

CONSIDERACIONES DE DISEÑO PARA LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO EMPLEANDO PROCESOS BIOPELÍCULA

Pedro A. Castillo de Castro e Iñaki Tejero Monzón¹

RESUMEN: El siguiente artículo es un resumen del estado del arte de la Eliminación Biológica de Fósforo (EBF) empleando procesos de biopelícula. En él se describen minuciosamente los mecanismos que intervienen en la eliminación biológica de este elemento, así como las teorías actualmente aceptadas. Se presentan los procesos biopelícula actualmente desarrollados, así como las consideraciones de diseño para reactores biopelícula, y la forma de trabajo necesaria para conseguir la EBF.

INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente, el sistema empleado para eliminar fósforo de las aguas residuales ha sido la precipitación química, práctica que está siendo sustituida por los sistemas biológicos, ya que a través de ellos es posible obtener bajos niveles de fósforo efluente sin la necesidad de incurrir en altos gastos de operación y mantenimiento. Los procesos de cultivo en suspensión de eliminación biológica de fósforo han sido los primeros en desarrollarse y explotarse a gran escala, llegando a implantar sistemas mixtos que combinan la eliminación biológica de fósforo con la precipitación química.

Hasta hace poco tiempo se consideraba sumamente difícil, sino imposible, eliminar fósforo de las aguas residuales empleando procesos de biopelícula (Iwai y Kitao, 1994). Hoy día, la eliminación biológica de fósforo empleando estos procesos, es posible gracias a la aplicación del concepto de operación secuencial (Sequencing Batch Reactor SBR). Las recientes publicaciones sobre eliminación biológica de fósforo empleando procesos biopelícula, demuestran el interés existente en la comunidad científica internacional por aprovechar las ventajas que brindan estos procesos, frente al sistema convencional de cultivo en suspensión, aunque de momento, la eliminación biológica de fósforo empleando procesos biopelícula se encuentra en fase experimental, y aún no ha sido establecida una aproximación de diseño específica. De esta forma, el diseño de procesos biopelícula de eliminación biológica de fósforo se lleva a cabo sobre la base de resultados experimentales de plantas pilotos, así como de una serie de factores, muchos de ellos comunes al diseño de sistemas de fangos activos.

LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO (EBF)

Para lograr bajas concentraciones de fósforo (P) en un efluente por vía biológica, es necesario conseguir que los microorganismos acumulen este elemento más allá de sus necesidades metabólicas de crecimiento. Así, la EBF se basa en exponer la biomasa a ciclos anaerobio-aerobio. En el tiempo de contacto anaerobio, las bacterias que intervienen en la eliminación biológica del fósforo, usan sus reservas intracelulares de polifosfatos como fuente de energía, y almacenan sustratos orgánicos simples, como los ácidos grasos volátiles (AGV), lo que favorece la liberación de fósforo en la fase anaerobia. Durante la fase aerobia, las bacterias usan sus reservas de carbono como fuente de energía y acumulan más fósforo que el liberado en la fase previa, almacenando este elemento muy por encima de sus necesidades estequiométricas. Al finalizar esta fase, la biomasa rica en fósforo debe ser retirada, para completar el proceso de eliminación biológica de fósforo. Así, al exponer la biomasa a ciclos alternos anaerobios-aerobios, se realiza la selección de microorganismos con la capacidad de almacenar fósforo en cantidad superior a sus necesidades estequiométricas de crecimiento. El microorganismo más comúnmente asociado a la eliminación biológica del fósforo (EBF) pertenece al género *Acinetobacter* entre los cuales se han aislado e identificado las especies *A. Iwoffii* (Fuhs & Chen, 1975) *A. Junii*; y *A. Johnsonii* (Beacham *et al.*, 1990). Hoy día se sabe que el género *Acinetobacter* contribuye, pero no siempre predomina en la eliminación biológica de fósforo (EBF), en este sentido, en un estudio realizado por Cloete y Steyn (1988), se indica que el género *Acinetobacter* es responsable sólo del 35% de la acumulación total de fósforo eliminado.

¹Universidad de Cantabria. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Equipo de Biopelícula. Avda. de los Castros s/n -39005- Santander (Cantabria) e-mail: tejerioi@ccaix3.unican.es

Artículo publicado en *Ingeniería del Agua*. Vol.6 Num.1 (marzo 1999), páginas 69-80, recibido el 25 de marzo de 1998 y aceptado para su publicación el 18 de enero de 1999. Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo. En el caso de ser aceptadas, las discusiones serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores en el primer número de la revista que aparezca una vez transcurrido el plazo indicado.

Otros microorganismos también ligados al fenómeno de la EBF son *Pseudomonas vesicularis* y *Klebsiella pneumoniae* (Bowker y Stensel, 1990).

Mecanismo de la EBF

La teoría actualmente aceptada para conseguir la EBF es que el acetato y otros ácidos grasos de cadena corta, productos de la fermentación anaerobia, son captados y almacenados dentro de la célula, en forma de poli-β-hidroxi-butarato (PHB).

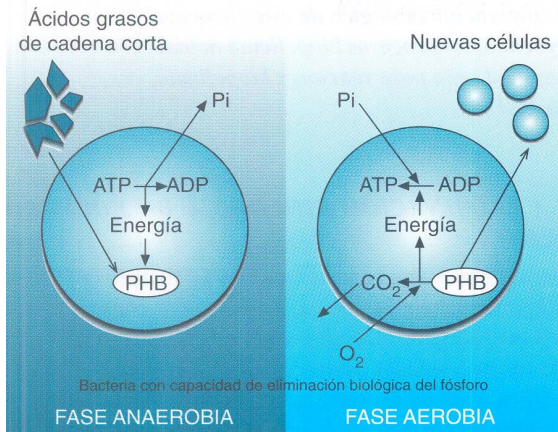


Figura 1. Mecanismo de la EBF

Cuando las bacterias captan compuestos orgánicos solubles, y forman productos de almacenamiento intracelular, deben gastar energía, la cual se consigue de forma anaerobia al romper los enlaces entre los fosfatos almacenados en las cadenas inorgánicas de polifosfatos (Figura 1). Este proceso tiene como resultado la liberación de ortofosfatos, y un consumo de materia orgánica (Figura 2). En la fase aerobia, la materia orgánica car-

bonosa presente en el seno del líquido es oxidada, y luego, el sustrato orgánico anteriormente almacenado en forma de PHB, se oxida por vía aerobia a CO₂, agua y nuevas células, y los ortofosfatos solubles se captarán rápidamente para conseguir una nueva síntesis de polifosfatos intracelulares.

Este mecanismo sugiere que el nivel de fósforo eliminado por vía biológica se encuentra relacionado de forma directa con la cantidad de sustrato que pueda ser fermentado por los microorganismos en la fase anaerobia, y luego asimilado y almacenado como productos de fermentación.

Análisis microbiológico

Bajo condiciones aerobias, los organismos bioacumuladores de fósforo (BAF) presentes en un cultivo mixto, no pueden entrar en competencia con otros heterótrofos, ya que su velocidad de consumo de sustrato es menor. No obstante, al entrar en contacto con una fase anaerobia, y en presencia de ácidos grasos de bajo peso molecular, los BAF rompen e hidrolizan las cadenas de polifosfatos almacenados dentro de la célula, liberando el fosfato al seno del líquido. La energía del enlace que de esta forma se libera, es usada para absorber, acomodar y almacenar ácidos grasos de bajo peso molecular dentro del organismo. Estos organismos, con sus reservas llenas de ácidos grasos de bajo peso molecular, al pasar a la fase aerobia, sobreviven sin entrar en competencia con los demás heterótrofos, al consumir el sustrato almacenado previamente, y reabastecen su reserva de polifosfatos atrayendo el fosfato presente en el seno del líquido, el cual también se emplea para crecimiento. De esta forma, las condiciones de alternancia anaerobia/aerobia hace que los microorganismos capaces de almacenar fosfatos (BAF) consigan proliferar, al adquirir ventaja sobre el resto de los heterótrofos (Marais *et al.*, 1983).

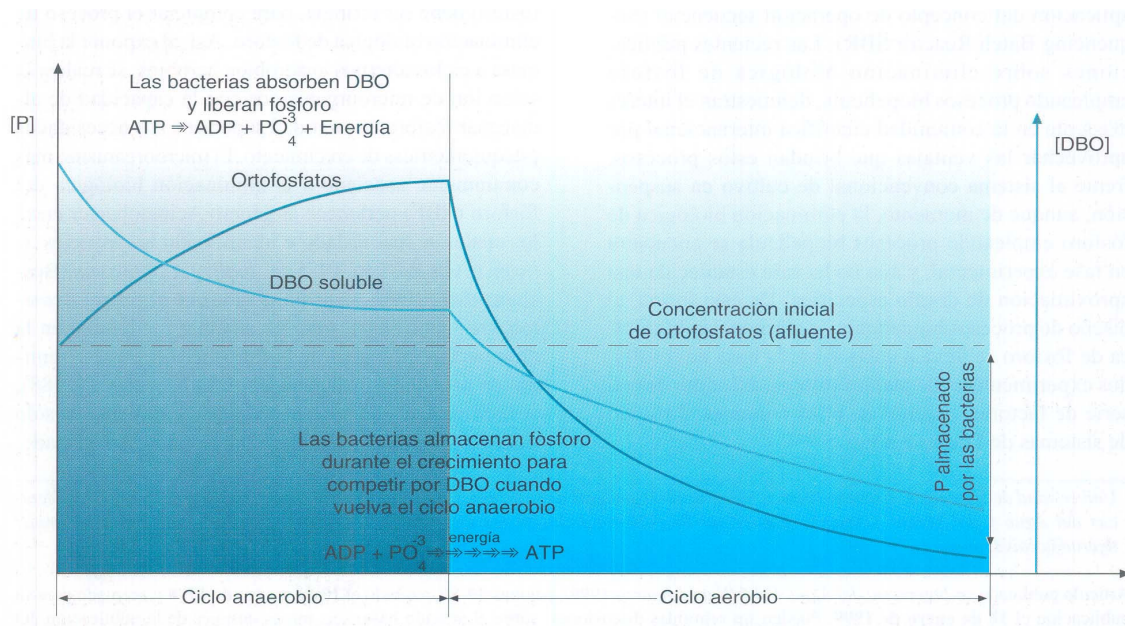


Figura 2. Perfil de concentraciones de DQO y P en la EBF (Adaptado de: WEF y ASCE, 199

Factores que influyen en la eliminación biológica de fósforo (EBF)

La eliminación biológica de fósforo (EBF) esta influenciada por la cantidad y tipo de sustrato disponible, el tiempo de duración de las fases, la presencia de oxígeno disuelto, nitratos y nitritos, la temperatura del agua residual, el pH y el tiempo de retención de sólidos (USEPA, 1987; Sedlak, 1991; Randall *et al.*, 1992).

Cantidad y tipo de sustrato disponible

La tasa y el nivel de fósforo liberado en la fase anaerobia depende de la cantidad de sustrato disuelto disponible para captar y almacenar en forma de poli- β -hidroxi-butirato (PHB). Para este fin, se prefieren los ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular como sustrato ideal (Arun *et al.*, 1988). Esta DQO rápidamente biodegradable consiste de moléculas que puedan pasar directamente a través de la membrana citoplasmática de los heterótrofos. Por otra parte, las moléculas lentamente biodegradables, requieren de una adsorción y descomposición en pequeñas unidades antes de entrar al organismo. Esta descomposición es lenta, y en consecuencia, se produce poca liberación de fósforo (P). En nuestro nuevo proceso de eliminación biológica de fósforo, tenemos que garantizar que el sustrato con que se alimente sea de fácil asimilación.

Cuando trabajamos en el laboratorio, podemos fabricar nuestra agua residual, basando su composición carbonosa en ácido acético o peptona, entre otros compuestos similares, pero al trabajar con agua residual urbana, tendremos el problema de que su fracción biodegradable puede no encontrarse en forma de AGV, y por lo tanto, mientras los BAFs no puedan disponer de este sustrato, no se comenzará a liberar P y a almacenar materia orgánica en forma de PHB. Durante la fase anaerobia, el resto de los organismos heterótrofos contribuyen al proceso de EBF, porque transforman la materia orgánica fácilmente biodegradable en ácidos grasos de bajo peso molecular y formas similares, que se liberan al seno del líquido (acidificación). Una vez que aparecen los ácidos grasos fruto de la fermentación anaerobia, los BAF comenzaran el proceso de liberación de fósforo y de almacenamiento de los AGV en forma de poli- β -hidroxi-butirato (PHB). Con el fin de evitar pérdidas de tiempo de operación, reducir del volumen de los reactores, y aumentar los rendimientos de eliminación de fósforo, diversos investigadores proponen el uso de prefermentadores de agua residual, para entregar al comienzo de la fase anaerobia la cantidad suficiente de materia orgánica en forma de AGV, de forma que el proceso de EBF no se interrumpa (Skalsky y Daigger, 1995; Eastman y Ferguson, 1981; Barnard, 1984; Rabinowitz y Oldham, 1986). Los prefermentadores empleado en los sistemas de eliminación biológica de fósforo (EBF), se basan generalmente en sistemas de acidificación a partir de fangos primarios y/o secundarios de agua residual urbana (ARU). Se emplea este tipo de reactores para aprovechar la acidificación a partir de la fermentación del fango, que se puede lograr en los espesadores de instalaciones ya existentes (González Ruiz, 1997).

En la fase aerobia, el sustrato remanente que se encuentre disuelto en el seno del líquido será el primero en consumirse, y no el almacenado en forma de PHB. Por tal motivo, el rendimiento de la fase aerobia dependerá de la cantidad de fósforo liberado, del sustrato eliminado en la fase anaerobia, y de la concentración de materia orgánica disuelta en el seno del líquido. Así, para conseguir una captación rápida del fósforo disuelto en la fase aerobia, se debe garantizar un tiempo anaerobio suficiente para que se consiga una máxima liberación del fósforo, y el máximo almacenamiento de materia orgánica en forma de PHB.

Nitratos y nitritos

Si al sistema anaerobio entran nitratos y nitritos, los microorganismos consumirán rápidamente toda la cantidad de sustrato posible por vía óxica, y poco sustrato quedará presente en el seno del líquido. Entonces, el fenómeno de liberación de fósforo se detendrá, y será sustituido por el de captación. Varios investigadores han descrito la captación de fósforo en condiciones anóxicas empleando nitrato como donador de electrones (Wentzel *et al.*, 1985; Comeau *et al.*, 1987; Kern-Jespersen y Henze, 1993; Kern-Jespersen *et al.*, 1994), explicando que cuando se introducen nitratos a la fase anaerobia, la liberación de P se ve inhibida ya que se produce una respiración anóxica a base de nitratos, y el fenómeno que entonces predominará será el de bioacumulación de fósforo. De esta forma, es necesario conseguir un ambiente anaerobio estricto para que se produzca la liberación de fósforo y captación de materia orgánica, ya que la presencia de óxidos de nitrógeno aumentan el potencial redox de la fase anaerobia, disminuyendo de esta forma la cinética de liberación de fósforo.

Temperatura

Cuando trabajamos en eliminación biológica de fósforo, sometemos a los microorganismos a dos procesos completamente distintos, en los que la temperatura afecta a ambos procesos de una forma muy distinta. Es sabido que los procesos anaerobios funcionan mejor al aumentar la temperatura hasta el rango mesófilo o termófilo, y que por el contrario los procesos aerobios se caracterizan por su capacidad para trabajar a bajas temperaturas. Al combinar ambos procesos, la temperatura juega un papel importante en cada proceso por separado, aumentando o disminuyendo la cinética de trabajo, en función del aumento o descenso de la temperatura.

Sin embargo, la temperatura del agua residual no parece afectar la capacidad global de trabajo, cuando se pretende eliminar fósforo de forma biológica, ya que sistemas a gran escala de EBF han funcionado con éxito, independientemente de la temperatura del agua residual. En procesos biopelícula de EBF, González Martínez y Wilderer (1991) reportan que los cambios de temperatura entre 15 y 25°C afectan las tasas de captura y liberación de fósforo, pero afirman que no produce ningún efecto significativo sobre la eficacia global del proceso. En sistemas de cultivo en suspensión, Bowker y Stensel (1990) hacen una recopilación de diferentes investigaciones

sobre los efectos que produce la temperatura en la EBF, coincidiendo en que la liberación y captación de fósforo disminuye con la temperatura en plantas a gran escala, pero que aumenta en pilotos de laboratorio. De esta forma, el rango óptimo de temperatura para la EBF no queda realmente definido, por lo que es posible trabajar con temperaturas de aguas residuales entre 10 y 35 °C, sin que se inhiba la Eliminación Biológica de Fósforo (EBF).

pH

Poco se sabe sobre este tema, debido a la escasez de estudios realizados al respecto. Tracy y Flamino (1985) estudiaron el efecto del pH sobre la EBF, encontrando que el rango óptimo de pH para la captación de ortofosfatos es de 6,6 a 7,4. Sólo en los procesos de EBF que incluyen precipitación química se reporta mejor funcionamiento a pH mayores de 8 (Nagashima *et al.*, 1979; Groenestijn y Deinema, 1985). Liu *et al.* (1996) indican que el pH óptimo para la conversión de acetato en PHB se sitúa entre 6 y 8,2. Asimismo, afirman que el rango óptimo para conseguir EBF se encuentra entre 5,7 y 6,8, lo que traería como resultado una eliminación estable de fósforo debido a que se empleará menor energía en la fase aerobia.

Tiempo de retención de sólidos (TRS)

El tiempo de retención de sólidos (TRS) es función de los requerimientos de depuración, siendo mayor si el sistema está diseñado además para nitrificación y nitrificación-desnitrificación. Mayores TRS de diseño disminuyen la producción de fangos y a su vez la eliminación neta de fósforo, ya que esta ocurre realmente al eliminar el fango. El TRS es también función de la concentración de fósforo en la biomasa seca (FBS). El contenido normal de FBS es inferior al 2%, y la EBF eleva este contenido por encima del 4% (Bowker y Stensel, 1990; USEPA, 1987). En sistemas de eliminación de fósforo, al aumentar el TRS, aumentará también el FBS, pero la eliminación global de P disminuirá. Por este motivo es necesario controlar el TRS de forma que el FBS se mantenga en un rango entre 4 y 6%. Los valores normales de TRS para procesos EBF oscilan entre 8 y 15 días, pero al incorporar al proceso de EBF la eliminación de nitrógeno (nitrificación), éste puede elevarse hasta 40 días. El TRS en procesos biopelícula de depuración de aguas residuales se puede regular a través del lavado de la biomasa, en función de la concentración de fósforo efluente, o por medio de la renovación continua de la biopelícula que se crea a través del fenómeno de abrasión, una vez alcanzado el espesor de equilibrio.

MODELOS DE SIMULACIÓN Y PREDICCIÓN DE LA EBF

Los modelos actualmente existentes sobre eliminación biológica de fósforo se pueden clasificar en tres grupos: los modelos bioquímicos, que pretenden describir bioquímicamente los fenómenos que intervienen en la liberación y acumulación de fósforo, así como el consumo de sustrato en la fase anaerobia; los modelos cinéticos de estado estacionario, que basados en la experimenta-

ción, ajustan los resultados experimentales a ecuaciones, estimando las cinéticas de liberación de fósforo y consumo de materia orgánica en la fase anaerobia, y captación de fósforo en la fase aerobia; y los modelos dinámicos, que incorporan los modelos bioquímicos y cinéticos, en la modelización de procesos biológicos de depuración de aguas residuales.

Modelos bioquímicos

El primer modelo bioquímico de EBF es el propuesto por Comeau *et al.* (1986), donde analiza la eliminación biológica de fósforo por *Acinetobacter spp.* El modelo explica el transporte del PHB a la célula, y la liberación de fosfatos al seno del líquido durante la fase anaerobia, y la captación de fósforo en la fase aerobia. Indican que para lograr este cometido, el ácido acético no disociado se transporta a través de la membrana celular, lo que produce un descenso de un H⁺ en el gradiente del pH por cada acetato transportado. Explican que para frenar el descenso de pH, los polifosfatos se emplean tanto para síntesis de ATP, como para la excreción de protones a través de la membrana celular, y que bajo condiciones límites de energía, las BAF no pueden usar el fosfato inorgánico, y de esta forma lo liberan al seno del líquido. Así, los polifosfatos proveen la energía necesaria para la síntesis del PHB. La Acetil-CoA es parcialmente metabolizada por el ciclo del ácido tricarbóxico para crear la molécula NADH encargada de la reducción de la Acetoacetyl-CoA durante la síntesis del PHB. Bajo condiciones aerobias, las reservas de PHB se emplean para almacenar fosfatos y metabolizarlos a polifosfatos.

Wentzel *et al.* (1986) modifican el modelo propuesto por Comeau *et al.* (1986), proponiendo que la relación ATP/ADP y NADH/NAD controlan la síntesis y degradación de polifosfatos y PHB, y de acuerdo con esta afirmación, que la relación NADH/NAD aumenta durante condiciones anaerobias ante la falta de un aceptor de electrones, mientras que la inhibición de la fosforilación oxidativa disminuye la relación ATP/ADP, lo que controla el ciclo del ácido tricarbóxico y la síntesis de PHB y asegura la compartición de la acetyl-CoA. Bajo condiciones aerobias, y en ausencia de carbono externo, la degradación del PHB se evidencia por la disminución de la relación NADH/NAD, lo que también activa los ciclos del ácido tricarbóxico y glioxílico. La degradación del PHB provee a la célula de la energía necesaria, y el incremento de la relación ATP/ADP aumenta la síntesis de fosfatos. La presencia de nitratos en la zona anaerobia, proveerá a ciertos organismos de un aceptor de electrones, lo que detendrá el proceso de fermentación de compuestos orgánicos rápidamente biodegradables, y por lo tanto, el acetato será consumido directamente, y no será acumulado en forma de PHB.

Wentzel *et al.* (1991) realizan un análisis crítico de los modelos bioquímicos de eliminación biológica de fósforo hasta el momento propuestos, indicando que los modelos estudiados concuerdan en sus explicaciones, excepto por un tema: la generación de agentes reductores (NADH₂) necesarios para convertir el acetato en PHB bajo condi-

ciones anaerobias. Para poder homogeneizar conceptos en cuanto a este respecto, proponen;

1. Que la cepa de BAF a emplear en los estudios se desarrollen empleando la misma técnica.
2. Verificar que el microorganismo dominante sea *Acinetobacter* spp.
3. Determinar si existe acumulación de carbohidratos en la fase aerobia, y consumo en la anaerobia.
4. Si (3) es cierto, indagar si el carbohidrato es intracelular o extracelular, y determinar el carbohidrato empleado por la vía Embden-Mayerhof-Parnas (EMP) o vía glucolítica.

Doria Serrano *et al.* (1992) aseguran que las diferencias existentes entre los modelos bioquímicos de eliminación biológica de fósforo son debido a la falta de definición de la tasa específica de transporte de sustrato a través de la membrana celular, ya que se ha trabajado con cultivos mixtos.

Modelos cinéticos

Los primeros modelos cinéticos publicados intentan predecir la liberación de fósforo en la fase anaerobia en estado estacionario. De este modo, Wentzel *et al.* (1985) describen la cinética de liberación de fósforo en términos de la materia orgánica de rápida degradación presente en el afluente, la masa de heterótrofos (no BAF), la fracción de la masa anaerobia, y el régimen de flujo del reactor. Indican que se puede modelar la cinética de liberación de fósforo como una ecuación de primer orden. El modelo está basado en cinco hipótesis fundamentales para proponer una ecuación de primer orden capaz de simular la liberación de fósforo en un sistema determinado.

Estas hipótesis son:

- a. Sólo la fracción afluente rápidamente biodegradable podrá ser almacenada por las BAF en la fase anaerobia
- b. El resto de los heterótrofos lleva a cabo la transformación de materia orgánica lentamente biodegradable en AGV.
- c. La tasa de liberación de fósforo es función de la velocidad de conversión de materia orgánica en AGV.
- d. La materia orgánica no transformada en AGV es usada por el resto de los heterótrofos para su crecimiento.
- e. El nitrato recirculado a la fase anaerobia es empleado por el resto de los heterótrofos para respiración.

Ruiz-Treviño *et al.* (1992) describen la liberación de fósforo y captación de materia orgánica en estado estacionario, a través de ecuaciones de primer orden, ajustando los resultados experimentales de González-Martínez y Wilderer (1991), en las cuales K_p y K_c son cinéticas de liberación de fósforo y captación de materia orgánica respectivamente. Realizan ajustes para distinta concentración afluente de sustrato, y en distintas condiciones de operación (duración de ciclo, distintos sustratos). En sus ajustes, comprueban que la cinética de liberación de fósforo es menor que la de captación de materia orgánica. Obtienen que la K_p no guarda relación alguna con la concentración del sustrato afluente, y

es mayor al emplear acetato como sustrato afluente. Por el contrario, la mayor velocidad de captación de materia orgánica K_c , se consigue al alimentar con glucosa. Afirman que el K_c no se ajusta muy bien para tiempos de duración de fase anaerobia mayores de 4 horas.

Modelos dinámicos

Wentzel *et al.* (1992) desarrollan el primer modelo dinámico en el que se incluye la simulación de eliminación biológica de fósforo, basado en los modelos bioquímicos y cinéticos. En el modelo general se incluyen 25 fenómenos, donde se describe el comportamiento de los heterótrofos, autótrofos y BAFs. Las cinéticas de los fenómenos, su formulación y las interacciones estequiométricas vienen descritas en formato matricial. El modelo no incluye la desnitrificación por parte de las BAFs. la influencia de la temperatura, y el comportamiento de los autótrofos y heterótrofos (no BAFs) bajo condiciones límites de fósforo. Debido a la falta de datos experimentales, queda pendiente la evaluación del modelo frente a distintas cargas orgánicas y flujos cíclicos.

Henze *et al.* (1995) desarrollan el Modelo de Fangos Activos N°2 (ASM2) que es una extensión del anterior Modelo de Fangos Activos N°1 (ASM1). En él ASM2 se incluye la eliminación biológica de fósforo, a partir de los estudios realizados por Wentzel *et al.* (1992). El modelo emplea la misma notación matricial descrita en el ASM1. En este modelo se incluyen un total de 19 fenómenos, entre los cuales 6 permiten la predicción de eliminación biológica de fósforo, pero no toma en cuenta todos los fenómenos hasta el momento observados, ya que consideran algo prematuro incluir todos los mecanismos implicados en los EBF. También apuntan que la experiencia con los coeficientes estequiométricos de crecimiento de las BAFs es escasa. Añaden que, no obstante los estudios realizados en el campo de la EBF, el comportamiento y la fisiología de los BAFs aún no es completamente comprendida, y que para fines de desarrollo del modelo, se ha dividido la biomasa heterotrófica en dos fracciones:

- los heterótrofos
- los bio-acumuladores de fosfatos (BAFs), definiendo estos últimos como el grupo de bacterias, que en un proceso biológico anaerobio y aerobio demuestran bioacumulación de fósforo.

Un tema importante a destacar es que este modelo no contempla la desnitrificación que realizan los BAFs utilizando como fuente de carbono el sustrato almacenado en forma de PHB.

Johansson *et al.* (1996) desarrollan un modelo dinámico para la eliminación biológica de fósforo (EBF) denominado SIPHOR, el cual se ha desarrollado partiendo del ASM1, y está dividido en tres submodelos:

- aerobio
- anóxico
- anaerobio

El modelo SIPHOR describe la actividad de la masa heterotrófica, los BAFs y la masa autotrófica presente en sistemas biológicos. La mayor diferencia entre el

modelo ASM2 y el SIPHOR es que éste último considera que los BAFs pueden desnitrificar usando como fuente de carbono el sustrato interno almacenado, y que además pueden crecer empleando cualquier tipo de sustrato a parte del PHB acumulado.

Baker y Dold (1997a), presentan un modelo general para depuración de aguas residuales, basado en el ASM1. Dentro de este modelo general, las ecuaciones cinéticas para eliminación biológica de fósforo se fundamentan en los estudios de Wentzel *et al.* (1992). En este modelo se incluyen el fenómeno de fermentación de la materia orgánica rápidamente biodegradable en AGV, la hidrólisis de materia orgánica lentamente biodegradable bajo condiciones anóxicas y anaerobias, así como el crecimiento anóxico de los BAFs. Las diferencias más importantes con relación a los modelos anteriormente descritos, radican en los siguientes puntos:

- Existen 4 fenómenos que describen el crecimiento de los BAFs usando como fuente de carbono el PHB almacenado en la fase anaerobia, en función de si están limitados o no por la concentración de fósforo soluble, y si la fuente de nitrógeno para la síntesis celular es amonio o nitrato.
- La captación y acumulación de fósforo ocurre en concomitancia con el crecimiento, y tan solo una pequeña fracción del fósforo puede ser liberada durante este fenómeno.
- El modelo asume que tan sólo una fracción de los BAFs puede realizar la respiración anóxica a base de nitratos, para conseguir la oxidación del PHB almacenado y la captación de fósforo.
- Los polímeros de polifosfato acumulados por los BAFs se usan, bajo condiciones anaerobias, para suministrar la energía necesaria para el mantenimiento.

Baker y Dold (1997b), realizan la aplicación de este modelo a un sistema de nitrificación y desnitrificación, con eliminación biológica de fósforo. Afirman que el modelo es capaz de predecir la producción de fango y necesidades de oxígeno para distintas configuraciones del sistema de eliminación biológica de nutrientes, al igual que las variaciones de la concentración en el seno del líquido de compuestos disueltos, tales como fósforo y nitratos.

PROCESOS BIOPELÍCULA PARA LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO (EBF)

El concepto SBR ha sido aplicado en reactores biopelícula a escala de laboratorio, consiguiendo buenos resultados. De esta forma, González Martínez y Wilderer (1991) aplicando la estrategia de operación secuencial, consiguen EBF trabajando con un reactor biopelícula de lecho aireado sumergido. El reactor, construido en metacrilato a escala de laboratorio, es de forma cilíndrica con un volumen de 6,67 litros, con soporte plástico con una superficie específica de 155 m²/m³ (Figura 3). Durante la etapa aerobia, el aire se suministra a través de un difusor ubicado en la parte baja del reactor, de forma que las burbujas pasen a través del material de

relleno. La fase de arranque se realizó añadiendo 50 ml de fango con capacidad conocida de EBF, una vez por semana durante 2 meses. El proceso de acumulación de fósforo se evidenció al cabo de 12 semanas, pero no se consiguieron condiciones estables de EBF hasta alcanzar las 17 semanas de trabajo. El mejor funcionamiento del sistema se logró con ciclos de 12 horas, y con una distribución de la fase anaerobia correspondiente al 63%, consiguiendo efluentes con concentraciones de fósforo inferiores a 1 mg/l (90% de eliminación). Obtienen que el consumo de DQO/P liberado es 4,4. La liberación de fósforo en la fase anaerobia varía entre el 200 y 300% del fósforo afluente, y el contenido de fósforo presente en la biomasa seca estuvo entre 4,5 y 6,1%. También evalúan la influencia de la carga orgánica afluente, el comportamiento del reactor frente a distintos a tres tipos de sustratos, glucosa, peptona y acetato sódico, determinando que durante la fase anaerobia existe una relación directa entre la captación de materia orgánica y liberación de fósforo cuando se trabaja con acetato sódico y peptona como fuente de carbono.

En otro estudio Garzón Zuñiga y González Martínez (1996), emplean un reactor de lecho aireado sumergido a escala piloto de 1.000 l de capacidad, con un total de 54 m² de biopelícula, trabajando con agua residual urbana. Con este reactor consiguen la eliminación conjunta de carbono, nitrógeno y fósforo, operando el reactor de forma secuencial con fases anaerobia, aerobia, anóxica y aerobia. Encontraron indicios de EBF cuando las cargas orgánicas se mantuvieron entre 3 y 5 g DQO/ m².d, al cabo de 130 días de trabajo. Para nitrificar, trabajan con cargas superiores a 3 g DQO/m².d. En la fase anaerobia se lleva a cabo la liberación del fósforo, y el almacenamiento de los compuestos orgánicos. En la siguiente fase aerobia, los fosfatos liberados en el seno del líquido son captados, y el nitrógeno amoniacal (NH₄⁺) es nitrificado. La fase anóxica se consigue cortando la aireación, de forma que las bacterias bio-acumuladoras desnitrifiquen el nitrato presente en el seno del líquido, empleando melaza como fuente de carbono.

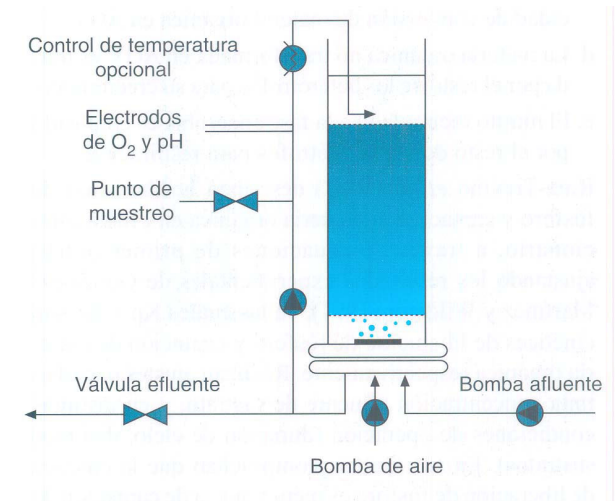


Figura 3. Planta piloto González Martínez y Wilderer (1991)

Debido a que en esta fase anóxica es posible que se libere algo de fósforo, se previó una última etapa aerobia, para que se capture el fósforo liberado en la fase anterior. Los resultados conseguidos por esta experimentación indican que la EBF aparece en cargas orgánicas inferiores a 5 g DQO/m².d y para una relación C/P de 16. Para nitrificar, recomiendan cargas de 3 g DQO/m².d y períodos de aireación superiores a 11 horas. De forma general, consiguen eliminación de DQO y P de 89±6 y 71 ±12% respectivamente. En cuanto a la eliminación de nitrógeno, consiguen una nitrificación completa 98±2% y una desnitrificación del 87±10%.

Muñoz Colunga y González Martínez (1996), estudian el efecto que produce la distribución de las fases en los ciclos de operación del proceso de EBF, empleando un reactor biopelícula similar al descrito por Garzón Zuñiga y González Martínez (1996). Concluyen que la selección de organismos bio-acumuladores de fósforo (BAF), se puede desarrollar bajo ciclos de operación discontinua de 8 a 12 horas, en los que hay que garantizar que durante la fase anaerobia se elimine más del 50% de la materia orgánica presente. De acuerdo a sus resultados, consiguieron la mayor eliminación de C, N y P empleando un ciclo de 12 horas, dividido en 4,25 horas anaerobias y 7,75 horas aerobias.

Otros investigadores que también aplican el concepto de operación secuencial a sus reactores de biopelícula son Rovatti *et al.* (1995), quienes consiguen la EBF en un reactor biopelícula de lecho fluidizado, trabajando con agua residual sintética basada en glucosa, con una proporción DQO: P de 60:1. El reactor se sembró con fango activo proveniente de una instalación de depuración biológica de fósforo, alcanzando el estado estacionario después de 18 semanas. Cada dos meses se procedía a lavar

biomasa, y se concedían 2 semanas de adaptación. Durante la fase anaerobia, la concentración de fósforo crece de 6,7 a 24,4 mg/l y la DQO disminuye de 574 a 330 mg/L, lo que significa una relación DQO: P igual a 13,8. El reactor presenta eliminaciones promedio de la DQO y P de 87,1% y 50,2% respectivamente. La cantidad de fosfatos presentes en la biopelícula resultó ser de 4,3% del peso seco de la biomasa.

También la EBF es posible de forma continua, y así lo han demostrado Gonçalves y Rogalla (1992) quienes comprueban que es viable eliminar fósforo con biofiltros funcionando en operación continua, con agua residual urbana decantada, con un relleno de una superficie específica de 1.000 m²/m³, manteniendo la carga orgánica en 5 kg DQO/m³.d. La EBF se llevó a cabo en dos biofiltros operados en serie y bajo condiciones de alternancia anaerobia y aerobia, introduciendo siempre el afluente al biofiltro que trabaja en estado anaerobio, se utilizaron filtros a escala de laboratorio de 0,2 m de diámetro y 3 m de altura (Figura 4), y emplearon agua residual urbana decantada.

Consiguen una nitrificación completa y un 80% de eliminación del fósforo afluente, con un tiempo de retención hidráulico máximo de 5 horas. El exceso de fósforo acumulado en la fase aerobia llega a ser un 33% mayor que el fósforo liberado en la fase anaerobia, y afirman que por cada mg de fósforo liberado, se consumen 5 mg de DQO soluble. En sus resultados se puede apreciar que la mayor liberación de fósforo se consigue a las dos horas de trabajo en el ciclo anaerobio. Concluyen que para bajas cargas orgánicas (<5 kg DQO/m³.d) se debe permitir un mayor tiempo de contacto anaerobio (> 6 horas). En estudios posteriores, trabajando con 5 biofiltros aireados de forma continua, con operación de flujo ascendente Gonçalves *et al.* (1994) consiguen la eliminación conjunta de carbono, nitrógeno y fósforo, manteniendo la carga orgánica en 3,1 a 3,5 kg DQO/m³.d. Consiguen condiciones estables de EBF después de 6 semanas de trabajo. Los filtros están contruidos en metacrilato, con 0,2 m de diámetro y 5 metros de altura, y distinta altura del material soporte, que estaba constituido por un lecho de partículas de poliestireno. Según la metodología empleada (Figura 5), el agua residual se alimenta por el biofiltro que se encuentra bajo condiciones anaerobias, y éste a su vez alimentará en paralelo el resto de los reactores. Una vez obtenida la máxima liberación de fósforo en el reactor anaerobio, comienza un período de aireación de 30 min. Una vez concluida esta tarea, se restablecen las condiciones anaerobias en otro de los reactores. El lavado del filtro se corresponde con el final de la fase aerobia, donde será eliminada toda la biomasa rica en fósforo acumulado.

Con este sistema se consigue una eliminación promedio del fósforo total afluente de 60-70%, siendo las concentraciones de P en el fango de 3,4% PT/SST. Se consiguen tasas promedio de nitrificación de 0,6-0,7 kg N-NH₄⁺/m³.d, con valores punta del orden de 1 a 1,2 kg N-NH₄⁺/m³.d. Los rendimientos de desnitrificación se establecieron en el 75%.

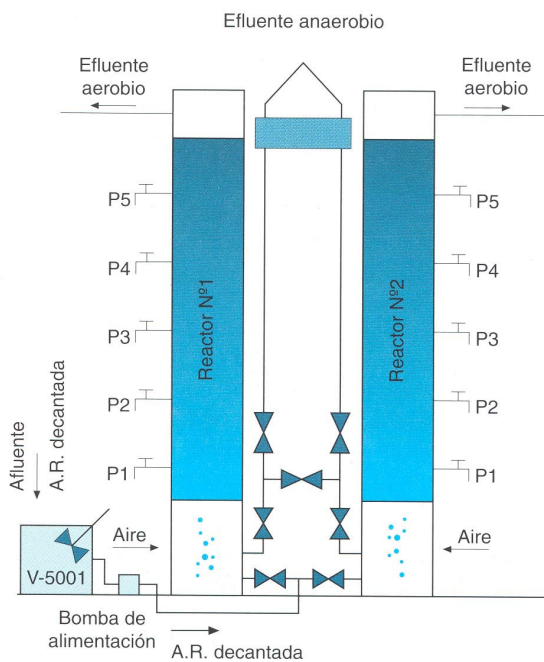


Figura 4. Biofiltro aireado operado en continuo (Conçalves y Rogalla, 1992)

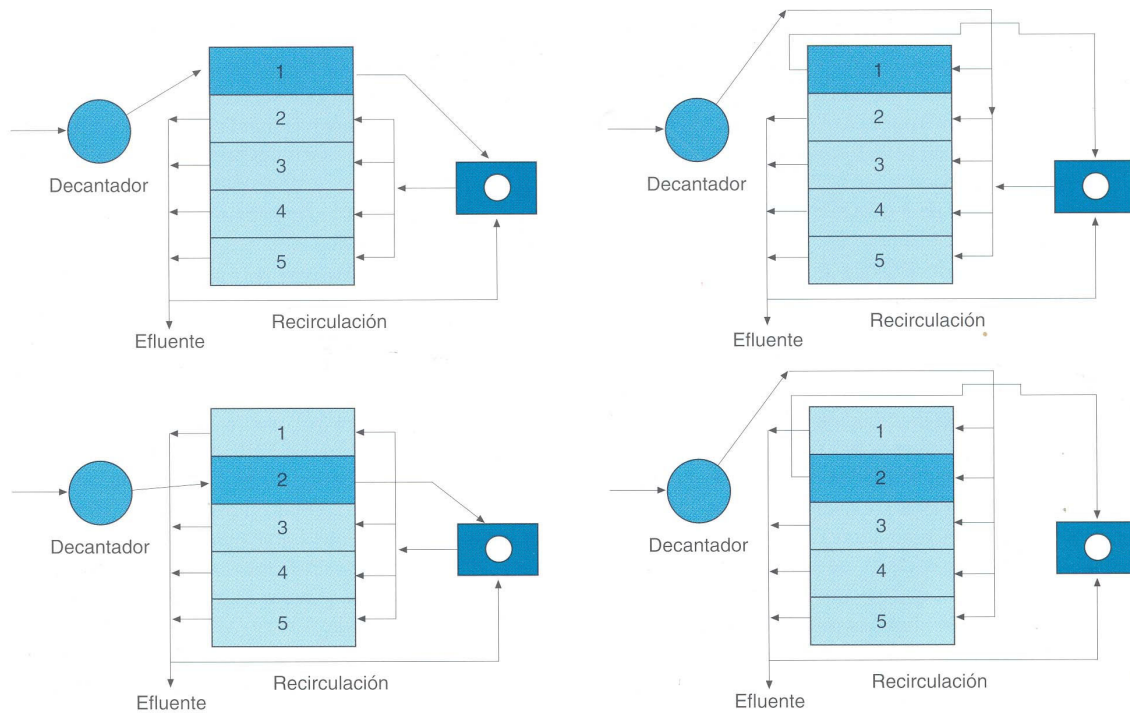


Figura 5. Esquema de trabajo de los cinco biofiltros. (Gonçalves et al. , 1994)

CONSIDERACIONES DE DISEÑO PARA LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO

Para diseñar nuevos sistemas de eliminación de fósforo empleando reactores biopelícula, es necesario ampararse en la experiencia existente sobre procesos similares (Tabla 1). Existen varios parámetros que están muy relacionados entre sí, y que pueden ser empleados para diseñar nuevos procesos biopelículas:

a. Carga orgánica del proceso

Cuando trabajamos en discontinuo (Batch), la carga orgánica se ve afectada por la duración de los ciclos, y la concentración de DQO afluente. Los estudios de Garzón-Zuñiga y González-Martínez (1996) indican que esta debe estar entre 3 y 5 g DQO/m².d.

b) La relación DQO: P afluente

Durante la fase anaerobia el fósforo se libera en función de la materia orgánica disponible. Por tal motivo es importante que exista suficiente materia orgánica en la fase anaerobia para que se libere la mayor cantidad de fósforo posible, y por otro lado, es recomendable que una vez liberado el fósforo se haya consumido la mayor cantidad de materia orgánica, para evitar así tiempos muertos durante las fases. La DQO: P afluente aconsejada debe mantenerse entre 15:1 y 25:1.

c. Tiempo de duración de los ciclos:

Se debe garantizar el tiempo anaerobio suficiente para que se elimine al menos el 80% de la materia orgánica, y un tiempo aerobio lo justo para que se consuma todo el fósforo liberado en la fase anaerobia anterior. La fase crítica durante el arranque del proceso de EBF es la anaerobia, ya que las BAF son aerobias estrictas y deben aprender a subsistir en dichas condiciones. El buen funciona-

miento de esta fase se evidencia a través de dos indicadores: la cantidad de sustrato acumulado, y la cantidad de fósforo liberada al seno del líquido. Aunque exista evidencia de depuración de materia orgánica carbonosa (MOC) durante la fase anaerobia, la captación de fósforo durante la fase aerobia no se evidenciará hasta que dicha depuración se corresponda, con el almacenamiento de los sustratos en forma de PHB, y no con el consumo que puedan realizar el resto de las heterótrofas presentes en el seno del líquido. Así, durante la fase de arranque de EBF, se debe garantizar el tiempo necesario para que las BAF realicen la acumulación de MOC en forma de PHB. Después de arrancado el proceso, la duración de la fase anaerobia se puede reducir a tiempos mínimos en que se capte la suficiente MOC, para su consumo durante la posterior fase aerobia donde se efectuará la acumulación de fósforo. El tiempo de duración de los ciclos es función de la relación DQO/P y la carga orgánica afluente. Muñoz Colunga y González Martínez (1996) recomiendan una duración total de ciclo entre 6 y 12 horas, para operación en Batch, con una distribución de fases del 40% la anaerobia y 60% la aerobia. Cuando se trabaja en operación continua, la fase anaerobia se puede reducir a 2 horas y la aerobia a 3. En ambos casos, el tiempo de duración de la fase aerobia aumenta por encima de las 10 horas cuando se pretende nitrificar.

d. Contenido de fósforo en la biomasa seca (FBS) y frecuencia de lavado

El FBS es el dato que realmente nos indica que el proceso de EBF está funcionando. Si no se proporciona un lavado que arrastre parte de la biopelícula del reac-

Parámetro	Biofiltro ¹	Lecho Sumergido ²	Lecho Fludizado ³
Rel. DQO:P afluente	35:1	30:1 16:1 (óptima)	60:1
Carga orgánica	5 kg DQO/m ³ .d	3 a 5 g DQO/m ² .d	—
Carga de fósforo	145 g P-PO ₄ /m ³ .d	300 mg P-PO ₄ /m ² .d	—
T. Ret. Celular	?	15d	?
T. Ret. Hidráulico			
<i>Fase anaerobia</i>	1,75-2 h	2-3 h	10 h
<i>Fase aerobia</i>	2-2,5 h	2-3 h	8-10h
<i>Fase aerobia (nitrificación) *</i>	10h	> 11 h	—
<i>Zona anóxica (desnitrificación) *</i>	1h	2-3	—
Recirculación*	300 %	—	—
Liberación de P	300 %	500 - 700 %	500 %
<i>Cinética aproximada</i>	0,3 kg P-PO ₄ /m ³ .d	1,04 g P-PO ₄ /m ² .d	—
Contenido P biomasa	3,4 %	4,5 - 6,1 %	4,3 %
Consumo DQO/Plib	5	4,4	13,8
P Total efluente	< 2 mg/l	< 1,5 mg/l	<2 mg/l
Eliminación DQO	85-90 %	85-95 %	90 %
Eliminación P	70-80 %	80-90 %	60-70%
Nitrificación*	90-95%	95-100%	—
<i>Cinética aproximada</i>	0,6 kg N-NH ₄ ⁺ /m ³ .d	0,6 g N-NH ₄ ⁺ /m ² .d	—
Desnitrificación*	85-90 %	85-95%	—
<i>Cinética aproximada</i>	—	0,7 g N-NO ₂ ⁻ /m ² .d	—

* Incluye eliminación de nitrógeno

¹ Gonçalves y Regalía (1992); Gonçalves et al. (1994) (ARU)

² González Martínez y Wilderer (1991); Kern-Jespersen et al. (1994); Garzón Zuñiga y González Martínez (1996); Muñoz Colunga y González Martínez (1996) (ARS y ARU)

³ Riovatti et al. (1995) (ARS)

Tabla 1. Resumen de parámetros de diseño para la Eliminación Biológica de Fósforo (EBF) con procesos Biopelícula

tor, el FBS crecerá hasta un punto de saturación, por encima del cual la biomasa no es capaz de acumular más fósforo. Mientras esto sucede, la calidad del efluente se deteriora cada vez más, hasta el punto en que el proceso no es capaz de eliminar fósforo. De esta forma, es recomendable lavar el reactor con una frecuencia en torno a los 10 y 15 días, en sistemas en los que la renovación continua de la biopelícula por medio de

la abrasión, una vez alcanzado el espesor de equilibrio, no sea suficiente para mantener una baja concentración de fósforo efluente.

Parámetros de diseño de procesos de hongos activos

A continuación en la *Tabla 2* se presentan los parámetros de diseño de los procesos convencionales de eliminación biológica de fósforo:

Parámetro de diseño	Unidades	Procesos de EBF			Procesos de EBN y F	
		A/O	PhoStrip*	SBR	A ² /O	Bardenpho
Carga Máfica	kg. DBO/kg. MLSSV.d	0,2-0,7	0,1-0,5	0,15-0,5	0,15-0,25	0,1-0,5
Tiempo retención celular	d	2-25	10-30	—	2-27	10-40
MLSS	g/l	2-4	0,6-5	2-3	3-5	2-4
Tiempo retención hidráulico	h					
<i>Zona anaerobia</i>		0,5-1,5	8-12	1,8-3	0,5-1,5	1-2
1° <i>Zona anóxica</i>					0,5-1	2-4
1° <i>Zona aerobia</i>		1-3	4-10	1-4	3,5-6	4-12
2° <i>Zona anóxica</i>					—	2-4
2° <i>Zona aerobia</i>					—	0,5-1
Recirculación	%	—	10-20	—	100-300	400
Recirculación de fango	%	25-40	20-50	—	20-50	50-100

* Incluye eliminación de nitrógeno

Tabla 2. Parámetros de diseño para procesos convencionales de eliminación biológica de fósforo y nitrógeno (Tchobanoglous & Burton, 1991)

RESUMEN Y DISCUSIÓN

Los procesos biopelícula se presentan como una buena herramienta para conseguir la Eliminación Biológica de Fósforo (EBF), ya que según la literatura revisada, son capaces de conseguir bajas concentraciones de fósforo efluente. Hasta el momento, los resultados experimentales que se poseen son referentes a estudios en laboratorio con agua residual sintética, y plantas piloto con agua residual urbana. Sin embargo, pese a la falta de datos operacionales de procesos biopelícula de eliminación biológica de fósforo a gran escala, los logros alcanzados en la eliminación biológica de fósforo, así como en la eliminación conjunta de C, N y P, tanto en operación continua como en discontinua, demuestran la viabilidad que antes se cuestionaba. Las ventajas más importantes que presentan estos sistemas de depuración de aguas residuales frente al convencional de cultivo en suspensión se pueden resumir en las siguientes:

- Las mejores características de sedimentación que presenta la biopelícula, condicionan una mejor separación del agua durante la decantación secundaria, lo que se traduce en la reducción de la concentración de fósforo efluente, ya que este elemento no se elimina hasta que se realiza la purga del fango.
- Reducción del espacio de ocupación por habitante servido, debido a la alta concentración de la biomasa expuesta.
- La coexistencia de actividad anaerobia y aerobia en el mismo medio, proporciona el ambiente adecuado para llevar a cabo la nitrificación-desnitrificación en un mismo reactor.
- Capacidad de hacer frente a aguas residuales diluidas.
- Los procesos biopelícula pueden servir como una buena herramienta de trabajo en la optimización de procesos convencionales de EBF que necesiten adaptarse a nuevas exigencias de vertido de P, conservando la infraestructura existente.

Por el momento, el mayor inconveniente a la hora de competir con los procesos convencionales puede que sea la carencia de datos experimentales en lo referente a la carga orgánica de trabajo, y el período de arranque. Hasta el momento la carga orgánica en el proceso bio-película de EBF, está limitada en un valor máximo de 5 g DQO/m².d, para que el tiempo de regeneración de la biopelícula sea superior a 15 días, y en 3 g DQO/m².d, cuando se pretende realizar la nitrificación del agua re-sidual (Garzón Zuñiga y González Martínez, 1996). Los estudios realizados con biofiltros (Gonçalves y Roga-lla, 1992; Gonçalves *et al.*, 1994), también limitan la carga orgánica de trabajo a 5 kg DQO/m³.d, y en 3 kg DQO/m³.d, cuando se nitrifica, en trabajos realizados con material de soporte de superficie específica de 1.000 m²/m³.

La fase de arranque para procesos biopelícula de EBF descrita en la literatura oscila entre las 12 y 20 semanas, hasta que los BAFs presenten condiciones estables de operación. Hasta el momento no aparecen estudios que

estén enfocados a reducir la fase de arranque para este tipo de sistemas, y entendemos que los tiempos tan grandes citados por las referencias consultadas, se puede deber al desconocimiento que los investigadores poseían sobre este tema en el momento de experimentación. El período de arranque de los procesos de fangos activos de EBF es parecido al de los procesos biopelícula. 12 a 25 semanas. Sin embargo, existen estudios a nivel de laboratorio, realizados con agua residual sintética enfocados a la reducción del período de arranque del sistema de fangos activos que indican que incorporando fango aclimatado al proceso de EBF, el tiempo de aclimatación se puede reducir a 5 días, y a 2 semanas empleando una cepa de *Acinetobacter lwoffii* (Belia y Smith, 1997). Podemos finalizar resumiendo las características más importantes del proceso de eliminación biológica de fósforo.

- Debe existir una liberación del P bajo condiciones anaerobias para que de esta forma pueda prevalecer la captación de fósforo en una siguiente fase aerobia o anóxica, lo que tiene como resultado la eliminación biológica de este elemento.
- En la fase anaerobia, en presencia de ácidos grasos volátiles (AGV), la DQO se consume y el P se libera. La tasa y el nivel de fósforo liberado en la fase anaerobia depende de la cantidad y el tipo del sustrato disuelto disponible.
- Se debe evitar la recirculación de nitratos a la zona anaerobia, ya que crea una acción adversa en la eliminación de fósforo, porque los óxidos de nitrógeno disminuyen la cinética de liberación de fósforo.
- Mientras mayor es la biomasa en la fase anaerobia, mayor es la tasa de eliminación de fósforo.
- Las BAF pueden desnitrificar usando como fuente de carbono el sustrato almacenado.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la Ayuda para la Investigación de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT), proyecto AMB96-0549.

REFERENCIAS

- Arun, V.; Mino, T. y Matsuo, T. (1988). *Biological Mechanism of Acetate uptake mediated by Carbohydrate Consumption in excess Phosphorus Removal Systems*. Wat. Res. 22 (5), pp. 565-570.
- Barnard, J.L. (1984). *Activated primary tanks for phosphate removal*. Water SA 10 (3), pp. 121-126.
- Beacham, A.M.; Seviour, R.J.; Lindrea, K.C. y Livins-ton, Y. (1990). *Genospecies diversity of Acinetobacter isolates obtained from a Biological Nutrient Removal pilot plant of a modified UCT configuration*. Wat. Res. 24 (1), pp. 23-29.
- Belia, E. y Smith, P.G. (1997). *The bioaugmentation of Sequencing Batch Reactor sludges for Biological Phosphorus Removal*. Wat. Sci. Tech. 35 (1), pp. 19-26.

- Bowker, R. y Stensel, H.D. (1990). *Phosphorus Removal from Wastewaters*. Pollution Technology Re-view N°189, Nowes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey, U.S.A.
- Cloete, T. E. y Steyn, P. L. (1988). *The Role of Acinetobacter as a Phosphorus Removing Agent in Activated Sludge*. Wat. Res. 22(8), pp. 971-976.
- Comeau, P.; Day, M; Thomas, V. (1987). Dynamics of carbon reserves in biological dephosphatation of wastewaters. Rome, 1987. Pergamon Press, Oxford.
- Comeau, Y.; Hall, K.H.; Hancock, R.E.W.; Olkham, W.K. (1986). *Biochemical Model for Enhanced Biological Phosphate Removal*. Water Research. 20(12).
- Doria-Serrano, M.C.; González-Martínez, S. y Hernández-Esparza, M. (1992). Wat. Sci. Tech., 26, 2245-2248.
- Eastman, J.A. y Ferguson, J.F. (1981). *Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion*. Journal WPCF. 53 (3), pp. 352-366.
- Fuhs, G.W. y Chen, M. (1975) *Microbiological basis of phosphate removal in the Activated Sludge Process for the Treatment of Wastewater*. Microbial Ecol. 2, pp.119-138.
- Garzón-Zuñiga, M.A. y González-Martínez, S. (1996) *Biological Phosphate and Nitrogen Removal in a Biofilm Sequencing Batch Reactor*. Wat.Sci.Tech. 34 (1-2), pp. 293-301.
- Goncalves, F.R. y Rogalla, F. (1992). *Biological phosphorus removal in fixed films reactors*. Wat. Sci. Tech. 25(12), pp. 165-174.
- Goncalves, F.R.; Nogueira, F.N.; LeGrand, L. y Roga-lla, F. (1994). *Nitrogen and biological phosphorus removal in submerged biofilters*. Wat. Sci. Tech. 30(11), pp. 1-12.
- Goenestijn, J.W. y Deinema, M.H. (1985). *Effects of Cultural Conditions on Phosphate Accumulation and Release by Acinetobacter Strain 210A*. Proceedings of the Int. Conference, Management Strategies for Phosphorus in the Environment. Lisboa, Portugal, 1-4 julio.
- González-Martínez, S. y Wilderer, P. (1991). *Phosphate removal in a biofilm reactor*. Wat. Sci. Tech. 23, pp. 1511-1521.
- Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M.C. y Marais, G.v.R. (1995). *Activated Sludge Model N° 2. IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment Processes*. International Association on Water Quality, 32 pages, ISBN 1-900222-00-0.
- Iwai, S. y Kitao, T. (1994). Wastewater Treatment with Microbial Films. Technomic Publishing Company, Inc., 851 New Holland Ave., Box 3535, Lancaster, Penn., USA.
- Johansson, P; Carlsson, H. y Jönsson, K. (1996). *Modelling of the anaerobic reactor in a Biological Phosphate removal process*. Wat. Sci. Tech. 34 (1-2), pp 49-55.
- Kerrn-Jespersen, J.P y Henze, M. (1993). *Biological Phosphorus uptake under Anoxic and Aerobic Conditions*. Wat. Res. 27 (4). pp. 617-624.
- Kerrn-Jespersen, J.P.; Henze, M. y Strube. R. (1994). *Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic fixed-film reactor*. Wat. Res. 28, pp. 1253-1255.
- Liu, W-T.; Mino, T.; Matsuo. T. y Nakamura. K. (1996). *Biological Phosphorus Removal Process: Effect of pH on Anaerobic substrate metabolism*. Wat. Sci. Tech. 34 (1-2), pp. 25-32.
- Marais, G.v.R.; Loewenthal, R.E. y Siebritz, I. (1983). *Observations suporign phosphate removal by biological excess uptake*. Wat. Sci. Tech. 15(3 4), pp. 15-41.
- Muñoz-Colunga, A. y González-Martínez. S. (1996). *Effects of Population Displacements on Biological Phosphorus Removal in a Biofilm SBR*. Wat.Sci.Tech. 34 (1-2), pp. 303-313.
- Nagashima, M. et al. (1979). *Nitrification Denitrification Recycling System for Nitrogen and Phosphorus Removal from Fermentation Wastewater*. Fermentation Tehcnology. 57(2).
- Rabinowitz, B. y Oldham, W.K. (1986). *Excess biological phosphorus removal in the activated sludge process using primary sludge fermentation*. Can. J. Civ. Eng. 13, pp. 345-351.
- Randal, C.; Barnard, J.; Stensel, HD. (1992). Desing and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal. Technomic Publishing Company Inc., ISBN 87762-922-6
- Rovatti, M.; Nicoletta, C.; Converti, A.; Chicliazza. R. y Di Felice, R. (1995). *Phosphorus removal in fludized bed biological reactor (FBBR)*. Wat. Res. 29(12), pp. 2627-2634.
- Ruiz-Treviño, F.A.; González-Martínez, S.; Doria-Serrano, C. y Hernández-Esparza, M. (1992). *Phosphorus release kinetics in biofilm reactors*. Wat. Sci. Tech. 26, 567-576.
- Sedlak, R. (1991). Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater: Principles and practice. 2° Ed., Richard I. Sedlak Editions. ISBN 0-87371-683-3
- Skalsky, D.S. y Daigger, G.T. (1995). *Wastewater solids fermentation for volatile acid production and enhanced biological phosphorus removal*. Water Environment Research 67 (2), pp. 230-237.
- Tchobanoglous, G. y Burton, F.L. (1991). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. Metcalf y Eddy, 3° Edition, 1991.
- Tracy, K.D. y Flammino, A. (1985). *Kinetics of Biological Phosphorus removal*. 58th Annual Conference WPCF, Kansas City, Missouri

ABSTRACTS

- USEPA (1987). Design Manual. Phosphorus Removal. EPA/625/1-87/001, September, 1987.
- WEF y ASCE (1992). Design of Municipal Wastewater Treatment Plants: Volumes I and II. WEF Manual of Practice N° 8; ASCE Manual and Report on Engineering Practice N° 76.
- Wentzel, M.C.; Ekama, G.A. y Marais, G.v.R. (1992). *Processes and Modelling of Nitrification Denitrification Biological Excess phosphorus removal system: A review*. Wat. Sci. Tech. 25 (6), 59-82.
- Wentzel, M.C.; Lötter, L.H.; Loewenthal, R.E. y Marais, G.v.R. (1986). *Metabolic Behavior of Acinetobacter spp. in Enhanced Biological Phosphorus Removal: A Biochemical Model*. Water SA. 12 (4), 209-224.
- Wentzel, M.C.; Lötter, L.H.; Ekama, G.A.; Loewenthal, R.E. y Marais, G.v.R. (1991). *Evaluation of Biochemical Models for Biological Excess Phosphorus Removal*. Wat.Sci.Tech. 23 (Kyoto), pp. 567-576.
- Wentzel, M.C.; Dold, P.L.; Ekama, G.A. y Marais, G.v.G. (1985). *Kinetics of biological phosphorus release*. Wat. Sci. Tech., 17, pp. 57-71.