

DESARROLLO DE UNA TECNOLOGÍA PARA ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO EN EDARs A PARTIR DEL DESCUBRIMIENTO DEL PROCESO ANAMMOX

Ángeles Val del Río*, Nicolás Morales**, José Ramón Vázquez-Padín**, Roberto Fernández-González**, José Luis Campos*, Anuska Mosquera-Corral* y Ramón Méndez*.

*Departamento de Ingeniería Química, Instituto de Investigaciones Tecnológicas, Universidad de Santiago de Compostela. E-15782 Santiago de Compostela, España.

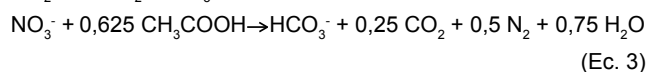
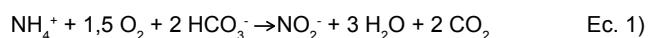
**Aqualia (Grupo FCC), EDAR Guillarei, Camino de la Veiga s/n, E-36720 Tui, España.

1. INTRODUCCIÓN

El vertido de aguas residuales con exceso de nutrientes, como nitrógeno y fósforo, en los ecosistemas provoca el crecimiento y proliferación de determinadas plantas, algas y organismos, que consumen una gran cantidad del oxígeno disuelto del medio. Esto provoca una disminución del oxígeno disponible para otras especies y, consecuentemente, se reduce la diversidad del ecosistema y da lugar al problema de la eutrofización. El tratamiento de estas aguas residuales, que se generan como consecuencia de la actividad humana (doméstica, agrícola e industrial) está regulado desde la Comunidad Europea (Directiva 91/271/CEE).

El sistema más ampliamente utilizado en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) es el denominado de "lodos activos", donde se tiene una biomasa de microorganismos en suspensión que llevan a cabo una serie de reacciones biológicas encaminadas a eliminar la materia orgánica y nutrientes que contaminan el agua residual. La eliminación convencional de nitrógeno en este sistema de lodos activos está basada en el proceso biológico de nitrificación-desnitrificación. En este proceso el nitrógeno, que está presente fundamentalmente en forma de amonio, es convertido por medio de reacciones biológicas a nitrógeno gas. En el proceso de nitrificación el nitrógeno amoniacal es oxidado a nitrito (Ec.1) y posteriormente éste es oxidado a nitrato (Ec. 2), mediante la intervención de bacterias oxidantes de

amonio (BOA) y oxidantes de nitrito (BON), respectivamente. A continuación, en el proceso de desnitrificación, el nitrato formado durante la nitrificación es reducido a nitrógeno gas en condiciones anóxicas, consumiéndose materia orgánica (Ec. 3).



Aunque el sistema de lodos activos ya ha cumplido 100 años y sigue siendo el más utilizado en las EDARs, en los últimos años se han investigado y desarrollado nuevas tecnologías que permitirán en el futuro un tratamiento más eficaz de las aguas residuales a menor coste. Así, como alternativa a los procesos de nitrificación-desnitrificación, se plantea el denominado proceso anammox (ANAerobic AMMonia OXidation). En este proceso la oxidación de amonio a nitrógeno gas se realiza utilizando nitrito como aceptor de electrones. En este caso no es necesario añadir materia orgánica ni oxígeno, lo cual permite ahorrar los costes de operación asociados en la eliminación de nitrógeno en las aguas residuales.

2. EL PROCESO ANAMMOX

El proceso anammox se conoce desde hace relativamente poco (Figura 1), desde que en 1977 Broda predice, basándose en cálculos termodinámicos, la existencia de una bacteria autótrofa que sería capaz de oxidar el amonio empleando el nitrato como aceptor de electrones [1], aunque posteriormente se comprobó que en lugar de nitrato empleaba el nitrito. Es en la década de los 80 cuando esta predicción parece justificarse por el hecho de que en algunas EDARs no es posible cerrar los balances de nitrógeno. Sin embargo no es hasta 1995 cuando se confirma en los Países Bajos la existencia del microorganismo responsable de este proceso [2]. A partir de entonces los trabajos encaminados a entender el proceso anammox y el efecto de las condiciones en las que tiene lugar se multiplican y en 1998 se establece la estequiometría del proceso [3] (Ec. 4). La primera planta a escala real basada en

el proceso anammox se construyó en 2001 en Rotterdam [4] (sin una escala piloto previa), ésta sirvió como plataforma de ensayos y los primeros resultados exitosos no se publicaron hasta el año 2007 [5]. Actualmente el número de plantas a escala real con tecnología anammox se está incrementando y se prevé llegar a 100 plantas en todo el mundo a lo largo del año 2014. Si bien la mayoría de estas plantas están situadas en Europa, está aumentando el número de nuevas plantas en los Estados Unidos de América, lo cual indica el creciente interés en esta nueva tecnología [6].

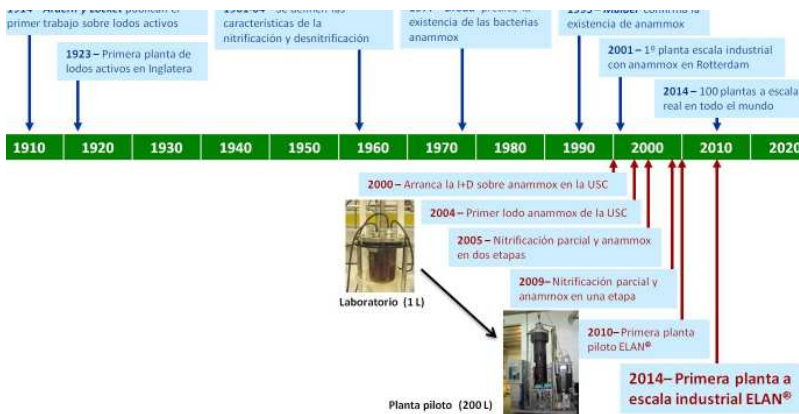
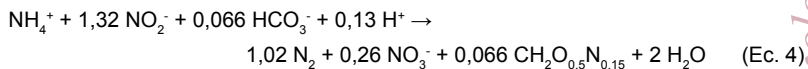


Figura 1. Esquema cronológico del desarrollo del proceso anammox.



El desarrollo de tecnologías basadas en este proceso se debe a las ventajas que presenta con respecto al sistema convencional de nitrificación-desnitrificación siendo las principales:

- Que al tratarse de un proceso autótrofo no es necesaria la presencia de materia orgánica, lo cual ahorra en costes de adición de reactivos, ya que en el proceso de desnitrificación es frecuente la necesidad de adicionar materia orgánica como una fuente de carbono externa (acetato, metanol, etc.).
- Que se ahorra en costes de aireación (hasta un 60%), puesto que es un proceso anaerobio y solamente es preciso oxidar la mitad del amonio presente en el agua residual a nitrito, para obtener la relación adecuada de sustratos para el proceso anammox.
- Que genera pocos lodos, ya que la productividad de las bacterias anammox es baja ($0,038 \text{ g SSV/g N-NH}_4^+$) y su tiempo de duplicación de 11 días alto [3], lo cual reduce los costes de gestión de los lodos generados, que muchas veces pueden constituir el 50% de los costes totales de operación de una planta de tratamiento.

Sin embargo, a pesar de las ventajas que presenta el proceso anammox, hay que tener en cuenta una serie de limitaciones:

- Se requieren aguas residuales con una baja relación carbono/nitrógeno ($\text{C/N} < 5$), puesto que la materia orgánica inhibe el proceso, lo cual implica que ésta debe ser eliminada previamente.

- La temperatura óptima de operación está en torno a los $30 \text{ }^\circ\text{C}$, reduciéndose considerablemente la actividad anammox por debajo de los $20 \text{ }^\circ\text{C}$.
- La baja tasa de productividad de biomasa supone largos tiempos de puesta en marcha de los reactores. Al principio estos tiempos eran de hasta 2 años, pero hoy en día, si se dispone de inóculo suficiente, se puede acortar a tan sólo 1-2 meses.

3. I+D SOBRE EL PROCESO ANAMMOX EN LA USC.

3.1. Los comienzos del proceso anammox.

Una vez descubierto el proceso y llevados a cabo los primeros trabajos en los Países Bajos la investigación sobre el proceso anammox comienza en España en el año 2000 (Figura 1). Los primeros trabajos se realizaron a escala laboratorio (Tabla 1), empleando como alimentación al sistema agua residual sintética (conteniendo amonio y nitrito) y operando a una temperatura óptima para el proceso (entre $30\text{-}35^\circ\text{C}$).

El primer trabajo de investigación se centró en identificar las condiciones idóneas para aislar y desarrollar biomasa anammox a partir de un lodo mixto de depuradora [7]. Una vez obtenida la biomasa anammox (Figura 2) esta se empleó como inóculo de nuevos reactores, con el fin de determinar las condiciones óptimas de operación para llevar a cabo de la forma más eficaz posible el proceso.

En este punto los trabajos se centraron en estudiar el tipo de reactor más adecuado para llevar a cabo el proceso.

Se sabía que uno de los puntos cruciales era evitar el lavado de biomasa anammox del reactor, ya que debido a su lenta velocidad de crecimiento y su reducida productividad celular se hacía muy difícil mantener la concentración de biomasa necesaria en el sistema. Además de forma periódica se observaban eventos de flotación de la biomasa que aún hacían más complicado el mantenimiento de la biomasa dentro del reactor. Esta flotación era causada por la producción de nitrógeno gas por parte de las bacterias anammox que permanecía retenido

revista investigación cultura ciencia y tecnología
eneas editorial

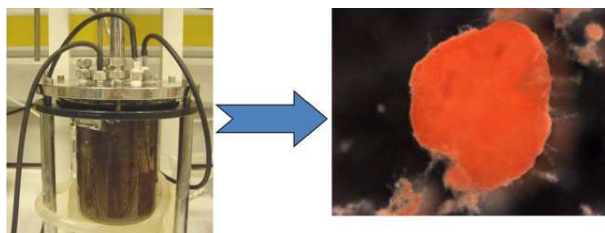


Figura 2. Fotos del reactor SBR de 1L y de la biomasa anammox cultivada.

en la biomasa y actuaba a modo de flotador. Así Dapena-Mora et al. [8] compararon la estabilidad del proceso en un reactor continuo de tipo gas-lift y en un reactor secuencial discontinuo (SBR, sequencing batch reactor). En este trabajo se observó que en el segundo caso se podía controlar mejor el problema de la flotación de la biomasa. De modo que en todos los trabajos a posteriori se utilizaron sistemas SBR, cuya operación comprendía básicamente las siguientes fases en ciclos de 6 horas (Figura 3): alimentación y reacción (330 min), sedimentación (20 min) y vaciado (10 min).

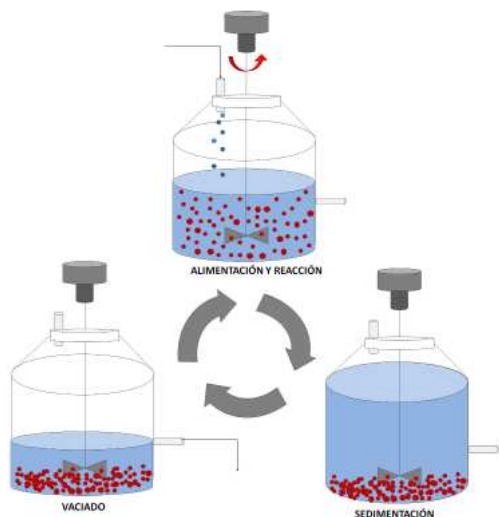


Figura 3. Esquema del ciclo de operación de un reactor SBR con el proceso anammox.

Con el fin de mejorar aún más la retención de biomasa, evitando al máximo el efecto negativo de la flotación durante la retirada del efluente, se planteó una mejora del ciclo de operación del SBR añadiendo después de la fase de reacción y antes de la de sedimentación una fase de agitación sin alimentación (30 min) [9]. De este modo se favorecía el desprendimiento del nitrógeno gas desde la biomasa hacia el medio líquido. Para evitar la pérdida de biomasa se estudiaron también diferentes alternativas aplicadas a reactores SBR como: utilización de membranas [10], adición de materiales de soporte como la zeolita o la adición de sales [11].

Con el fin de conocer los límites del proceso para su posterior escalado se evaluaron aspectos fundamentales como el efecto de las condiciones de estrés a las cuales puede estar sometida la biomasa anammox.

Esto era de especial relevancia pues para mantener la biomasa en suspensión y conseguir la mezcla homogénea dentro del reactor es necesario aplicar agitación mecánica, burbujear con un gas inerte (Ar, He o N_2 , por ejemplo) o la combinación de ambas. Así, Arrojo et al. [12] comprobaron el efecto del estrés generado por la agitación mecánica (de 60 a 250 rpm) en un SBR operado con biomasa granular. Se observó que hasta 180 rpm la actividad se mantuvo, mientras que a 250 rpm disminuyó en un 40% y los gránulos se desintegraron parcialmente, provocando la pérdida de biomasa anammox con el efluente. Con respecto al efecto de la mezcla realizada por la acción de un gas se comprobó que al aumentar la velocidad ascensional del mismo de 5,29 a 7,39 cm/min la actividad disminuyó en un 86%, además de producirse la desintegración de la biomasa granular con su consecuente pérdida en el efluente [13].

Dado que la actividad de la biomasa se veía afectada por las condiciones de operación se llevó a cabo uno de los trabajos más interesantes, que fue el desarrollo de una nueva metodología para medir la actividad máxima de la biomasa anammox mediante ensayos en discontinuo [14]. Este ensayo se basa en la introducción de biomasa anammox, lavada previamente con tampón fosfato, en viales cerrados (de 25 mL) y en ausencia de oxígeno. A continuación se introducen los sustratos (amonio y nitrito) y se comienza a medir a lo largo del tiempo del experimento el nitrógeno formado, registrando la sobrepresión que este genera en el espacio de cabeza del vial. Es un ensayo que se caracteriza por su sencillez y rapidez, además sólo es necesario el uso de pequeñas cantidades de biomasa y no requiere de medidas laboriosas en la fase líquida. Con estos ensayos se consiguieron dos objetivos:

- (1) Evaluar el posible efecto inhibitorio causado por diferentes compuestos sobre la biomasa anammox, sin necesidad de poner en riesgo la operación del reactor debida a una inhibición total del proceso. Tal y como se resume en la Tabla 2, se realizaron ensayos discontinuos de inhibición sobre el proceso anammox de distintos compuestos usualmente presentes en las aguas residuales tales como KCl, NaCl, SO_4^{2-} , $H_2PO_4^+$, materia orgánica, antibióticos, los propios sustratos del proceso (NH_4^+ y NO_2^-), etc. [14-16].
- (2) Conocer cuál es la capacidad máxima de eliminación de nitrógeno para una biomasa anammox determinada. Esta información se aplica en la toma de decisión de aumentar o no la carga nitrogenada alimentada al sistema [15, 17] y, lo que es aún más importante, ha permitido evitar por completo los eventos de flotación tan habituales en el pasado.

Tabla 1. Primeros trabajos a escala laboratorio con el proceso anammox y agua sintética en reactores SBR operados en continuo.

Tipo de sistema	Tipo de inóculo	Volumen (L)	Temperatura (°C)	Carga alimentada (g N/L·d)	Eliminación de N (%)	Concentración de biomasa (g SSV/L)	Actividad anammox (g N/g SSV·d)	Estudio	Referencia
SBR-anammox	Lodo activo de depuradora	1	35	1,4	82	3,5	0,18	Enriquecimiento de biomasa anammox a partir de lodo de depuradora	[7]
Gas-lift-anammox	Lodo anammox de la TUD ^a	7	30	2,0	88	2,3	0,90	Estabilidad y sedimentación de la biomasa anammox	[8]
SBR-anammox	Lodo anammox del reactor gas-lift	1	35	0,7	78	2,5	0,44		
SBR-anammox	Lodo anammox de la USC	3	35	0,6	99	2,5	-	Mejora del ciclo de operación del SBR para el proceso anammox	[9]
MSBR-anammox	Lodo anammox de la USC	5	35	0,8	88	0,4	0,35-0,45	Reactor de membranas para mejorar la retención en un sistema anammox	[10]
SBR-anammox	Lodo anammox de la USC	2	33	0,4	99	1,6	0,40	Mejora de la retención de biomasa anammox mediante la adición de sales inorgánicas	[11]
SBR-anammox	Lodo anammox de la USC	5	33	0,4	99	1,2	0,50	Mejora de la retención de biomasa anammox mediante el uso de zeolita como material de soporte	
SBR-anammox	Lodo anammox del reactor gas-lift	1	30	0,3	98	1,7	0,40	Efecto del estrés mecánico en las bacterias anammox	[12]
Gas-lift-anammox	Lodo anammox del reactor gas-lift	1,5	30	0,1-0,3	Desde 98 hasta 15 ^b	1,5	Desde 0,35 hasta 0,05 ^b	Efecto del estrés hidrodinámico en las bacterias anammox	[13]

^a TUD: Technology University of Delft (Países Bajos)

^b Aumentando la velocidad superficial de gas desde 5,29 hasta 7,39 cm/min

Tabla 2. Ensayos en discontinuo para la determinación del efecto inhibitorio de diferentes compuestos habituales en las aguas residuales sobre la actividad de la biomasa anammox a 30°C

Inhibidor estudiado	Rango estudiado (mg/L)	IC ₅₀ (mg/L)	Tipo de biomasa	Referencia
Amonio (NH ₄ ⁺) ^a	70-2800	770	Granular	[14]
Nitrito (NO ₂ ⁻) ^a	5-2800	350		
Nitrato (NO ₃ ⁻) ^a	5-2800	630		
Cloruro (Cl ⁻)	0-10.000	7.100		
Acetato (CH ₃ COO ⁻)	0-3.150	2.457		
Fosfato (PO ₄ ⁻²)	0-3.000	2.000		
Sulfuro (S ⁻²)	0-128	9,6		
Tetraciclina	100-1.000	200	Granular	[16] ^b
Cloranfenicol	250-1.000	400		
Amonio libre (NH ₃) ^a	0-140	38	Granular y floculenta	[15] ^b
Ácido nitroso (HNO ₂) ^a	0-0,015	0,0110 0,0044 ^c	Granular floculenta	

^a Las concentraciones de los compuestos nitrogenados están expresadas en base a nitrógeno (mg N/L).

^b A partir de los ensayos en discontinuo se estudió también el efecto del inhibidor sobre la biomasa anammox en un reactor en operación en continuo.

^c En este caso la inhibición fue del 70%

3.2. Aplicación del proceso nitrificación parcial-anammox.

El proceso anammox utiliza como sustratos amonio y nitrito en una relación equimolar, sin embargo las aguas residuales contienen principalmente el nitrógeno en forma amoniacal. Así, para poder aplicar el proceso anammox en la eliminación de nitrógeno de un agua residual, es necesario previamente llevar a cabo una etapa de nitrificación parcial, que permita obtener un efluente con una relación amonio/nitrito en torno a 1 mol/mol necesario para la estequiometría del proceso anammox. Los procesos de nitrificación parcial/anammox se pueden llevar a cabo en un sistema de dos unidades (unidad de nitrificación parcial seguida de unidad anammox) o bien en una única unidad (nitrificación parcial + anammox) (Tabla 3).

Para la nitrificación parcial se utilizó un reactor continuo de tanque agitado (CSTR) con el proceso SHARON (Single reactor system for High activity Ammonium Removal Over Nitrite), donde se consiguió obtener la oxidación parcial de amonio a nitrito basándose en una estrategia de control del pH [18]. El efluente obtenido se utilizó para operar un reactor anammox, donde se consiguió una eficacia de eliminación del nitrógeno del 68% [19], a pesar de las elevadas concentraciones de sales que tenía el agua residual, procedente de la salida de un digestor anaerobio de una industria de conservas de pescado, que es un sector de relevancia en la economía de Galicia

Estudios posteriores mostraron la posibilidad de obtener la oxidación parcial de amonio a nitrito en un sistema de tipo

Tabla 3. Trabajos realizados para la nitrificación parcial y anammox en sistemas en dos y una etapa.

Tipo de sistema	Agua residual	Tipo de inóculo	Volumen (L)	Temperatura (°C)	Concentración de nitrógeno en la alimentación (mg/L)	Carga alimentada (g N/L·d)	Eficacia (%)	Concentración de biomasa (g SSV/L)	Referencia
CSTR-SHARON	Efluente digestor anaerobio de una empresa de conservas de pescado	Lodo activo de depuradora	3,2	35		1,2	50 ^a	< 0,1	[18]
SBR-anammox	Salida de SHARON (agua de conservera)	Lodo anammox de la USC	3	35		0,3-0,7	67	1,0-2,7	[19]
SBR-granular nitrificante	Efluente digestor anaerobio urbano de lodos	Lodo granular heterótrofo	1,5	20	400-700	1,2-1,6	50 ^a	5	[21]
SBR-anammox	Salida de SBR-granular nitrificante	Lodo anammox de la USC	1	20	400-700	0,28	69-80	1,5	
SBR-CANON	Salida de un digestor anaerobio urbano de lodos	Lodo granular nitrificante	1,5	20	400-700	1,2-1,5	60	8	
SBR-CANON con pulsos de aire	Salida de un digestor anaerobio urbano de lodos	Lodo nitrificante+anammox	1,5	18-24	150-300	0,53	85	4,5	[23]
SBR-CANON con pulsos de aire	Purín de cerdo previamente tratado mediante un sistema de biomasa granular aerobia para la eliminación de materia orgánica	Lodo CANON	1,5	18-24	250	0,45	93	3,4	[24]
SBR-ELAN	Salida digestor anaerobio de lodos EDAR Vigo	Lodo depuradora+lodo anammox USC	250	30	500		85	1,2	[26]
SBR-ELAN	Salida digestor anaerobio de lodos EDAR Guillarei	Lodo ELAN planta piloto Vigo	200 ^b	18-31	850-1.500	1,4	80	10-14	[27]

^a Porcentaje de oxidación de amonio

^b Paralelamente está en operación una planta piloto de 1.200 L

3.2.1. Proceso en dos etapas

Inicialmente se operó con sistemas donde se combinaba la nitrificación parcial seguida del proceso anammox en un sistema de dos etapas operado a temperaturas sobre 30 °C.

SBR con biomasa granular operado a temperatura ambiente en rangos de alrededor de 20 °C [20]. Una vez desarrollada esta biomasa granular nitrificante se estudió la eliminación de nitrógeno del efluente del digestor anaerobio de lodos de la

EDAR de Lugo (Galicia, España), empleando el proceso de dos etapas (SBR-granular nitrificante para la nitrificación parcial seguido de un SBR-anammox) [21]. En este trabajo, a pesar de utilizar temperaturas moderadas, por debajo del óptimo para el proceso anammox, se obtuvieron eficacias de eliminación de nitrógeno de hasta el 80%. Además, gracias al uso para la nitrificación parcial de un sistema basado en biomasa granular, se observó el desarrollo espontáneo de bacterias anammox en el interior de los gránulos. Esto fue posible debido a que durante la operación se crea un gradiente de concentraciones desde el exterior hacia el interior de los gránulos, permitiendo que en el interior de éstos existan condiciones anóxicas adecuadas para las bacterias anammox. A partir de este momento se optó por trabajar con el proceso en una sola etapa.

3.2.2. Proceso en una etapa

La puesta en marcha de un sistema en una sola etapa para la eliminación de nitrógeno basado en el proceso anammox se puede realizar de dos formas diferentes: (a) inoculando biomasa nitrificante en un reactor en el que opera el proceso anammox, lo que requiere del establecimiento progresivo dentro del reactor de condiciones aerobias [22]; (b) operación de un reactor nitrificante bajo condiciones limitantes de oxígeno para obtener la relación molar amonio/nitrito deseada en el sistema y a continuación inocular biomasa anammox. Esta última estrategia fue la escogida por la USC [23]. Así se realizaron estudios del proceso en una etapa con dos tipos de configuraciones diferentes: (1) mezcla de biomasa floculenta y granular y (2) sólo biomasa granular.

- (1) Mediante el uso de un sistema SBR con pulsos de aire, la biomasa se desarrolló en dos fases: las bacterias oxidantes de amonio en forma floculenta y las bacterias anammox en forma de pequeños gránulos. Este tipo de reactor pulsante se utilizó como post-tratamiento para la eliminación de nitrógeno en efluentes de digestores anaerobios de lodo y de purines de cerdo, con eficacias de eliminación del 85 y 93%, respectivamente [23, 24].
- (2) Otra opción fue el empleo de sistemas granulares autótrofos en donde las bacterias oxidantes de amonio crecen en la parte externa consumiendo el oxígeno y produciendo nitrito por lo que en el interior hay una zona anóxica con condiciones adecuadas para realizar el proceso anammox [21]. La actividad y ubicación de las distintas poblaciones implicadas en el interior de los gránulos se estudió mediante el uso de microsensores y técnicas de biología como FISH (Fluorescent *In Situ* Hybridization) [25].

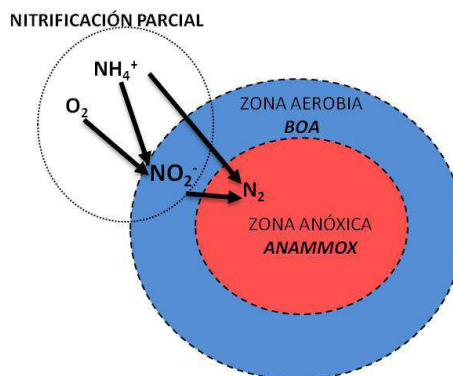
Toda esta experiencia adquirida a escala laboratorio durante un periodo de 10 años ha permitido poder llevar a cabo el escalado del proceso.

3.3. Estudios a escala piloto: proceso ELAN

A partir de los trabajos realizados a escala laboratorio en la USC se adquirió el conocimiento necesario para plantear el desarrollo de una tecnología basada en este proceso anammox. Por tanto, junto con la empresa Aqualia, se desarrolló una patente tecnológica del proceso denominada como ELAN^o (Eliminación Autótrofa de Nitrógeno) que en breve será una realidad a escala industrial. El proceso ELAN^o es un sistema en una sola etapa, similar a otros desarrollados en otros países: OLAND (Oxygen-Limited Aerobic Nitrification and Denitrification), CANON (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite), DEMON o DEAMON (para deamonificación aerobia) etc.

En el proceso ELAN^o se utiliza biomasa granular para permitir la coexistencia en una única unidad de los dos tipos de poblaciones microbianas implicadas en el proceso: bacterias oxidantes de amonio que llevan a cabo la nitrificación parcial y bacterias anammox. Las primeras requieren condiciones aerobias, y están situadas en las capas más externas de los gránulos donde el oxígeno está disponible, mientras que las segundas son anaerobias y se sitúan en las capas más internas de los gránulos, donde el oxígeno no alcanza a penetrar, pero cerca de la superficie, para acceder a los sustratos (Figura 4).

Figura 4. Esquema de los procesos que tienen lugar en un gránulo de una unidad ELAN^o.



La primera planta piloto ELAN^o, con un volumen útil de 250 L, se arrancó en enero de 2010 en la EDAR de Vigo (Galicia, España) por la empresa Aqualia, para el tratamiento del agua de salida del digestor anaerobio de lodos. El reactor, operado en modo semicontinuo, se inoculó con lodo de depuradora y posteriormente se redujo el tiempo de residencia hidráulico hasta alcanzar la nitrificación parcial (lavado de las BON). A continuación se añadió biomasa enriquecida en bacterias anammox procedente de los reactores de escala laboratorio de la USC. Así se logró tratar una corriente con una concentración media de 500 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$ a 30°C, alcanzándose eficacias de eliminación de nitrógeno del 85% [26].

En 2012 se comenzó a operar con el proceso ELAN[®] a escala piloto (200 L) en la EDAR de Guillarei (Galicia, España). En este caso el reactor trataba el efluente del co-digestor anaerobio de lodos (lodo de la depuradora y lodo de la industria agroalimentaria), caracterizado por tener concentraciones de amonio elevadas entre 850-1.500 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$ [27]. En este caso se consiguieron eficacias de eliminación de hasta el 80%, pero lo que cabe destacar es la elevada concentración de biomasa granular que se llegó a alcanzar dentro del reactor, con valores medios de 12 g SSV/L. Esto permitió utilizar esta biomasa como inóculo para un reactor con un volumen superior de 1.200 L. Este último reactor está siendo operado con el objetivo de servir como fuente de inóculo a las futuras plantas de tamaño real.

A lo largo del año 2014 está prevista la construcción de dos plantas ELAN[®] a tamaño real. Una de ellas será la que trate el agua de rechazo del co-digestor anaerobio de lodos de la EDAR de Guillarei y la otra el agua de salida de un digestor anaerobio que trata el agua residual de una industria de conservas de pescado situada en la provincia de Pontevedra (Galicia, España).

3.4. Futuro del anammox: tratamiento de la línea principal de aguas de una EDAR

La aplicación de los procesos basados en biomasa anammox está fundamentalmente centrada en el tratamiento del agua de rechazo de digestores anaerobios, caracterizada por bajas relaciones C/N, temperatura entorno a 30 °C y concentraciones de amonio elevadas. Estos efluentes contienen en torno al 15-20% del nitrógeno total en una EDAR urbana y representan tan sólo el 1-2% del caudal a tratar. La implementación de un proceso como el ELAN[®] para el tratamiento de esta agua de salida del digestor anaerobio de lodos de una EDAR urbana mejora el funcionamiento global de la planta en términos de eliminación de nitrógeno y ahorro de costes [27-29]. Así, si se compara el proceso ELAN[®] (nitrificación parcial y anammox) con el proceso convencional de nitrificación-desnitrificación se tienen unas reducciones de: 42% en necesidades de aireación, 100% en consumo de una fuente de carbono, 8% de emisiones de CO_2 y 94% de producción de lodos [27].

Sin embargo, las ventajas serían mayores si se pudiera utilizar directamente un proceso anammox como el ELAN[®] en la línea principal de aguas de una EDAR. En este caso hay que tener en cuenta que la corriente a tratar se encuentra a una temperatura entre 10-18 °C y contiene una concentración de nitrógeno amoniacal baja de alrededor de 50 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$. Los esfuerzos en investigación actuales están centrados en poder aplicar esta tecnología a bajas temperaturas, ya que se ha descubierto la presencia de bacterias anammox en ambientes marinos a -1,3 °C [30]. En caso de tener éxito se ampliaría el campo de aplicación de esta tecnología al

tratamiento de los lixiviados de vertedero, agua de rechazo de digestores anaerobios psicrófilos y, sobre todo, en el tratamiento de la línea principal de aguas de una EDAR urbana.

En la USC se ha estudiado la posibilidad de operar el proceso anammox a temperaturas inferiores a la óptima. Aunque la actividad de los microorganismos disminuye con la temperatura, su aplicación resultó factible a 18 °C [17], por lo que posteriormente se estudió la aplicación de temperaturas moderadas en el sistema de una etapa con los procesos de nitrificación parcial y anammox (Tabla 3). Actualmente la investigación está centrada no solo en la aplicación a bajas temperaturas, sino también en el tratamiento de efluentes con bajas concentraciones de amonio para comprobar la viabilidad del proceso en la línea principal de aguas. Así se están realizando trabajos tanto a escala laboratorio en la USC [31] como a escala piloto en la EDAR de Guillarei (Aqualia). Los resultados obtenidos hasta el momento indican que un factor clave es evitar el lavado de la biomasa y conseguir una buena retención dentro del sistema, ya que la actividad y el crecimiento de las bacterias anammox en condiciones de baja temperatura y baja concentración de nitrógeno son muy reducidos. Otro inconveniente es la aparición en estas condiciones de bacterias con actividad oxidante de nitrito, que en el sistema de una sola etapa compiten tanto con las bacterias oxidantes de amonio (por el oxígeno) como con las anammox (por el nitrito). Así los resultados obtenidos de momento son muy preliminares y se requiere de mayor investigación en esta línea.

4. CONCLUSIONES

El desarrollo de una tecnología en el campo del tratamiento de aguas residuales ha requerido de alrededor de 14 años comenzando por el momento en que se obtuvo la primera biomasa anammox y finalizando con la construcción de la primera planta a escala industrial. Los estudios realizados a escala piloto muestran que la tecnología ELAN[®] permite un ahorro importante en los costes de la eliminación de nitrógeno de las aguas residuales.

AGRADECIMIENTOS

La presente investigación está enmarcada dentro del proyecto ITACA, financiado por el Ministerio de Economía de España a través del programa CDTI INNPRONTA (2011/CE525). Los autores pertenecen al Grupo de Referencia Competitivo de Galicia GRC 2013-032, programa co-financiado por FEDER. Se agradece la colaboración del personal de la EDAR Lagares en Vigo y de la EDAR de Guillarei en Tui en la puesta en marcha y operación de las plantas a escala piloto y la colaboración de la Universidad de Vigo en el desarrollo del sistema de control de dichas plantas. Se agradece también la colaboración de Augas de Galicia y del Consorcio de Augas do Louro para el escalado del proceso ELAN[®] a tamaño industrial.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] E. Broda, Two kinds of lithotrophs missing in nature, *Zeitschrift für allgemeine Mikrobiologie*, 17 (1977) 491-493.
- [2] A. Mulder, A.A. van de Graaf, L.A. Robertson, J.G. Kuenen, Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor, *FEMS Microbiology Ecology*, 16 (1995) 177-184.
- [3] M. Strous, J.J. Heijnen, J.G. Kuenen, M.S.M. Jetten, The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50 (1998) 589-596.
- [4] J.W. Mulder, M.C.M. van Loosdrecht, C. Hellinga, R. van Kempen, Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering, *Water Science and Technology*, 43 (2001) 127-134.
- [5] W.R. Abma, C.E. Schultz, J.W. Mulder, W.R.L. van der Star, M. Strous, T. Tokutomi, M.C.M. van Loosdrecht, Full-scale granular sludge Anammox process, *Water Science and Technology*, 55 (2007) 27-33.
- [6] S. Lackner, E.M. Gilbert, S.E. Vlaeminck, A. Joss, H. Horn, M.C.M. van Loosdrecht, Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey, *Water Research*, 55 (2014) 292-303.
- [7] A. Dapena-Mora, S.W.H. Van Hulle, J. Luis Campos, R. Méndez, P.A. Vanrolleghem, M. Jetten, Enrichment of Anammox biomass from municipal activated sludge: experimental and modelling results, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 79 (2004) 1421-1428.
- [8] A. Dapena-Mora, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, M.S.M. Jetten, R. Méndez, Stability of the ANAMMOX process in a gas-lift reactor and a SBR, *Journal of Biotechnology*, 110 (2004) 159-170.
- [9] A. Dapena-Mora, B. Arrojo, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, R. Méndez, Improvement of the settling properties of Anammox sludge in an SBR, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 79 (2004) 1417-1420.
- [10] C. Trigo, J.L. Campos, J.M. Garrido, R. Méndez, Start-up of the Anammox process in a membrane bioreactor, *Journal of Biotechnology*, 126 (2006) 475-487.
- [11] I. Fernandez, J.R. Vazquez-Padin, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, R. Mendez, Biofilm and granular systems to improve Anammox biomass retention, *Biochemical Engineering Journal*, 42 (2008) 308-313.
- [12] B. Arrojo, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, R. Méndez, Effects of mechanical stress on Anammox granules in a sequencing batch reactor (SBR), *Journal of Biotechnology*, 123 (2006) 453-463.
- [13] B. Arrojo, M. Figueroa, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, R. Mendez, Influence of gas flow-induced shear stress on the operation of the Anammox process in a SBR, *Chemosphere*, 72 (2008) 1687-1693.
- [14] A. Dapena-Mora, I. Fernandez, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, R. Mendez, M.S.M. Jetten, Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production, *Enzyme and Microbial Technology*, 40 (2007) 859-865.
- [15] I. Fernandez, J. Dosta, C. Fajardo, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, R. Mendez, Short- and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process, *Journal of Environmental Management*, 95 (2012) S170-S174.
- [16] I. Fernandez, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, R. Mendez, Operation of an Anammox SBR in the presence of two broad-spectrum antibiotics, *Process Biochemistry*, 44 (2009) 494-498.
- [17] J. Dosta, I. Fernández, J.R. Vázquez-Padín, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, J. Mata-Álvarez, R. Méndez, Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process, *Journal of Hazardous Materials*, 154 (2008) 688-693.
- [18] A. Mosquera-Corral, F. González, J.L. Campos, R. Méndez, Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds, *Process Biochemistry*, 40 (2005) 3109-3118.
- [19] A. Dapena-Mora, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, R. Mendez, Anammox process for nitrogen removal from anaerobically digested fish canning effluents, *Water Science and Technology*, 53 (2006) 265-274.
- [20] J.R. Vázquez-Padín, M. Figueroa, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, R. Méndez, Nitrifying granular systems: A suitable technology to obtain stable partial nitrification at room temperature, *Separation and Purification Technology*, 74 (2010) 178-186.
- [21] J. Vazquez-Padin, I. Fernandez, M. Figueroa, A. Mosquera-Corral, J.-L. Campos, R. Mendez, Applications of Anammox based processes to treat anaerobic digester supernatant at room temperature, *Bioresource Technology*, 100 (2009) 2988-2994.
- [22] Z. Hu, T. Lotti, M. de Kreuk, R. Kleerebezem, M. van Loosdrecht, J. Kruit,

M.S.M. Jetten, B. Kartal, Nitrogen removal by a nitrification- anammox bioreactor at low temperature, *Applied and Environmental Microbiology*, 79 (2013) 2807-2812.

[23] J.R. Vazquez-Padin, M.J. Pozo, M. Jarpa, M. Figueroa, A. Franco, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, R. Mendez, Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR, *Journal of Hazardous Materials*, 166 (2009) 336-341.

[24] M. Figueroa, J.R. Vázquez-Padín, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, R. Méndez, Is the CANON reactor an alternative for nitrogen removal from pre-treated swine slurry?, *Biochemical Engineering Journal*, 65 (2012) 23-29.

[25] J. Vázquez-Padín, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, R. Méndez, N.P. Revsbech, Microbial community distribution and activity dynamics of granular biomass in a CANON reactor, *Water Research*, 44 (2010) 4359-4370.

[26] J.R. Vázquez-Padín, R. González Fernández, F. Rogalla, M. Mosquera-Corral, J.L. Campos, R. Mendez, Eliminación sostenible de nitrógeno de la corriente de retorno de EDARs, *Revista Técnica del Medioambiente (RETEMA)*, Mayo-Junio (2011) 24-32.

[27] J.R. Vazquez-Padin, N. Morales, R. Gutierrez, R. Fernandez, F. Rogalla, J.P. Barrio, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, R. Mendez, Implications of full-scale implementation of an anammox-based process as post-treatment of a municipal anaerobic sludge digester operated with co-digestion, *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 69 (2014) 1151-1158.

[28] N. Morales, A. Val del Río, J.R. Vázquez-Padín, R. Méndez, A. Mosquera-Corral, J.L. Campos, Application of the Anammox process to the main stream of WWTPs, in: 9th Edition Int. Symposium of Sanitary and Environmental Engineering (Sidisa2012), Milano (Italy), 2012.

[29] J.M. Garrido, M. Fdz-Polanco, F. Fdz-Polanco, Working with energy and mass balances: a conceptual framework to understand the limits of municipal wastewater treatment, *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 67 (2013) 2294-2301.

[30] S. Rysgaard, R.N. Glud, N. Risgaard-Petersen, T. Dalsgaard, Denitrification and anammox activity in Arctic marine sediments, *Limnology and Oceanography*, 49 (2004) 1493-1502.