

Procesos innovadores energéticamente eficientes para la eliminación de nitrógeno en aguas residuales

La implementación de procesos novedosos para la eliminación de nitrógeno permite maximizar la recuperación de energía convirtiendo las estaciones depuradoras de aguas residuales en productoras netas de energía y promoviendo la reutilización del agua. Se proponen así dos alternativas: incrementar la eficiencia de transferencia de oxígeno o usar procesos biológicos con menores requerimientos de oxígeno.

A. Pedrouso Fuentes¹, A. L. Esteban-García^{2*}, I. Tejero Monzón², R. Díez-Montero², M. Castrillo Melguizo², J. Trela³, E. Plaza³, J.L. Campos⁴, A. Val del Río¹, A. Mosquera Corral¹

¹ Instituto CRETUS, Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Santiago de Compostela (USC)

² Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria

³ Sustainable Development Department, Environmental Science and Engineering, Royal Institute of Technology (KTH), Sweden

⁴ Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Adolfo Ibáñez, Viña del Mar, Chile

*Autor para correspondencia:

Ana Lorena Esteban García

analorena.esteban@unican.es

ETS de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos

Avda. de los Castros, s/n

39005-Santander

Cantabria

Tel: +34 942202296

Fax: +34 942 201703

Palabras clave

anammox, eficiencia energética, membrana, nitrificación, transferencia de oxígeno, tratamiento de aguas residuales

1. INTRODUCCIÓN

En el ámbito de la economía circular, las aguas residuales ya no son consideradas residuos que tienen que ser tratados sino una fuente de agua para reutilizar, de energía, de nutrientes y de otros recursos que pueden y deben ser valorizados. Cuando el agua residual es regenerada, constituye una fuente adicional de agua disminuyendo la presión sobre las fuentes de agua fresca, en especial en regiones con escasez hídrica. El principal uso del agua regenerada en Europa es en la agricultura, suponiendo el 32 % del total del agua reutilizada. Además de constituir una fuente

alternativa de agua, ésta proporciona nutrientes (nitrógeno y fósforo) disminuyendo la necesidad de aplicar fertilizantes químicos. Sin embargo, la legislación sobre reutilización limita el contenido de nutrientes del agua reutilizada en regadío atendiendo a las necesidades de cultivos y las características del suelo. Este hecho junto con la gran variación estacional de la demanda de agua en la agricultura, hacen que sea necesario desarrollar alternativas para la eliminación de nitrógeno que permitan otros usos del agua o, en última instancia, su descarga al medio acuático.

En la actualidad, la eliminación de nitrógeno en las



estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) se lleva a cabo en los sistemas convencionales de lodos activos mediante la combinación de los procesos de nitrificación-desnitrificación. Estos implican elevados consumos de energía para oxidar el contenido nitrogenado del agua (en forma de amonio) a nitrato, materia orgánica para reducir el nitrato y que no se valoriza, y además producir grandes cantidades de lodo que debe ser gestionado como residuo. Actualmente, se buscan alternativas energéticamente más eficientes que reduzcan los costes operacionales, así como el impacto medioambiental asociado a las EDAR.

2. ESTRATEGIAS PARA LA ELIMINACIÓN EFICIENTE DE NITRÓGENO

Existen diferentes propuestas novedosas para llevar a cabo la eliminación avanzada y sostenible del nitrógeno de las aguas residuales. Este artículo se centra en dos de ellas: las que se basan en sistemas de membrana para suministrar el oxígeno de forma más eficiente (*membrane aerated biofilm reactors*, MABR) y las que suponen una reducción de los requerimientos de aireación con la aplicación de procesos autótrofos como el proceso anammox (*anaerobic ammonium oxidation*, AMX). La finalidad de ambas alternativas es transfor-

mar las EDAR en productoras netas de energía y facilitar la reutilización haciendo un uso más eficiente de los recursos presentes en el agua residual.

2.1 Sistemas de aireación por membrana

En los sistemas MABR (Figura 1A) la biomasa crece sobre la superficie externa de membranas impermeables al agua pero permeables a gases. Las membranas son normalmente de geometría tubular, y a través de las paredes se difunde el oxígeno directamente a la biopelícula formada sin producir burbujeo [1]. Este mecanismo de difusión permite alcanzar altas eficiencias en la transferencia de oxígeno y ahorrar hasta el 70 % de la energía de aireación en comparación con los difusores de burbuja fina [2]. Esto se debe a que la presión requerida para la aireación con burbujas incluye tanto la presión hidrostática del agua en el fondo de reactor como las pérdidas por rozamiento, mientras que en los sistemas MABR solo estas últimas tienen lugar. Además, en los sistemas de aireación con burbujas gran parte del oxígeno suministrado se pierde sin ser transferido al agua, con eficiencias de transferencia de oxígeno de un 10 - 40 % que en sistemas MABR podrían alcanzar valores de hasta el 100 %.

Una propuesta novedosa para la eliminación de car-

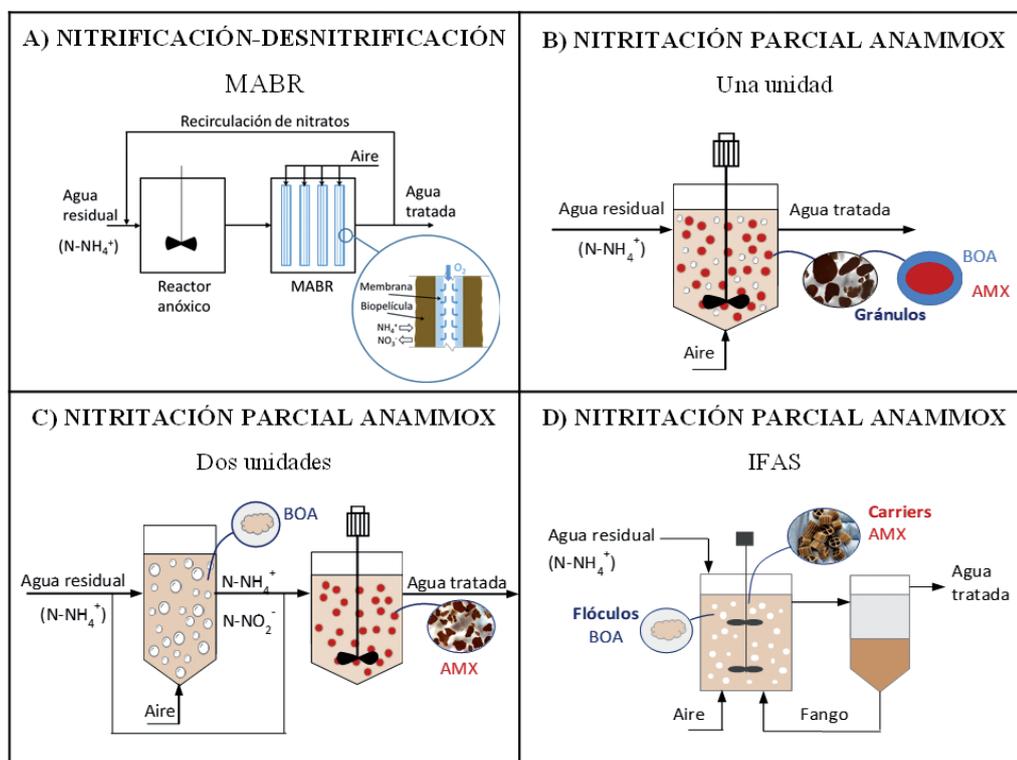


Figura 1. Posibles configuraciones para la aplicación de los procesos eficientes de eliminación de nitrógeno: A) MABR, B) NP-AMX en una etapa, C) NP-AMX en dos etapas y D) sistema híbrido IFAS

bono y nitrógeno en aguas residuales urbanas consiste en instalar un reactor pre-anóxico de fangos activos para desnitrificar seguido de un MABR para nitrificar (Figura 1A, [3]). El tanque anóxico podría consistir en un reactor de lecho de fangos con un módulo lamelar para decantación incorporado en su parte superior. El fango se concentra en el reactor pre-anóxico y el fango en exceso se purga periódicamente. Por lo tanto, son pocos los sólidos que pasan al reactor MABR (lo que favorece el control del espesor de la biopelícula) y no hay recirculación de fango secundario. Esta configuración es denominada SBM-A² (sludge bed membrane anoxic-aerobic), e iría precedida por un tratamiento físico-químico para recuperar la materia orgánica no necesaria en el proceso de desnitrificación.

Con el objetivo de evaluar el balance energético de la configuración propuesta, ésta se compara con el proceso MLE (Ludzack-Ettinger modificado) (Figura 2). Para realizar el balance de carbono (y por tanto de energía), se parte de un afluente de 0,2 m³/(hab·día) con una carga orgánica de 120 g DQO/(hab·día) y una carga nitrogenada de 8 g N-NH₄/(hab·día). Para la DQO afluente se supone 14 % soluble biodegradable, 65 % particulada biodegradable, 7 % soluble inerte, y 14 % particulada inerte [4].

Los elementos considerados como consumidores de

energía son la aireación, la mezcla (en los procesos de coagulación y el biológico) y el bombeo (retorno de nitratos y de fango secundario). La energía necesaria para el pretratamiento, el bombeo general, la decantación primaria y otros procesos se considera la misma en ambas configuraciones, por lo que no se incluye en la comparación. Las hipótesis se muestran en la Tabla 1.

El resultado del balance de carbono para la configuración MLE muestra que se necesitaría el 19 % de la DQO biodegradable (DQOb) para satisfacer los requerimientos de energía, siendo capaz de recuperar el 13 % de la DQOb. En otras palabras, podría producir el 68 % de sus necesidades energéticas.

En el caso del SBM-A², el porcentaje recuperable de DQOb en todo el proceso es similar al MLE. Sin embargo, debido a la mayor recuperación de DQOb en el pretratamiento y al empleo de una tecnología de aireación de bajo consumo, los requerimientos energéticos son menores que en el tren de tratamiento convencional (MLE). La necesidad de energía representa el 9 % de la DQOb, mientras que el proceso es capaz de recuperar el 14 %, lo que significa que con esta configuración se puede alcanzar la autosuficiencia energética, e incluso la producción neta de energía.

Respecto a la distribución en el uso de la energía, en

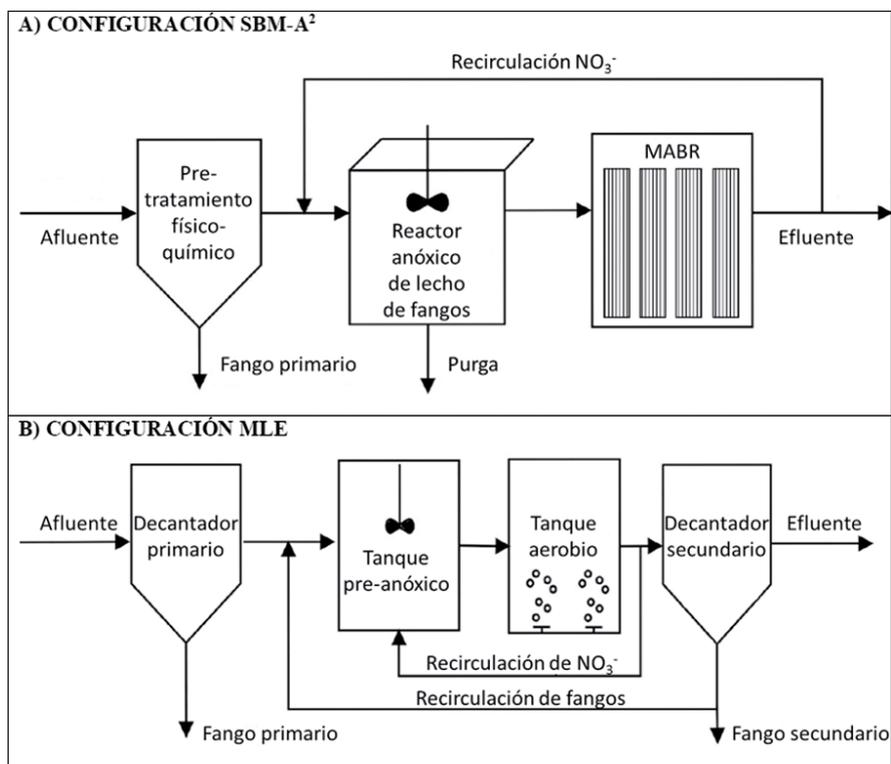


Figura 2. Configuraciones comparadas en términos de energía consumida y producida, A) SBM-A², B) MLE



la configuración MLE el mayor consumo energético es debido a la aireación para la nitrificación (48 %), seguido de la aireación para la oxidación de DQO (38 %). En el caso del SBM-A², el consumo de energía para la nitrificación es mucho menor (17 %), constituyendo la mezcla del tanque MABR aproximadamente un tercio de la energía total usada (31 %).

2.2 Nitrificación y eliminación autótrofa de nitrógeno

Otra alternativa para reducir el consumo energético en las EDAR es mediante la implementación del proceso de nitrificación, donde las bacterias oxidantes de amonio (BOA) oxidan el contenido amoniacal de las aguas residuales a nitrito evitando la conversión de este a nitrato como ocurre en los procesos convencionales de nitrificación-desnitrificación (Figura 3).

La implementación de los procesos de nitrificación-desnitrificación reduce un 40 % el consumo de materia orgánica pero tan solo un 25 % el consumo de oxígeno.

El empleo de biopelículas sobre membranas permeables a gases para la nitrificación reduce hasta en un 70 % la energía consumida en la aireación

no. Así, el mayor potencial de este proceso es cuando se combina con el proceso anammox para eliminación autótrofa de nitrógeno. En este caso, tan solo es necesario oxidar aproximadamente la mitad del amonio a nitrito (etapa de nitrificación parcial, NP) que luego se usa como aceptor de electrones en la etapa de AMX donde, en condiciones anóxicas, se oxida el amonio a nitrógeno gas (Figura 3). Con la combinación de los procesos de NP-AMX se reduce el aporte de oxígeno necesario en un 60 %. Además, al ser procesos completamente autótrofos, los procesos NP-AMX no requieren de la presencia de materia orgánica para desnitrificar por lo que se suele aplicar para eliminar

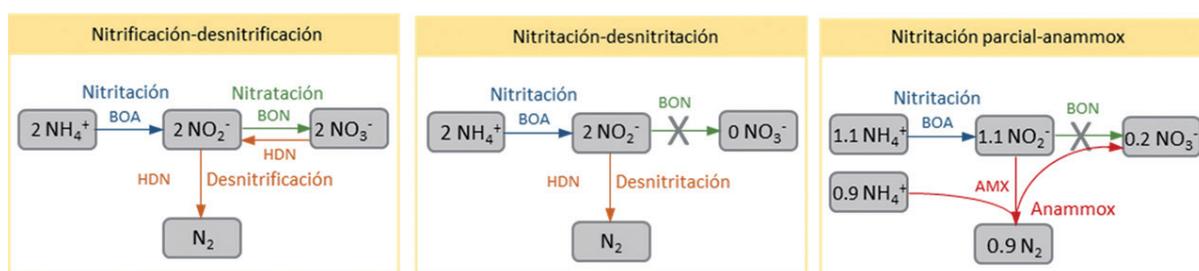


Figura 3. Comparación de los diferentes procesos de eliminación de nitrógeno involucrando las bacterias oxidantes de amonio (BOA), bacterias oxidantes de nitrito (BON), bacterias desnitrificantes heterótrofas (HDN) y bacterias anammox (AMX)

Tabla 1. Hipótesis y criterios para los balances de energía de las configuraciones SBM-A² y MLE

Hipótesis de diseño		Criterios de diseño	
Eficiencia de la digestión anaerobia (%)	50	Caudal de recirculación de nitratos	3Q ⁽²⁾
Eficiencia de la cogeneración (%)	35	Caudal de recirculación de fangos	1Q
Eliminación de DQO en la decantación primaria (%)	30	Energía para mezcla mecánica (W m ⁻³)	30
Eliminación de DQO en el tratamiento físico-químico (%)	55	Mezcla del MABR (tasa de renovación) (h ⁻¹)	7
Eficiencia de aireación en el MABR (kg O ₂ kWh ⁻¹)	8 ⁽¹⁾	Superficie específica de membrana (m ² m ⁻³)	350
Eficiencia de aireación de los difusores (kg O ₂ kWh ⁻¹)	1,2	Parámetros biológicos⁽³⁾	
Tasa específica de nitrificación de la biomembrana (gN-NH ₄ m ⁻² d ⁻¹)	1	Producción aerobia de biomasa heterótrofa (gDQO/gDQO)	0,63
		Producción anóxica de biomasa heterótrofa (gDQO/gDQO)	0,54
		Producción de biomasa autótrofa (gDQO/gN-NH ₄)	0,24

⁽¹⁾[2] ⁽²⁾Q: caudal de agua residual afluyente ⁽³⁾[4]

el nitrógeno de la corriente de retorno de lodos de la EDAR [5] (Figura 4).

Para implementar los procesos de NP-AMX en línea de aguas se propone sustituir la unidad de fangos activos por una etapa de eliminación de la materia orgánica (destinándola a la producción de biogás), seguida del sistema NP-AMX (Figura 4). Esto permitirá reducir el tamaño de las plantas de tratamiento, disminuir la producción de lodo, de las emisiones de CO₂ y presumiblemente de la producción de N₂O, e incrementar la recuperación de energía en forma de metano (Tabla 2).

La aplicación de los procesos de NP-AMX en la línea de aguas es un reto debido a las condiciones de baja temperatura (< 20 °C), baja concentración de nitrógeno (< 100 mg N/L) y la presencia de materia orgánica (7 - 12 g DQO/N tras el tratamiento primario). Uno de los principales desafíos para su implementación en estas condiciones, junto con mantener una actividad alta de las bacterias anammox, es la supresión de la actividad de las bacterias oxidantes de nitrito (BON) o proceso de

nitritación. Los procesos de NP-AMX se pueden llevar a cabo en dos unidades independientes (Figura 1C) o en una única unidad (Figura 1B, 1D). La configuración más implementada para el tratamiento de la corriente de retorno de lodos es en una etapa con biomasa granular, sin embargo, se ha demostrado que con esta configuración es difícil suprimir las BON en condiciones de línea de aguas [6]. Por esto se ha propuesto operar los procesos de NP y AMX en dos unidades (Figura 1C) o bien en diferentes fracciones de biomasa (biopelícula y suspensión) en los sistemas híbridos (Figura 1D).

En la configuración en dos unidades se optimizan los dos procesos individualmente, se suprimen las BON en la unidad aerobia y se promueve el proceso AMX en un segundo reactor anóxico. Así, se ha demostrado con éxito que la acumulación de ácido nitroso libre (ANL) por encima de 0,02 mg HNO₂-N/L en el reactor de nitritación (resultado de acumular nitrito a bajo pH) es una buena estrategia para establecer y mantener el proceso de NP [7]. Esta estrategia no requiere control de oxígeno disuel-

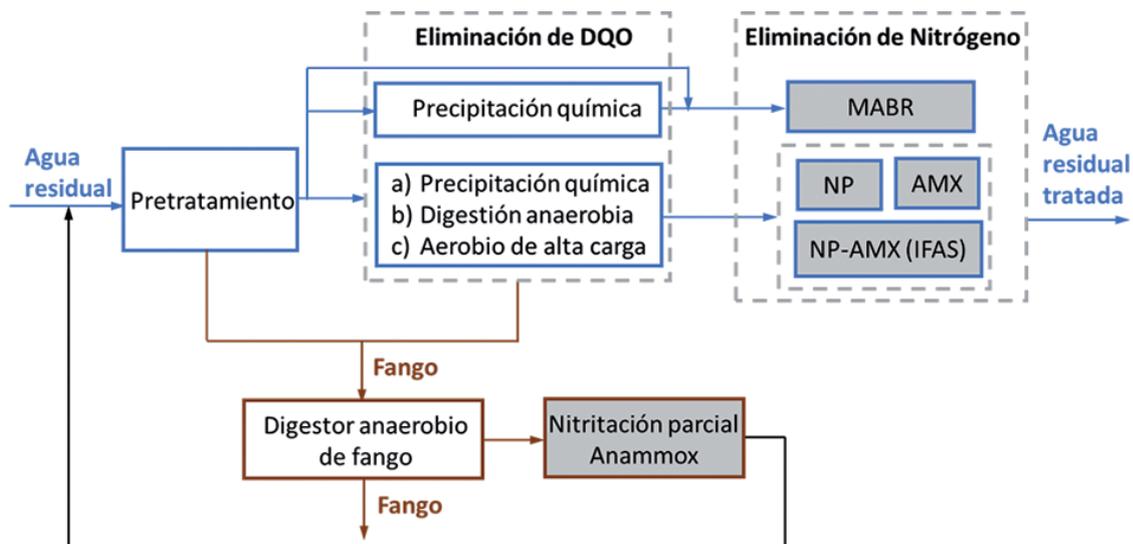


Figura 4. Esquema de implementación de los procesos MABR y nitritación parcial y anammox en una EDAR urbana

Tabla 2. Efectos de la implementación de los procesos de NP-AMX en el funcionamiento de la EDAR comparado con un lodos activos convencional (Adaptado de [5])

Parámetro	NP-AMX en línea de lodos	NP-AMX en línea de lodos + aguas*
Requerimientos de aeración (%)	-26	-50
Producción de biogás (%)	+18	+67
Producción de lodo (%)	+17	+9
Emisiones de N ₂ O (%)	-22	-83

*Considerando la eliminación de DQO en una unidad de alta carga aerobia.



to, pH, ni adición de químicos siempre que la relación nitrógeno-carbono inorgánico se encuentre en el rango 0,6 - 1,0 g N/g CI. Además, en esta configuración la materia orgánica residual (inhibitoria para las bacterias anammox) se oxida en el reactor de nitrificación parcial. Se han alcanzado velocidades de oxidación de amonio a nitrito de 0,2 kg/(m³·d) y eficacias de eliminación de nitrógeno en el reactor AMX de alrededor del 90%.

Por otro lado, en los sistemas híbridos (IFAS, integrated fixed film activated sludge) las BOA estarán en suspensión mientras que las AMX crecen en forma de biopelícula con diferentes edades de fango. En este caso, la supresión de las BON es más compleja ya que hay que tener en cuenta también los requerimientos de las AMX que están en la misma unidad. Como contrapartida, los sistemas híbridos mantienen las ventajas de la configuración de una etapa en términos de ser más robustos, más compactos y tener menores costes de operación, control e implantación. A 15 °C, se ha alcanzado una eficacia de eliminación de nitrógeno de hasta el 75% obteniendo velocidades máximas de eliminación de 50 g N/(m³·d) en un sistema en continuo [8]. Los sistemas híbridos requieren el control del oxígeno disuelto en niveles bajos y aireación intermitente, promoviendo la supresión de las BON pero limitando la velocidad de oxidación y su aplicación para altas cargas. Mediante el control de aireación permite reducir consumos energéticos.

La mejor configuración de NP-AMX dependerá de las características del agua siendo un parámetro determinante la relación nitrógeno-carbono inorgánico. La combinación de los procesos autótrofos de NP-AMX podría establecerse en un sistema MABR controlando el aporte de oxígeno aunando las ventajas de mejora de eficiencia en la transferencia de oxígeno y la reducción de los requisitos de los procesos biológicos.

3. CONCLUSIONES

Existen procesos novedosos que nos permiten eliminar el nitrógeno de las aguas residuales urbanas alcanzando tasas de eliminación comparables a las observadas en los sistemas de lodos activos pero reduciendo el consumo energético de las EDAR. El consumo energético se puede reducir o bien mejorando la transferencia de oxígeno (sistema MABR) o reduciendo el aporte de oxígeno mediante el proceso de nitrificación parcial. Además, si se elimina el nitrógeno autotróficamente se puede maximizar la valoración de la materia orgánica contenida en el agua que no es necesaria en los procesos de eliminación de nitrógeno.

Los procesos autótrofos de eliminación de nitrógeno permiten maximizar la valorización energética de la materia orgánica presente en las aguas residuales

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto Pioneer Pioneer_STP (ID 199 (UE)/PCIN-2015-022 (AEI)/FR-2016/0002(Format)) mediante la WaterWorks2014 Cofunded Call (Water JPI/Horizon 2020). Los autores de la USC pertenecen al Grupo gallego de investigación de Referencia Competitiva (GRC-ED431C 2017/29). El Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria agradece el soporte de Sodercan, S.A. a través del Proyecto Puente "Proyecto integrado sostenible para la eliminación biológica de nutrientes: hacia la EDAR con balance de energía positivo", y al Ministerio de Ciencia e Innovación por el proyecto PID2019-109265RB-100.

LISTA DE ABREVIATURAS

EDAR: estaciones depuradoras de aguas residuales
 MABR: *membrane aerated biofilm reactors*, en inglés reactor de biopelícula aireado por membrana.
 SBM-A²: *sludge bed membrane anoxic-aerobic*, en inglés lecho de fangos-membrana anóxico-aerobio
 MLE: *modified Ludzack-Ettinger*, en inglés proceso Ludzack-Ettinger modificado
 AMX: *anammox, anaerobic ammonium oxidation*, en inglés oxidación anaerobia de amonio
 BOA: bacterias oxidantes de amonio
 NP: nitrificación parcial
 DQO: demanda química de oxígeno
 BON: bacterias oxidantes de nitrito
 CI: carbono inorgánico
 IFAS: *integrated fixed film activated sludge*, en inglés sistema integrado de biopelícula fija y fangos activos

Bibliografía:

1. Esteban-García, A. L., Tejero, I., 2007. Una revisión de las investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales con RB/SOM. *Tecnología del Agua*. Vol. 281, pp. 44-57.
2. Syron, E., Casey, E., 2014. Reducing the energy consumption of aerobic sewage treatment by removing the bubbles. 2nd IWA Specialized International Conference ecoSTP2014 EcoTechnologies for Wastewater Treatment Technical, Environmental & Economic Challenges Verona, Italy 23-27 June 2014.
3. Castrillo, M., Díez-Montero, R., Esteban-García, A.L., García-Bedia, A.M., Vázquez-Padín, J.R., Rogalla, F., Tejero, I., 2017. Energy self-sufficient process for carbon and nitrogen removal. 10th International Conference on Biofilm Reactors. 9th - 12th May 2017, University College Dublin, Ireland.
4. Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M., 2000. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d AND ASM3. IWA Publishing (Scientific and Technical Report series). London (U.K.).
5. Morales, N., Val del Río, A., Vázquez-Padín, J.R., Méndez, R., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., 2015. Integration of the anammox process to the rejection water and main stream lines of WWTPs. *Chemosphere*, 140, pp. 99-105.
6. Agrawal, S., Seuntjens, D., Cocker, P.D., Lackner, S., Vlaeminck, S.E., 2018. Success of mainstream partial nitrification/anammox demands integration of engineering microbiome and modelling insights. *Current opinion in Biotechnology*, 50, pp 214-221.
7. Pedrouso, A., Val del Río, A., Morales, N., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., 2018. Simultaneous partial nitrification and organic matter removal in urban wastewater at low temperature. 4th IWA Specialized International Conference: Ecotechnologies for Wastewater Treatment 2018 (ecosTP 2018), London, Canada.
8. Pedrouso, A., Trela, J., Val del Río, A., Mosquera-Corral, A., Plaza, E., 2019. Performance of partial nitrification-anammox processes at mainstream conditions in an IFAS system. *Journal of Environmental Management*, 250, 109538.

