

# Pasado, presente y futuro de tecnologías para la eliminación de nutrientes en EDAR

LUIS LARREA URCOLA (\*)

**RESUMEN** En las pasadas décadas, la eliminación de nitrógeno y fósforo (nutrientes) de aguas residuales urbanas se ha llevado a cabo en todo el mundo empleando fundamentalmente diferentes configuraciones de reactores con el proceso de fangos activos, tales como, A<sup>2</sup>O, UCT, etc. Desde el año 2000 se han introducido, en plantas nuevas y existentes, tres tecnologías innovadoras que palián las limitaciones del proceso de fangos activos ya que operan con altas concentraciones de biomasa y apenas presentan bulking filamentoso. Una tecnología es el biorreactor de membrana en la que se aplican configuraciones similares al proceso de fangos activos, pero el decantador secundario se reemplaza por un tanque de membranas. Las otras dos tecnologías están basadas en procesos biopelícula: una es el biofiltro granular sumergido en el que un lecho fijo de pequeños soportes granulares de 3–8 mm produce los fenómenos de biodegradación y filtración, no requiriéndose así un decantador secundario. La segunda es el proceso híbrido IFAS en el que un soporte plástico móvil promueve la nitrificación en biopelícula, mientras que la desnitrificación y eliminación de fósforo ocurre en la biomasa en suspensión. Para cumplir las crecientes exigencias de nitrógeno efluente, actualmente se propone la eliminación de nitrógeno en el agua de retorno a cabecera de planta desde la línea de fangos, que presenta altas concentraciones en nitrógeno. Las tecnologías más innovadoras están basadas en las reacciones de nitrificación parcial y anammox, empleando biomasa en suspensión, en biopelícula y en gránulos.

Con un horizonte de aplicación en el medio plazo, se están desarrollando tecnologías emergentes como los procesos granulares, diferentes combinaciones biopelícula-membrana y recuperación de nutrientes en un contexto de la EDAR como fuente de recursos.

## PAST, PRESENT AND FUTURE OF TECHNOLOGIES FOR NUTRIENT REMOVAL IN WWTP

**ABSTRACT** *In the past decades, nitrogen and phosphorous (nutrient) removal from urban wastewater has been carried out throughout the world mainly using different reactor configurations of activated sludge processes, like A<sup>2</sup>O, UCT, etc. Since 2000, three innovative technologies that mitigate activated sludge processes limitations have been introduced in new and existing plants as they operate with high biomass concentration and without filamentous bulking. One technology is the membrane bioreactor where similar configurations to activated sludge processes are applied, but the secondary settler is replaced by a membrane tank. The two other technologies are based on biofilm processes: One is the submerged granular biofilter where a fixed bed of small supports of 3–8 mm causes biodegradation and filtration phenomena, thus not requiring a secondary settler. The second one is the IFAS hybrid process where moving plastic supports promotes nitrification in the biofilm, while denitrification and phosphorous removal take place in suspension.*

*In order to meet stricter effluent nitrogen requirements, currently nitrogen removal from the water in the sludge line that returns to the head of the plant, is proposed. Innovative technologies are based on partial nitrification and anammox, using biomass in suspension, in biofilm and in granules.*

*With a horizon application in the medium term, emergent technologies are being developed, like granular processes, combination of membrane and biofilm systems and the recovery of nutrients in the context of the WWTP as a facility of resources.*

**Palabras clave:** Eliminación de nitrógeno y fósforo, Biorreactores de membrana, Biofiltros, Lechos móviles, Nitrificación, Anammox.

**Keywords:** Nitrogen and phosphorous removal, Membrane bioreactors, Biofilters, Moving beds, Nitrification, Anammox.

(\*) Doctor Ingeniero Industrial. Investigador Principal del Área de Ingeniería Ambiental del CEIT (Centro de Estudios e Investigaciones Técnicas de Guipúzcoa) y Profesor de Tecnología del Medio Ambiente en TECNUN (Escuela Superior de Ingenieros de la Universidad de Navarra en San Sebastián). E-mail: llarrea@ceit.es

## 1. INTRODUCCIÓN

El cumplimiento de la Directiva Europea 271 de 1991 sobre las instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas ha conducido a la construcción y remodelación de una ingente cantidad de estaciones depuradoras (EDAR) tanto a nivel Europeo como especialmente a nivel nacional. Dentro del plan Nacional de Saneamiento y Depuración 1995-2005, se han construido más de 600 EDAR para núcleos urbanos de más de 15.000 habitantes equivalente (h-e) con una carga superior a 60 millones h-e. En torno al 10% de ellas estaban afectadas por la declaración de zonas sensibles a eutrofización disponiendo de procesos de fangos activos normalmente con eliminación biológica de nitrógeno y biológica y/o físico-química de fósforo. En algunos casos de zonas no afectadas también se han instalado EDARs con eliminación de nutrientes (N y P).

Dada la delicada situación de muchas aguas receptoras, el Ministerio de Medio Ambiente declaró en Julio de 2006 una notable ampliación de zonas sensibles que alcanza una carga de unos 25 millones h-e. Ello está teniendo en la actualidad una considerable repercusión en las tecnologías aplicadas en la construcción de nuevas plantas y especialmente en la remodelación de existentes. Se contemplan las siguientes opciones de actuación con diferentes horizontes de aplicación (Figura 1).

A corto plazo (0-5 años): Actuaciones en proceso biológico de la línea de aguas mediante aplicación de tecnologías ya muy consolidadas en el mercado: 1) Reformas en los propios procesos de fangos activos. 2) Incorporación de Tecnologías innovadoras.

A medio y largo plazo (2-15 años): Actuaciones tecnológicas externas al proceso biológico de la línea de aguas que pueden tener influencia en la planta global y que por tanto hay que analizarlas en el marco de una visión global de la EDAR la cual, además de cumplir con requerimientos de calidad crecientemente estrictos en cuanto a emisión de N y P, tiene que incorporar principios de optimización energética y sostenibilidad ambiental con minimización del impacto y reutilización de recursos líquidos y sólidos.

Con este nuevo reto están surgiendo novedosas tecnologías que aunque cuentan con pocas implantaciones poseen un fu-

turo muy prometedor. Así, se contemplan actuaciones en la línea de tratamiento de fangos incorporando tecnologías de eliminación de nitrógeno y de recuperación de fósforo en las aguas concentradas de retorno a cabeza de planta. También hay que tener en cuenta tecnologías emergentes que están todavía en fase de investigación o de prototipo industrial.

En este sentido, se resalta el proyecto de investigación NOVEDAR recientemente finalizado en el que han participado 9 grupos de investigación de España y 2 de Holanda, con el objetivo de desarrollar muy diversos procesos para la línea de aguas y de fangos y diversas técnicas de análisis económico, de soporte a la decisión y de simulación de planta global de cara al planteamiento de la EDAR del siglo XXI.

## 2. PROCESOS DE FANGOS ACTIVOS. LIMITACIONES Y POSIBLES ACTUACIONES EN LÍNEA DE AGUAS

En las pasadas décadas los procesos de fangos activos han sido los procesos biológicos que más ampliamente se han instalado para la eliminación de nitrógeno y fósforo en medianas y grandes aglomeraciones gracias a la sencillez de su diseño y operación.

Cómo se sabe, para la eliminación de nitrógeno, el proceso de referencia es el que emplea una zona de predesnitrificación con eliminación de los nitratos generados en una posterior zona de nitrificación del amonio del agua influente. Existen muy diversas configuraciones de zonas con y sin aireación tales como zonas separadas en serie, carrusel, secuencias temporales SBR, etc. En EDAR que disponen de digestión anaerobia, el tiempo de retención de sólidos (TRS) mínimo necesario para conseguir una nitrificación estable en la zona aerobia es del orden de 7-8 días a 12-14°C y el tiempo de retención hidráulico (TRH) de 6-8 horas. Para la zona de predesnitrificación, se emplea una fracción anóxica que puede variar entre el 20 y el 50% dependiendo de la relación DQO/NTK del agua influente y de los requerimientos de nitrógeno total en el efluente: 8-15 mgN/L. Como consecuencia el TRS y el TRH global se sitúan en 11-16 días y 10-15 horas respectivamente.

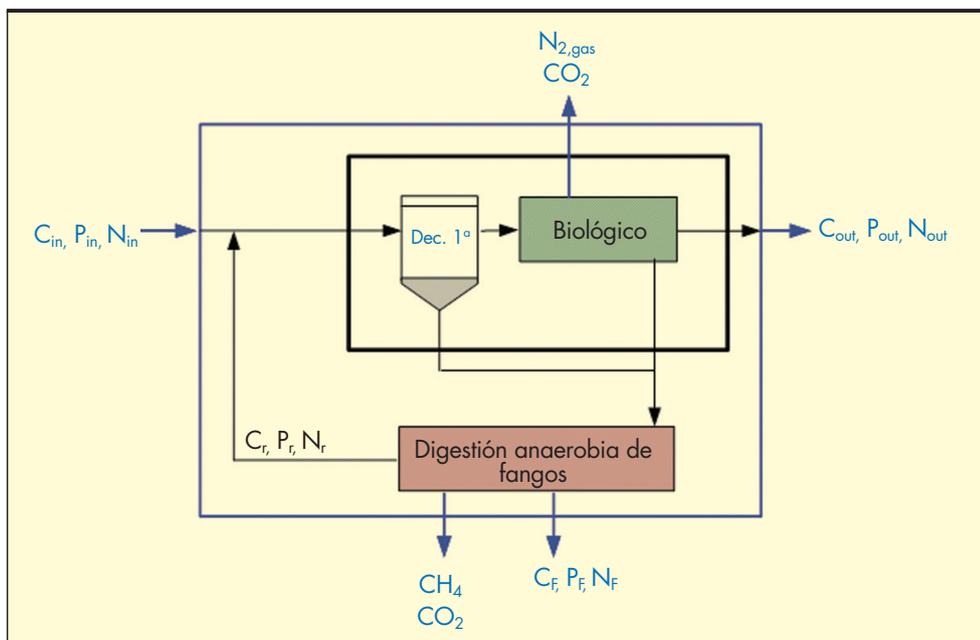


FIGURA 1. Esquema de una EDAR con digestión anaerobia.

Para la eliminación de fósforo se puede aplicar una coagulación con hierro o aluminio en tratamiento primario pero produce mucho fango y reduce la DQO biodegradable particulada muy útil para la desnitrificación biológica. También se puede acometer en un tratamiento terciario.

Sin embargo, la eliminación biológica de fósforo en combinación con la de nitrógeno, ya está muy extendida. Para ello se incorpora una zona anaerobia, pudiéndose aplicar muy diversas configuraciones en los conocidos procesos: A<sup>2</sup>O, UCT, Johannesburgo y también en proceso carrusel y SBR. La fracción anaerobia se sitúa entre el 15 y el 25% dependiendo de la concentración de DQO rápidamente biodegradable en el agua influente. Ello también afecta a la concentración de fosfato que se pueda alcanzar en el efluente, el cual sumado al fósforo orgánico de los sólidos suspendidos en el efluente, resulta en el fósforo total (P<sub>T</sub>) que está limitado a 1–2 mg P/L. Los valores de TRS y TRH global mínimos se sitúan en 14–18 días y 12–17 horas respectivamente.

Sin embargo, en algunos casos estos procesos de fangos activos de eliminación de nutrientes presentan serias limitaciones de funcionamiento debido a la proliferación de bacterias filamentosas que dan lugar a un alto índice de volumen de fangos (IVF) y a las dificultades para cumplir los requerimientos de Nitrógeno y Fósforo total en el efluente, especialmente cuando se sitúa en 10 mg N/L y 1 mg P/L para grandes poblaciones. Ello puede ser debido a: 1) Diseño inadecuado de volúmenes de reactores y de caudales de recirculación. 2) Baja relación de los ratios DQO/NTK y DQO/P<sub>T</sub> y baja concentración de DQO fácilmente biodegradable en el agua influente.

Para solventarlo, en primer término se puede recurrir a acometer reformas en los procesos de Fangos activos y/o a la adición de DQO biodegradable. En cuanto a las reformas, posibles acciones son:

- Mejora de EDAR existentes con eliminación de nitrógeno, mediante el cambio de configuración de reactores y flujos, empleando por ejemplo, zonas facultativas, alimentación escalonada, selectores o reactivos para evitar el bulking filamentosos.
- Ampliación a eliminación de fósforo ( $\Delta P$ ) de plantas que ya disponen de eliminación de nitrógeno con un TRH suficientemente alto, mediante la incorporación de zona anaerobia y/o la aplicación de tratamiento físico-químico.
- Implantación de sistemas de control automático apoyado en sensores on-line con el fin de optimizar la nitrificación y de minimizar costes de operación energéticos (Ayesa *et al.*, 2006).

En lo que se refiere al aporte de DQO biodegradable, posibles opciones son: 1) Adición de DQO soluble fácilmente biodegradable como: a) Metanol, etanol, etc. b) DQO de aguas industriales. c) Sobrenadante de un proceso de fermentación ácida de fango primario. 2) Adición de DQO particulada lentamente biodegradable, por ejemplo mediante el desvío al proceso biológico de una fracción de agua bruta.

En un segundo nivel de actuación, actualmente está en auge la incorporación de tecnologías innovadoras que se caracterizan por mantener una elevada concentración de biomasa, con lo que los volúmenes de reactores necesarios son menores y por minimizar la proliferación de bacterias filamentosas, cabiendo destacar las siguientes: 1) Procesos biorreactor de membrana (BRM) y 2) Procesos biopelícula avanzados, tales como los biofiltros granulares sumergidos y los procesos con soporte móvil.

Estos procesos se pueden aplicar tanto en EDAR nuevas como en la remodelación y/o ampliación de EDAR existentes. A continuación se describe la aplicación de estos nuevos procesos a la eliminación de nutrientes.

### 3. PROCESO BIORREACTOR DE MEMBRANA (BRM)

Como se sabe, el proceso biorreactor de membrana (BRM) puede definirse como una variante del proceso convencional de fangos activos donde la biomasa se encuentra en suspensión pero los decantadores son sustituidos por tanques de membrana, de modo que la separación sólido-líquido se realiza mediante filtración, lo que permite operar con mayor concentración de sólidos suspendidos (10–15 g/l) que en los fangos activos (3–4 g/l). Esto hace que el tiempo de retención hidráulico (TRH) de operación o el volumen necesario sea considerablemente menor. Dentro de la tecnología BRM con membranas sumergidas las membranas más competitivas en la actualidad son las membranas de fibra hueca y las membranas planas.

Una de las diferencias más significativas del proceso BRM frente al proceso de fangos activos es que el licor mezcla se concentra en el tanque que contiene la membrana. Por tanto, se requiere una recirculación elevada desde el reactor membrana (del 400%–500% respecto al caudal influente) para disminuir el gradiente de sólidos entre el tanque de membrana y el tanque de biorreactores.

#### 3.1. APLICACIÓN HABITUAL A ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO

El análisis bibliográfico muestra que el proceso BRM se ha aplicado hasta el momento en general en plantas nuevas y en poblaciones relativamente pequeñas (<50.000 habitantes equivalente), aunque se está extendiendo su aplicación a mayores tamaños según incrementa su competitividad técnico-económica. La alimentación más empleada ha sido con agua bruta, debido principalmente a que los costes de inversión son menores.

La propia tecnología BRM conlleva, para su correcto funcionamiento, que tenga lugar la nitrificación y la desnitrificación ya que es necesario operar con un tiempo de retención de sólidos (TRS) suficientemente alto (superior al necesario para nitrificar) para minimizar el ensuciamiento de las membranas. En general se considera necesario desnitrificar con el fin de minimizar el consumo de oxígeno y alcalinidad. El módulo de membranas puede estar integrado en un tanque aerobio de nitrificación y en la actualidad generalmente se instala en un tanque específico, que hace requerir un reactor aerobio previo para satisfacer la nitrificación (Figura 2a). En dichas plantas pequeñas, el volumen del tanque de membranas depende del caudal que se desea tratar en tiempo húmedo. En este sentido, el volumen del tanque de membrana puede ser relativamente grande especialmente para membranas planas.

Cabe destacar que el TRS empleado habitualmente en procesos BRM es elevado (20–40 días) con el fin de llevar a cabo la estabilización de fangos y así evitar los costes del empleo de digestión separada. Dado que el TRS es mayor que el estrictamente necesario para eliminar nitrógeno (12–14 días a unos 12–14°C) el dimensionamiento de los zonas anóxicas y aerobias no requiere su optimización y para ello se emplean los métodos de fangos activos. Una consecuencia es que la mayor parte del nitrógeno se nitrifica en la zona aerobia previa al tanque de membrana y por consiguiente, el consumo de oxígeno (OUR) en un tanque de membrana separado es bajo, obteniendo como resultado concentraciones altas de oxígeno disuelto (4–6 mg/l), ya que el suministro de aire está condicionado por el estrictamente necesario para conseguir

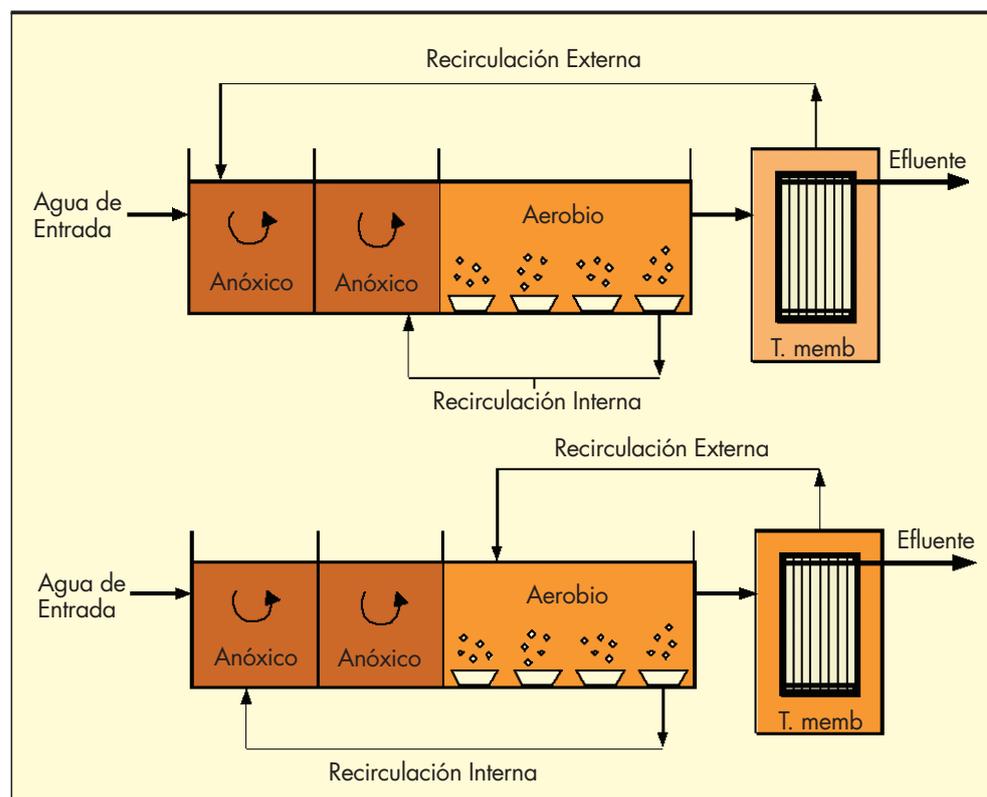


FIGURA 2a y 2b. Diferentes configuraciones de recirculaciones en proceso BRM.

una filtración correcta. Debido a los altos valores del caudal de recirculación y del oxígeno disuelto, el flujo másico de éste a la zona anóxica puede reducir sensiblemente la tasa de desnitrificación, por lo que en muchos casos la recirculación se envía al reactor aerobio que opera con un OD de unos 2 mg/l (menor que en el tanque membrana) y de éste se recircula de nuevo a la zona anóxica, generándose un gradiente de sólidos adicional (Figura 2b).

En los diseños actuales, con cualquiera de estas configuraciones, la eliminación de nitrógeno es en general eficiente. Por una parte, la nitrificación es satisfactoria por el elevado TRS empleado. Por otra parte, la desnitrificación también es satisfactoria ya que se alimenta con agua bruta que tiene una alta relación DQO/NTK y se emplea un alto TRS que favorece la desnitrificación terciaria. Como consecuencia el dimensionamiento de las zonas anóxica y aireadas y de las recirculaciones es muy diverso según las empresas (Van de Roest *et al.*, 2002), sin necesidad de optimización como ya se ha comentado.

### 3.2. PERSPECTIVAS DE APLICACIÓN DE BRM

El reto en el próximo futuro es la aplicación de procesos BRM a plantas mediana-grandes (entre 50.000–100.000 habitantes equivalentes) (Engelhardt N. and Lindner W. 2006) lo que parece viable económicamente ya que los costes de inversión y mantenimiento son cada vez menores. La problemática es que en el escenario de plantas medianas-grandes, los altos TRS hasta ahora empleados en procesos BRM, no parecen ser asumibles. En plantas nuevas la tendencia actual es emplear alimentación con agua bruta o decantada, aplicar el TRS mínimo para eliminación de nutrientes y digestión separada de fangos con el objetivo de minimizar costes de inversión y operación.

Para la ampliación de EDAR existentes mediano-grandes, una opción cada vez más atractiva es instalar un BRM adicional al proceso de fangos activos existente, operando en paralelo. El proceso BRM se diseña para operar con un caudal constante preestablecido, es tratado en el proceso de fangos activos convencional, que absorbe las variaciones de caudal existentes. En este sentido, cabe destacar las remodelaciones de las EDAR de Gava-Viladecans y Tarrasa.

En cuanto a la eliminación de nitrógeno y fósforo se están planteando procesos de fangos activos adaptados al proceso BRM, (Figura 3), (Varela *et al.*, 2008; Phagoo *et al.*, 2007). Como se observa la configuración de las zonas anaerobia, anóxica y aerobia son similares a fangos activos pero el tipo y magnitud de las recirculaciones son diferentes. Se aplican TRS cercanos al mínimo para eliminar nitrógeno y fósforo, del orden de 15 días y el TRH puede ser menor que 10h. Para la optimización del dimensionamiento se recomienda el empleo de simulaciones por ordenador (Caminos, 2010).

## 4. BIOFILTROS SUMERGIDOS GRANULARES

### 4.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES

Como se sabe, estas tecnologías se basan en el empleo de reactores (Figura 4) en los que el agua residual a tratar fluye verticalmente (actualmente hacia arriba) sobre un relleno granular sumergido en lugar de percolar libremente por efecto de la gravedad como en los lechos bacterianos o filtros percoladores.

El soporte granular es fino (3–8 mm) (Figura 5) y de elevada superficie específica, formando un lecho de unos 3 a 4 metros de altura. Sobre el soporte se crea una biopelícula de bacterias heterótrofas y/o nitrificantes que en su caso se mantiene aerobia gracias a operar con elevadas concentraciones

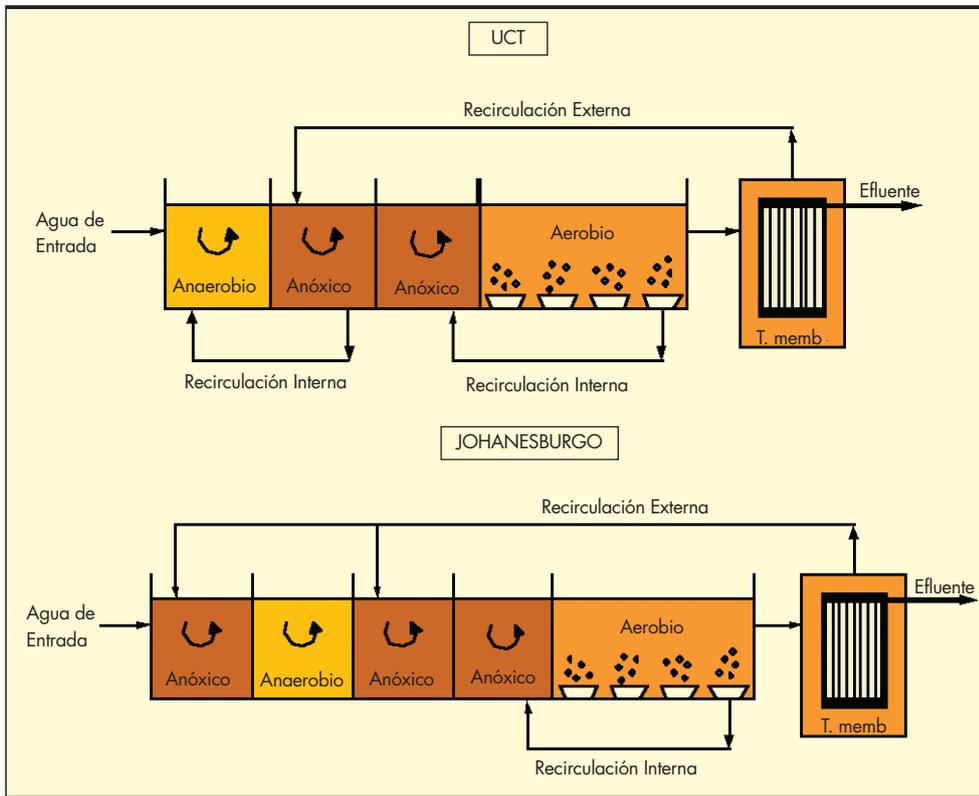


FIGURA 3. Procesos BRM para eliminación de nitrógeno y fósforo.

de oxígeno disuelto en el seno del líquido (4–5 mg/l) mediante la aireación del lecho con difusores. Dada la escasa porosidad del lecho, además de la biodegradación correspondiente se produce el fenómeno de filtración, por lo que no se requiere decantación secundaria. Como consecuencia, aumenta la pérdida de carga y es necesario lavarlo como un filtro de arena. De ahí que se diseñan y operan de forma modular, constituyendo una tecnología muy compacta, recomendable con carencia de espacio. Para evitar su rápida colmatación los biofiltros deben ir precedidos de una primera etapa de tratamiento que asegure una reducción razonable de la concentración de sólidos en suspensión, en muchos casos empleando tratamiento de coagulación-floculación y decantación lamelar.

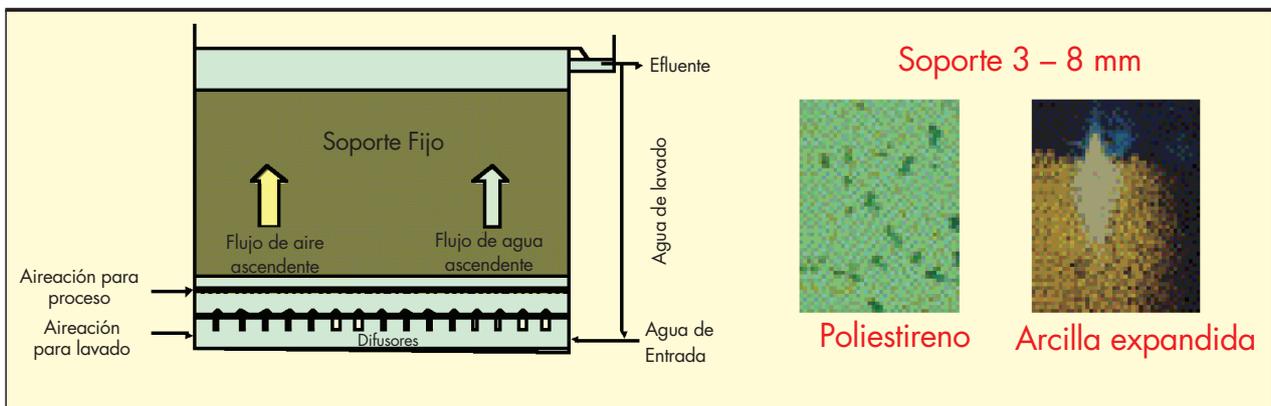
Para biodegradación de materia orgánica se diseñan con muy alta carga volumétrica de 8–12 KgDQO/m<sup>3</sup>.d. Ello signi-

fica que el volumen requerido es del orden de 4 veces menor que en un proceso de fangos activos convencional, gracias a la elevada concentración de biomasa que acumula el biofiltro por la alta superficie específica del soporte.

Para la eliminación de nitrógeno el primer paso fue la nitrificación terciaria tal y como se describe a continuación.

#### 4.2. NITRIFICACIÓN TERCIARIA

Esta configuración ha sido empleada tanto para la construcción de nuevas instalaciones, después del Biofiltro de eliminación de materia orgánica (C), como para ampliar depuradoras ya existentes de fangos activos, por ejemplo en la planta de Budapest (Licsko *et al*, 2004). Dado que la materia orgánica soluble y particulada ha sido eliminada previamente, se em-



FIGURAS 4 y 5. Biofiltro de flujo ascendente y soportes granulares.

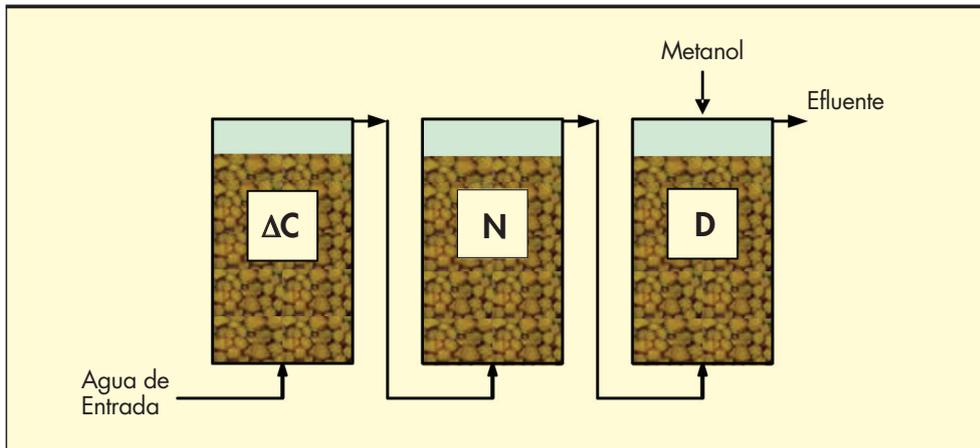


FIGURA 6. Configuración de biofiltros en serie para eliminación de nitrógeno: eliminación carbono ( $\Delta C$ ), nitrificación (N) y post-desnitrificación (D) con metanol.

plea una talla efectiva del gránulo pequeña de unos 3 mm. De este modo se puede aplicar una elevada carga volumétrica de amonio de en torno a  $1000 \text{ gN-NH}_4/\text{m}^3\cdot\text{d}$  a  $12\text{--}13^\circ\text{C}$ .

### 4.3. ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO

#### 4.3.1. Opción 1: Biofiltros en serie con nitrificación y postdesnitrificación

El sistema más simple y eficiente para eliminación de nitrógeno es añadir después de una nitrificación terciaria (N) un biofiltro desnitrificante al que se adiciona una fuente de carbono fácilmente biodegradable, generalmente metanol (Figura 6).

Esta opción es competitiva sobre todo en zonas en las que los requerimientos de nitrógeno en el efluente son muy bajos y donde la relación de carbono/nitrógeno del agua es también baja. Los biofiltros desnitrificantes emplean un material de relleno de mayor granulometría (4 a 8 mm) y alcanzan tasas de  $3\text{--}4 \text{ Kg. N-NO}_3/\text{m}^3\cdot\text{día}$ . Un ejemplo es la EDAR de Oslo (Sagberg *et al*, 2006)

#### 4.3.2. Opción 2: Biofiltros de Predesnitrificación-nitrificación

El concepto es similar al aplicado en el proceso de fangos activos ya que el nitrato para predesnitrificar procede de una recirculación interna desde una nitrificación. En la Figura 7 se presenta la tecnología de biofiltros separados.

El biofiltro predesnitrificante recibe un efluente primario que contiene tanto DQO disuelta rápidamente biodegradable ( $S_S$ ) como DQO particulada lentamente biodegradable ( $X_S$ ).

Una elevada proporción de  $S_S$  se consume en condiciones aerobias debido a la alta carga de oxígeno disuelto transferida por la recirculación interna desde el biofiltro nitrificante que opera con  $OD = 4\text{--}5 \text{ mg/l}$ . El bajo contenido de  $X_S$  se retiene en el biofiltro y contribuye a la desnitrificación. Como resultado la tasa de desnitrificación es relativamente baja (en torno a  $1 \text{ kg N-NO}_3\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ ). El nitrato en el efluente se sitúa en valores de  $8\text{--}12 \text{ mgN/l}$  y el nitrógeno total en torno a  $15 \text{ mgN/l}$ . Un ejemplo es la EDAR de Górliz en Vizcaya que emplea 3 módulos anóxicos y 4 aerobios. Para conseguir valores de nitrógeno total de  $8\text{--}10 \text{ mgN/l}$ , normalmente se requiere añadir un biofiltro de post-desnitrificación alimentado con metanol. (Rother *et al*, 2007).

El biofiltro nitrificante (N) recibe un líquido con alto caudal y que contiene una cierta concentración de DQO lentamente biodegradable que escapa del biofiltro desnitrificante (D). Esta DQO provoca el crecimiento de una cierta cantidad de heterótrofos en la parte más baja del biofiltro nitrificante, (Larrea *et al*, 2004) con lo que la tasa de nitrificación suele ser del orden de  $500 \text{ g N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$  a  $12\text{--}13^\circ\text{C}$ , que es la mitad de la obtenida en la nitrificación terciaria.

Finalmente se resalta una tecnología más compacta que emplea un solo biofiltro, en el que la zona anóxica se sitúa en el fondo del lecho de soporte granular y a continuación una red de difusores de aire que lo transfiere a un lecho aerobio nitrificante situado en la parte superior del biofiltro, desde la que se efectúa la recirculación.

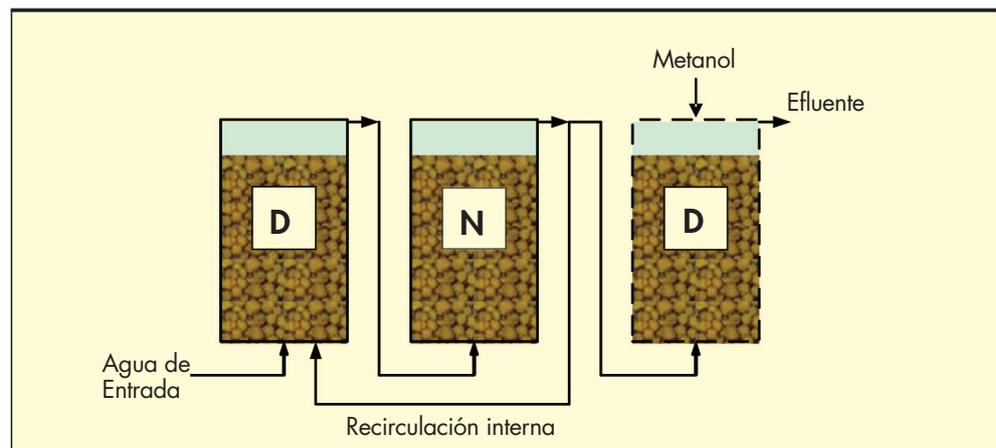


FIGURA 7. Configuración de biofiltros para eliminación de nitrógeno con pre-desnitrificación.



FIGURA 8. Soportes plásticos móviles.

## 5. PROCESOS CON SOPORTE MÓVIL

### 5.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES

Como se sabe, el principio básico de estas tecnologías es el crecimiento de biopelícula en soportes plásticos que se mueven en un tanque similar al de fango activo, mediante la agitación generada por sistemas de aireación de burbuja gruesa (reactores aerobios) o por sistemas mecánicos (reactores anóxicos). Los soportes plásticos tienen una densidad próxima a  $1 \text{ g/cm}^3$ , una superficie específica entre  $500$  y  $1.000 \text{ m}^2/\text{m}^3$  (menor que los soportes granulares) (Figura 8) y pueden ocupar hasta el 50% del volumen del reactor.

El crecimiento de la biopelícula se ve contrarrestado por la erosión producida por el movimiento de los soportes en el tanque. Ello se traduce en un autolavado de los soportes con un desprendimiento de biomasa permanente desde la biopelícula. El flujo de sólidos saliente del reactor se conduce a un decantador secundario para su separación. La primera implantación en España se realizó en la EDAR de Tafalla-Olite en el año 2001 en un proceso de dos etapas A-B con el fin de aumentar su capacidad de tratamiento. Comparado con los biofiltros granulares es una tecnología caracterizada por su sencillez de diseño y operación, pero no es tan compacta y hay que tener en cuenta el coste de los soportes plásticos.

#### 5.1.1. Aplicación a eliminación de nutrientes

La nitrificación terciaria apenas se ha aplicado, aunque cabe resaltar que la tasa de nitrificación puede ascender a unos  $400 \text{ gN/m}^3\text{d}$  a  $12\text{--}14^\circ\text{C}$  (menor que en biofiltros) para un soporte con una superficie específica de  $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$  y un OD de  $4 \text{ mg/l}$ . Para la eliminación de nitrógeno, los procesos con soporte móvil se aplicaron inicialmente en plantas nuevas sin empleo de recirculación de fangos, con concentraciones de SST bajas ( $300\text{--}500 \text{ mg/L}$ ) (Rusten *et al.*, 2000). El proceso básico (Figura 9) consiste de varios biorreactores en serie que incluyen zonas de desnitrificación y de nitrificación.

En la zona de pre-desnitrificación, una alta proporción de la DQO rápidamente biodegradable se consume en condiciones aerobias, como en los biofiltros. Por añadidura, la DQO particulada lentamente biodegradable ( $X_S$ ) se adhiere solo en pequeñas cantidades en la biopelícula y contribuye muy poco a la desnitrificación, con lo que la tasa de desnitrificación es bastante baja ( $200 \text{ gN/m}^3\text{d}$ , Larrea *et al.*, 2007) y se requiere un biorreactor de post-desnitrificación alimentado con metanol.

La zona nitrificante recibe un alto caudal que contiene relativamente altas concentraciones (comparado con los biofiltros) de  $X_S$  y  $X_H$  en suspensión ( $300 \text{ mg VSS/l}$ ) que proceden del biorreactor de pre-desnitrificación. Esta DQO no queda retenida en los reactores nitrificantes, pero causa el crecimiento de una cierta cantidad de  $X_H$  y la reducción de la tasa de nitrificación a  $200 \text{ gN/m}^3\text{d}$  a  $12\text{--}14^\circ\text{C}$  (Larrea *et al.*, 2007) que es la mitad de la obtenida en nitrificación terciaria. En definitiva el TRH necesario para pre-desnitrificar y nitrificar se sitúa en 6–9 horas, que es menor que en fangos activos (10–14 horas) pero mayor que en biofiltros.

Actualmente los soportes móviles están encontrando una relevante aplicación en la remodelación y ampliación de plantas de fangos activos existentes, lo que se denomina proceso híbrido IFAS, (Figura 10), mediante la adición de soporte en la zona aerobia y manteniendo la recirculación de fangos y por tanto una concentración de SSLM de 3–4 g/L.

La tasa de nitrificación aumenta considerablemente y el volumen aerobio se puede reducir de modo que el resto de volumen disponible en la planta se puede emplear para desnitrificar e incluso eliminar fósforo con biomasa en suspensión. No se añade soporte en la zona anóxica ya que la desnitrificación se direcciona mayoritariamente a las heterótrofas en suspensión y muy poco a la biopelícula. La tasa de nitrificación en la biopelícula de la zona aerobia es mayor que en el proceso sin recirculación (Figura 9) ya que el crecimiento de heterótrofas tiene lugar preferentemente en suspensión, reduciendo

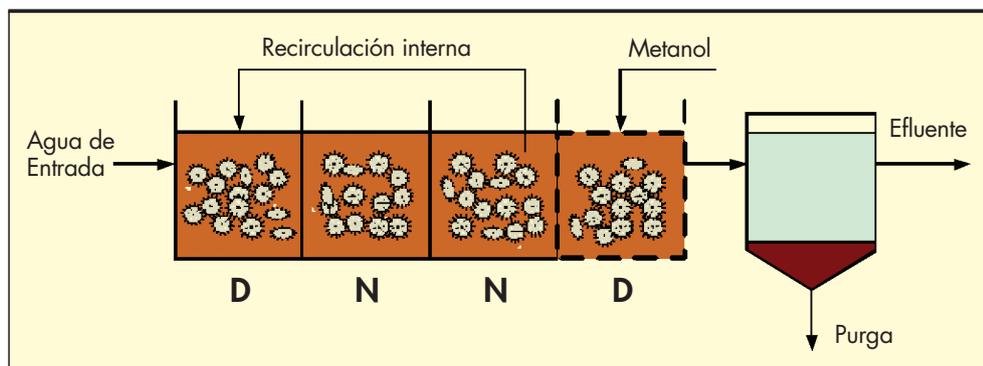


FIGURA 9. Proceso con soporte móvil sin recirculación de fangos para eliminación de nitrógeno.

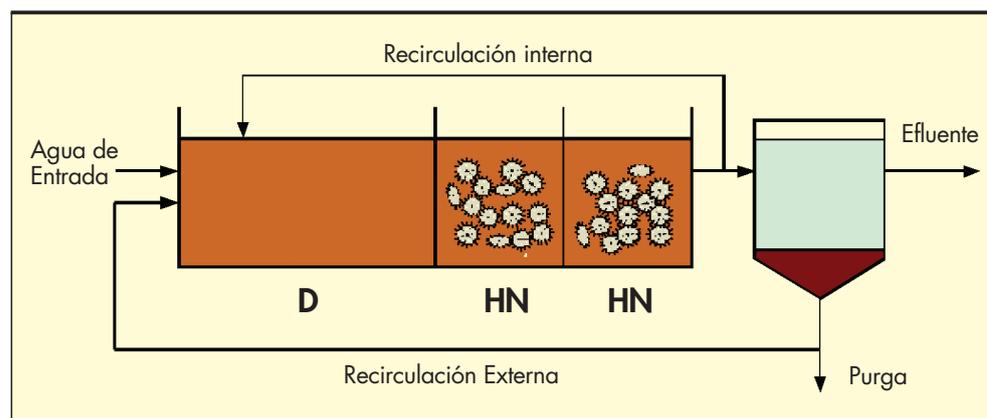


FIGURA 10. Proceso híbrido IFAS para eliminación de nitrógeno.

dose así la inhibición de la nitrificación en biopelícula comentada anteriormente (Albizuri, 2012).

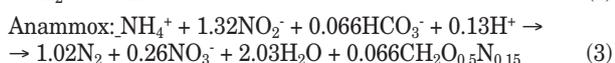
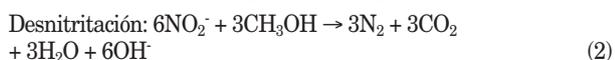
Al mismo tiempo las nitrificantes desprendidas de la biopelícula pueden crecer y acumularse en los sólidos suspendidos del sistema. De este modo la tasa de nitrificación en suspensión puede situarse en 10–30% de la tasa total. Como consecuencia de todo ello el TRS aerobio en un proceso IFAS puede variar de 2 a 4 horas dependiendo de la superficie específica de soporte. Ello permite que la eliminación de nitrógeno se pueda llevar a cabo con TRH de 4–6 horas (Albizuri 2010) y la de nitrógeno y fósforo con un TRH total de 6–10 horas. (Zalakain *et al.*, 2008; Albizuri 2012).

## 6. ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO EN RETORNOS DE LÍNEA DE FANGOS

### 6.1. INTRODUCCIÓN

En EDARs que incluyen digestión anaerobia de fangos, este proceso de estabilización conlleva una redisolución del nitrógeno contenido en las bacterias, con lo que la concentración de nitrógeno en el agua de retorno a cabeza de planta después de deshidratación se puede elevar a 700–1500 mgN/L que puede suponer del orden del 20–25% de la carga de nitrógeno que entra en la EDAR. En los casos que resulta difícil cumplir con el requerimiento de nitrógeno total  $N_T$  efluente, una de las soluciones más planteadas en la actualidad es (además de las actuaciones en el propio proceso biológico de la línea de las aguas) acometer la eliminación de nitrógeno en el agua de retorno.

Como se sabe, las altas concentraciones de amonio en el agua de retorno y su alta temperatura propicia llevar a cabo una eliminación de nitrógeno vía nitrito, en lugar de llegar hasta nitrato. De este modo la nitrificación se realiza de modo parcial hasta nitrito por bacterias amonioxidantes  $X_{NH}$  (nitrificación, ec.1) y el consumo de oxígeno es un 25% menor que en la reacción global a nitrato. La desnitrificación, por tanto, se realiza desde nitrito a nitrógeno gas (desnitrificación, ec.2) y se requiere una fuente de carbono externa ya que el agua de retorno apenas contiene DQO biodegradable. El consumo de metanol es un 40% menor que si se hiciera desde nitrato.



Actualmente, la propuesta más innovadora es llevar a cabo una nitrificación parcial (que resulta en amonio y nitrito) junto con el empleo de bacterias anammox (Jetten *et al.*, 1999), que tienen la capacidad de transformar el amonio en nitrógeno gas, empleando el nitrito como aceptor de electrones (ratio nitrito / amonio del orden de 1.3) y produciendo algo de nitrato (ec.3). De este modo, el consumo de oxígeno se reduce hasta un 60% y no se requiere metanol. A continuación se describen los procesos y tecnologías ya existentes en el mercado aunque existen muy pocas implantaciones.

### 6.2. PROCESOS TECNOLÓGICOS DE NITRITACIÓN Y DESNITRITACIÓN

Todas las tecnologías de nitrificación tienen como objeto fundamental inhibir (lo más posible) el crecimiento de bacterias nitrito-oxidantes ( $X_{NO}$ ) que transforman el nitrito en nitrato, sin afectar a las bacterias amonioxidantes ( $X_{NH}$ ) que generan el nitrito. Para ello, las tecnologías existentes se apoyan en el efecto que ejercen, el pH, la temperatura y el oxígeno disuelto (Van Hulle *et al.* 2010). Así, primeramente se descubrió que con un pH por encima de 7 el amonio residual propicia la presencia de amoníaco libre ( $\text{NH}_3$ ) que inhibe el crecimiento de  $X_{NO}$ . Posteriormente, se encontró que a 30°C la tasa máxima de crecimiento de  $X_{NO}$  era menor que la de  $X_{NH}$ . En la última década, se ha encontrado que bajas concentraciones de oxígeno disuelto, inferiores a 2 mg/l, inhiben el crecimiento de  $X_{NO}$  en mayor grado que de  $X_{NH}$ .

#### 6.2.1. Procesos Sharon y anammox

Este proceso se desarrolló en Holanda al final de la década de los 90, apoyándose en el efecto de la alta temperatura (30°C). Así, se propuso un proceso (Sharon) de biomasa en suspensión sin recirculación de fangos operado con un tiempo de retención hidráulico (TRH) (igual en este caso al de sólidos TRS) del orden de un día. Para la desnitrificación empleó primero condiciones de aireación intermitente y la adición de metanol en el mismo reactor de mezcla completa.

Actualmente, el proceso Sharon se diseña y opera para que obtenga un agua efluente con un ratio nitrito/amonio de 1.3 de cara a alimentar un posterior reactor Anammox que crece en forma de gránulos (Figura 11) y ello se consigue en un reactor tipo torre que funciona de modo secuencial y con elevada cizalladura por hidráulica (ver proceso granular). (Vazquez-Padín *et al.*, 2009; Van der Star, 2007).

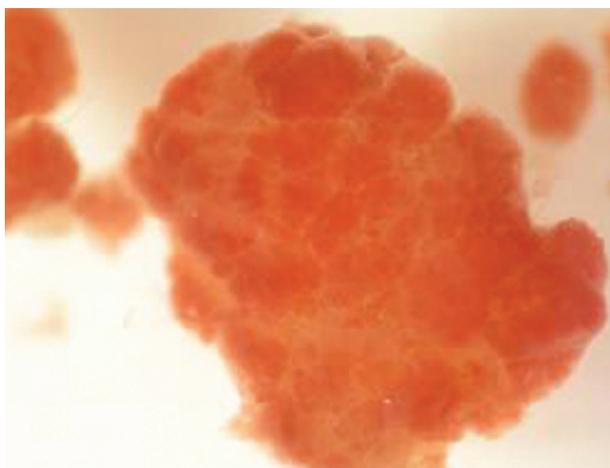


FIGURA 11. Gránulo de anammox.

### 6.2.2. Procesos SBR y BRM

Con el fin de reducir el alto TRH de un día del proceso Sharon y propiciar tecnologías más compactas, se han desarrollado los procesos de biomasa en suspensión aplicando bien la configuración de tipo secuencial SBR o bien la de biorreactor de membrana BRM que operan con recirculación de fangos y altas concentraciones de sólidos suspendidos y altos TRS. Dado que ello favorece el crecimiento de  $X_{NO}$ , para conseguir su inhibición, se apoyan en el efecto del empleo de muy bajas concentraciones de oxígeno disuelto ( $<1\text{mg/l}$ ). Por ello, se requiere un control automático muy preciso y delicado. Actualmente, el proceso SBR combina el crecimiento de  $X_{NH}$  y de Anammox empleando un hidrociclón para aumentar el tiempo de residencia de las anammox en el proceso (Wett B, 2007).

### 6.2.3. Procesos biopelícula

Los procesos biopelícula también se caracterizan por mantener altas concentraciones de las bacterias y altos tiempos de residencia. En este caso, no es necesario que la concentración de oxígeno disuelto sea tan baja, sino que se puede operar con OD en el seno del líquido del orden de  $2\text{ mg/l}$ , ya que las bacterias  $X_{NH}$  (situadas en las capas externas de la biopelícula) consumen el oxígeno en la reacción de nitritación y el oxígeno



FIGURA 12. Anammox sobre soporte móvil.

disponible para  $X_{NO}$  (situada en las capas más internas) es muy bajo, con lo que se inhibe su crecimiento. Fundamentalmente se han desarrollado procesos biopelícula empleando soportes móviles de plástico. En algunos casos se realiza una predesnitrificación con metanol como el proceso ELFA (Hernandez *et al*, 2012). Actualmente se propone la desnitrificación empleando un reactor anammox operado también con soporte plástico móvil. En la nitritación parcial se obtiene el ratio nitrato/amonio en el efluente de aproximadamente 1.3 y el reactor opera en condiciones anaerobias y TRH adecuados para que se produzca el crecimiento de anammox en la biopelícula de los soportes plásticos (Figura 12).

Otra propuesta más compacta (Cema *et al*, 2006) es el empleo de un solo reactor con soporte móvil en el que se lleva a cabo las dos biorreacciones de nitritación parcial por  $X_{NH}$  y de anammox en la misma biopelícula tal y como muestra la Figura 13 aplicando un oxígeno disuelto adecuado en el seno del líquido. En las capas externas crece  $X_{NH}$  utilizando el oxígeno disuelto disponible y generando los nitritos necesarios para que crezca anammox en las capas internas.

Ayoyándose en los mismos conceptos se desarrolló el proceso CANON en el que no se utiliza soporte plástico, sino que ambas bacterias  $X_{NH}$  y anammox crecen en forma de gránulos en un reactor tipo torre.

## 7. ELIMINACIÓN DE FÓSFORO POR PRECIPITACIÓN

Como se sabe, en algunos casos de procesos de fangos activos de eliminación de nitrógeno y fósforo biológicamente, se requiere la adición de coagulantes en el licor mezcla con el fin de llevar a cabo una precipitación parcial del fosfato y así cumplir requerimientos de fosfato total en el efluente. En los procesos IFAS, se debe de proceder del mismo modo que en los procesos de fangos activos. También en los procesos BRM, pudiéndose alcanzar en este caso valores muy bajos de fósforo total ( $P_T$ ) ya que los sólidos suspendidos en el efluente y el fósforo orgánico asociado son prácticamente nulos.

En los biofiltros granulares sumergidos, la eliminación biológica de fósforo es inviable y se debe acometer totalmente mediante precipitación con coagulante, normalmente en el tratamiento primario. Ello tiene la ventaja de que se minimiza el potencial de generarse estruvita en la línea de fangos, pero tiene el inconveniente de que aumenta la producción de fango primario y puede reducir excesivamente los sólidos suspendidos influentes al biofiltro anóxico predesnitrificante.

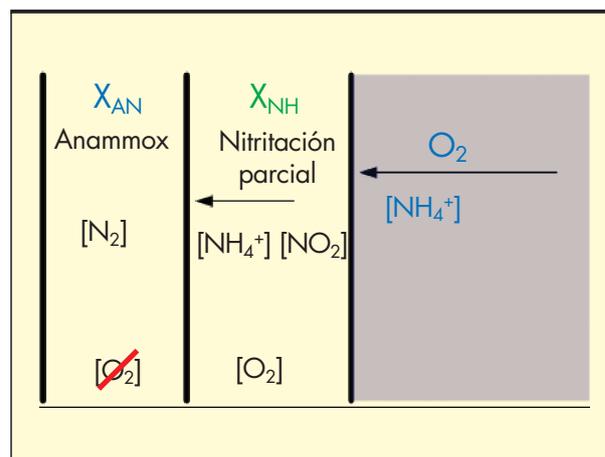


FIGURA 13. Nitritación parcial y anammox en biopelícula.

En los últimos años una propuesta muy interesante de precipitación de fósforo ha sido la de abordar tecnológicamente la precipitación de estruvita ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) cuando se trata la corriente de retornos de la línea de fangos que contiene una alta concentración de fosfato (300–500 mg/L) por resolubilización en la digestión anaerobia de un fango que proviene de una eliminación biológica de fósforo en la línea de aguas.

Con ello, no sólo se reduce del orden de un 20% de la carga aplicada de fósforo en la línea de aguas, sino que también se trata de reciclar la estruvita como fertilizante cumpliendo así, el objetivo de recuperación de recursos. Aunque su comercialización presenta dificultades, Benisch *et al.*, 2009 presentaron en el congreso de IWA de eliminación de nutrientes de Cracovia (2009) la puesta en marcha de la primera instalación en USA de una planta real y la comercialización de la estruvita. La planta consiste en tres reactores de lecho fluidizado donde se dosifica cloruro de magnesio y se consigue una eliminación del orden del 80% de fósforo.

## 8. PROCESOS EMERGENTES

Con esta denominación se trata de referirse a aquellos procesos-tecnologías de eliminación de nutrientes que en general están en fase de investigación y desarrollo y que todavía no cuentan con implantaciones reales. En algunos casos existen ya prototipos sobre los que se están evaluando su viabilidad técnico-económica (procesos granulares aerobios). En otros casos, se han efectuado avances a pequeña escala y se requiere todavía recorrer las etapas oportunas hasta su implantación. Muchas de ellas han sido estudiadas en el marco del proyecto NOVEDAR. A continuación se realiza una somera descripción de algunos procesos emergentes.

### 8.1. PROCESO DE GRANULACIÓN AEROBIA

Algunos tipos de bacterias tienen la tendencia a aglomerarse formando gránulos (de un diámetro de 1–3 mm) que poseen una muy elevada densidad con una alta velocidad de sedimentación. La formación de gránulos de bacterias es un hecho que primeramente se observó en reactores anaerobios UASB tratando la DQO biodegradable de aguas residuales industriales.

Se pensaba que la generación de gránulos en condiciones aerobias era muy complicada hasta que algunos investigadores lo consiguieron operando reactores de tipo torre en condiciones muy particulares tal y como se describe a continuación. El objetivo es seleccionar bacterias formadoras de flóculos (inhibiendo las filamentosas) ya que son las que permiten generar los gránulos compactos y densos. Para ello, se requieren las siguientes condiciones de diseño y operación: 1) Fuerzas de estrés que facilitan el desprendimiento de bacterias filamentosas y el posterior lavado con tiempos de sedimentación cortos, 2) Régimen de saciedad/hambriencia mediante tiempos de llenado cortos, en los que la biomasa acumula sustrato para consumirlo posteriormente, lo cual promueve la no aparición de filamentos y 3) Composición del agua con alto contenido en DQO rápidamente biodegradable ya que facilita la creación de flóculos densos.

De cara a la eliminación de nitrógeno y fósforo de aguas urbanas, hay que tener en cuenta que estas estructuras granulares permiten la estratificación de las poblaciones microbianas a medida que se avanza hacia el interior del gránulo. Es decir, la estructura del gránulo es similar a la de una biopelícula adherida a un soporte. En el proceso granular no hay soporte externo y la biopelícula toma forma esférica. (Mosquera-Corral *et al.*, 2005).

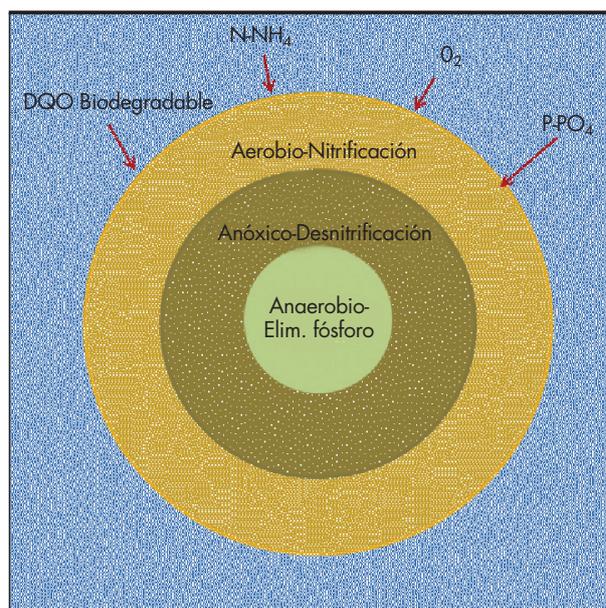


FIGURA 14. Estratificación de bacterias en gránulos.

Tal y como muestra la Figura 14 las capas más externas son aerobias, de modo que se produce la nitrificación y un alto consumo de oxígeno. Como consecuencia las capas intermedias son anóxicas donde tiene lugar la desnitrificación y el consumo de nitratos, de modo que las capas más internas son anaerobias, lo que facilita la eliminación de fósforo.

Por tanto, la eliminación de nitrógeno y fósforo, mediante un reactor SBR granular, ofrece un potencial de ventajas muy interesante ya que se trata de un proceso muy compacto que requiere un espacio muy reducido. No obstante, hasta la actualidad solo se dispone de estudios en planta piloto de tamaño industrial (De Kreuk *et al.*, 2007).

### 8.2. PROCESO BIOPELÍCULA SOBRE MEMBRANA

En este tipo de procesos emergentes, el soporte de la biopelícula es una membrana permeable a gases (Figura 15), de modo que la transferencia de oxígeno a la biopelícula se lleva a cabo desde el interior de la membrana insuflada con aire, en lugar de hacerlo desde el seno del líquido en el propio reactor como en el resto de procesos biológicos.

Ahora el seno del líquido solamente transfiere los sustratos a la biopelícula pudiéndose realizar la eliminación de nitrógeno y fósforo en diferentes capas (Esteban *et al.*, 2007) como en el proceso granular. En este caso la nitrificación tiene lugar en las capas más internas que reciben oxígeno transferido, mientras que las capas más externas están en condiciones anaerobias y se produce la eliminación de fósforo.

La mantención de la biopelícula en estas diferentes condiciones entraña serias dificultades, por lo que actualmente se están investigando procesos que combinan bacterias en la biopelícula de la membrana y bacterias en suspensión como en el proceso IFAS. En la biopelícula tiene lugar la nitrificación y la desnitrificación en la biomasa en suspensión en el mismo reactor, minimizando el crecimiento heterótrofo en la biopelícula.

Por otra parte, también cabe destacar otros procesos emergentes que combinan tanques con soportes móviles y tanques con membranas con el fin de aumentar la calidad del efluente (Artiga *et al.* 2005).

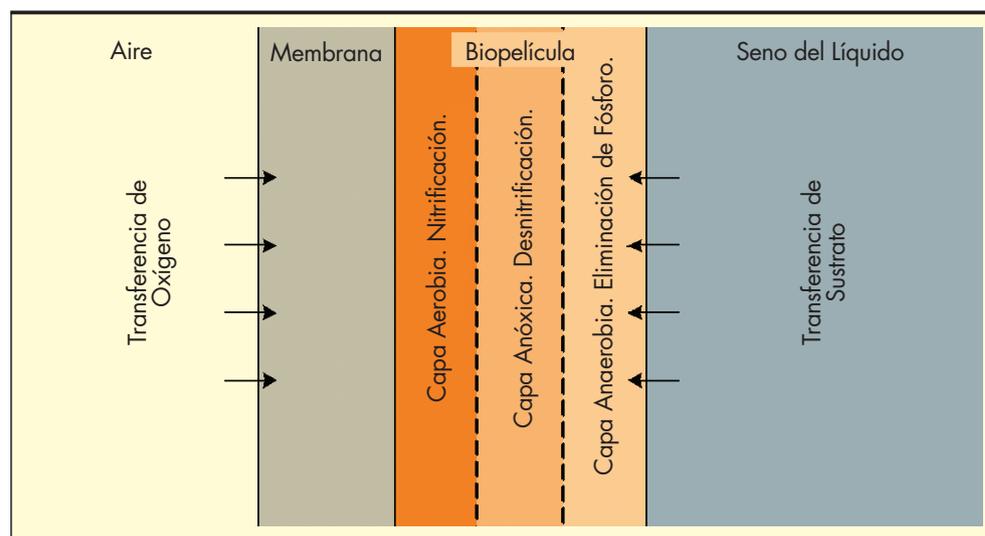


FIGURA 15. Eliminación de nitrógeno y fósforo en proceso biopelícula sobre membrana.

## 9. CONCLUSIONES

La creciente preocupación por la prevención de la eutrofización de sistemas de aguas receptores de efluentes de EDAR, ha hecho que la eliminación de nitrógeno y fósforo haya adquirido una enorme relevancia a nivel mundial, desarrollándose procedimientos específicos para la evaluación y toma de decisiones. Además de la construcción de nuevas EDAR, hay que tener en cuenta que en los países más avanzados, se requiere una remodelación y/o ampliación de EDAR existentes de tamaño mediano y grande con el fin de cumplir con requerimientos cada vez más estrictos. Para afrontar estos retos, se han desarrollado tecnologías innovadoras y emergentes que permiten superar las limitaciones que presentan los procesos de fangos activos extensamente aplicados.

Cada una de estas tecnologías tiene sus ventajas y sus inconvenientes, por lo que cada EDAR requiere un estudio muy particular donde se deben evaluar técnica y económicamente diferentes alternativas tecnológicas, pero no sólo para cumplir requerimientos de nitrógeno y fósforo sino también teniendo en cuenta las interacciones con el resto de procesos en la EDAR global, en lo que se refiere a los aspectos energéticos (generación de metano) y de sostenibilidad (reutilización de aguas y recuperación de recursos como el fósforo), apoyándose en el conocimiento de especialistas y en técnicas avanzadas de soporte a la decisión (Reif *et al* 2012) y de simulación. (Grau *et al*, 2007).

## 10. REFERENCIAS

Albizuri, J., Santamaria, A. and Larrea, L., (2010) IFAS process for nitrogen removal with an HRT of 4 hours. *Proceedings WEF/IWA Biofilm Reactor Technology Conference. Portland (Oregon, USA)*. August 2010.

Albizuri, J. (2012). Modelado y simulación de comportamientos de procesos con lecho móvil para la eliminación de nutrientes de aguas residuales urbanas. *Tesis Doctoral*.

Artiga P., Oyanedel V., Garrido J.M. and Méndez R. (2005). An innovative biofilmsuspended biomass hybrid membrane bioreactor for wastewater treatment, *Desalination* 179, 171-179.

Ayasa E., de la Sota A., Grau P., Sagarra J.M., Salterain A. and Suescun J. (2006). Supervisory control strategies for the

new WWTP of Galindo-Bilbao: The long run from the conceptual design to the full-scale experimental validation. *Water Science and Technology*, 53, 4-5, pp.193-201, 2006.

Benisch M *et al*, (2009). Utilizing phosphorous recovering for optimization of the biological nutrient removal process.

Caminos M., (2010). Diseño óptimo de procesos biorreactor de membrana para eliminación de nutrientes de aguas residuales urbanas.

Cema, G. Szatkowska, Beata; Plaza, Ela; Trela, J.; Surmacz-Górska, Joanna (2006). Nitrogen removal rates at a technical-scale pilot plant with the one-stage partial nitrification/Anammox process. *Water Science and Technology*, v 54, n 8, p 209-217.

De Kreuk M.K., Kishida N. and van Loosdrecht M.C.M. (2007). Aerobic granular sludge-state of the art. *Water Science and Technology*, 55 (8-9), pp. 75-81.

Engelhardt N. and Lindner W. (2006). Experiences with the World's Largest Municipal Waste Water Treatment Plant Using Membrane Technology. *Water Practice & Technology*. 4

Esteban, A.L. y Tejero, I. (2007) Una revisión de las investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales con RBSOM (reactores de biopelícula que emplean membranas como material soporte y medio de oxigenación). *Tecnología del agua*, No. 281, pp. 44-56.

Grau P., de Gracia M., Vanrolleghem P. and Ayasa E. (2007). A new Plant-wide modelling methodology for WWTPs. *Water Research*, Vol 41, No. 19, pp. 4357-4372, 2007.

Hernández C., Auset M., Rodríguez C., Malfeito J., Gonzalez E., Larrea L. Proceso ELFA®: Condiciones operacionales para nitrificación completa en soportes móviles plásticos. *Retama Enero-Febrero 2012*.

Larrea, L., Abad, A. and Gayarre, J. (2004). Improving nitrogen removal in predenitrification nitrification biofilters. *Water Science and Technology*. Vol. 48, 11-12.

Larrea, L., Albizuri, J., Abad, A., Larrea, A. and Zalakain, G. (2007). Optimizing and modelling nitrogen removal in a new configuration of the moving-bed biofilm reactor process. *Wat. Sci. and Tech.*, Vol. 55, No. 8-9, pp. 317-327.

Licsko, I., Szabo, G. Csanad, Melicz,Z. (2004). Experiences with a large-size WWTP based on activated sludge-biofiltration processes: 25 months of operation. *Wat. Sci. and Tech.*, Vol. 50, No.6, pp 285-293.

Mosquera-Corral A., de Kreuk M.K., Heijnen J.J and Van Loosdrecht M.C.M. (2005). Effects of oxygen concentration on N-removal in aerobic granular sludge reactor. *Water research*, 39(12), 2676-2686.

Phagoo D., Owerdieck C., Hribljan M. and Penny J. (2007). Enhanced BNR with MBR-two years of successful operation. Water Environment Federation.

Reif R., Manel Garrido-Baserba, Luis Larrea, Manel Poch (2012) New tool for the integrated Assessment and selection of Innovative Wastewater Treatment Technologies for Nutrient Removal. Pendiente de publicación.

Rother, E. and Cornel, P. (2007) Potentials and limits of a pre-denitrification/nitrification biofilter configuration for advanced municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 55 (8-9), pp. 115-123.

Rusten, B., Hellstrom, B.G., Hellstrom, F., Sehested, O., Skjelfoss, E. and Svendsen, B. (2000). Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the FREVAR wastewater treatment plant. *Wat. Sci. and Tech.*, Vol. 41, No. 4, pp 13-20.

Sagberg, P., Ryrfors, P. and Berg K.G. (2006). BAF begins deep down: 10 years of large scale biofilm nutrient removal in Oslo. *Proceedings from Biofilm Systems VI*.

Van der Star, Wouter R.L., Abma, Wiebe R., Blommers, Dennis, Mulder, Jan-Willem, Tokutomi, Takaaki, Strous, Marc, Picioreanu, Cristian, van Loosdrecht, Mark C.M. (2007), Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Expe-

riences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam *Water Research*, v 41, n 18, p 4149-4163.

Van der Roest H.F., Lawrence D.P. and Van Bentem A.G.N. (2002). Membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water and Wastewater Practitioner Series: STOWA Report, IWA*.

Varela C., B. Casares, M. Caminos and L. Larrea and E. de la Paz Cobos (2008). Eliminación del nitrógeno y fósforo en procesos BRM alimentado con agua decantada de EDAR de Valdebebas. *Tecnología del agua.*, 294, 38-45.

Van Hulle, Stijn W.H.; Vandeweyer, Helge J.P.; Meesschaert, Boudewijn D.; Vanrolleghem, Peter A.; Dejans, Pascal; Dumoulin, Ann, (2010) Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*, v 162, n 1, p 1-20, August 2010.

Vazquez-Padín J.R., Fernandez I., Figueroa M., Mosquera-Corral A., Campos J.L. and Méndez R. (2009). Applications of anammox based processes to treat anaerobic digester supernatant at room. *Bioresource technology*, 100(12), 2988-2994.

Wett B. (2007). Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Science and Technology*, 56(7), 81-88.

Zalakain, G., de la Sota, A., Larrea, A., Malfeito, J.J., Albizuri, J. and Larrea, L. (2008). Proceso híbrido aplicado a la remodelación de EDAR para la eliminación de nitrógeno y fósforo. *Tecnología del agua*. No 295. pp 60-69.

# Ingeniería, ingenio y vanguardia

**Sadyt**

www.sadyt.com

**Respetamos** nuestro planeta y sus recursos.

**Creemos** en el desarrollo sostenible en cualquier región del mundo.

Una firme convicción que nos ha **inspirado** para concebir la más avanzada ingeniería.

**La fuerza vital** que nos mueve constantemente a aplicar nuestro ingenio, innovando e integrando nuevas soluciones.

Con una apuesta permanente en **I+D+i**, aportando el desarrollo más adecuado en cada proyecto de depuración, reutilización o desalación para distintos usos; así como en el control de canalizaciones y redes o en la gestión de explotaciones. Con el objetivo prioritario de reducción de los impactos ambientales, de consumo energético y de costes.

**Ingeniería, técnica y vanguardia** que se funden en Sadyt para afrontar nuestro compromiso con la conservación y explotación sostenible del agua.

**Sadyt, ingeniería para el agua**

Tratamiento y Distribución - Alcantarillado y Colectores - Reutilización y Depuración de agua residual - Ingeniería - Gestión integral del ciclo integral del agua - Desalación y Potabilización - I+D+i

**Sacyr**

www.sacyr.com