

NITRIFICACIÓN EN LA ESTABILIZACIÓN DE RESIDUOS LÍQUIDOS UTILIZANDO UN REACTOR BATCH AIREADO COMPLETAMENTE MEZCLADO

Autores:

Ing. Agustín Leiva Pérez, Ph.D.*, Ing. David W. Moreira Vera, M.Sc.*, Ing. Joffre A. Andrade Candell, M.Sc.*, Ing. Julio Loureiro Salabarría, M.Sc.*

* Docentes – Investigadores de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí – MFL

** Docentes – Investigadores de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo

*** Docente – Investigador de la Universidad Nacional de Chimborazo

RESUMEN

Se evaluó la relación entre la concentración de nitrógeno orgánico y la eficiencia nitrificadora en un Sistema de Lodos Activados en batch, empleando como inóculo el lodo secundario del sedimentador de un Sistema de Lecho Bacteriano Aerobio. La variable independiente fue el tiempo de operación del reactor aireado, que varió de desde cero hasta 50 días. La concentración de nitrógeno total al inicio se ajustó a 70 mg/dm^3 , mediante la adición de lisina y, la concentración de oxígeno disuelto se mantuvo en al menos 3 mg/dm^3 . La eficiencia máxima de nitrificación, oxidación del nitrógeno total a anión nitrato pasando previamente por nitrito, fue de 86%, aunque desde el día No. 30, no aumenta significativamente, reduciéndose la alcalinidad (expresada como CaCO_3) desde 425 hasta 57 mg/dm^3 , en una forma análoga a lo que lo hace la concentración de aniones nitrato y la eficiencia de nitrificación; o sea, que se redujo aproximadamente en $7,50 \text{ mg/dm}^3$ por cada mg/dm^3 de nitrógeno. El estudio deberá continuar repitiendo el proceso en condiciones de un sistema de lodos activados convencional, es decir, de flujo continuo, tomando como base los resultados aquí obtenidos.

ABSTRACT

It was evaluated the relationship between organic nitrogen concentration and the nitrifying efficiency in a Conventional Activated Sludge System, employing, as inoculum, the secondary sludge from the sedimentation tank plastic media Trickling Filter. The independent variable was the aerobic reactor operation time, varying from zero up to 50 days. The concentration of total nitrogen to the beginning was adjusted to 70 mg/dm^3 , by means of the lysine addition and, the concentration of dissolved oxygen stayed at least in 3 mg/dm^3 . The oxidation maximum nitrification efficiency for converting total nitrogen to nitrate going previously by nitrite, was 86%, although from the day No. 30, it doesn't increase significantly and, decreasing the alkalinity (expressed as CaCO_3) from 425 up to 57 mg/dm^3 , in a similar form to the nitrate anions concentration and the nitrification efficiency; this is, decreased about $7,50 \text{ mg/dm}^3$ for each nitrogen mg/dm^3 . The study will continue repeating the process under conditions of a conventional system of activated muds, that is to say, with continuous flow, taking like base the results here obtained.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de tratamiento secundarios aerobios de las aguas residuales de origen doméstico, agropecuario, e industriales (con características orgánica apropiadas), en determinadas ocasiones son ineficientes en el desarrollo del proceso de nitrificación, generalmente debido al factor limitante del mismo, es decir, la relativamente baja velocidad específica de crecimiento de las nitrosomonas, bacterias responsables de la conversión del catión amonio (NH_4^+) en anión nitrito (NO_2^-), con relación a las significativamente superior de las del género nitrobáctera, que realizan la ulterior oxidación del NO_2^- a NO_3^- , vía aerobia. O sea que, el problema de sistemas aerobios como el mencionado no sólo es la función que realizan como bioestabilizadores de la materia orgánica disuelta (Demanda Bioquímica de Oxígeno soluble), sino también la correspondiente biooxidación del nitrógeno amoniacal en nitritos y nitratos, para dar por concluida la oxidación de dicha materia orgánica y, la reducción de la agresividad ambiental de los residuos líquidos sometidos a los tratamientos secundarios, particularmente aerobios, o aireados en este caso.

Nitrificación

Los residuos líquidos presentan una elevada carga contaminante que responde, en gran parte, a la materia orgánica que contienen, en cuya composición se encuentran los compuestos de nitrógeno, principalmente aminoácidos. Las manifestaciones del nitrógeno de mayor interés en las mismas son el amoniacal y el total¹. El amoniacal es uno de los componentes transitorios en el agua, ya que es parte del ciclo del nitrógeno y se ve influido por la actividad biológica. Es un producto natural de la descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados. Las aguas superficiales no deben contener normalmente amoniacal. En general, la presencia de amoniacal libre o ion amonio se considera como una

¹ APHA, AWWA, WPCF. 2000. Nitrogen ammonia phenate method. En: Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington DC.

prueba química de contaminación reciente y peligrosa. Si el medio es aerobio, el nitrógeno amoniacal se transforma en nitritos².

En resumen, el nitrógeno presente en el medio acuático puede existir en cuatro formas diferentes: nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, compuesto en forma de nitritos y compuestos en forma de nitratos. Esto está íntimamente relacionado con el ciclo del nitrógeno en la naturaleza, mostrado en el Cuadro 1³.

Cuadro 1. Ciclo del nitrógeno en la naturaleza.

DE...	A...
N ₂ atmosférico	N orgánico
N orgánico	N amoniacal
N amoniacal	Nitrato (acción de las bacterias Nitrosomonas)
Nitrato	Nitrato (acción de las bacterias Nitrobacter)
Nitrato	N ₂ (acción de las bacterias denitrificantes)

Fuente: Siles, 2008.

En un agua residual sin tratar están presentes las dos primeras. La descomposición por las bacterias transforma fácilmente el nitrógeno orgánico en amoniacal en la cantidad relativa de amoníaco presente es un indicativo de la edad del agua residual.

La transformación química denominada nitrificación se explica a través del hecho comprobado de que en los sistemas de tratamientos aerobios del agua residual, al biooxidarse la materia orgánica, vía metabolismo aerobio de las bacterias responsables de ello, es decir, aquellas que a través de la cadena respiratoria utilizan al oxígeno disuelto en el agua como último aceptor de hidrógeno y electrones, formándose en una primera etapa de unos 20 días, dióxido de carbono (CO₂) y agua (H₂O), principalmente, fase conocida como carbonácea y; a partir de los 20 días se produce la conversión del nitrógeno amoniacal en nitritos y nitratos, secuencialmente, por la acción aerobia también de las bacterias de los

² U.S. Environmental Protection Agency. 2000. Folleto informativo de tecnologías de las aguas residuales. EPA Washington DC:832-F00-024.

³ Siles, E., Monforte, J., Estrany, F. y Oliver, R. 2008. Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias. Técnica Industrial. TI 273. Madrid, España.

géneros *Nitrosomonas* sp. (Figura 1), que producen nitritos y *Nitrobacter* sp. (Figura 2), que oxidan los nitritos a nitratos.

Entre las bacterias de acción nitrificante se encuentran, entre otras, *Nitrosomonas* sp., *Nitrosolobus* sp., *Nitrosospira* sp, oxidan el amoníaco a nitrito, y otro grupo, los nitratadores, por ejemplo *Nitrobacter* sp., *Nitrococcus* sp. y *Nitrospina* sp., que oxidan los nitritos a nitratos. Las ecuaciones que representan a las reacciones químicas de transformación del nitrógeno orgánico (por ejemplo, urea) en catión amonio son:

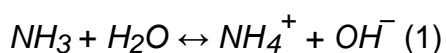
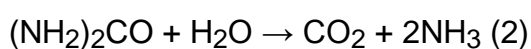


Figura 1. *Nitrosomonas* sp.

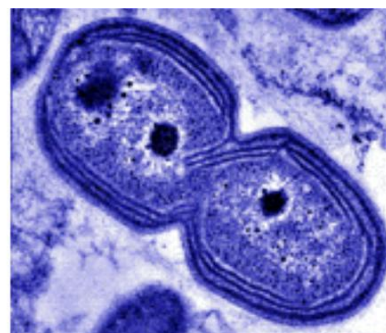


Figura 2. *Nitrobacter* sp.

Sistemas de Lodos Activados

Un sistema de Lodos Activados se conforma por dos tipos de procesos, uno biológico (principal) seguido de uno físico, la sedimentación secundaria de la biomasa producida en el reactor biológico. El reactor biológico es un tanque en el que se suministra continuamente un determinado caudal del agua residual, así como un flujo de aire, que mantiene en suspensión y mezcla al denominado “licor mezclado”, constituido por el agua residual con su materia orgánica que la caracteriza y una población microbiana formada por bacterias aerobias (en su mayoría) y una minoría de protozoarios, que mantienen el control del crecimiento excesivo de las primeras⁴.

⁴ Coello, M., Sales, D. y Quiroga, J.M. 2003. Evolución de un sistema de lodos activos sin aporte de alimentación. Ingeniería del Agua, Vol. 10. Nº 1, España.

Con el empleo de un compresor o soplador de aire, este es introducido por la parte inferior del tanque de aireación y, en su trayectoria hacia arriba se produce la transferencia de masa a través de la cual, el oxígeno del aire (20%) se disuelve en el líquido, manteniéndose concentraciones apropiadas del mismo en el licor, propiciándose el metabolismo aerobio (respiración) de las bacterias que biooxidan a los componentes orgánicos contenidos en el residuo líquido.

También, y en dependencia de factores como las concentraciones de nitrógeno orgánico y amoniacal, el tiempo medio de retención celular (edad del lodo), la alcalinidad, el pH y la temperatura, en el reactor aireado se desarrolla el proceso de nitrificación, pudiendo llegar hasta la conversión del nitrato en nitrógeno gaseoso (denitrificación).

El sedimentador secundario colocado a continuación es un tanque de flujo de líquido continuo, donde ocurre la decantación de los sólidos suspendidos, particularmente los volátiles (microorganismos), que fueron generados en el proceso de biooxidación aerobia de la materia orgánica. Constantemente se extrae líquido claro y sólo cada cierto tiempo, se purga lodo secundario.

Según Metcalf y Eddy Inc. (2005) y Tchobanoglous y Crites (2000)⁵, el diseño del tanque de aireación de un Sistema de Lodos Activados, se basa en la cinética química de primer orden para la oxidación de la materia orgánica carbonácea, que es la que se tiene en cuenta para su dimensionamiento, principalmente a los factores, Tiempo medio de retención celular (5 – 15 d), concentración de sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado ($1,5 - 3 \text{ kg/m}^3$), coeficiente de rendimiento microbiano en el aprovechamiento del sustrato (0,4-0,8 mg/mg), la Demanda Bioquímica de Oxígeno de 5 días del afluente ($0,2 - 1,8 \text{ kg/m}^3$) y del efluente (kg/m^3) y, la constante de muerte ($0,04 - 0,075 \text{ d}^{-1}$).

⁵ Tchobanoglous, G. y Crites, R. 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Ed. McGraw – Hill. New York, USA.

OBJETIVO

El objetivo principal de este estudio fue evaluar la relación entre el tiempo de operación, la concentración de nitrógeno orgánico y la eficiencia nitrificadora en Sistemas de Lodos Activados Convencionales.

DESARROLLO

Materiales y Métodos

Materiales

Para la constitución del Sistema de Lodos Activados se utilizó:

- Tres recipientes cilíndricos circulares rectos, de 10 dm^3 de volumen cada uno, con un diámetro de la base de 17 cm y una altura de 60 cm, es decir, suficientemente esbelto como para permitir un recorrido que propicie la disolución del oxígeno inyectado en el aire. La altura de líquido alcanzó los 54 cm, quedando 6 cm libres.
- Un compresor de aire común, compresor de aire común Q_{Med} medido como 3 volúmenes de aire por volumen de medio por minuto, propició una concentración de oxígeno disuelto promedio de al menos 3 mg/dm^3 .
- Distribuidor de aire, cuyo reducido tamaño de sus agujeros garantiza el pequeño tamaño de las burbujas, propiciando una transferencia de oxígeno suficiente como para mantener la concentración deseada del mismo.
- El volumen de líquido de cada batch fue de $12,26 \text{ dm}^3$, con una DBO de aproximadamente 700 mg/dm^3 y, una concentración de nitrógeno total de 70 mg/dm^3 , ajustado con lisina.

Métodos

Se procedió a la puesta en marcha de cada uno de los tres reactores batch, previa adición del agua residual sintética enriquecida con lisina (calidad Técnica), la instalación del sistema de aireación con distribuidores de aire en la parte

inferior de cada uno. El reactor se inoculó con $0,50 \text{ dm}^3$ lodo secundario del sedimentador de un sistema de lecho bacteriano aerobio en funcionamiento.

El aire así suministrado mantuvo la condición del medio como la de un licor mezclado, midiéndose frecuentemente la concentración de oxígeno disuelto. la mezcla aire – oxígeno se introdujo a través de distribuidores de aire en la parte inferior de cada birreactor.

El muestreo para determinación de la concentración media de NO_3^- se realizó por triplicado en días alternos, con excepción de los días del 32 al 50, que se ejecutó al cuarto día. Se tomó el para los cálculos de la nitrificación, la media de las tres muestras. En el caso de la alcalinidad, esta se determinó al inicio y al final (día número 50). Todos los análisis se realizaron empleando el Standard Methods AWWA, APHA, referido en la bibliografía.

Resultados y Discusión

En el Cuadro 2 y Figura 3 se muestra el comportamiento de los valores medios de la eficiencia de nitrificación (entre 0 y 84%) y el tiempo de operación del reactor batch (entre 0 y 50 d), y de la alcalinidad (entre 425 y 57 mg/dm^3), medidos como $\text{Ca}(\text{CO}_3)$.

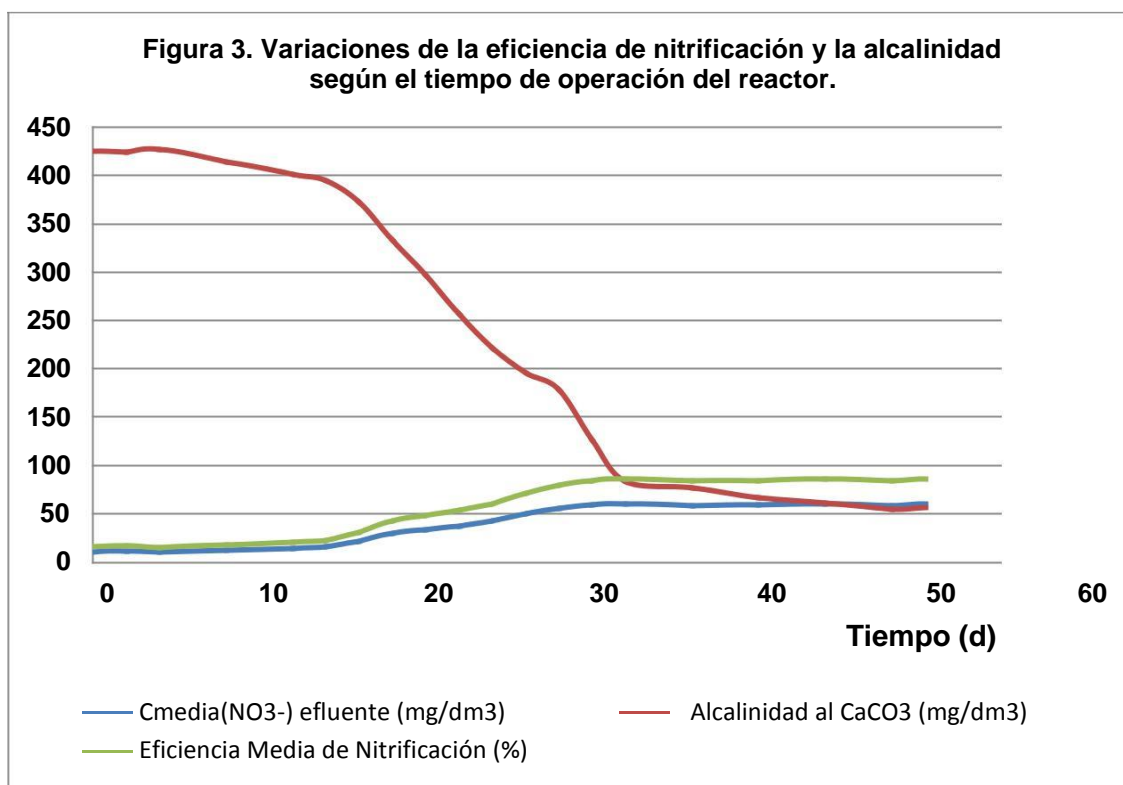
Según los resultados, se observa que las eficiencias de nitrificación se redujeron significativamente al arribar a los días 20 – 22, lo que se corresponde aproximadamente con la teoría que soporta este fenómeno sin explicación cinética^{6,7} y; comienzan a estabilizarse alrededor de los 30 días, a partir de los cuales los incrementos no son significativos, obteniéndose eficiencias de nitrificación cercanas al 84 – 86%.

⁶ Metcalf y Eddy Inc. 1995. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Ed. McGraw – Hill. 4th Edition, New York, USA.

⁷ Metcalf y Eddy. 2011. Tratamiento Avanzado de Agua Residual. Ed. Zhugo Flores, New York, USA.

Cuadro 2. Comportamiento de los valores medios de la eficiencia de nitrificación y el tiempo de operación del reactor, así como de la alcalinidad

Tiempo de reacción (d)	$C_{media}(NO_3^-)_{efluente}$ (mg/dm ³)	Eficiencia Media de Nitrificación (%)	Alcalinidad al CaCO ₃ (mg/dm ³)
0	10,97	15,67	425,00
2	11,76	16,80	424,00
4	10,88	15,54	427,00
8	12,30	17,57	414,08
12	14,27	20,39	400,79
14	15,76	22,51	394,01
16	21,81	31,16	372,26
18	30,04	42,91	332,53
20	33,59	47,99	296,8
22	37,38	53,40	256,16
24	42,45	60,64	221,57
26	49,70	71,00	195,28
28	55,44	79,20	178,25
30	59,18	84,54	126,42
32	60,17	85,96	83,19
36	58,79	83,99	76,88
40	59,24	84,63	66,44
44	60,09	85,84	6159
48	58,75	83,93	55,07
50	60,54	86,49	56,65



Elaborada por Leiva, Andrade, Peñafiel y Alcívar (2015).

Otro resultado observado es que la alcalinidad se redujo a razón de $7,50 \text{ mg/dm}^3$ de alcalinidad al $\text{Ca}(\text{CO}_3)$, por cada mg/dm^3 de nitrógeno total oxidado, comportamiento cercano al encontrado por Espinosa y otros⁸ (2014), reportado como $7,14 \text{ mg/dm}^3$ por cada mg/dm^3 de nitrógeno total estabilizado. Otros investigadores como Siles y otros (2008)⁹, obtuvieron eficiencias de nitrificación entre 75 y 90%, en sistemas de lodos activados convencionales, aunque sin incrementar el nitrógeno total del agua residual, como sí se implementó en este estudio, y obteniéndose eficiencias de nitrificación del 86%. Se puede colegir que con una concentración inicial de al menos 425 mg/dm^3 de alcalinidad (como CaCO_3), esta se reduce y estabiliza de forma similar a lo que lo hace la concentración de aniones nitrato y por lo tanto, la eficiencia de nitrificación. Manteniendo una concentración de oxígeno disuelto de al menos $3,0 \text{ mg/dm}^3$, aun enriqueciendo en nitrógeno total, en este caso con lisina, se obtienen niveles de nitrificación satisfactorios.

⁸ Espinosa, M. A., Bravo, O. Ortega, M. e Hidalgo, A. 2014. Evaluación de la nitrificación a través de perfiles operacionales en un reactor aerobio.

⁹ Siles, E., Monforte. J., Estrany, F. y Oliver, R. 2008. Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias. Técnica Industrial. TI 273.

También determinó un incremento de la concentración de anión nitrato en la medida en que aumenta la alcalinidad, partiendo desde 5,2 hasta 31,54 mg/dm³, comportándose correspondientemente con la eficiencia de nitrificación, resultado relativamente análogo al obtenido por Leiva y otros (2015) en un reactor tipo laguna aireada.

CONCLUSIONES

- Con tiempos de operación en un reactor batch completamente mezclado, se obtienen niveles de nitrificación relativamente altos (85%) a los 30 días, aun enriqueciendo por sobre lo habitual, al agua residual que actúa como sustrato, con nitrógeno procedente de la lisina (hasta 70 mg/dm³ de nitrógeno orgánico total).
- A partir de los 30 días, la eficiencia de nitrificación no aumenta significativamente, estabilizándose en los alrededores del referido 85%
- La alcalinidad del sistema se redujo a razón de 7,50 mg/dm³, por cada mg/dm³ de nitrógeno total nitrificado.
- Los resultados satisfactorios sobre nitrificación se obtuvieron manteniendo una concentración mínima de oxígeno disuelto de 3,0 mg/dm³.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA, AWWA, WPCF. 2000. Nitrogen ammonia phenate method. En: Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington DC.
- Coello, M., Sales, D. y Quiroga, J.M. 2003. Evolución de un sistema de lodos activos sin aporte de alimentación. Ingeniería del Agua, Vol. 10. Nº 1, España.
- Espinosa, M. A., Bravo, O. Ortega, M. e Hidalgo, A. 2014. Evaluación de la nitrificación a través de perfiles operacionales en un reactor aerobio.
- Leiva, A. 2015. Relación entre el tiempo de operación, la concentración de nitrógeno orgánico y la eficiencia nitrificadora en un sistema de lodos activados en batch. II Congreso internacional de Ingeniería Ambiental, UTE, Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador.

- Metcalf y Eddy Inc. 1995. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Ed. McGraw – Hill. 4th Edition, New York, USA.
- Metcalf y Eddy. 2011. Tratamiento Avanzado de Agua Residual. Ed. Zhugo Flores, New York, USA.
- Siles, E., Monforte. J., Estrany, F. y Oliver, R. 2008. Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias. Técnica Industrial. TI 273. Madrid, España.
- Siles, E., Monforte. J., Estrany, F. y Oliver, R. 2008. Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias. Técnica Industrial. TI 273.
- Tchobanoglous, G. y Crites, R. 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Ed. McGraw – Hill. New York, USA.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000. Folleto informativo de tecnologías de las aguas residuales. EPA Washington DC:832-F00-024.