. Performance of moving bed biofilm reactors for biological nitrogen compounds removal from wastewater by partial nitrification-denitrification process. *Iran J. Environ. Health Sci. Eng.* [Internet]. 2010; [Recuperado 29 Mar 2028]; 7(4):353–364. Disponible en : <https://goo.su/rdwmo3W>