

REMOCIÓN DE NITRÓGENO MEDIANTE NITRIFICACIÓN Y DESNITRIFICACIÓN AERÓBICA UTILIZANDO UN REACTOR BIOLÓGICO SECUENCIAL (SBR)

Juan C. Alzate Marin¹, Alejandro H. Caravelli¹, Noemí E. Zaritzky^{1,2}

¹ Centro de Investigación y Desarrollo en Criotecnología de Alimentos (CIDCA), CCT – La Plata – CONICET, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Pcia. Bs. As. 47 y 116 (B1900AJJ) La Plata, Argentina. Tel.: 0221-425-4853. ² Facultad de Ingeniería, UNLP, 48 y 115 (B1900AJJ) La Plata, Argentina. E-mail: ing.juankal@yahoo.es (Alzate Marin J.C.).

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es uno de los elementos claves que aceleran la eutrofización del agua (Xu y col., 2013); por lo tanto su remoción es de vital importancia. La remoción biológica de nitrógeno (RBN) implica dos procesos. En la primera etapa conocida como nitrificación se convierte el amoníaco a nitrato reduciendo la demanda de oxígeno del efluente; no obstante, en este paso el N no se elimina. En la segunda etapa, conocida como desnitrificación, el nitrato es convertido en un producto gaseoso que puede ser óxido nitroso (N_2O , desnitrificación parcial) o nitrógeno gaseoso (N_2 , desnitrificación completa), los cuales son eliminados a la atmósfera. La RBN constituye el método más apropiado para la eliminación del nitrógeno ya que presenta una elevada eficacia, alta estabilidad y fiabilidad, fácil control del proceso, bajas necesidades de espacio y es económicamente rentable (Ahn, 2006). La nitrificación consiste en la oxidación biológica del amoníaco (NH_3), primero a nitrito (NO_2^-) y luego a nitrato (NO_3^-) realizada por las bacterias nitrificantes autótrofas. El amoníaco se oxida tanto en presencia como en ausencia de oxígeno, pero la formación de nitrato requiere oxígeno; si predominan condiciones reductoras, la formación del nitrato se dificulta. En el proceso de nitrificación intervienen dos grupos de bacterias: bacterias oxidantes de amonio (BOA) y bacterias oxidantes de nitrito (BON), que usan amoníaco o nitrito como fuente de energía respectivamente, oxígeno molecular como último aceptor de electrones y dióxido de carbono como fuente de carbono (Ahn, 2006). La desnitrificación (DN) ocurre generalmente bajo condiciones anóxicas, por acción de bacterias heterótrofas facultativas que reducen el nitrato hasta nitrógeno molecular, esta reacción ocurre en etapas apareciendo como productos intermedios nitrito, óxido nítrico y óxido nitroso. Las bacterias desnitrificantes utilizan el carbono orgánico para la síntesis celular y fuente de energía y el nitrato como último aceptor de electrones. La DN se produce casi exclusivamente bajo condiciones anaeróbicas facultativas o microaerófilas. Sin embargo, la DN completa puede lograrse bajo alta concentración de oxígeno disuelto (COD). La desnitrificación aeróbica (DNA) puede ofrecer varias ventajas, ya que se produce en reactores aireados (Ahn, 2006).

Los procesos RBN más comunes son: (a) Sistema anóxico/aeróbico (AN/AE): conformado por dos reactores en serie caracterizándose porque la zona anóxica se encuentra antes de la aeróbica. En el primer reactor se realiza la desnitrificación empleando la fuente de carbono (C) orgánico presente en el agua residual y en el tanque aeróbico, el amonio es oxidado a nitrato siendo necesario recircular el licor mixto rico en nitratos al tanque anóxico para su desnitrificación. Este proceso presenta varias desventajas como son los altos costos en la recirculación y la producción de óxido de nitrógeno como producto final en lugar de N_2 debido a las condiciones microaerófilas generadas por la recirculación. (b) Sistema aeróbico/anóxico (AE/AN): el tanque aeróbico se encuentra al inicio del proceso realizándose allí la nitrificación y consumo del C orgánico; luego se encuentra el tanque anóxico donde se realiza la desnitrificación, siendo necesario la adición de una fuente de C exógena. La post-desnitrificación puede ser impulsada, entre otros microorganismos, por organismos acumuladores de glucógeno (GAO_s) o acumuladores de polifosfato (PAOs), que

almacenan polihidroxicanoatos (PHAs) y glucógeno como fuente de C intracelular y tienen la capacidad de desnitrificar utilizando dichos compuestos como fuente de carbono y energía, denominándose GAOs desnitrificantes (DGAO) y PAOs desnitrificantes (DPAO). Los PAOs son responsables de la eliminación biológica de fósforo (EBPR). Algunas de las desventajas del sistema AE/AN están dadas por las condiciones microaerófilas generadas a partir de la transferencia de oxígeno mediante la mezcla en el reactor anóxico, lo cual puede inhibir la tasa de desnitrificación (Plósz y col., 2003).

OBJETIVO

En el presente trabajo se propone como objetivo evaluar la factibilidad de lograr un sistema de remoción de nitrógeno, basado en dos fases de reacción: anóxica/aeróbica (AN/AE), con el propósito de lograr el proceso de desnitrificación en la fase aeróbica con COD superior a 1,0 mg/L, sin el requerimiento de recirculación del licor mixto y sin pulsos de fuente de carbono. Para ello se utiliza un reactor de cargas secuenciales (SBR) alimentado con acetato como fuente de C y energía y sulfato de amonio como fuente de N. Se estudian además los efectos de los siguientes parámetros de operación: duración del ciclo, relación temporal AN/AE, pH, COD y relación demanda química de oxígeno/nitrógeno (DQO/N).

METODOLOGÍA

Se empleó un SBR (1,2 L) que fue operado durante 2 años con sucesivos ciclos que comprenden las siguientes fases: anóxica y aeróbica como etapas de reacción, sedimentación de la biomasa y purga final del sobrenadante. Durante la fase anóxica, se mezcló el reactor (100 rpm). En la fase aeróbica se suministró aire y la velocidad de agitación se controló automáticamente a fin de mantener la concentración de oxígeno deseada. El reactor se alimentaba al inicio de la fase anóxica. El reactor, desarrollado en el Laboratorio de Electrónica del CIDCA, cuenta con un módulo de control automático encargado de mantener constante la temperatura, pH y COD, regular la velocidad de agitación, llenado, vaciado y purga del reactor así como la duración de las diferentes fases.

Durante la operación del reactor se mantuvo constante la temperatura ($25 \pm 0,5$ °C). El pH se controló de manera automática, durante las fases anóxica y aeróbica, mediante la dosificación de soluciones de hidróxido de sodio y ácido sulfúrico. El aire se introdujo a través de difusores porosos situados en el interior del reactor. La COD se midió mediante un electrodo y se expresó como porcentaje del nivel de saturación de oxígeno. El coeficiente de transferencia volumétrica de oxígeno ($K_L a$, h^{-1}) se midió por el método de sulfito con agua (Al-Ahmady, 2006). El $K_L a$ se obtuvo por la integración de la siguiente ecuación:

$$TTO = \frac{dCOD}{dt} = k_L a (COD^* - COD) \quad (1)$$

donde TTO es la tasa de transferencia de oxígeno ($mgO_2/(Lh)$), COD^* es la concentración de saturación de oxígeno en el agua (mgO_2/L) a la temperatura de trabajo y COD es la concentración de oxígeno disuelto (mgO_2/L) en el tiempo (t). La fuerza impulsora del proceso de transferencia de oxígeno está dado por la diferencia entre COD^* y COD. El $K_L a$ se midió a una velocidad de agitación de 100 rpm, temperatura estándar (20°C) y diferentes caudales de aireación (0,2-2,3 L/Lmin). Debido a que el SBR fue operado a 25 °C, en lugar de 20°C, se debió hacer una corrección del $K_L a$ mediante la siguiente estimación (Al-Ahmady, 2006):

$$k_L a_{(25^\circ C)} = k_L a_{(20^\circ C)} 1.024^{(25-20)} \quad (2)$$

En presencia de microorganismos, la velocidad de consumo de oxígeno (VCO , $mgO_2/(L h)$) se determina por la siguiente expresión:

$$VCO = q_{O_2} X \quad (3)$$

donde q_{O_2} es la velocidad específica del consumo de oxígeno ($mgO_2/(mgDQO_B \text{ h})$) y X es la concentración de biomasa ($mgDQO_B/L$).

El balance de masa para COD en presencia de biomasa se puede expresar como:

$$\frac{dCOD}{dt} = TTO - VCO \quad (4)$$

Se utilizó agua residual sintética: acetato como fuente de C y energía y sulfato de amonio como fuente de N. Al final de la fase aeróbica se realizó la purga de lodos resultando un tiempo de residencia celular (TRC) de 10 días para todos los ensayos. El SBR se monitoreó mediante los siguientes parámetros: potencial óxido-reducción (ORP, mV), ortofosfato (PO_4^{3-} -P, mg/L), amonio (NH_3 -N, mgN/L), nitrito (NO_2^- -N, mgN/L), nitrato (NO_3^- -N, mgN/L), sustrato orgánico como DQO soluble (DQO_S , mg/L) y concentración de biomasa como DQO (DQO_B , mg/L). $DQO_B = DQO \text{ total } (DQO_T) - DQO_S$.

La presencia de gránulos intracelulares de PHA y polifosfato se detectó mediante tinción (Sudan Black y Neisser). Las concentraciones de ortofosfato, N amoniacal, nitrito, nitrato y DQO fueron determinadas por espectrofotometría. Se tomaron muestras del SBR para medir DQO_T . Otra alícuota se utilizó para la determinación de compuestos solubles (ortofosfato, N amoniacal, nitrito, nitrato y DQO_S) luego de la centrifugación y filtración de la muestra. El DQO_B se determinó a partir de la diferencia entre DQO_T y DQO_S y se transformó en sólidos suspendidos volátiles (SSV) utilizando una curva de calibración. El nitrógeno inorgánico (Ni) correspondió a la suma de las concentraciones de amoníaco, nitrito y nitrato.

Se estudiaron 4 condiciones operativas; cada condición se mantuvo al menos 4 tiempos de residencia celular (TRC).

- **Experimentos A y B:** El SBR presentó 4 ciclos/día. La relación temporal AN/AE fue de 1,0/1,0 y el tiempo de sedimentación fue de 45 minutos. El pH se mantuvo en $7,0 \pm 0,1$ durante las fases de reacción. En la fase aeróbica, la COD se mantuvo entre 0,8 y 2,4 mgO_2/L . El tiempo de residencia hidráulico (TRH) fue de 21,8 hs, la relación DQO:N:P se mantuvo en 100:10:5, la temperatura= 25 °C. Para los experimentos A y B los valores respectivos de la carga orgánica volumétrica fueron 440 y 880 $mgDQO/(L \text{ día})$, la carga de nitrógeno de 44 y 88 ($mgNH_3-N/(L \text{ día})$), y la de fósforo de 22 y 44 $mgP/(L \text{ día})$.

- **Experimento C:** El SBR presentó 2 ciclos/día. La relación AN/AE fue= 0,5/1,0. El tiempo de sedimentación de 45 minutos. El pH se mantuvo en $7,5 \pm 0,1$ durante las fases de reacción. En la fase aeróbica, la COD fue mayor que 4,0 mgO_2/L . El TRH fue de 41,8 hs. La relación DQO:N:P fue de 100:10:5, temperatura= 25 °C, carga orgánica volumétrica= 440 $mgDQO/(L \text{ día})$, carga de nitrógeno= 44 $mgNH_3-N/(L \text{ día})$ y de fósforo= 22 $mgP/(L \text{ día})$.

- **Experimento D:** El SBR presentó las mismas condiciones del ensayo C respecto a N° de ciclos/día, relación AN/AE, sedimentación, pH, COD y TRH. La relación DQO:N:P fue= 100:7,5:5. La carga orgánica volumétrica fue 585 $mgDQO/(L \text{ día})$, la carga de N= 44 $mgNH_3-N/(L \text{ día})$ y de P= 29 $mgP/(L \text{ día})$. Los factores ambientales mantuvieron el reactor a 30 °C.

El N removido por nitrificación y desnitrificación simultánea (NDS) se calculó en la fase aeróbica a partir de la diferencia entre el N del amonio que fue oxidado ($NH_3-N_{OXIDADO}$) y la suma de las formas de N generado por nitrificación ($NO_x-N: NO_3^-N + NO_2^-N$). El N del amonio que fue oxidado ($NH_3-N_{OXIDADO}$) se calculó a partir de la diferencia entre el consumo total de N amoniacal (NH_3-N) y el NH_3-N que fue asimilado por la biomasa heterótrofa, ambos en la fase aeróbica. El N asimilado por nitrificantes se consideró despreciable. El consumo total de NH_3 se midió por espectrofotometría. El NH_3-N asimilado por heterótrofos, para el período cuando el NH_3 estaba presente, se estimó a partir de los balances de masas teóricas de C y N utilizándose los coeficientes estequiométricos típicos del sistema biológico estudiado. Para ello se estimaron las cantidades de polihidroxibutirato (PHB) y la biomasa producida en las fases anóxicas y aerobias, respectivamente. El polímero que se forma principalmente cuando se utiliza acetato como fuente de C es el PHB. En la fase anóxica se

estimó la cantidad de PHB que se produce a partir de acetato utilizando un rendimiento $Y_{\text{PHB/Ac}}$ de 0,52 C-mol PHB/C-mol Ac (0,38 gPHB/gAc) (Beun y col., 2002). El acetato disponible para la producción de PHB se determinó a partir diferencia entre la DQOs al inicio de fase anóxica y DQOs necesaria para la DN anóxica con una demanda de acetato teórica de 3,8 mgDQOs/mgNO₃-N (3,65 mgAc/mgNO₃-N). La biomasa heterótrofa producida a partir de PHB se calculó suponiendo un $Y_{\text{X/PHB}}$ de 0,5 C-mol biomasa/C-mol PHB (0,57 gSSV/gPHB). Finalmente, el NH₃-N asimilado por dicha biomasa se determinó a partir de su fórmula molecular CH_{1,8}O_{0,5}N_{0,2} (24,6 gSSV/C-mol biomasa) (Third y col. 2003).

El nitrógeno removido por NDS, para el período cuando el N amoniacal estaba presente, se calculó como (Third y col. 2003):

$$\% \text{NDS} = \left(1 - \frac{\text{NO}_x^- - \text{N}}{\text{NH}_3 - \text{N}_{\text{oxidado}}} \right) \times 100 \quad (5)$$

donde NO_x⁻-N es la suma de nitrito y nitrato en el momento una vez agotado el amoníaco y NH₃-N_{oxidado} es la cantidad de nitrógeno amoniacal oxidada durante el periodo aeróbico.

La cantidad de nitrógeno eliminado a través de desnitrificación (DN), después de la etapa de NDS, se calculó a partir de la diferencia entre las cantidades de N oxidado (NO_x⁻-N) al final de la nitrificación y al final de la fase aeróbica a través de la siguiente ecuación:

$$\% \text{DN} = \left(1 - \frac{\text{NO}_x^- - \text{N}_{\text{FA}}}{\text{NO}_x^- - \text{N}_{\text{FN}}} \right) \times 100 \quad (6)$$

donde NO_x⁻-N_{FA} es la cantidad de nitrógeno oxidado al final de la fase aerobia y NO_x⁻-N_{FN} es la cantidad de nitrógeno oxidado en el final de la nitrificación.

La eliminación de nitrógeno inorgánico (Ni) se midió de la siguiente manera:

$$\% \text{NiR} = \left(1 - \frac{\text{Ni}_t}{\text{Ni}_o} \right) \times 100 \quad (7)$$

donde Ni_o es la concentración de N inorgánico (Ni, mg/L) del agua residual al inicio de la fase anóxica dado por la concentración de NH₃-N en dicha fase y Ni_t corresponde a la suma de las formas de N (NH₃-N + NO₂-N + NO₃-N) a diferentes tiempos del ciclo. Las concentraciones de nitrato y/o nitrito al inicio del ciclo (provenientes del ciclo anterior) no fueron consideradas en la determinación de Ni_o. La velocidad de nitrificación volumétrica (VNV, mgNH₃-N/(L h)) se determinó a partir de la pendiente de las curvas de decaimiento de NH₃-N después de restar el NH₃ asimilado por heterótrofos en el intervalo de tiempo. La velocidad de nitrificación específica (VNE, mgNH₃-N/(gSSV h)) se calculó a partir de la relación entre VNV y la biomasa. La velocidad de DN volumétrica (VDNV, mgNO₃-N/(L h)) y la velocidad de DN específica (VDNE, mgNO₃-N/(gSSV h)) se calcularon a partir de la pendiente de las curvas de decaimiento de nitrato para el período posterior a la fase NDS.

Análisis estadístico: Para cada ensayo se analizaron tres ciclos y se presentaron los valores promedios. El análisis de varianza se realizó con nivel de significación de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El $k_L a$ se midió en agua a 20°C, 100 rpm y diferentes velocidades de aireación (VAR: 12, 37, y 137 L/(L h)). Una relación lineal entre el $k_L a$ y la VAR fue determinada:

$$k_L a = m \text{VAR} + n \quad (8)$$

donde m es la pendiente (L/L) y n (h⁻¹) corresponde al $k_L a$ producido por la agitación sin aireación (VAR= 0). Los parámetros m y n estimados fueron: 0,10L/L y 2,34 h⁻¹ respectivamente. Para el agua y las condiciones de trabajo del SBR (25 °C, 100 rpm, sin

aireación) se estimó un valor de k_{La} de $2,63 \text{ h}^{-1}$ mediante la ec. (2). Sobre la base de esta estimación, se puede suponer que en un cultivo mixto sometido únicamente a agitación se produce el ingreso de oxígeno a través de la superficie del líquido durante la etapa anóxica de la operación de SBR. El oxígeno aumenta el estado oxidativo de los sistemas biológicos, lo cual podría afectar negativamente a los procesos anaerobios y anóxicos.

El **Experimento A** se llevó a cabo en condiciones de baja aireación y baja carga orgánica. En estado estacionario se alcanzó una concentración de biomasa de $1251 \pm 187 \text{ mgDQO}_B/\text{L}$, consumiéndose casi por completo el sustrato orgánico al inicio del proceso. El PHA se acumuló en la fase anóxica y su degradación en fase aeróbica. Durante todo el ciclo, el ORP se mantuvo en valores positivos y la concentración de ortofosfato no mostró cambios significativos, dando negativa la tinción poli-P. En la fase anóxica, la TTO generada por la agitación fue de $21,3 \text{ mg O}_2/(\text{L h})$ siendo responsable de valores positivos de ORP ($286 \pm 8 \text{ mV}$). En la fase aeróbica se registraron valores de ORP de 295 mV , implicando condiciones adecuadas de oxidación para la nitrificación. El NH_3 se eliminó un 99%, casi exclusivamente en la fase aeróbica. Alrededor del 70% de NH_3 presente en fase aeróbica fue removido por nitrificación. A pesar de que los valores de COD eran bajos ($<2,0 \text{ mg O}_2/\text{L}$), la nitrificación no se vio afectada con una $\text{VNV} = 3,96 \text{ mg NH}_3\text{-N}/\text{Lh}$ y $\text{VNE} = 4,22 \text{ mgNH}_3\text{-N}/(\text{gSSV h})$, sin acumulación de nitrito. Los porcentajes de NDS y DN fueron bajos (11 y 5 % respectivamente), por lo tanto la velocidad de DN no pudo ser calculada. Mediante balances de N se determinó una descarga media de Ni de $5,94 \text{ mgN}/\text{día}$. En el siguiente ciclo, el nitrato residual, que no pudo ser desnitrificado aeróbicamente, fue rápidamente eliminado en la fase anóxica por desnitrificantes. La remoción de Ni fue $45 \pm 2\%$ (Fig. 1(a)).

El **experimento B** se llevó a cabo en condiciones de baja aireación y alta carga orgánica. La biomasa alcanzada fue $1850 \pm 120 \text{ mgDQO}_B/\text{L}$; la nitrificación fue de 7%. El proceso de DN no fue observado. La descarga media de Ni fue $57,42 \text{ mgN}/\text{día}$, resultando una eliminación de 8% (Fig. 1(b)). En sistemas de lodos activados, las bacterias nitrificantes crecen mucho más lentamente que las heterótrofas, lo que genera una competencia por el oxígeno. En el presente experimento, las condiciones de alta carga orgánica y baja COD favorecieron el desarrollo de heterótrofos, los cuales desplazaron a la comunidad nitrificante.

Debido a que en el Experimento B se logró una baja eliminación de Ni, se optó en el **Experimento C** por aumentar la aireación y disminuir la carga orgánica. Se alcanzó una biomasa de $1125 \pm 66 \text{ mgDQO}_B/\text{L}$, el sustrato orgánico fue eliminado en la fase anóxica y el ORP se mantuvo en valores positivos. Durante la nitrificación se oxidó el 85% del amoníaco que ingresó en la fase aeróbica y el 15% restante fue asimilado por bacterias heterótrofas. Los valores de $\text{VNV} = 3,71 \text{ mgNH}_3\text{-N}/(\text{L h})$ y $\text{VNE} = 4,14 \text{ mgNH}_3\text{-N}/(\text{gSSV h})$ fueron similares al experimento A y alrededor del $55 \pm 3\%$ del nitrato generado se eliminó por DN ($\text{VDNV} = 2,53 \text{ mgNO}_3\text{-N}/(\text{Lh})$, $\text{VDNE} = 2,94 \text{ mgNO}_3\text{-N}/(\text{gSSV h})$). La descarga media de Ni fue $3,57 \text{ mgN}/\text{día}$; nitrito no fue detectado. En la Fig. 1(c) se puede observar como el proceso DN junto con la asimilación de N heterotrófica condujo a una eliminación de Ni del $67 \pm 2\%$.

Se planteó la hipótesis de una posible limitación de fuente de C intracelular para llevar el proceso de DN en fase aeróbica. Por lo tanto, en el **Experimento D** se modificó la relación DQO:N aumentando la concentración de fuente de C, pasando de 100:10 a 100:7,5, manteniéndose las mismas condiciones operativas del experimento C. La biomasa se estabilizó en $2082 \pm 30 \text{ mgDQO}_B/\text{L}$. Las condiciones oxidantes fueron similares a las del experimento C. La remoción de NH_3 fue del 100%; no hubo acumulación de nitrito. Se registraron valores de $\text{VNE} = 4,1 \text{ mgNH}_3\text{-N}/(\text{gSSV h})$ y $\text{VNV} = 6,52 \text{ mgNH}_3\text{-N}/(\text{L h})$. No se desarrolló el proceso SND; el porcentaje de DN fue del $61 \pm 5\%$ con $\text{VDNV} = 3,73 \text{ mgNO}_3\text{-N}/(\text{Lh})$ y $\text{VDNE} = 2,34 \text{ mgNO}_3\text{-N}/(\text{gSSV h})$. La descarga media de Ni fue $2,9 \text{ mgN}/\text{día}$ resultando una eliminación de 70% (Fig. 1(d)). La tasa específica de DN fue mucho mayor que los valores típicos para la DN por decaimiento endógeno, la cual varía entre 0,2 a 0,6 $\text{mgNO}_3\text{-N}/(\text{gSSV h})$. La tasa de DN para condiciones anóxicas representa el 50% para un

COD de 0,4 mg/L y solo un 4% con un COD de 5,6 mg/L (Oh y Silverstein, 1999). Sin embargo, en el presente estudio (COD= 4,3 mg/L) se dieron velocidades específicas de DN mayores o similares a las informadas en literatura para condiciones anóxicas. Para los experimentos C y D, la síntesis y degradación de PHA fue similar a la observada en el ensayo A. El porcentaje y velocidades de DN así como la remoción de Ni alcanzada en el experimento D fueron similares a las del experimento C. Esto permite inferir que el incremento en la relación DQO:N no condujo a una mejoría en la remoción de Ni, concluyendo que no hubo limitación de C intracelular en el proceso DNA.

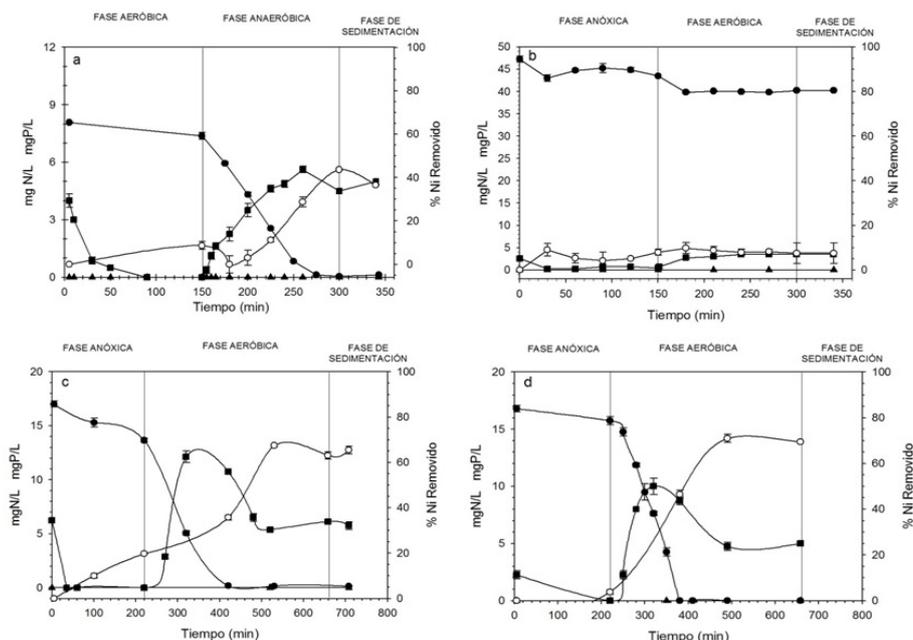


Fig.1. Remoción de N para los experimentos A(a), B(b), C(c), D(d): (●) amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$, mgN/L); (■) nitrato ($\text{NO}_3^-\text{-N}$, mgN/L); (▲) nitrito ($\text{NO}_2^-\text{-N}$, mgN/L); (○) % de N inorgánico (Ni) removido.

CONCLUSIONES

En el presente trabajo, el proceso de desnitrificación aeróbica (DNA) fue logrado en un reactor biológico secuencial (SBR) operado con fases: anóxica/aeróbica (AN/AE). El proceso de nitrificación seguido de la desnitrificación (DN) tuvo lugar en la fase aeróbica con alta concentración de oxígeno disuelto (COD). Se logró una remoción de nitrógeno inorgánico de 70% en el reactor operado con una COD superior a 4,0 mg/L, pH= 7,5, relación AN/AE= 0,5:1,0 y carga orgánica= 440-585 mgDQO/(Ldía). La relación DQO:N no afectó la eficiencia del proceso. La DNA fue atribuida a organismos acumuladores de glucógeno (GAOs) formadores de tétradas que utilizan polihidroxicanoatos o glucógeno intracelular como fuente de energía, siendo favorecidos por las condiciones oxidantes del sistema. El sistema AN/AE propuesto constituye un proceso sencillo y respetuoso del ambiente para la eliminación de nitrógeno, con disminución de la formación de N_2O , un gas de invernadero que influye fuertemente en el calentamiento atmosférico global.

REFERENCIAS

- Ahn, Y.-H., 2006. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. *Process Biochem.* 41, 1709–1721.
- Al-Ahmady, K.K., 2006. Analysis of oxygen transfer performance on sub-surface aeration systems. *Int. J. Environ. Res. Publ. Health* 3, 301–308.
- Beun, J.J., Dircks, K., Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 2002. Poly-hydroxybutyrate metabolism in dynamically fed mixed microbial cultures. *Water Res.* 36, 1167–1180.

Oh, J., Silverstein, J., 1999. Oxygen inhibition of activated sludge denitrification. *Water Res.* 33, 1925–1937.

Plósz, B.G., Jobbágy, A., Grady Jr., C.P.L., 2003. Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface. *Water Res.* 37, 853–863.

Third, K.A., Burnett, N., Cord-Ruwisch, R., 2003. Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron donor in an SBR. *Biotechnol. Bioeng.* 83, 706–720.

Xu D., Chen H., Li X., Yang Q., Zeng T., Luo K., Zeng G. (2013) Enhanced biological nutrient removal in sequencing batch reactors operated as static/oxic/anoxic (SOA) process. *Biores. Technol.* 143, 204–211.