

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES (NITRÓGENO Y FÓSFORO) MEDIANTE UN PROCESO DISCONTINUO DE FANGOS ACTIVADOS

M^a Isabel Escaler¹ y Rafael Mujeriego²

Resumen:

Los Reactores Biológicos Secuenciales son una alternativa a los sistemas de tratamiento de fangos activados convencionales. Su funcionamiento discontinuo, basado en ciclos que se repiten a lo largo del tiempo, les proporciona una gran flexibilidad para adaptarse a diferentes modalidades de tratamiento y, en concreto, para la eliminación de nutrientes. El estudio realizado con un prototipo de reactor biológico secuencial ha permitido evaluar los procesos de eliminación de materia orgánica y nutrientes (nitrógeno y fósforo) de un agua residual urbana. Las concentraciones medias de materia orgánica, medida como DQO, y de materia en suspensión en el efluente han sido de 40 mg O₂/L y 8 mg/L, con unos rendimientos de eliminación del 83 y 88%, respectivamente. Los rendimientos de eliminación de nitrógeno han sido del 53%, con una concentración media en el efluente de 14 mg N/L. Por otra parte, la presencia de nitratos en el líquido de mezcla ha inhibido el proceso de asimilación biológica de fósforo en la mayor parte de los ciclos estudiados. En las ocasiones en que no ha sido así, se han alcanzado rendimientos de eliminación de fósforo del 67%, con concentraciones en el efluente próximas a 2 mg P/L.

Palabras clave: Eliminación de nutrientes, nitrificación, desnitrificación, eliminación de fósforo, fangos activados, reactor discontinuo, reactor secuencial, agua residual urbana.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de tratamiento biológico de fangos activados son los procesos más habituales de depuración de aguas residuales. La diferencia fundamental entre un sistema de fangos activados convencional (o de flujo continuo) y uno de flujo discontinuo es que el proceso de depuración del primero tiene lugar en el espacio, mientras que el del segundo tiene lugar en el tiempo (Irvine y Ketchum, 1989).

En un proceso de fangos activados convencional, el agua residual pasa por tanques diferentes, en cada uno de los cuales tiene lugar una fase determinada del tratamiento. En cambio, los sistemas de tratamiento biológico de fangos activados de flujo discontinuo realizan las operaciones anteriores en un solo tanque, llamado Reactor Biológico Secuencial (RBS). Las diferentes fases de tratamiento se suceden a lo largo de un cierto periodo de tiempo,

llamado ciclo, cuya duración se programa en función de los objetivos de depuración que se quieran alcanzar. Una vez finalizado un ciclo, o secuencia de tratamiento, éste se repite de manera sistemática.

Debido a las actuales exigencias legales sobre vertidos de residuos y las recomendaciones sobre reutilización de aguas residuales (Directiva 91/271/CEE), la eliminación de nutrientes constituye uno de los tratamientos de aguas residuales que será necesario implantar en los próximos años. Los rendimientos de eliminación de nutrientes exigidos por la Directiva 91/271/CEE son muy superiores a los que se consiguen con un tratamiento biológico convencional. La gran flexibilidad del proceso de tratamiento que tienen los RBS facilita la posibilidad de eliminar nutrientes: los ciclos operativos se pueden modificar en función de las características del afluente y las exigencias de calidad impuestas al efluente. Para promover la eliminación de nutrientes, es suficiente establecer fases con condicio-

1. CLABSA, Clavegueram de Barcelona, S.A. C/Acer, 16, 3^a planta, 08038 Barcelona.

2. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Barcelona, Universidad Politécnica de Cataluña, Gran Capitán, s/n, D-1, 08034 Barcelona.

Artículo recibido el 15 de abril de 1999, recibido en formas revisadas el 8 de mayo de 2000 y aceptado para su publicación el 6 de octubre de 2000.

Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo siguiendo lo indicado en las "Instrucciones para autores". En el caso de ser aceptadas, éstas serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores.

nes ambientales adecuadas para promover los mecanismos de asimilación o eliminación de nutrientes (nitrógeno o fósforo) por parte de los microorganismos.

OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es evaluar el proceso biológico de eliminación de materia orgánica y nutrientes (nitrógeno y fósforo) de un agua residual urbana mediante un Reactor Biológico Secuencial (RBS). Entre los objetivos específicos de este estudio cabe señalar:

1. Mostrar el funcionamiento y las características principales de un Reactor Biológico Secuencial.
2. Evaluar los rendimientos de eliminación de materia orgánica obtenidos con un RBS y la calidad del agua efluente, medida en términos de su contenido en materia en suspensión.
3. Evaluar los procesos de eliminación de nitrógeno (nitrificación y desnitrificación) y de fósforo en un agua residual urbana, a partir de los resultados obtenidos experimentalmente mediante la aplicación de ciclos de funcionamiento basados en la alternancia de fases anaeróbicas, anóxicas y aeróbicas.
4. Caracterizar de forma tentativa el cultivo microbiano presente en el líquido de mezcla, mediante un seguimiento de la presencia de microorganismos filamentosos y de la influencia de éstos en la decantabilidad de los fangos.

CARACTERÍSTICAS BÁSICAS

Un análisis comparativo de los sistemas de fangos activados de flujo discontinuo y de los sistemas de fangos activados de flujo continuo o convencionales permite identificar sus ventajas y exigencias más características. Las principales ventajas de los RBS son:

1. Su flexibilidad para adaptarse a variaciones tanto de las características del agua afluente como de las exigencias de calidad del agua efluente; entre ellas pueden plantearse la eliminación de nutrientes, además de la eliminación de materia orgánica y de materia en suspensión.
2. Su mayor eficacia de la fase de decantación y su reducción significativa del tiempo necesario para esta fase del proceso de depuración, ya que se realiza en condiciones de reposo total del líquido de mezcla.

3. Un ahorro en el capítulo de tuberías y bombeos, ya que no es necesaria la recirculación de fangos. Su papel de selector microbiano, debido a la
4. existencia de una relación sustrato/microorganismos (S/M) muy favorable, lo que permite evitar la proliferación de organismos filamentosos.

Por otra parte, las exigencias más importantes de los reactores RBS son (Irvine y Ketchum, 1989):

1. La existencia de un dispositivo de vaciado flotante, que permanezca en la superficie del líquido de mezcla y oscile con el nivel del agua durante la fase de vaciado.
2. El control y mantenimiento del sistema de válvulas de llenado y vaciado, así como de los diferentes mecanismos de agitación y aireación.
3. El control del caudal y las características del agua residual afluente, para poder ajustar el ciclo operativo al nivel de tratamiento exigido.

La Figura 1 muestra un esquema del funcionamiento cíclico de un RBS (adaptado de Ketchum, 1996), con las diferentes fases de que consta cada ciclo, que en ocasiones se pueden superponer en el tiempo según las necesidades del proceso.

La primera fase es la de llenado, durante la cual el agua residual a tratar se introduce en el reactor secuencial. Durante esta fase, el líquido de mezcla en el interior del reactor puede mantenerse en reposo o, por el contrario, puede estar en agitación y/o aireación. En el primer caso se denomina llenado estático, y se caracteriza por el objetivo de no promover las reacciones biológicas. En el segundo caso, la fase de llenado se superpone con la fase de reacción, durante la cual tienen lugar los procesos químicos y biológicos que permiten la depuración del agua residual. Las condiciones ambientales del llenado se pueden ajustar a la estrategia de depuración adoptada. En el estudio que aquí se presenta, se ha optado por un llenado con alternancia de fases con agitación y/o aireación para promover los procesos de eliminación de nutrientes y disponer de materia orgánica para ello. La purga de fangos se puede realizar al término de la fase de reacción.

Una vez finalizada la fase de reacción, los fangos biológicos decantan en el mismo reactor. Basta con parar los mecanismos de agitación y aireación para que los fangos biológicos floculados se depositen en el fondo del reactor y el agua residual tratada quede en la parte superior. La purga de fangos también se puede realizar de forma alternativa durante esta fase. La siguiente fase es la de vaciado, durante

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES (NITRÓGENO Y FÓSFORO) MEDIANTE UN PROCESO DISCONTINUO DE FANGOS ACTIVADOS

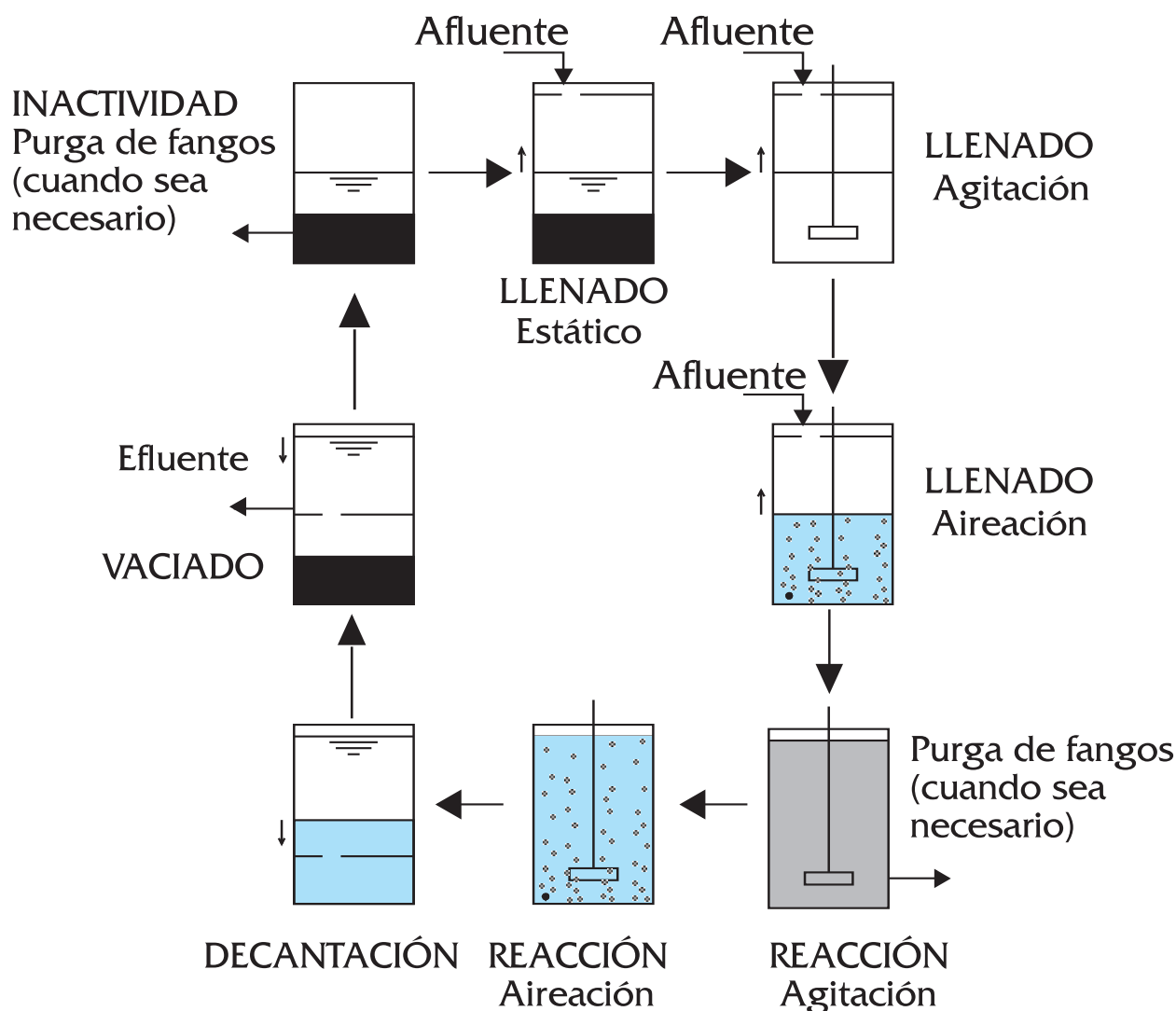


Figura 1. Esquema de funcionamiento de un RBS (adaptado de Ketchum, 1996).

la cual se procede a la extracción del agua residual depurada. El agua restante en el reactor después de la fase de vaciado pasa a ser el volumen inicial de agua del ciclo siguiente. En algunas ocasiones puede transcurrir un cierto periodo de tiempo desde el vaciado hasta el inicio de un nuevo ciclo. A este periodo de espera se le denomina fase de inactividad.

La aplicación práctica de este proceso secuencial requiere normalmente disponer como mínimo de dos RBS, conectados en paralelo, ya que el flujo de agua residual afluyente es normalmente continuo. Los ciclos operativos de estos RBS se programan desfasados en el tiempo, de manera que cuando finaliza la fase de llenado en uno de los reactores se inicia la fase de llenado del siguiente reactor, continuando así de forma indefinida.

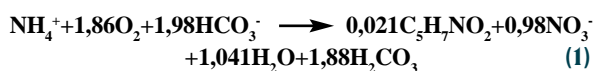
PROCESOS BIOLÓGICOS DE ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO

Eliminación de nitrógeno

El nitrógeno presente en un agua residual urbana se encuentra mayoritariamente en forma de nitrógeno amoniacal; su transformación y eliminación biológicas incluyen generalmente una primera fase de nitrificación, en la que el nitrógeno amoniacal es oxidado a nitratos, seguida de una segunda fase de desnitrificación, en la que los nitratos son reducidos a nitrógeno gas.

El proceso de nitrificación consta a su vez de una primera etapa en la que el nitrógeno amoniacal es oxidado a nitritos, seguida de otra etapa en que

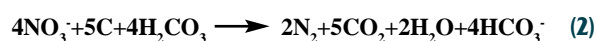
éstos son oxidados a nitratos. Estos procesos los llevan a cabo principalmente dos grupos de bacterias autótrofas aerobias llamadas, respectivamente, Nitrosomonas y Nitrobacter. Teniendo en cuenta los procesos de nitrificación y de síntesis celular, la reacción global de nitrificación se puede escribir como sigue:



Las bacterias nitrificantes consumen oxígeno disuelto durante este proceso y producen a la vez una disminución de la alcalinidad del agua residual de 7,07 mg CaCO₃/mg NH₄⁺-N oxidado. El rendimiento del proceso de nitrificación depende de la velocidad específica de nitrificación, que viene determinada por los siguientes parámetros: 1) la temperatura, 2) el oxígeno disuelto, 3) el pH, 4) la relación materia orgánica/nitrógeno y 5) la presencia de determinadas sustancias inhibitoras y tóxicas (Randall et al., 1992; García y Fernández-Polanco, 1996; Teira, 1996).

La desnitrificación es un proceso por el cual el nitrógeno en forma de nitratos es reducido a nitrógeno gas (N₂), que se libera a la atmósfera. Los organismos responsables de este proceso de reducción son principalmente bacterias heterótrofas aerobias facultativas que en condiciones anóxicas son capaces de utilizar los nitratos como aceptores de electrones, en lugar del oxígeno disuelto.

Para llevar a cabo el proceso de desnitrificación, los microorganismos necesitan una fuente de carbono orgánico. Se pueden diferenciar básicamente tres tipos de fuentes de carbono: 1) la materia orgánica contenida en el agua residual (fuente utilizada en el presente estudio), 2) una fuente de carbono externa que se añade al líquido de mezcla (metanol, generalmente) y 3) una fuente de carbono endógena. Las velocidades de desnitrificación alcanzadas cuando se utiliza una fuente de carbono externa son más elevadas que las obtenidas con la materia orgánica presente en el agua residual, debido a que las sustancias añadidas normalmente (por ejemplo, metanol) son más fácilmente biodegradables que los compuestos orgánicos contenidos en el agua residual. La reducción de nitratos mediante la utilización de una fuente de carbono endógena es un proceso mucho más lento. La reacción global de oxidación y síntesis, basada en una fuente de carbono orgánica genérica, puede escribirse como sigue:



El proceso de desnitrificación aporta alcalinidad al agua en una proporción próxima a 3,57 mg CaCO₃/mg NO₃⁻-N reducido, lo que permite compensar en parte el consumo experimentado durante la nitrificación. El proceso de desnitrificación depende de diversos factores: 1) la presencia de oxígeno disuelto, 2) la fuente de carbono orgánico utilizada, 3) la concentración de nitratos, 4) la temperatura, 5) el potencial de oxidación-reducción, 6) el pH y 7) la presencia de sustancias inhibitoras y tóxicas (Randall et al., 1992; García y Fernández-Polanco, 1996; Teira, 1996).

Eliminación de fósforo

La eliminación biológica de fósforo, en cantidades superiores a las observadas en condiciones normales de depuración, es debida a la actividad de ciertos microorganismos que asimilan un exceso de fósforo en condiciones aeróbicas y lo almacenan en forma de gránulos de polifosfatos (Neethling, 1995). La Figura 2 muestra un esquema del proceso de asimilación biológica de fósforo.

El proceso de eliminación biológica de fósforo consta de dos fases. La primera fase requiere la existencia de un medio en condiciones anaeróbicas, es decir, en ausencia de oxígeno disuelto y de oxígeno combinado en forma de nitritos y nitratos que puedan actuar como aceptores de electrones. Estas condiciones se consiguen promoviendo al máximo la eliminación de nitratos al final de un ciclo de tratamiento, de forma que su concentración al inicio del siguiente ciclo sea baja y no inhiba el proceso. Esta primera fase requiere además la disponibilidad de compuestos orgánicos de bajo peso molecular, como los ácidos grasos volátiles de cadena corta. Los organismos acumuladores de fósforo absorben y almacenan esta materia orgánica en forma de poli-β-hidroxi-butarato (PHB). Estos microorganismos obtienen la energía necesaria para la síntesis del PHB a partir de los polifosfatos acumulados en la fase aeróbica del ciclo anterior. Como consecuencia de ello, estos polifosfatos son liberados en el líquido de mezcla en forma de ortofosfatos, lo que hace aumentar la concentración de ortofosfatos en el reactor.

La segunda fase tiene lugar en un medio en condiciones aeróbicas, y consiste en la asimilación de los compuestos orgánicos almacenados en la fase anterior. Una parte de la energía obtenida de este proceso es utilizada por los microorganismos para la asimilación y acumulación, en forma de polifosfatos, de los ortofosfatos disponibles en el líquido

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES (NITRÓGENO Y FÓSFORO) MEDIANTE UN PROCESO DISCONTINUO DE FANGOS ACTIVADOS

de mezcla, de forma que el efluente obtenido de este proceso contiene una concentración de fósforo menor que la del agua residual afluente. La purga de fangos permite extraer el fósforo acumulado en las células contenidas en el líquido de mezcla.

Los factores determinantes del proceso de eliminación biológica de fósforo son: 1) la naturaleza y la disponibilidad de materia orgánica, 2) la presencia de oxígeno disuelto en las diferentes etapas del proceso, 3) la presencia de nitratos durante la fase anaeróbica, 4) el pH, 5) la temperatura y 6) la presencia de sustancias inhibitoras y tóxicas (Randall et al., 1992; García y Fernández-Polanco, 1996; Teira, 1996).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio experimental se ha realizado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Barcelona. El prototipo de Reactor Biológico Secuencial utilizado es un reactor abierto, de forma cilíndrica, de 90 cm de alto y 20 cm de diámetro. Tiene una capacidad de 24 litros, y se ha alimentado con agua residual urbana procedente de la red de alcantarillado de Barcelona. Un sistema de control automatizado ha permitido el funciona-

miento del prototipo durante las 24 horas del día (Escaler, 1997).

La metodología analítica seguida ha sido la descrita en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 1989), salvo en el caso del nitrógeno amoniacal, para el cual se ha utilizado la técnica colorimétrica de Solorzano (1969) siguiendo el protocolo indicado por Zadorojny et al. (1973). Las valoraciones estadísticas de los resultados obtenidos se han realizado siempre en base a la media aritmética.

El pH se ha medido con un pHímetro Portable 506 de la marca Crison, equipado con un electrodo LB combinado estándar con resolución de 0,01 y precisión de $\pm 2\%$ (porcentaje de desviación). El oxígeno disuelto se ha medido con un oxímetro YSI modelo 58 equipado con un electrodo de Clark, con una precisión del $\pm 1\%$ (porcentaje de desviación) para temperaturas del agua entre 5°C y 45°C. La turbiedad se ha medido con un turbidímetro Hach modelo 18900 con una precisión del $\pm 3\%$ (porcentaje de desviación) y una reproductibilidad del 2% (García, 1996). Para la determinación de la materia en suspensión se han utilizado filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C de 47 mm de diámetro. Para la determinación de la materia en suspensión volátil, se han utilizado filtros sin cenizas de la

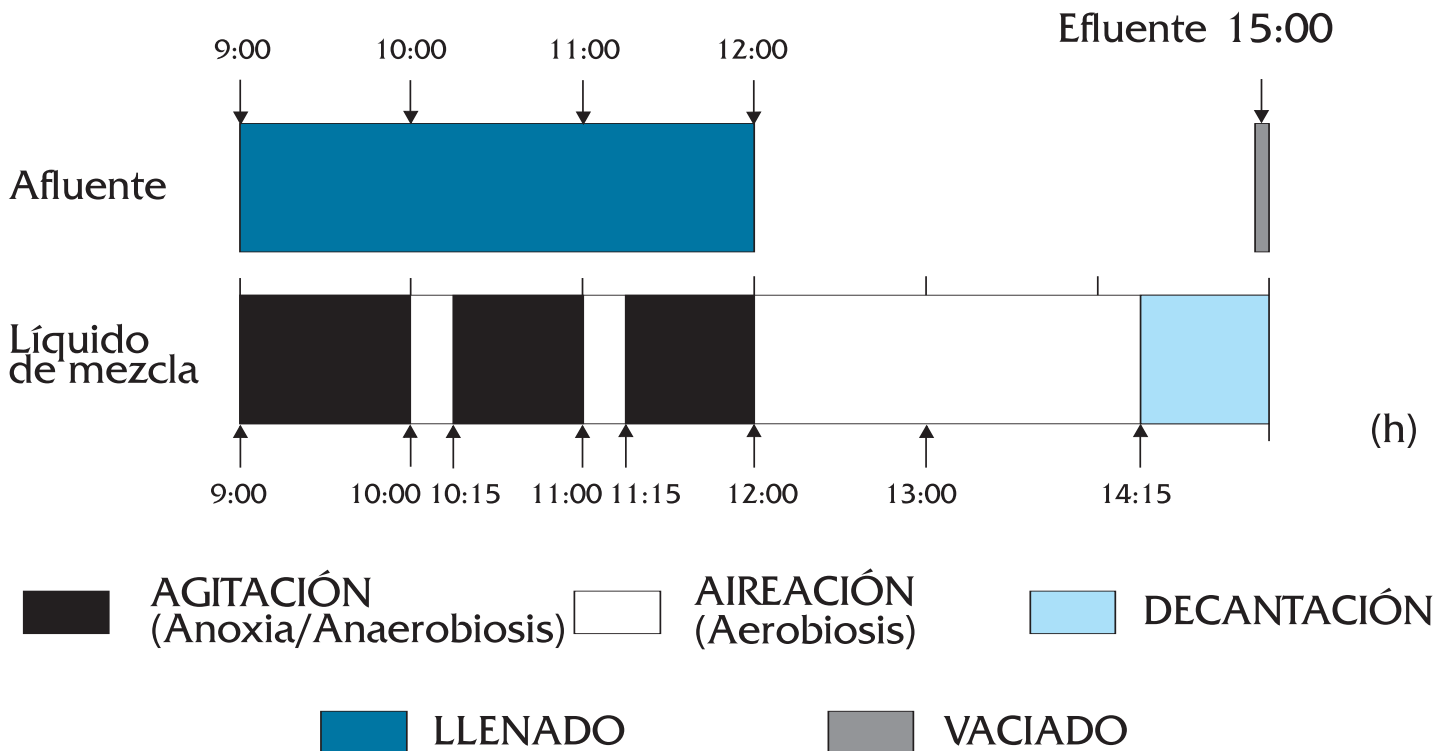


Figura 2. Esquema del proceso de eliminación biológica de fósforo (adaptado de Neethling, 1995).

marca PB, La Papelera del Besós, S.A. (ref. 438) de 5 cm de diámetro.

Los ciclos operativos propuestos han tenido una duración de 6 horas. Se ha programado un ciclo básico de funcionamiento, a partir del cual se han realizado posteriormente algunas modificaciones en los parámetros de explotación, con objeto de observar su influencia en el proceso de tratamiento. El volumen del reactor al inicio de cada ciclo ha sido de 12 litros, completándose con agua afluyente hasta 24 litros. La concentración de oxígeno disuelto en el interior del reactor durante los periodos de aireación se ha mantenido constante e igual a $2,5 \pm 0,2$ mg O₂/L, mediante un controlador electrónico conectado a la sonda de oxígeno disuelto. Durante los períodos de agitación sin aireación, la concentración de oxígeno disuelto ha disminuido hasta valores inferiores a 0,2 mg O₂/L, obteniéndose condiciones anóxicas o anaerobias, según si ha habido o no presencia de nitrógeno combinado en forma de nitritos o nitratos. El tiempo de estancia celular se ha mantenido en 12 días, para facilitar la presencia de bacterias nitrificantes en el líquido de mezcla. La Figura 3 muestra el esquema operativo del ciclo básico, así como los instantes de toma de muestras.

RESULTADOS EXPERIMENTALES

Características del agua residual afluyente

El agua residual afluyente al reactor ha experimentado una serie de procesos de tamizado y de-

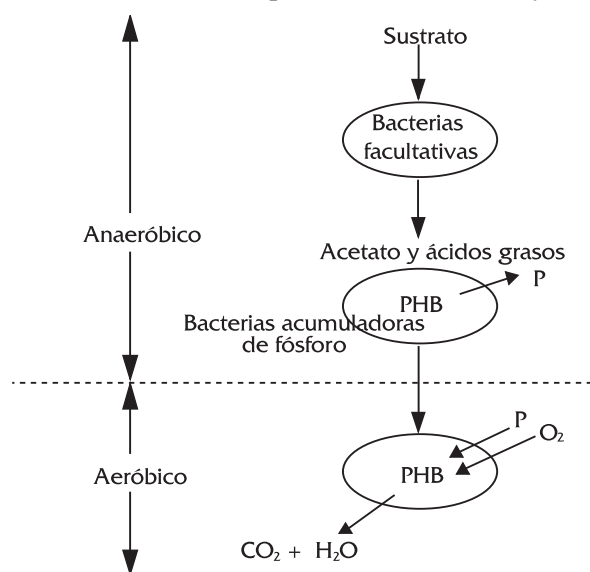


Figura 3. Esquema de funcionamiento del SBR durante el ciclo básico, e instantes de toma de muestras.

cantación primaria durante su captación y almacenamiento. Por tanto, sus características son distintas a las del agua residual cruda que circula por la red de alcantarillado. La Tabla 1 resume las características principales del agua residual afluyente al reactor a lo largo de todo el estudio.

Tabla 1. Medias y rangos de variación de los parámetros medidos en el agua residual afluyente, donde n indica el número de datos.

Parámetro	n	Media	Rango
pH	22	8,0	7,3-8,4
Alcalinidad, mg CaCO ₃ /L	16	350	130-410
Turbiedad, UNT	24	80	25-200
MES (a), mg/L	28	77	16-220
DQO (b), mg O ₂ /L	25	270	70-480
N orgánico, mg N/L	20	5,2	0,4-14
N amoniacal, mg N/L	25	25	4,5-36
NO ₂ ⁻ , mg N/L	24	0	-
NO ₃ ⁻ , mg N/L	24	0	-
FRS (c), mg P/L	25	6,8	1,8-11

a) Materia en suspensión, b) Demanda química de oxígeno, c) Fósforo reactivo soluble.

El carácter eminentemente residencial de la zona generadora del agua residual, con predominio de centros escolares de segunda enseñanza, hace que el agua residual obtenida de la red de alcantarillado registre variaciones muy inestables entre días de la semana e incluso entre horas de un mismo día. La capacidad limitada de los depósitos de recogida del agua residual no ha permitido regularizar la calidad del afluyente a lo largo del estudio. Por otra parte, la sistemática del estudio no ha considerado la posibilidad de adaptar los ciclos operativos del RBS a las características diarias del agua afluyente, tal como cabría hacer en una instalación real ante cambios estacionales del agua afluyente.

Las elevadas concentraciones de nitrógeno amoniacal son especialmente significativas, así como la concentración relativamente escasa de materia orgánica biodegradable, medida regularmente como DQO y contrastada periódicamente en el laboratorio mediante ensayos de DBO₅.

Eliminación de materia orgánica y de materia en suspensión

La media de los rendimientos de eliminación de la materia orgánica a lo largo de todo el estudio ha sido del 83%, llegando a valores de hasta el 99%. En el caso de la materia en suspensión, los rendimientos de eliminación han presentado un valor medio del 88%, y un valor máximo del 98%. Hay que tener en cuenta que estos rendimientos tan sólo corresponden al proceso biológico, y que pre-

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES (NITRÓGENO Y FÓSFORO) MEDIANTE UN PROCESO DISCONTINUO DE FANGOS ACTIVADOS

viamente se había producido una decantación primaria que había eliminado parte de la materia orgánica y de la materia en suspensión contenidas inicialmente en el agua residual. Por tanto, los rendimientos totales de eliminación de ambos parámetros fueron mayores que los indicados aquí, y se pueden comparar con los rendimientos de eliminación de materia orgánica en reactores de flujo continuo, que se sitúan generalmente entre el 85 y el 95% (Metcalf & Eddy, 1991).

La concentración de materia orgánica en el efluente, medida como DQO, ha oscilado entre 4 y 100 mg O₂/L, con una media de 40 mg O₂/L. En cuanto al contenido de materia en suspensión, los valores han oscilado entre 4 y 19 mg/L, con una media de 8 mg/L. Los valores obtenidos en ambos casos se han mantenido siempre por debajo de los límites de 125 mg O₂/L y 35 mg/L exigidos por la Directiva 91/271/CEE. Por tanto, los niveles de eliminación de materia orgánica y de materia en suspensión obtenidos durante todo el periodo de estudio pueden considerarse muy satisfactorios.

Eliminación de nitrógeno

Los rendimientos de eliminación de nitrógeno total obtenidos a lo largo del estudio han sido muy variables, oscilando entre el 17 y el 82%, con una media del 53%. La concentración de nitrógeno total en el efluente ha oscilado entre los 3 y 22 mg N/L, con un valor medio de 14 mg N/L. La mayor parte de las concentraciones de nitrógeno total obtenidas en el efluente superan los límites fijados por la Directiva 91/271/CEE para los vertidos de aguas residuales en zonas sensibles, que son de 15 y 10 mg N/L, dependiendo del tamaño de la población considerada.

Sin embargo, hay que distinguir las formas en que se encuentra el nitrógeno en el agua residual afluente y las transformaciones que estas formas experimentan durante el proceso de tratamiento. Los rendimientos de eliminación del nitrógeno amoniacal han oscilado en torno al 88%. La media de las concentraciones de nitrógeno amoniacal en el efluente ha sido de 3,2 mg N/L. Se puede afirmar por tanto que el proceso de nitrificación ha alcanzado un buen nivel de funcionamiento.

Los resultados del proceso de desnitrificación no han sido tan satisfactorios. Los rendimientos de desnitrificación han presentado una media del 62%. La suma de las concentraciones de nitritos y nitratos en el efluente ha oscilado entre 0,4 y 16 mg N/L, con una media de 9,1 mg N/L. Los nitratos

han presentado variaciones muy elevadas a lo largo del estudio. Entre las razones de esta variación se encuentran las elevadas concentraciones de nitrógeno amoniacal en el afluente (véase Tabla 1), con un amplio rango de variación, y la eficacia de los distintos ciclos programados. Otros factores que han influido en el rendimiento del proceso de desnitrificación han sido, en primer lugar, la escasez de materia orgánica oxidable, ya que se ha utilizado la materia orgánica contenida en el agua residual afluente, que es oxidada también durante los periodos en condiciones aerobias. En segundo lugar, una vez finalizada la fase de llenado, el líquido de mezcla ha permanecido en condiciones aeróbicas hasta el final de la fase de reacción y por tanto se han generado nitritos y nitratos adicionales. Una parte de éstos ha salido del reactor con el agua efluente del proceso, mientras que el resto ha quedado en el interior del reactor para ser reducidos durante la fase de llenado del siguiente ciclo.

La Figura 4 muestra un balance másico del nitrógeno contenido en el reactor, donde se puede apreciar la evolución de las distintas formas de nitrógeno a lo largo de un ciclo de tratamiento. El ciclo operativo al que corresponde la Figura 4 difiere del ciclo básico mostrado en la Figura 3 en que se han alternado periodos de 45 minutos de agitación con periodos de 15 minutos de agitación y aireación durante la fase de llenado, que ha comprendido las tres primeras horas del ciclo.

Se puede observar claramente cómo la cantidad de nitrógeno amoniacal aumenta a medida que el agua residual afluente entra en el reactor durante la fase de llenado, siempre que el líquido de mezcla no contenga oxígeno disuelto. En condiciones aeróbicas, el nitrógeno amoniacal es oxidado y por

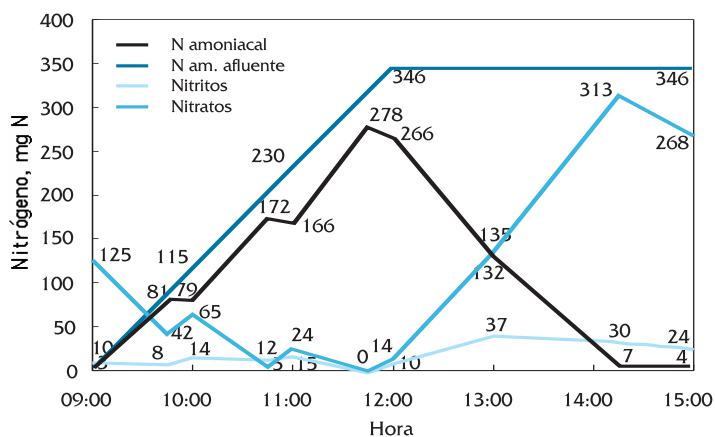


Figura 4. Balance másico del nitrógeno a lo largo de un ciclo (día 27/02/1996)

tanto la pendiente de la recta que muestra su evolución disminuye. Una vez finalizado el llenado, todo el nitrógeno amoniacal que queda en el interior del reactor es oxidado, haciendo que las cantidades de nitratos y de nitritos aumenten en el mismo valor. La cantidad de estas dos últimas especies disminuye durante los periodos anóxicos de la fase de llenado, ya que son reducidas a nitrógeno gas mediante el proceso de desnitrificación.

Las velocidades específicas de nitrificación, referidas a la materia en suspensión en el líquido de mezcla (MESLM), han oscilado entre 2,7 y 6,1 mg N.g⁻¹ MESLM.h⁻¹, con una media de 4,2 mg N.g⁻¹ MESLM.h⁻¹. Por otra parte, las velocidades específicas de desnitrificación han oscilado entre 0,9 y 4,4 mg N.g⁻¹ MESLM.h⁻¹, con una media de 2,1 mg N.g⁻¹ MESLM.h⁻¹. Los valores obtenidos son similares a los indicados por otros autores (Alleman e Irvine, 1980a; Silverstein y Schroeder, 1983; Palis & Irvine, 1985; Jones et al., 1990; Randall et al., 1992; Harremoës & Sinkjaer, 1995; Fdez-Polanco et al., 1996; Fillos et al., 1996; Hao & Huang, 1996) observándose que, en general, las velocidades específicas de nitrificación son mayores que las de desnitrificación.

Los procesos de nitrificación y de desnitrificación comportan un consumo y una producción de alcalinidad, respectivamente. El consumo de alcalinidad observado durante los procesos de nitrificación ha oscilado entre 6,4 y 10,5 mg CaCO₃/mg NH₄⁺-N oxidado, con una media de 7,9 mg CaCO₃/mg NH₄⁺-N. Por otra parte, la producción de alcalinidad observada durante el proceso de desnitrificación ha oscilado entre 1,2 y 9,2 mg CaCO₃/mg NO₃⁻-N reducido, con un valor medio de 4,0 mg CaCO₃/mg NO₃⁻-N. El intervalo de valores obtenidos experimentalmente incluye el valor teórico correspondiente a ambos procesos, siendo la media observada ligeramente superior a su valor teórico.

Eliminación de fósforo

Sólo ha sido posible observar una disminución significativa de la concentración de ortofosfatos en el agua residual en algunos de los ciclos estudiados. El motivo principal de esta ineficacia ha sido la inexistencia de periodos con condiciones anaeróbicas en el reactor. La presencia de nitratos durante los periodos de ausencia de oxígeno disuelto en el líquido de mezcla ha hecho que las condiciones ambientales fuesen solamente anóxicas en la mayoría de los casos, impidiendo así la activación del mecanismo de eliminación biológica de fósfo-

ro. Tan sólo cuando se han conseguido eliminar de forma significativa los nitratos durante el ciclo anterior se han alcanzado, mediante agitación sin aireación, condiciones anaeróbicas al inicio del siguiente ciclo.

Los rendimientos de eliminación de fósforo han sido inferiores al 30 ó 40%, excepto en dos de los ensayos realizados. En estos dos casos concretos, el rendimiento de eliminación de fósforo ha sido del 67%, con unas concentraciones en el efluente de 2,5 y 1,9 mg PO₄³⁻-P/L, respectivamente; estos valores son ligeramente superiores a los límites fijados por la Directiva 91/271/CEE de 2 y 1 mg P/L, dependiendo de la población considerada. Hay que resaltar que estos dos ensayos han gozado de condiciones anaeróbicas durante la fase de llenado, lo que ha estimulado la actividad de los microorganismos acumuladores de fósforo.

La Figura 5 muestra el balance másico de ortofosfatos correspondiente a uno de los ciclos en que se ha producido eliminación biológica de fósforo. Este ciclo difiere del mostrado en la Figura 3 en que durante la fase de llenado, que dura tres horas, se han sucedido periodos de 45 minutos de agitación, 15 minutos de agitación y aireación, 1 hora de agitación, 15 minutos de agitación y aireación, y 45 minutos de agitación. La Figura 5 permite observar un aumento considerable de la cantidad de ortofosfatos en el líquido de mezcla durante los periodos con ausencia de oxígeno disuelto en la fase de llenado. Por otra parte, es en los periodos de aireación donde se produce la disminución de ortofosfatos, tanto de los contenidos en el agua afluyente como los liberados en las fases anaeróbicas.

Las velocidades específicas de liberación de ortofosfatos registradas durante los periodos anaeróbicos han oscilado alrededor de 0,9 mg P.g⁻¹ MESLM.h⁻¹, y han sido inferiores a las velocidades específicas de almacenamiento de ortofosfatos durante los periodos aeróbicos, que han registrado un valor medio de 1,8 mg P.g⁻¹.MESLM.h⁻¹, prácticamente el doble del valor medio anterior. Esta observación confirma que los organismos acumuladores de fósforo son capaces de almacenar más fósforo del que liberan, siempre que se mantengan condiciones anaeróbicas al inicio del ciclo de tratamiento. Esto hace que puedan eliminar fósforo del agua tratada, ya que asimilan una parte importante del fósforo contenido en el agua residual afluyente, además del liberado durante la fase previa de estimulación.

Decantabilidad de los fangos y calidad del efluente

La técnica de recuento de filamentos utilizada en este estudio ha permitido obtener un índice de la abundancia relativa de estos microorganismos en el

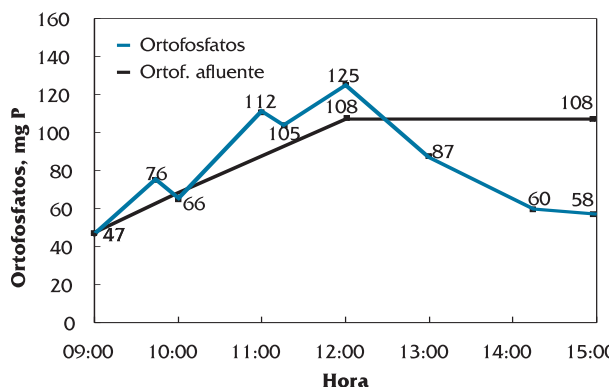


Figura 5. Balance másico de ortofosfatos correspondiente al ensayo del día 28/05/1996.

líquido de mezcla, posibilitando así su comparación con el índice volumétrico de fangos (IVF), indicador comúnmente utilizado para valorar la buena o mala decantabilidad del fango. La Figura 6 muestra los valores de la turbiedad del efluente en función de la concentración de filamentos, expresada en número de filamentos/L. Como puede observarse en la Figura 6, la turbiedad efluente aumenta a medida que lo hace la concentración de filamentos, hasta alcanzar valores superiores a 5 UNT. Concentraciones de filamentos superiores a $120 \cdot 10^6$ filamentos/L hacen que la turbiedad disminuya hasta valores próximos a 2 UNT. Este fenómeno puede ser debido a un efecto de tamizado producido por la gran masa de filamentos emergente desde los flóculos durante la fase de decantación. No obstante, esta mejora de la turbiedad inducida por la presencia de filamentos parece tener un límite, ya que la turbiedad aumenta de nuevo cuando la concentración de filamentos alcanza valores próximos a $200 \cdot 10^6$ filamentos/L.

CONCLUSIONES

Las conclusiones obtenidas a partir de este estudio experimental son las siguientes:

1. Los reactores biológicos secuenciales (RBS) constituyen una alternativa de eficacia comparable o superior a los sistemas de fangos activados de flujo continuo en cuanto a su capacidad para eliminar materia orgánica y materia en suspensión de un agua residual urbana.

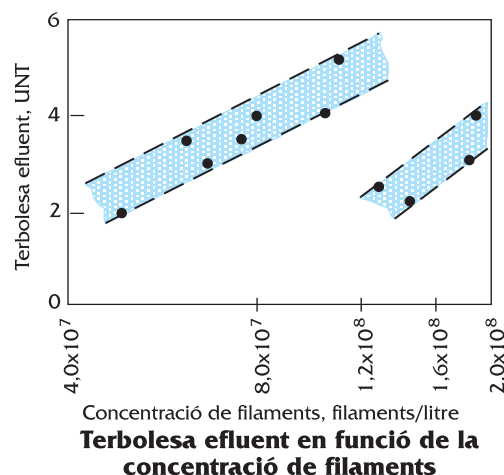


Figura 6. Turbiedad del efluente en función de la concentración de filamentos.

2. Este trabajo experimental ha permitido corroborar que los RBS ofrecen una gran flexibilidad del proceso de tratamiento, permitiendo adecuar las distintas fases del ciclo en función de la calidad del efluente deseada y de la del afluente; esto es aplicable a la eliminación de nitratos, como requisito previo para conseguir la anaerobiosis en la fase inicial de llenado.

3. Los RBS permiten alcanzar una eliminación efectiva de la materia orgánica y de la materia en suspensión contenidas en un agua residual. Los rendimientos de eliminación obtenidos en el estudio experimental se han mantenido alrededor del 83% para la DQO y del 88% para la materia en suspensión; estos valores son muy aceptables teniendo en cuenta que el agua residual afluente al reactor ha sufrido previamente un proceso de decantación primaria. Las concentraciones de DQO y MES del efluente han registrado valores medios de 40 mg O_2/L y 8 mg/L, respectivamente, considerablemente inferiores a los límites fijados por la Directiva 91/271/CEE que son 125 mg O_2/L para la materia orgánica y 35 mg/L para la materia en suspensión.

4. Los rendimientos globales de eliminación de nitrógeno han sido muy variables, con una media del 53%. La concentración de nitrógeno en el efluente no ha cumplido en muchos casos la normativa europea aplicable a vertidos en zonas sensibles, que fija unos límites de 15 y 10 mg N/L. A pesar de ello, los rendimientos de oxidación del nitrógeno amoniacal han sido muy elevados, con valores medios próximos al 88% y con valores superiores al 99% en algunos casos. La concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente ha oscilado alre-

dedor de 3,2 mg N/L. En cambio, la eficacia del proceso de desnitrificación no ha sido tan satisfactoria, en razón de la escasez de materia orgánica oxidable y de las condiciones aerobias existentes al final de la fase de reacción, lo que ha hecho disminuir los rendimientos globales de eliminación de nitrógeno.

5. Un ciclo de tratamiento basado en una alternancia de condiciones aeróbicas y anóxicas durante la fase de llenado ha permitido establecer condiciones favorables para los procesos de nitrificación y desnitrificación, respectivamente. La fuente de carbono orgánico utilizada para el proceso de desnitrificación ha sido la propia materia orgánica contenida en el agua residual. Las velocidades específicas de nitrificación y desnitrificación han sido similares a las obtenidas por otros autores. Las tasas de consumo y producción de alcalinidad también han sido similares a las que cabía esperar teóricamente.

6. La presencia de nitratos en el líquido de mezcla, durante la mayor parte de los periodos en que éste se ha mantenido en condiciones de ausencia de oxígeno disuelto, ha ofrecido un aceptor de electrones que ha impedido la existencia de condiciones anaeróbicas estrictas en el reactor, inhibiendo así el mecanismo de eliminación biológica de fósforo. Tan solo dos de los ensayos realizados, durante los cuales se han registrado condiciones anaeróbicas en la fase de llenado, han permitido alcanzar rendimientos de eliminación de fósforo del 67%, haciendo que las concentraciones de ortofosfatos en el efluente sean ligeramente superiores (1,9 y 2,5 mgP/L) a los límites impuestos por la normativa europea de 1 y 2 mg P/L.

7. La decantabilidad de los fangos viene determinada por la presencia de organismos filamentosos, y guarda una relación directa con la turbiedad del agua residual efluente. La turbiedad del agua residual efluente se ha mantenido siempre por debajo de 7 UNT, y en más del 96 % de los casos ha sido inferior a 6 UNT, valor límite fijado por la normativa para aguas potables. Estos valores se han alcanzado con independencia de la mayor o menor abundancia de organismos filamentosos en el líquido de mezcla.

8. La utilización de un agua afluyente con un contenido más equilibrado de materia orgánica biodegradable y de nitrógeno amoniacal, o la opción alternativa de utilizar una fuente externa de carbono orgánico, debería permitir una operatividad más

estable y eficaz tanto de los procesos de nitrificación-desnitrificación, como de eliminación biológica de fósforo. Estudios en realización en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental indican las mejoras notables que pueden alcanzarse con esta forma de explotar un RBS.

REFERENCIAS

- Alleman, J. E. e Irvine, R. L. (1980a), Nitrification in the sequencing batch biological reactor, *Jour. WPCF*, vol. 52, no. 11, pp. 2747-2754.
- Alleman, J. E. e Irvine, R. L. (1980b), Storage-induced denitrification using sequencing batch reactor operation, *Wat. Res.*, vol. 14, no. 10, pp. 1483-1488.
- Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S. y Srinath, E. G. (1976), Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid, *Jour. WPCF*, vol. 48, no. 5, pp. 835-852.
- APHA-AWWA-WPCF (1989), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17^a edición, American Public Health Association, Washington DC.
- Escaler, M. I. (1997), Eliminació biològica de nutrients (nitrogen i fòsfor) mitjançant el procés discontinu de fangs activats, Tesina de especialidad, ETSECCPB, UPC.
- Fernández-Polanco, F., Gallegos, S. y García Encina, P. (1996), Denitrification with biosorbed organic matter in a SBR system, *First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology*, Munich, 18 a 20 de marzo de 1996, pp. 539-545.
- Fillos, J., Diyamandoglu, V., Carrio, A. y Robinson, L. (1996), Full-scale evaluation of biological nitrogen removal in the step-feed activated sludge process, *Wat. Environ. Res.*, vol. 68, no. 2, pp. 132-142.
- García Encina, P. A. y Fernández-Polanco, F. (1996), Parámetros de operación en sistemas de eliminación de nutrientes, 2o Curso de Ingeniería Ambiental: Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales, Lleida, 28 a 30 de octubre de 1996, pp. 46-62.
- García Serrano, J. (1996), Eliminació de matèria orgànica i nutrients en llacunes d'alt rendiment, Tesis doctoral, Departament de Productes Naturals, Biologia Vegetal i Edafologia de la Facultat de Farmàcia, Universitat de Barcelona.
- Hamamoto, Y., Tabata, S. y Okubo, Y. (1996), Development of the intermittent cyclic process for simultaneous nitrogen and phosphorus removal, *First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology*, Munich, 18 a 20 de marzo de 1996, pp. 69-76.
- Hao, O. J. y Huang, J. (1996), Alternating aerobic-anoxic process for nitrogen removal: Process evaluation, *Wat. Environ. Res.*, vol. 68, no. 1, pp. 83-93.
- Harremoës, P. y Sinkjaer, O. (1995), Kinetic interpretation of nitrogen removal in pilot scale experiments, *Wat. Res.*,

- vol. 29, no. 3, pp. 899-905.
- Irvine, R. L., Miller, G. y Bhamrah, A. S. (1979), Sequencing batch treatment of wastewaters in rural areas, *Jour. WPCF*, vol. 51, no. 2, pp. 244-254.
- Irvine, R. L., Ketchum, L. H., Breyfogle, R. y Barth, E. F. (1983), Municipal application of sequencing batch treatment, *Jour. WPCF*, vol. 55, no. 5, pp. 484-488.
- Irvine, R. L. y Ketchum, L. H., Jr. (1989), *Sequencing Batch Reactors for Biological Wastewater Treatment*, CRC Critical Reviews in Environmental Control, vol. 18, no. 4, pp. 255-294.
- Jenkins, D., Richard, M. G. y Daigger, G. T. (1993), *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*, 2ª edición, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- Jones, W. L., Wilderer, P. A. y Schroeder, E. D. (1990), Operation of a three-stage SBR system for nitrogen removal from wastewater, *Res. Jour. WPCF*, vol. 62, no. 3, pp. 268-274.
- Ketchum, L. H., Jr. (1996), Design and physical features of SBR reactors, First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology, Munich, 18 a 20 de marzo de 1996, pp. 7-14.
- Manning, J. F. e Irvine, R. L. (1985), The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor, *Jour. WPCF*, vol. 57, no. 1, pp. 87-94.
- Mas, E. (1996), Eliminació de matèria orgànica i de nitrogen a un reactor biològic seqüencial, Tesina de especialidad, ETSECCPB, UPC.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1991), *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse*, 3ª edición, McGraw-Hill Inc, New York.
- Neethling, J. B. (1995), Biological nutrient removal with activated sludge systems, Informe técnico.
- Palis, J. C. y Irvine, R. L. (1985), Nitrogen removal in a low-loaded single tank sequencing batch reactor, *Jour. WPCF*, vol. 57, no. 1, pp. 82-86.
- Randall, C. W., Barnard, J. L. y Stensel, H. D. (1992), *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*, Technomic Publishing Co., Inc., vol. 5.
- Sedlak, R. I. (1991), *Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater, Principles and Practice*, 2ª edición, Lewis Publishers. Boca Ratón, Florida.
- Silverstein, J. y Schroeder, E. D. (1983), Performance of SBR activated sludge processes with nitrification/denitrification, *Jour. WPCF*, vol. 55, no. 4, pp. 377-384.
- Teira, M. R. (1996), Bases microbiológicas. Microorganismos nitrificantes, desnitrificantes y con capacidad para acumular fósforo, 2o Curso de Ingeniería Ambiental: Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales, Lleida, 28 a 30 de octubre de 1996, pp. 1-21.
- Zadorojny, C., Saxton, S. y Finger, R. (1973), Spectrophotometric determination of ammonia, *Jour. WPCF*, vol. 45, no. 5, pp. 905-912.

