



ESTRATEGIAS OPERACIONALES PARA EL CONTROL DE PROBLEMAS DE BAJA SEDIMENTACIÓN CAUSADOS POR BACTERIAS FILAMENTOSAS EN PLANTAS DE LODOS ACTIVADOS

Operational strategies for poor sedimentation problems caused by filamentous bacteria in activated sludge systems

Lina M. Rodríguez¹

Francisco J. Molina²

Artículo de Revisión

Recibido: 03 de octubre de 2016

Aprobado: 30 de noviembre de 2017

Publicado: 10 de agosto de 2018

¹ Ingeniera química, Especialista en Manejo y Gestión del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia. Correo electrónico: linam21@gmail.com

² Ingeniero sanitario, Ph.D. en Ingeniería química y ambiental, Coordinador del Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental (GAIA), Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia. Correo electrónico: francisco.molina@udea.edu.co

Keywords: bulking, foaming, settleability problems, activated sludge, filamentous bacteria, selectors

Palabras clave: esponjamiento, espumas, problemas de sedimentación, lodos activados, bacterias filamentosas, selectores

Cómo citar: Rodríguez LM, Molina FJ. Estrategias Operacionales para el Control de Problemas de Baja Sedimentación Causados por Bacterias Filamentosas en Plantas de Lodos Activados. Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad (CAS). 4(1), 1-19, julio – diciembre 2018

URL: <https://aprendeenlinea.udea.edu.co/revistas/index.php/CAA>

Resumen: El proceso de lodos activados es ampliamente empleado en el tratamiento de aguas residuales, este proceso se compone de dos etapas, una bioquímica con suministro de oxígeno, en la que tiene lugar la degradación por oxidación microbológica de la materia orgánica y una segunda etapa física donde por sedimentación, la biomasa generada en la primera etapa es separada. El crecimiento excesivo de microorganismos filamentosos ocasiona problemas de espumas y flóculos de gran volumen (bulking y foaming), disminuyendo la eficiencia de la sedimentación y por ende la calidad del efluente. El objetivo de este trabajo es describir las estrategias operacionales más utilizadas para dar solución a esta problemática. Estas estrategias se pueden dividir en dos grupos, uno dirigido a la modificación de los efectos del problema (curativas) y el otro enfocado en dar una solución preventiva es decir apunta directamente a la corrección de las causas (preventivas).

Abstract: The activated sludge process is widely used to treat wastewater, this process consists of two stages, the first stage is biochemical and needs oxygen supply, there the microbiological oxidation of organic matter takes place, in the second physical step the biomass generated in the first stage is separated by sedimentation process. Process efficiency is measured by comparing the quality of influent and final effluent. This efficiency can be affected by excessive growth of filamentous microorganisms that cause foaming and bulking problems, decreasing the efficiency of sedimentation and therefore the quality effluent. This work aims to describe the most commonly operational strategies used for solving this problematic. These strategies can be divided into two groups, one is directed to change the effects of the problem (healing) and the other focus on giving a preventive solution that is aimed directly at correcting the causes (prevention).

1 Introducción

Actualmente el proceso de lodos activados es ampliamente empleado alrededor del mundo para tratar aguas residuales ricas en materia orgánica disuelta como son las aguas residuales domésticas, aguas residuales generadas en la producción de papel y en el procesamiento de alimentos. Sin embargo la eficiencia del proceso, la cual depende de la adecuada separación de la biomasa del efluente, puede verse afectada por un fenómeno de bulking filamentosos, el cual consiste en

el crecimiento excesivo de bacterias filamentosas (aproximadamente 107 μm filamentos por gramo de lodo activado), afectando la sedimentación y compactación de los lodos de dos maneras: la más común es que los filamentos de estos microorganismos se extienden fuera del flóculo, impidiendo la unión entre flóculos y su consecuente aumento en la masa del flóculo final; otras veces crecen dentro del flóculo y no dificultan mecánicamente la agregación de estos, sin embargo producen flóculos con una estructura abierta que provee espacios para la retención excesiva de agua (Seviour & Nielsen, 2010).

Una mala separación de sólidos en el sistema conlleva a que la biomasa salga del sistema con el efluente tratado, esto repercute en la corriente de lodos recirculados al proceso (RAS por sus siglas en inglés), lo cual no permite mantener la concentración de biomasa requerida en el reactor, ni controlar adecuadamente la edad de los lodos, adicionalmente genera lodos de baja deshidratabilidad y sobrecarga hidráulica de las unidades de manejo de lodos (Seviour & Nielsen, 2010; Jenkins & Wanner, 2014). Una buena sedimentación de los lodos activados, consiste en una sedimentación rápida (velocidad mayor a 3 m/h), después de la sedimentación los lodos no deben ocupar un volumen excesivo y los sólidos suspendidos totales remanentes en el clarificado deben tener concentraciones menores a 15 mg/L (Jenkins & Wanner, 2014).

La formación de una capa de espuma estable, viscosa, de color café en la superficie del reactor y en el sedimentador secundario también constituye un problema de separación de sólidos en el proceso de lodos activados. Este tipo de espuma es causada por bacterias filamentosas como *Nocardia amarae* y *Microthrix parvicella*, las cuales poseen paredes celulares hidrofóbicas que al unirse con la superficie de las partículas sólidas también las convierten en hidrofóbicas, adicionalmente pueden atrapar burbujas de gas, generando así la flotación de los sólidos y la formación de la espuma, ocasionando problemas operacionales como son: el incremento de la actividad de limpieza en planta, obstrucción de los sistemas de eliminación de espuma, reducción de la transferencia de oxígeno de la atmósfera al reactor mecánicamente aireado, transporte y posible dispersión de patógenos por acción del viento sobre la espuma (aerosoles), mal olor, reducción de la calidad del efluente final debido al incremento de sólidos suspendidos y DBO en el efluente (Seviour & Nielsen, 2010).

Esta problemática ha sido abordada por dos campos de la ciencia: la microbiología y la ingeniería. La microbiología por medio del estudio detallado de especies de bacterias filamentosas establece relaciones entre su fisiología y las condiciones operacionales con el fin de proponer soluciones particulares para la prevención, mitigación y control del crecimiento excesivo de las bacterias filamentosas. Sin embargo, muchas veces los estudios de identificación y caracterización se ven obstaculizados por la falta de disponibilidad de algunas especies de bacterias filamentosas en cultivo puro o por las limitantes de los métodos de identificación, por tal motivo aún hay bacterias filamentosas de identidad desconocida. Adicionalmente los estudios realizados a escala de laboratorio en condiciones de cultivo específicas y con microorganismos filamentosos aislados, no son soporte suficiente para determinar con certeza patrones comunes en toda la población de bacterias filamentosas presentes en un sistema de lodos activados, la cual además de ser muy diversa está sometida a un conjunto de factores abióticos y bióticos que impactan su comportamiento (Seviour & Nielsen, 2010). Por otra parte, la ingeniería se enfoca en analizar cómo la morfología altera la ecología de las bacterias y las características de sedimentabilidad de los flocs biológicos, con el fin de hallar soluciones generales de control (Martins et al., 2004). De acuerdo a esas dos perspectivas se

describirán en este trabajo posibles tratamientos para mejorar la sedimentación de los lodos.

2 Descripción del proceso

El proceso de lodos activados se clasifica como un tratamiento secundario, el cual se compone de dos unidades de operación interconectadas, en la primera se busca potencializar una reacción biológica garantizando un contacto efectivo entre los microorganismos y la materia orgánica en condiciones ambientales de pH, temperatura y concentración de oxígeno disuelto que favorezcan la oxidación de materia orgánica y la síntesis de nuevos microorganismos. En la segunda unidad se realiza la separación de la biomasa por sedimentación gravitacional, generando un efluente clarificado.

A Reacción biológica

La primera etapa del proceso consta de un reactor aireado en el que se encuentra en estado de suspensión la biomasa, es decir un conjunto de partículas orgánicas e inorgánicas y de bacterias que se agrupan en flóculos con el fin de garantizar su supervivencia en un medio de baja concentración de nutrientes, ya que esta organización les permite estar en contacto íntimo con la materia orgánica, facilitando así el acceso al alimento (Bitton, 2005). Adicionalmente favorece su permanencia en el sistema debido a que los microorganismos al unirse y conformar flóculos, ganan mayor densidad, sedimentan y pueden posteriormente ser recirculados al reactor, mientras que los microorganismos suspendidos de manera independiente en el licor mezclado serán arrastrados con el efluente después de pasar por la etapa de sedimentación.

En la formación de flóculos participan dos tipos de microorganismos, los no filamentosos y los filamentosos, los filamentosos son los encargados de constituir la columna vertebral de la estructura. En ausencia de estos se forman flóculos débiles y pequeños que ocasionan turbiedad en el efluente final (Juang, 2005). Los microorganismos no filamentosos producen sustancias poliméricas extracelulares (EPS) que favorecen la adhesión de bacterias y otras partículas.

El sustrato orgánico incorporado dentro del flóculo es oxidado por los microorganismos a dióxido de carbono, agua y productos parcialmente oxidados; mientras las células crecen y se reproducen en número. Por otro lado, las bacterias autótrofas nitrificantes, oxidan los compuestos inorgánicos nitrogenados como el amonio, a nitrito por la acción de las nitrosomonas y de nitrito a nitrato por la actividad de las nitrobacter (Sperling and Chernicharo, 2005).

Finalmente, el efluente tratado pasa al sedimentador, del cual a su vez un flujo de lodo activado es recirculado al reactor y mezclado con el nuevo volumen de agua a tratar constituyendo el licor mezclado, de manera que se asegure la presencia de microorganismos que oxiden la materia orgánica efectivamente en corto tiempo. El tiempo de retención hidráulico en el reactor puede variar entre 4 y 8 horas,

mientras que la edad de los lodos (tiempo de retención de la biomasa) en un sistema convencional está en un rango de 5 y 15 días (Bitton, 2005).

B Sedimentación de la biomasa

El efluente proveniente del reactor aireado pasa a un sedimentador donde la densidad de los flóculos formados permite que sedimenten y haya una correcta separación sólido líquido.

Una forma convencional de monitorear la sedimentación del lodo es determinando el índice de volumen del lodo (SVI por sus siglas en inglés). El cual se determina aplicando la ecuación 1 (Bitton, 2005).

$$[1] \quad SVI(mL / g) = \frac{SV_{30} \times 1000}{MLSS}$$

Donde:

SV₃₀: Es el volumen de lodo sedimentado en el cilindro (mL) en 30 minutos; MLSS: es la concentración de sólidos suspendidos en (mg/L).

En una planta convencional de lodos activados (con MLSS < 3500 mg/L) el rango normal de SVI debe estar entre 50-150 mL/g (Bitton, 2005).

Existen algunas variaciones del SVI, una de ellas es el índice del volumen del lodo agitado (SSVI) en el cual el cilindro graduado cuenta con una agitación lenta. Si este índice sobrepasa el valor 120 se considera que hay un problema de baja sedimentación o bulking (Agridiotis et al., 2007).

También se puede evaluar la sedimentación a partir de la determinación experimental de la velocidad de sedimentación para una concentración de sólidos específica (Hendricks, 2006).

3 Factores influyentes en la proliferación de bacterias filamentosas

La identificación de los siguientes factores es fundamental para realizar el diagnóstico de problemas de bulking y foaming.

A Cinética de crecimiento de los microorganismos

La tasa específica de crecimiento de una población (μ) se ve afectada por la concentración de un sustrato esencial o limitante para su crecimiento de acuerdo a la siguiente expresión de Monod (Seviour & Nielsen, 2010).

$$[2] \quad \mu = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_s}$$

Donde: S: concentración del sustrato esencial para el crecimiento; K_s: coeficiente de saturación del sustrato o expresión numérica de la afinidad de un organismo por S (bajos valores de K_s indican que el

organismo tiene una alta afinidad por el sustrato y valores altos indican baja afinidad); μ : tasa específica de crecimiento; μ_{\max} : tasa máxima de crecimiento de la población (esta se alcanza cuando S toma valores altos).

Las bacterias filamentosas son organismos de lento crecimiento, estas poseen una tasa de crecimiento máxima μ_{\max} menor a las bacterias formadoras de flóculos. Por otra parte, las bacterias filamentosas poseen un valor de K_s mucho menor a las bacterias formadoras de flóculos (Jenkins & Wanner, 2014). Esta alta afinidad por el sustrato, se debe al hecho de que los microorganismos filamentosos tienen una relación área volumen (A/V) mayor que las bacterias formadoras de flóculos, lo cual les confiere una ventaja competitiva por el sustrato, especialmente cuando la concentración de sustrato es baja (Martins et al, 2004). En sistemas donde la concentración del sustrato es alta, esta población se ve desfavorecida debido a que su tasa de crecimiento es menor a las bacterias formadoras de flóculos. Por tal motivo una baja relación de alimento y microorganismos (F/M) es decir menor a 0,15 favorece el crecimiento de bacterias filamentosas (ej. Tipo 0041, Tipo 0675, Tipo 1851, Tipo 0803) (Richards et al, 2003).

B Metabolismo de los microorganismos

Las bacterias no filamentosas a diferencia de las filamentosas, tienen una mayor habilidad de almacenar polímeros (ej. Polihidroxialcanoatos (PHA), glucógeno) cuando la concentración del sustrato en el reactor es alta. Este material almacenado puede ser metabolizado para la generación de energía durante periodos de extrema escasez de alimento, razón por la cual esta estrategia es clave para la supervivencia y otorga a las bacterias formadoras de flóculos una ventaja competitiva (Martin et al, 2003). Se ha encontrado que la mayoría de las bacterias filamentosas tienen una menor capacidad para almacenar sustrato en comparación con las bacterias formadoras de flóculos, sin embargo, hay algunos tipos que tienen similar habilidad de almacenamiento, como son *Microthrix parvicella* y *Thiothrix nivea* (Guo et al, 2014). *Microthrix parvicella* es un microorganismo capaz de almacenar diferentes tipos de sustrato bajo condiciones aeróbicas, anóxicas y anaerobias. A diferencia de *Microthrix parvicella* las bacterias formadoras de flóculos no tienen la habilidad de almacenar sustrato en condiciones anaerobias, situando a esta bacteria filamentosa en una posición de ventaja en dicha condición (Rossetti, 2005). Entre las bacterias no filamentosas capaces de acumular grandes cantidades de PHA intracelular in situ, se encuentra los organismos acumuladores de fósforo (PAO) y organismos acumuladores de glucógeno (GAO) (Martins et al, 2004). Por otra parte, *Microthrix parvicella* es el primer organismo identificado en un sistema de lodos activados, con la habilidad fisiológica de acumular lípidos (LAO) cuando está disponible el oxígeno o el nitrógeno como electrón aceptor (Rossetti, 2005).

C Oxígeno disuelto

El incremento de la temperatura disminuye la solubilidad del oxígeno en el licor mezclado y por ende favorece el crecimiento de

microorganismos filamentosos (ej. *Thiothrix* spp, tipo 021N, tipo 1851, *Sphaerotilus natans*, *Haliscomenobacter hydrossis* y *Microthrix parvicella* asociados a bajas concentraciones de oxígeno disuelto (menor o igual a 1,1 mg/L O₂), (Martins et al, 2003a).

De acuerdo a los estudios fisiológicos de bacterias filamentosas realizados en cultivo, la mayoría de estos microorganismos poseen un metabolismo estrictamente aerobio, empleando el oxígeno como agente oxidante. Se tiene conocimiento de la existencia de algunos microorganismos filamentosos como el tipo 0961, tipo 1863, tipo 1851 y *N. limicola* que tienen la capacidad de desarrollar un metabolismo fermentativo es decir en vez de utilizar en su metabolismo el oxígeno como receptor de electrones emplean una molécula orgánica, lo cual les otorga una ventaja competitiva en sistemas con etapas anaeróbicas. Sin embargo, estas bacterias constituyen una minoría y no se han identificado como responsables comunes de episodios de bulking en lodos activados. Algunas bacterias filamentosas predominantes en sistemas de lodos activados con remoción de nutrientes, como son *M parvicella*, *S natans*, *Thiothrix*, tipo 021N, son capaces de utilizar el nitrato como receptor de electrones reduciéndolo hasta nitrito, otra bacteria común en este tipo de sistemas como la 0092 no tiene esta capacidad, adicionalmente la tasa de desnitrificación para estas bacterias es mucho menor que la de las bacterias formadoras de flóculos (Martin et al, 2004).

D Nutrientes

La baja concentración de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo en el licor mezclado es un factor que induce la proliferación de ciertas bacterias filamentosas como *Sphaerotilus natans*, *Thiothrix*, tipo 021N, *Nostocoida limicola* III, este problema es característico de las aguas residuales industriales y no de las aguas residuales domésticas (Bitton, 2005). Se considera que hay un problema de deficiencia de nutrientes si la concentración total de nitrógeno inorgánico en el reactor, el cual es la suma de la concentración de amonio, nitrito y nitrato, es menor a 1 mg/L, y si la concentración de orto fosfato está por debajo del rango de 0,5-1 mg/L (Richards et al, 2003).

E Tipo de sustrato

El crecimiento excesivo de los microorganismos filamentosos está asociado a la resistencia de difusión del sustrato dentro del flóculo. En circunstancias de limitación del sustrato, estas bacterias crecen rápidamente fuera del flóculo como estrategia para ganar la competencia por el sustrato. Cuando no se presenta lo anterior, estos microorganismos permanecen dentro del flóculo y no generan bulking (Martin et al, 2004).

Se cree que los sustratos fácilmente biodegradables o solubles, favorecen el crecimiento de las bacterias filamentosas, debido a que su morfología, caracterizada por los filamentos que se extienden fuera del flóculo, facilita el acceso al sustrato presente en el medio líquido, mientras que las bacterias no filamentosas dependen de la difusión del sustrato dentro del flóculo. En cambio, el sustrato de

degradación lenta o particulado, el cual es sometido a una degradación enzimática extracelular por un mecanismo de hidrólisis por las bacterias formadoras de flóculos con el fin de convertirlo en un sustrato fácilmente biodegradable que pueda ser directamente usado por la célula, va afectar las bacterias filamentosas en el sentido que dependerán de la restringida difusión de los productos hidrolizados del interior al exterior del flóculo (Kappeler et al, 1994).

La composición del agua residual influye en la población microbiana, por ejemplo, compuestos reducidos de azufre pueden ser fácilmente metabolizados como fuente de energía y soportar el crecimiento de bacterias filamentosas como la tipo 021N, *Thiothrix* o *Beggiatoa* (Seviour & Nielsen, 2010). Así mismo, estas bacterias filamentosas y otras (tipo 0092 y tipo 0581), las cuales pueden ocasionar problemas de bulking, se ven favorecidas por los ácidos orgánicos presentes en el agua residual. La bacteria tipo 021N y *Thiothrix* I y II tienen preferencia por ácidos orgánicos simples como el ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico, por el contrario, las bacterias tipo 0581 y tipo 0092 optan por ácidos orgánicos más complejos, como el ácido cítrico. Una concentración alta de sulfuro de hidrógeno (mayor a 1-2 mgH₂S/L) y de ácidos orgánicos (mayor a 100mg/L) en el reactor incrementa la proliferación de ciertos microorganismos filamentosos y constituye un problema de septicidad (Richards et al, 2003). Debido a que los ácidos grasos promueven el crecimiento de *N. amarae*, una alta concentración de estos en el agua residual puede ocasionar su sobre crecimiento y por ende dar lugar a la formación de espuma en el sistema de lodos activados. De igual manera *Microthrix parvicella* también reconocida como causante de la generación de espuma, posee una superficie celular hidrofóbica que le permite atraer lípidos, ácidos grasos de cadena larga y otros sustratos no polares, confiriéndole una ventaja competitiva en la absorción de este tipo de sustratos (Rossetti, 2005). Por el contrario, las bacterias formadoras de flóculos, no son capaces de utilizar los ácidos grasos de cadena larga para su crecimiento y proliferación. Estos ácidos grasos, suelen producirse por la hidrólisis microbiana de aceites y grasas presentes en el afluente (Tsang et al, 2008).

F Tiempo de retención de la biomasa

En un sistema de lodos activados solo con remoción de materia orgánica, el tiempo de retención celular está alrededor de 5 días, mientras que para sistemas que incluyen la remoción de nutrientes la edad de los lodos se incrementa por encima de los 10 días (Martin et al, 2004). Tiempos largos de retención de la biomasa favorece el crecimiento de las bacterias filamentosas, ya que estos son microorganismos de bajo crecimiento en comparación con las bacterias formadoras de flóculos. Sin embargo, al tratar de disminuir la edad de los lodos se ven afectados los organismos nitrificantes (Jenkins & Wanner, 2014). En un estudio realizado se encontró que, al reducir el tiempo de retención de los lodos de 15 a 7 días, mejoró la sedimentación, pero empeoró la calidad del efluente, debido a que al aumentar la relación F/M disminuye la tasa de remoción de materia orgánica, además que no es viable la remoción de nitrógeno, la cual se realiza a través del proceso de nitrificación (Xie et al, 2007).

4 Posibles soluciones

Para abordar los problemas operacionales de baja sedimentación y formación de espuma ocasionados por el crecimiento excesivo de microorganismos filamentosos en una planta de lodos activados existen dos tipos de soluciones, las preventivas y las curativas, las primeras son de largo plazo y se apoyan en la microbiología para conocer los factores que favorecen el crecimiento de las bacterias filamentosas sobre las bacterias formadoras de flóculos con el fin de manipularlos para dar soluciones específicas.

A Soluciones preventivas

En esta categoría se encuentran: los selectores biológicos, los cuales pueden ser aerobios, anóxicos, o anaerobios, los cambios operacionales de condiciones claves que favorecen la población de microorganismos filamentosos predominantes en el reactor e identificados como la causa del problema, y el uso de reactores discontinuos secuenciales.

i Selectores

En el año 1970 se desarrolló el reactor selector, el cual consiste en la zona inicial y separada del reactor biológico que recibe el agua residual y el flujo de retorno. Se han diseñado selectores aerobios, anóxicos y anaerobios. En los selectores se busca favorecer la competitividad de las bacterias formadoras de flóculos, a partir de la manipulación de factores claves que influyen en el crecimiento excesivo de las bacterias filamentosas. Los selectores son fácilmente instalados en una planta de lodos activados y es la herramienta ingenieril más empleada alrededor del mundo, para la prevención de fenómenos de bulking en lodos activados. Sin embargo, se han reportado casos en que esta medida no ha sido efectiva para controlar el problema de bulking. La mayoría de los selectores instalados en las plantas de lodos activados son vistos simplemente como una etapa adicional, olvidando que para que estos funcionen adecuadamente se requieren controlar parámetros de operación. Las medidas de control por ejemplo ayudan a prevenir el ingreso de nitrato y oxígeno a un selector anaerobio y oxígeno a un selector anóxico. Por otra parte, la detección y cuantificación periódica de bacterias filamentosas por medio de herramientas moleculares y técnicas analíticas automatizadas, permite la identificación temprana de un cambio en la población microbiana, siendo esta una alerta del posible surgimiento de eventos de bulking (Martin et al, 2004).

El tiempo de contacto es un parámetro de diseño importante en selectores, este tiene un efecto considerable y no lineal en la sedimentación del lodo (Martin et al, 2003). Cuando el tiempo de contacto es insuficiente, el sustrato soluble no es consumido en la zona de contacto (selector) y puede ingresar dentro del reactor aireado. Por otra parte, si el tiempo de contacto es muy largo, la concentración del sustrato será baja, y similar a la obtenida en tanques completamente mezclados. Ambas circunstancias conllevan a una baja relación (F/M) y por ende favorecen la proliferación de

bacterias filamentosas. Es por esto que para el adecuado diseño del selector se debe evitar un tiempo de contacto muy largo o corto, ya que esto repercute en un valor alto del índice de volumen del lodo (SVI) (Martin et al, 2004., Jenkins & Wanner, 2014). Varios estudios concuerdan en que los reactores de flujo pistón y con compartimientos favorecen una relación alta de (F/M) y generan un adecuado macro gradiente de la concentración del sustrato que garantice una alta tasa de consumo de sustrato fácilmente degradable por la población microbiana, bajo condiciones altamente dinámicas (Martin et al, 2004).

a Selector aerobio

En el selector aerobio además de garantizar un macro gradiente de la concentración, es importante controlar el oxígeno disuelto, ubicando sensores en el primer compartimiento donde su consumo es mayor, ya que una baja concentración de oxígeno (por debajo de 1.1 mg/L O₂) repercute en una baja sedimentación, debido a la proliferación de microorganismos filamentosos.

Para el diseño de un selector aerobio en sistemas de tratamiento de aguas residuales domesticas se recomienda un número de compartimientos mayor o igual a 3, una relación de kgDQO / KgMLSS*d, de 12 para el primer compartimiento, de 6 para el segundo compartimiento y de 3 para el tercer compartimiento, un tiempo de contacto entre 10-15 minutos, este dependerá de la carga, temperatura y composición del agua residual, y una concentración de oxígeno disuelto mayor a 2 mgO₂/L (Martins et al, 2004).

b Selector anóxico

Las zonas de contacto anóxico han sido empleadas para controlar el bulking ocasionado por bacterias filamentosas predominantes en sistemas de lodos activados con remoción biológica de nutrientes. Actualmente, el principal criterio para el diseño de selectores anóxicos es la relación entre el sustrato fácilmente biodegradable y el nitrato (RBCOD/ NO₃-N). Con el fin de minimizar los problemas de lodo filamentosos en sistemas, se han propuesto reactores de flujo pistón que garanticen un macro gradiente de concentración a lo largo de las etapas anóxicas bien definidas y que permitan la exclusión de oxígeno de las zonas anóxicas (Plóz, 2007). Un selector anóxico correctamente diseñado con una alta tasa de desnitrificación y alta tasa de consumo de sustrato, favorecerá a las bacterias formadoras de flóculos, las cuales sobrevivieran en el reactor principal gracias al almacenamiento intracelular de sustrato, mientras que los organismos filamentosos se verán limitados debido a su menor capacidad para almacenar sustrato y menor tasa de desnitrificación. Para el diseño de un selector anóxico en sistemas de tratamiento de aguas residuales domesticas se recomienda un número de compartimientos mayor o igual a 3, una relación de kg DQO/ KgMLSS*d, de 6 para el primer compartimiento, de 3 para el segundo compartimiento y de 1.5 para el tercer compartimiento, un tiempo de contacto entre 45-60 minutos, y una relación mayor de 79 mg RBCOD/ mg NO₃-N (Martins et al, 2004).

c Selector anaerobio

Este tipo de selectores promueve el crecimiento de organismos acumuladores de fósforo (PAOs) y de organismos acumuladores de glucógeno (GAOs), el almacenamiento de sustrato por parte de estas bacterias se ve favorecido por la disponibilidad y consumo de sustrato fácilmente biodegradable en la etapa anaerobia, obligando a decrecer en número a otros microorganismos en la etapa aerobia, en la cual falta el sustrato (Martins et al, 2004). Por tanto, entre más sustrato se remueva en la etapa anaerobia, mejor será la sedimentación de los lodos activados. Además, los lodos ricos en bacterias acumuladoras de poli fosfatos suelen sedimentar mejor porque adquieren mayor densidad debido a las agrupaciones que forman las bacterias y a la precipitación química del fósforo (Jenkins & Wanner, 2014). Recientemente se ha reportado la efectividad del uso selectores anaeróbicos en el control de bulking filamentoso. Sin embargo, no se recomienda emplearlos para el tratamiento de aguas residuales ricas en compuestos de azufre, debido a que la condición anaeróbica favorece aún más la producción de compuestos reducidos del azufre, los cuales son oxidados en la etapa aerobia por ciertas bacterias filamentosas. En el diseño de los selectores anaerobios se tiene en cuenta la relación de la tasa de absorción de sustrato fácilmente degradable (RBCOD) con respecto a la tasa de liberación de fósforo, la cual se recomienda sea de 9-20g COD/g P. También es aconsejable 3 o más compartimientos con una relación largo y ancho mayor a 10:1 y un tiempo de contacto de 1-2 horas (Martins et al, 2004).

ii Cambios en las condiciones de operación.

Se debe controlar la aireación del reactor para garantizar la adecuada concentración de oxígeno disuelto. Para una relación de alimento y microorganismos (F/M) alta, mayor de 0,5 se recomienda una concentración de oxígeno disuelto mayor o igual a 4mg/L para prevenir la proliferación de bacterias filamentosas (Richards et al, 2003). En general se estima que la cantidad de oxígeno requerida oscila entre el 15-30% de la demanda química de oxígeno (DQO) soluble removida (Martin et al, 2003a). La concentración de oxígeno disuelto comúnmente aceptada para prevenir bulking es mayor o igual a 2mg/L, sin embargo, valores mayores o menores pueden ser apropiados dependiendo de la naturaleza del agua residual (Jenkins & Wanner, 2014).

Cuando el problema radica en la septicidad del agua residual a tratar, se puede realizar una pre aireación, sin embargo, esta medida provoca la liberación de olores, también se puede prevenir la septicidad en el sistema de colección adicionando nitrato de sodio (Richards et al, 2003; Jenkins & Wanner, 2014).

Con el fin de identificar una posible deficiencia de nutrientes en el sistema de tratamiento de lodos activados, se debe realizar una verificación de la concentración total de nitrógeno inorgánico y de ortofosfatos en el reactor, preferiblemente en la zona donde el reactor aireado alimenta el sedimentador secundario. No se debe realizar la medición en el sedimentador final, debido a que a veces en condiciones endógenas, los nutrientes son liberados del lodo,

provocando un error en la lectura de la concentración de nutrientes. Se sugiere que la relación de DQO, nitrógeno y fósforo DQO/N/P sea 100/5/1 para lograr un adecuado balance entre la materia orgánica y los macronutrientes (Bitton, 2005). En caso de presentarse dicha deficiencia, se debe dosificar al reactor fuentes de nitrógeno como amoníaco anhidro, urea, sales de amonio ((NH₄)₂SO₄, NH₄CL o NH₄NO₃), y fuentes de fósforo como H₃PO₄, Na₂PO₄ y (NH₄)₂PO₄ (Richards et al, 2003). Para aguas residuales con una alta concentración de lípidos es recomendable realizar un pretratamiento con flotación con el fin de remover este sustrato que promueve el crecimiento excesivo de bacterias como *Microthrix parvicella* y *Nocardia*, principales causantes de la formación de espuma en sistemas de lodos activados (Rossetti et al, 2005).

Otra medida que puede ayudar en el control de bulking y foaming es la disminución en la concentración de sólidos suspendidos en el licor mezclado (MLSS), lo cual se logra al incrementar la tasa de descarte de lodos activados (Bitton, 2005). Su efectividad radica en el hecho de que al disminuir la concentración de los sólidos suspendidos en el licor mezclado (MLSS) se reduce el tiempo de retención celular y por ende la proliferación de microorganismos filamentosos como *Nocardia amare*. Adicionalmente esta medida incrementa la relación F/M, favoreciendo de este modo las bacterias formadoras de flóculos (Seviour & Nielsen, 2010).

iii Reactor discontinuo secuencial

Estudios que datan de 1960 y 1970 reportan que el reactor discontinuo secuencial (SBR) produce lodos de mejor sedimentación que los reactores continuos de mezclado completo. Un SBR alimentado en forma estática genera un adecuado macro gradiente de la concentración del sustrato y una relación alta de alimento y microorganismo (F/M), favoreciendo de este modo la competitividad de los microorganismos formadores de flóculos sobre los filamentosos (Martins et al, 2004). En SBRs no suelen predominar microorganismos filamentosos y rara vez ocurre bulking en este tipo de sistemas (Seviour & Nielsen, 2010).

El proceso SBR también conocido como sistema de flujo intermitente, consiste en la incorporación de todas las unidades, procesos y operaciones asociadas a un sistema convencional de lodos activados (oxidación biológica, sedimentación secundaria y recirculación de lodos al reactor) dentro de un único tanque. Al emplear un solo tanque, los procesos y operaciones son secuenciales en el tiempo y no en unidades separadas como sucede en un proceso convencional de flujo continuo. Este proceso se caracteriza por ser flexible y efectivo, sin embargo, es necesario valorar y seleccionar adecuadamente los parámetros de operación de acuerdo a las características propias del agua residual a tratar. Un estudio realizado reportó que al implementar un reactor discontinuo secuencial en una planta con una carga volumétrica alta (1.9 kg DBO/m³ día) se obtuvo un valor bajo del SVI (52,7 ml/g), lo cual no es común que suceda cuando se opera a tasas de carga iguales o mayores a 1.2kg DBO/m³ día (Tsang et al, 2007).

B Soluciones curativas

Las soluciones curativas se caracterizan por tener un efecto rápido pero transitorio en la sedimentación de los lodos. En este tipo de estrategias operacionales se encuentran los métodos físicos y la adición de químicos al reactor biológico o a la corriente de recirculación de lodos (RAS). Los agentes adicionados se clasifican de acuerdo a su mecanismo de acción en biocidas, coagulantes y otros compuestos.

i Adición de agentes coagulantes

Al reactor aireado se agregan coagulantes como: polímeros orgánicos sintéticos, sales metálicas y cal, con el fin de favorecer la sedimentación por medio de la formación de puentes entre flóculos (Bitton, 2005). Sin embargo, este procedimiento es costoso y de corta duración, debido a que su modo de acción no se basa en controlar la proliferación y crecimiento de los microorganismos filamentosos sino en mejorar la compactación de los flóculos, por esto es predecible que al suspender la adición de los coagulantes vuelve a presentarse bulking (Xie et al., 2007). Es difícil estimar por cuanto tiempo las sales metálicas mantienen su efecto positivo en la sedimentación de los lodos. Se recomienda dosificar nuevamente aluminio cuando la abundancia de filamentos (FA) este entre 2.5-3 (Agridiotis et al., 2007). Donde el valor numérico 2 representa que los filamentos fueron comúnmente observados, pero no presentes en todos los flóculos, y el valor numérico 3 indica que los filamentos fueron observados en todos los flóculos pero con una densidad baja, es decir de 1-5 filamentos por flóculo (Jenkins et al, 1993).

La carga superficial del flóculo está relacionada con la sedimentación de los lodos, entre más negativa sea la carga del flóculo, mayor es el índice del volumen de lodo agitado (SSVI), esto se debe a que las cargas negativas incrementan las fuerzas electrostáticas de repulsión, de manera que la unión entre flóculos es muy débil. Los flóculos de lodo activado están cargados negativamente, con la adición de sales metálicas se busca que los iones catiónicos se unan a ellos generando así una neutralización de cargas, en caso de una sobredosificación de coagulante, el flóculo puede quedar con una carga contraria, causando un efecto indeseado en la sedimentación (Agridiotis et al, 2007; Xie et al, 2007). Otro parámetro que influye en la sedimentación de los lodos es el pH, algunos estudios han demostrado que al incrementar el pH de 5 a 9 disminuye el índice de volumen de los lodos (SVI). Al parecer esto se debe a que valores altos de pH incrementan el número de zonas activas en la bacteria, favoreciendo de este modo la biofloculación (Agridiotis et al., 2007). Por otra parte, existe una estrecha relación entre la carga superficial del flóculo y la hidrofobicidad del mismo, a mayor hidrofobicidad (mayor ángulo de contacto) la carga superficial de lodo es menos negativa, mientras que una carga superficial más negativa corresponde a un lodo más hidrofílico (menor ángulo de contacto). En un estudio realizado se encontró que lodos más hidrofóbicos presentan niveles mayores de SVI (Sponza, 2003).

La adición de polímeros sintéticos es una práctica común para resolver de manera inmediata los problemas de baja sedimentación. En un estudio realizado se observó que al adicionar el polímero sintético en el sistema mejoró la sedimentación de los lodos e inhibió el crecimiento fuera del flóculo de los microorganismos filamentosos. Después de 3 semanas de haber suspendido su adición aparecieron flóculos pequeños y frágiles, posiblemente este compuesto permanezca dentro del flóculo afectando los microorganismos no filamentosos y por ende la producción de sustancias poliméricas extracelulares, las cuales son necesarias para formar flóculos fuertes y de mayor tamaño (Juang, 2005).

Este tipo de tratamiento también resulta efectivo en el control de foaming. Se ha reportado que la adición de una dosis de 0.5mg/l del polímero catiónico poliacrilamida controla la bacteria filamentosa *Nocardia* (Seviour & Nielsen, 2010).

Para el control de *Microthrix parvicella* se recomienda una dosis de poli cloruro de aluminio (PAX 14) de 2-3 g Al/kg MLSS-d por un periodo de 3 semanas. (Rossetti et al, 2005). La adición de coagulantes como el cloruro férrico ($FeCl_3$) es una medida popularmente utilizada. Según un reporte una dosis de 4g $FeCl_3$ / kg MLSS-d redujo en dos semanas un marcado evento de foaming (Seviour & Nielsen, 2010).

ii Adición de biocidas

Esta técnica consiste en la adición de sustancias químicas que permiten eliminar de manera selectiva los microorganismos filamentosos. Esta solución no suele generar una mejora tan inmediata en la sedimentación como los coagulantes, sin embargo, tiene un efecto más prolongado debido a que remueve de manera temporal la causa directa de la mala sedimentación (Seka & Verstraete, 2001). Las bacterias filamentosas por estar ubicadas principalmente en la parte externa del flóculos son más susceptibles a la acción de los oxidantes (cloro, peróxido, ozono), mientras que la mayoría de las bacterias no filamentosas sobreviven al interior del flóculo (Jenkins & Wanner, 2014). Sin embargo, esta medida puede afectar a las bacterias nitrificantes, las cuales son necesarias para la obtención de un efluente de buena calidad. El efecto negativo en las bacterias nitrificantes se debe a que son microorganismos de bajo crecimiento y por lo tanto tardan mucho en recuperarse de la acción de los oxidantes (Martins et al, 2004).

La cloración es ampliamente empleada en Estados Unidos debido a que es una medida económica y de rápido efecto, mientras que en Europa su aplicación es restringida por causa de la problemática ambiental generada por la formación de compuestos organoclorados. Para el control de problemas de bulking la dosificación de cloro se debe realizar en el tanque de aireación o en el flujo de lodos recirculados (RAS) en forma de cloro gaseoso, o de hipoclorito de sodio, con una concentración entre 15-20 mg Cl_2/L , esta concentración no es perjudicial para los microorganismos formadores de flóculos. Se deben evitar dosis más altas ya que estas pueden ocasionar fallas en el tratamiento biológico. Muchos reportes indican

que la cloración bajo las condiciones anteriormente mencionadas es efectiva para el control de bulking (Guo et al, 2012). Para el control de foaming, se sugiere aplicar directamente soluciones de cloro en Spray o hipoclorito de calcio en polvo en la capa de espuma ya que los microorganismos filamentosos que la causan están retenidos en ella (Seviour & Nielsen, 2010; Jenkins & Wanner, 2014).

Es importante resaltar que la cloración ha resultado inefectiva para el control de *Microthrix parvicella*, la cual es de 10 a 100 veces más resistente a la cloración que otros microorganismos filamentosos presentes en sistemas de lodos activados. Otros estudios han demostrado que también hay cepas de la bacteria tipo O21N cloro-resistentes. La resistencia de estos microorganismos al cloro se debe a que poseen una pared celular hidrofóbica (Guo et al, 2012). Para este tipo de microorganismos es necesario emplear un biocida alternativo con el fin de eliminarlos y mejorar las condiciones de sedimentación de los lodos. La adición de surfactantes químicos puede ser un método efectivo debido a su capacidad de provocar la lisis de células filamentosas. En un estudio realizado el surfactante catiónico, bromuro de cetiltrimetilamonio ((C₁₆H₃₃)N(CH₃)₃Br, CTAB) fue una medida exitosa para la eliminación de la bacteria filamentososa cloro resistente tipo O21N con una dosis de 30mg/g SS, mientras que al adicionar una dosis de cloro de 80 mg/g SS no se logró erradicar el microorganismo (Guo et al, 2012). Por otra parte, el bactericida policuaternario de amonio (QAS) tiene la facultad de cortar en segmentos los microorganismos filamentosos, lo cual repercute en una mejor sedimentación del lodo. En un tratamiento realizado para el control de *Microthrix parvicella*, se aplicó una dosis de QAS de 50g/Kg MLSS con la cual se logró disminuir el valor de SVI un poco más del 50%. (Xie et al, 2007).

El peróxido de hidrogeno suele ser añadido en la recirculación de los lodos (RAS) a una concentración entre 100-200 mg/L (Bitton, 2005). Existen reportes que tanto el tratamiento con peróxido como con ozono ha resultado efectivo en el control de bulking y foaming (Seviour & Nielsen, 2010).

iii Adición de otros compuestos

Además de los biocidas y los agentes coagulantes existe un grupo de compuestos conocidos como agentes de lastrado, de esta categoría principalmente el talco (mineral compuesto por aluminosilicatos) suele ser adicionado con el fin de mejorar la sedimentación. EL mecanismo de acción de estos agentes consiste en incrementar el peso de los lodos y reforzar la estructura de los flóculos, sin generar ningún efecto perjudicial sobre los microorganismos filamentosos. Este método se caracteriza por tener efectos inmediatos en la mejora de la sedimentación de los lodos. Sin embargo, se requiere adicionar grandes cantidades (70-100% de MLSS) de manera repetitiva. Otra desventaja radica en que incrementa la cantidad de solidos secos en los lodos descartados del proceso (Seka & Verstraete, 2001).

Con el fin de optimizar los aditivos empleados para mejorar la sedimentación, surgieron los aditivos multi-componentes. Esta práctica consiste en combinar compuestos con diferentes

mecanismos de acción (biocidas, coagulantes, "ballasting agents"). En un estudio realizado se encontró que un aditivo compuesto por un polímero sintético, talco en polvo y bromuro de cetiltrimetilamonio (CTAB), fue superior que los aditivos tradicionales. Con una sola dosis logró mejorar la sedimentación de los lodos y genero un efecto destructivo en los microorganismos filamentosos. En comparación con los aditivos tradicionales, su uso requiere una adición de menor cantidad y menos frecuente (Seka & Verstraete, 2001).

La adición de agentes antiespumantes comerciales es una alternativa costosa y poco confiable en el control de foaming. Varios reportes indican que una vez la espuma biológica espesa se ha estabilizado, no colapsa con la adición de antiespumantes (Seviour & Nielsen, 2010; Jenkins & Wanner, 2014).

C Métodos físicos

Entre los métodos físicos más empleados para el control de foaming se encuentra: la remoción de la espuma por medios mecánicos, flotación selectiva y aplicación de agua en spray. Por otra parte, la cavitación para el control de bulking, es un método prometedor que está siendo estudiado a escala piloto y a escala real (planta).

i Remoción de la espuma

Las características de la espuma formada por las bacterias filamentosas permiten la remoción de esta de la superficie líquida (Jenkins & Wanner, 2014). Para esto se recomienda equipar el sedimentador secundario con skimmers (aparato mecánico que separa el líquido de las partículas flotantes en él) de manera que puedan actuar sobre toda la superficie. También se debe contar con deflectores que forman trampas de espuma. Debido a que la espuma posee una viscosidad mayor que el licor mezclado se deben emplear bombas y tuberías diseñadas para la eliminación de espuma, (Seviour & Nielsen, 2010).

ii Flotación selectiva

Este método se fundamenta en que la superficie hidrofóbica de los microorganismos filamentosos causantes de los problemas de foaming facilita la adsorción de burbujas y son llevados con ellas a la superficie, las cuales arrastran los flocs a la superficie. Los flocs, de esta manera, son seleccionados para ser descartados inmediatamente, antes de que puedan propagarse y alcanzar concentraciones suficientes para formar molestas capas de espuma en el sistema. La flotación ocurre en una cámara de aireación ubicada después del reactor biológico y antes del sedimentador secundario. Existen varios reportes que indican que con este método ha logrado reducir en número microorganismos filamentosos como *Nocardia* y eliminar la formación de espuma (Parker et al, 2014).

iii Aplicación de agua en spray

Las espumas biológicas pueden desestabilizarse por medio de una dilución sustancial, la cual rompe las películas líquidas que forman los microorganismos alrededor de las burbujas de gas, de tal modo que

las burbujas pueden colapsar rápidamente. La cantidad de agua a aplicar sobre la espuma presente en el reactor o en el sedimentador secundario debe ajustarse de manera empírica para cada planta en particular (Jenkins & Wanner, 2014). En general este método resulta útil contra las espumas ligeras pero no es efectivo contra espumas pesadas y estables. Este método se plantea como una medida de control en caso de emergencia con el fin de prevenir una pérdida masiva de sólidos en el sedimentador secundario (Seviour & Nielsen, 2010).

iv Cavitación

Este método, consiste en la destrucción selectiva de los microorganismos filamentosos por el efecto de la cavitación, el cual es provocado generalmente por un fenómeno hidrodinámico. Su fundamento radica en que las burbujas generadas, ocasionan un régimen altamente turbulento, que genera tensión sobre las bacterias filamentosas. Las burbujas de la cavitación son usualmente generadas dentro de una boquilla conectada a una bomba sumergible, donde el líquido pasa a gran velocidad hasta alcanzar la presión de evaporación. La entrada de energía es pequeña y significativamente inferior al valor crítico para la desintegración microbiana. La exposición continua del lodo a estas condiciones reduce el número de microorganismos filamentosos y la longitud de los filamentos. Esta técnica no afecta las propiedades floculantes de los biosólidos (Seviour & Nielsen, 2010).

La cavitación generada por un efecto del ultrasonido, ha sido una técnica útil para el control de problemas de bulking filamentoso en sistemas anaerobios, sin disminuir la eficiencia del tratamiento biológico. Probablemente esta técnica también sea válida para un sistema aerobio como es el proceso de lodos activados, pero más investigaciones deben realizarse para concluir lo anterior (Neis et al, 2012).

5 Avances en Colombia

La universidad de Antioquia en convenio con Empresas Públicas de Medellín-EPM, participó en el proyecto "Diseñar e implementar un protocolo de observación y elaboración de atlas básico de microorganismos para un sistema de lodos activados con el fin de apoyar la toma de decisiones en torno al proceso de tratamiento de agua residual" y elaboró un atlas de los microorganismos más representativos presentes en el sistema de lodos activados de la PTAR San Fernando, entre los cuales se encontraron las bacterias filamentosas: Tipo O21N, *Sphaerotilus natans*, *Nostocoida limicola* III y *Thiothrix* (Molina et al, 2012). La identificación y cuantificación de estos microorganismos en un sistema de lodos activados, permite identificar un cambio o alteración en la población microbiana, anticipándose a eventos de bulking o foaming. En caso de que los problemas de sedimentación ya se hayan generado, la evaluación de microorganismos filamentosos genera información para la selección de estrategias de control.

6 Conclusiones

A pesar de los múltiples esfuerzos realizados por la microbiología y la ingeniería aún no existe una estrategia operacional contundente y universal para el control de la proliferación de microorganismos filamentosos en sistemas de lodos activados.

Los selectores es la estrategia más usada para el control de bulking, por sus efectos a largo plazo. Dicha estrategia está fundamentada principalmente en la teoría cinética de crecimiento de los microorganismos y en la teoría de selección metabólica.

La cloración es una solución de corto plazo y ampliamente usada debido a que es una medida económica y de rápido efecto. Sin embargo, la cloración no es una alternativa efectiva para el control de bacterias filamentosas como: *Microthrix parvicella* y Tipo O21N, las cuales debido a su pared celular hidrofóbica son cloro resistentes.

La adición de coagulantes se caracteriza por generar una mejora inmediata en la sedimentación, pero de efecto transitorio, su mecanismo de acción se basa en neutralizar la carga del flóculo biológico. Una sobredosificación de coagulante genera una carga contraria en el flóculo y por ende ocasiona efectos indeseados en la sedimentación de los lodos.

Métodos como la flotación selectiva y la cavitación permiten por medios físicos reducir en número los microorganismos filamentosos causantes de eventos de foaming y bulking respectivamente.

7 Bibliografía

- Agridiotis, V., Forster, C. F., & Carliell-Marquet, C. (2007). Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics. *Bioresource Technology*, 98(15), 2926–34.
- Bitton, G. (2005). *Wastewater microbiology*. John Wiley & Sons.
- Guo, J., Peng, Y., Wang, Z., Yuan, Z., Yang, X., & Wang, S. (2012). Control filamentous bulking caused by chlorine-resistant Type O21N bacteria through adding a biocide CTAB. *Water research*, 46(19), 6531-6542.
- Guo, J., Peng, Y., Wang, S., Yang, X., & Yuan, Z. (2014). Filamentous and non-filamentous bulking of activated sludge encountered under nutrients limitation or deficiency conditions. *Chemical Engineering Journal*, 255, 453-461.
- Hendricks, D. (2006). *Water treatment unit processes: physical and chemical*. CRC press.
- Jenkins, D., Richard, M.D., Daigger, G.T., 1993. *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. Lewis Publishers, New York, USA.
- Jenkins, D., Wanner, J. (Eds). (2014). *Activated sludge-100 years counting*. IWA publishing.

Rodríguez LM, Molina FJ. Estrategias Operacionales para el Control de Problemas de Baja Sedimentación Causados por Bacterias Filamentosas en Plantas de Lodos Activados.

Juang, D. F. (2005). Effects of synthetic polymer on the filamentous bacteria in activated sludge. *Bioresource technology*, 96(1), 31-40.

Kappeler, J., & Gujer, W. (1994). Development of a mathematical model for "aerobic bulking". *Water Research*, 28(2), 303-310.

Martins, A. M., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. (2003). Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions. *Water Research*, 37(11), 2555-2570.

Martins, A. M. P., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2003a). Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability. *Applied microbiology and biotechnology*, 62(5-6), 586-593.

Martins, A. M. P., Pagilla, K., Heijnen, J. J., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Filamentous bulking sludge--a critical review. *Water Research*, 38(4), 793-817.

Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater engineering, treatment and reuse*. McGraw-Hill.

Molina, F., Aguirre, N., Escobar, M., Arango, Y., Caicedo, O., Pérez, A., Arango, D., Serna, J., Zuluaga, S., & Bastidas, O. (2012). Atlas básico de bacterias filamentosas y protozoos del sistema de lodos activados.

Neis, U., Banduch, I., & Nickel, K. (2012). Stimulation of aerobic and anaerobic biological processes by ultrasound. *Proceedings of EWA, Sustainable Wastewater Management e New Solutions for New Problems*, Munich, Germany.

Parker, D., Bratby, J., Esping, D., Hull, T., Kelly, R., Melcer, H., & Witzgall, R. (2014). A Critical Review of Nuisance Foam Formation and Biological Methods for Foam Management or Elimination in Nutrient Removal Facilities. *Water Environment Research*, 86(6), 483-503.

Plósz, B. G. (2007). Optimization of the activated sludge anoxic reactor configuration as a means to control nutrient removal kinetically. *Water research*, 41(8), 1763-1773.

Richard, M., Brown, S., & Collins, F. (2003). Activated sludge microbiology problems and their control. In 20th annual USEPA national operator trainers conference (pp. 1-21).

Rossetti, S., Tomei, M. C., Nielsen, P. H., & Tandoi, V. (2005). "Microthrix parvicella", a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: a review of current knowledge. *FEMS microbiology reviews*, 29(1), 49-64.

Seka, A. M., & Verstraete, W. (2001). Feasibility of a multi-component additive for efficient control of activated sludge filamentous bulking. *Water research*, 35(12), 2995-3003.

Seviour, R. J., & Nielsen, P. H. (Eds.). (2010). *Microbial ecology of activated sludge*. IWA publishing.

Sperling, M. V., & de Lemos Chernicharo, C. A. (2005). *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. IWA.

Sponza, D. T. (2003). Investigation of extracellular polymer substances (EPS) and physicochemical properties of different activated sludge flocs under steady-state conditions. *Enzyme and Microbial Technology*, 32(3), 375-385.

Tsang, Y. F., Hua, F. L., Chua, H., Sin, S. N., & Wang, Y. J. (2007). Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 34(3), 193-199.

Tsang, Y. F., Sin, S. N., & Chua, H. (2008). Nocardia foaming control in activated sludge process treating domestic wastewater. *Bioresource technology*, 99(9), 3381-3388.

Xie, B., Dai, X.-C., & Xu, Y.-T. (2007). Cause and pre-alarm control of bulking and foaming by *Microthrix parvicella*--a case study in triple oxidation ditch at a wastewater treatment plant. *Journal of Hazardous Materials*, 143(1-2), 184-91.