

**LOS REACTORES BIOLÓGICOS
EN LA DEPURACIÓN DE AGUAS**

**Discurso leído por el Académico Electo
Iltmo. Sr. D. SEBASTIÁN DELGADO DÍAZ
en el acto de su recepción el día 28 de noviembre de 2005**

**Discurso de contestación
por el Académico Numerario
Iltmo. Sr. D. JUAN ORTEGA SAAVEDRA**

Ilma Sra Decana de la Facultad de Química
Excmo Sr Presidente de la Academia Canaria de Ciencias
Ilmos Sres Académicos
Ilmas Autoridades
Compañeros de Facultad
Familiares, Alumnos, Sres y Sras.

Deseo ante todo expresar mi agradecimiento a los Miembros de la Academia Canaria de Ciencias, y de forma especial a su Presidente Prof. Hayek, por haberme concedido el alto honor de proponerme y acogerme como Miembro de esta digna y prestigiosa institución.

También deseo expresar mi agradecimiento al Profesor Ortega Saavedra, gran amigo desde hace muchos años, por haber aceptado venir desde Las Palmas para estar aquí hoy y para encargarse del discurso preceptivo de contestación.

De acuerdo con las normas de la Academia, los nuevos Miembros deben pronunciar un Discurso de Ingreso que después debe ser contestado por un Académico Numerario.

Me van a permitir que al discurso, bajo el título “Los reactores biológico en la depuración de aguas”, le denomine “charla”. La elección del tema obedece a varias razones, entre ellas el hecho de que el agua se haya convertido en un problema mundial de total actualidad, y de haberme dedicado estos últimos años a la investigación sobre tratamientos biológicos avanzados de depuración de aguas.

Intentaré que la exposición, sin perder el rigor, les resulte lo más amena posible, pidiendo disculpas de antemano a los asistentes a este acto si alguna parte resultara excesivamente árida.

Breves pinceladas históricas

Datos históricos relativos al uso del agua por las diferentes civilizaciones indican que la captación y drenaje de aguas de lluvia datan desde muy antiguo; sin embargo, la recogida de aguas residuales no aparece hasta principios del siglo XIX, y su tratamiento sistemático data del siglo pasado.

La evacuación de las aguas residuales domésticas se convirtió en el problema principal sanitario del siglo XIX, y se prestó poca atención al tratamiento de las aguas residuales industriales. Se pensaba que la acidez de este tipo de aguas ayudaría a destruir los microbios de los vertidos humanos evacuados a los ríos, por lo que eran consideradas como aguas beneficiosas para mantener la calidad del agua de los ríos, de donde se tomaría aguas abajo para el suministro a la población.

Hasta 1842, en el Reino Unido las aguas residuales domésticas y los sólidos se arrojaban a la calle, donde sufrirían la degradación y dispersión natural.

Los acontecimientos de mayor interés relacionados con las aguas residuales en los siglos XIX y XX se resumen de la forma siguiente (según Petulla, 1987, tomada del libro de G. Kiely, 1999):

- 1842 En el Reino Unido, Edwin Chadwick, Secretario de la Comisión Legislativa de los Pobres, pide soluciones de ingeniería para resolver problemas de salud pública derivados de la evacuación de aguas residuales:
- Equipar a cada alojamiento con agua potable limpia
 - Eliminar el agua residual de las viviendas y recogerlas en una red de tuberías
 - Aplicar las aguas residuales recogidas al terreno agrícola
- 1847 Se funda la Asociación Médica Americana. Reivindica su función sanitaria y declara la intención de realizar encuestas sobre saneamiento.
- 1848 Inglaterra: se relaciona las fiebres tifoideas con agua contaminada del saneamiento. Se aprueba la ley de salud pública nacional.
- 1860 Pasteur experimenta con microbios y vacunas. Establece y demuestra su teoría del germen para explicar muchas enfermedades.

- 1876 La Ley inglesa de contaminación de ríos declara delito descargar aguas residuales a los cauces.
- 1880 Estados Unidos dispone de cerca de 600 sistemas de infraestructura hidráulica, pero la mayoría de los saneamientos vierten agua no tratada a ríos, cauces y lagos. Las revistas de ingeniería discuten sobre tubería única o saneamiento separado (alcantarillado unitario o separativo).
- 1890 Aparecen serias epidemias de tifus. Se introduce el cloro para purificar los suministros de agua. La sociedad médica reivindica los temas de salud pública y van a favor del tratamiento de las aguas residuales en vez de la dilución propuesta por las ingenierías.
- 1905-7 Pensilvania aprueba una ley que prohíbe a las ciudades verter agua residual no tratada
- 1914 Ardern y Lockett, en Manchester, descubrieron que cuando se aireaba el agua residual orgánica en tanques de decantación, después de algunos días el efluente del tanque ofrecía menor demanda de oxígeno. Se había descubierto el proceso biológico de lodos activados.

Han de pasar muchos años hasta que se toma verdadera conciencia de la problemática ambiental y de la necesidad del establecimiento de normativas sobre calidad de aguas y sus vertidos, imponiéndose la necesidad del tratamiento de las aguas residuales. Es a partir de 1950 cuando se produce un incremento importante de instalaciones de tratamiento de aguas residuales en los países más desarrollados.

En 1968 se proclama por el Consejo de Europa, en Estrasburgo, la Carta Europea del Agua

En las últimas décadas, el concepto de desarrollo sostenible y uso eficiente del agua ha llevado al establecimiento de normas de vertido y de reutilización cada vez más estrictas, que conlleva la búsqueda de nuevas tecnologías de tratamiento y regeneración de las aguas residuales.

Los contaminantes de las aguas residuales

Las aguas residuales son aquellas de que se desprende una comunidad una vez han sido contaminadas por el uso a que hayan sido destinadas. Sus características dependen mucho de la fuente de contaminación o del tipo de actividad que las ha generado (actividades domésticas, industriales, agrícolas, etc), e influyen de forma importante en la elección de los procesos encargados de su depuración o regeneración.

Aunque las aguas residuales contiene una amplia y compleja variedad de sustancias, a efectos de su tratamiento se consideran de interés grupos de sustancias, que se denominan componentes, susceptibles de ser separados a través de una tecnología específica. Los componentes más importantes en el tratamiento de las aguas residuales se presentan en la Tabla siguiente (Metcalf, 1995):

Componente	Interés
Sólidos en suspensión	Desarrollo de depósitos de lodos y de condiciones anaerobias en los puntos de vertido del entorno acuático
Materia orgánica biodegradable	Agotamiento de los recursos naturales del oxígeno disuelto en el agua y al desarrollo de condiciones sépticas en los puntos de vertido del entorno acuático
Materia orgánica refractaria	No se degrada por los métodos convencionales de tratamiento. Puede resultar mediana o altamente tóxica
Sólidos inorgánicos disueltos	Pueden limitar la reutilización de las aguas regeneradas
Metales pesados	Presentan carácter tóxico en la mayoría de los casos
Nutrientes (N y P)	Favorecen el crecimiento no deseado de vida acuática. Provocan la eutrofización de medios acuáticos.
Patógenos	Transmiten enfermedades contagiosas

<p>Contaminantes prioritarios</p>	<p>Compuestos orgánicos o inorgánicos determinados en base a su carcinogenicidad, mutagenicidad o toxicidad conocida o sospechada.</p>
-----------------------------------	--

El tratamiento convencional de las aguas residuales

El tratamiento convencional de las aguas residuales corresponde a un conjunto de procesos y operaciones que tienen por objetivo la separación de los componentes de contaminación de las aguas. Los procesos pueden ser de tipo físico, químico o biológico.

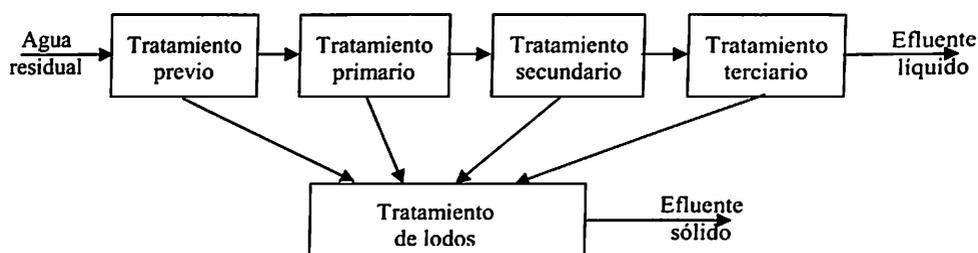
La separación o eliminación de las sustancias que se encuentran en el agua residual en forma de sólidos en suspensión se lleva a cabo mediante procesos físicos o mecánicos, tales como el desbaste o tamizado, sedimentación, flotación, desarenado, filtración, etc.

Los procesos de tipo químico se utilizan para la separación o eliminación de sustancias disueltas o de sustancias sólidas en suspensión no separables directamente por procesos físicos. Componentes contaminantes tales como la materia orgánica refractaria, nutrientes como el fósforo, materia en suspensión coloidal, contaminantes prioritarios o los patógenos se pueden eliminar mediante procesos químicos o procesos combinados físico-químicos.

Los procesos biológicos son adecuados para la eliminación de la materia orgánica biodegradable disuelta y/o en estado coloidal presente en las aguas residuales, así como para la eliminación de nutrientes, especialmente el nitrógeno. Los procesos biológicos hacen uso de microorganismos para degradar la materia orgánica disuelta transformándola en productos gaseosos y agua y en biomasa susceptible de separación posterior por métodos físicos.

La operación de tratamiento de las aguas residuales sigue una secuencia en los procesos implicados: tratamiento previo, tratamiento primario, tratamiento secundario, tratamiento terciario o específico y tratamiento de lodos.

El esquema genérico del tratamiento convencional de las aguas residuales domésticas se presenta en la figura siguiente:



Los reactores biológicos

Los reactores biológicos son los procesos más importantes en el tratamiento de las aguas residuales. Sus objetivos fundamentales son la estabilización de la materia orgánica y la eliminación de sólidos en suspensión en estado coloidal, además de la eliminación de nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo de las aguas residuales. A veces son capaces de eliminar componentes tóxicos en concentraciones traza.

En estos procesos se hace uso de la capacidad que tienen diversos microorganismos, fundamentalmente bacterias, para utilizar selectivamente en su metabolismo la gran variedad de compuestos orgánicos no sedimentables que existen en un agua residual y transformarlos en productos de bajo peso molecular (generalmente gases), que demandan menos oxígeno, y en biomasa. Los procesos son, básicamente, los mismos que ocurren en un sistema natural, pero se llevan a cabo en reactores diseñados y contruidos para que se pueda controlar y optimizar su velocidad de eliminación, de modo que la eficacia de una depuración que por vía natural necesitaría días, se reduce a algunas horas.

Los grupos de microorganismos más importantes que intervienen en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales son:

- Bacterias
- Hongos
- Protozoos y rotíferos
- Algas

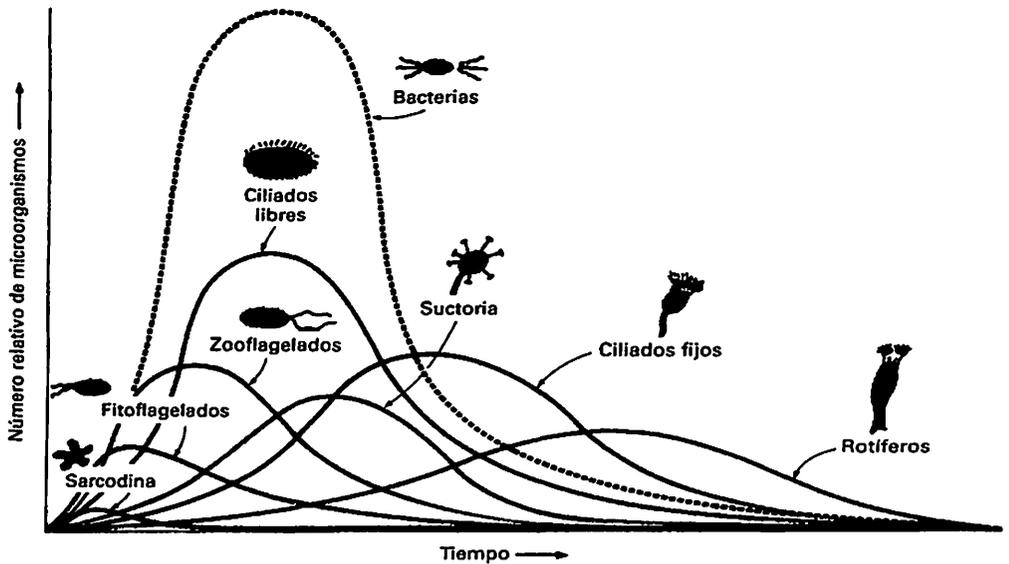
Las bacterias constituyen el grupo predominante y el más importante en los reactores biológicos que tratan las aguas residuales.

Los protozoos se suelen alimentar de las bacterias para la obtención de energía; juegan un papel importante en el tratamiento de las aguas residuales.

Los rotíferos aparecen en fases muy avanzadas de la purificación biológica de las aguas. Los hongos intervienen especialmente en el tratamiento de aguas residuales industriales, debido a su capacidad para sobrevivir en condiciones de pH bajos y escasa disponibilidad de nitrógeno.

Las algas juegan un papel importante en las lagunas de estabilización por su capacidad para generar oxígeno por fotosíntesis, utilizado luego por las bacterias en los procesos aerobios.

El diseño y las condiciones de operación de los reactores biológicos se establecen en base a mantener en cada momento el clima óptimo para el crecimiento microbiano, teniendo en cuenta que estos procesos están compuestos por complejas poblaciones microbianas mezcladas e interrelacionadas, en las que cada microorganismo tiene su propia curva de crecimiento. La forma y la posición de cada curva en el tiempo depende del alimento y de los nutrientes disponibles, además de los factores ambientales, tales como pH, temperatura, carácter aerobio o anaerobio del sistema, etc. El crecimiento relativo de los microorganismos durante el proceso biológico de estabilización de la materia orgánica presente en las aguas residuales se presenta en la figura siguiente (Metcalf, 1995)



Debe tenerse en cuenta que un organismo necesita para poder reproducirse y ejercer sus funciones vitales de manera correcta:

- Una fuente de energía
- Carbono para la síntesis de materia celular nueva, y
- Elementos inorgánicos (nutrientes) tales como nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, calcio y magnesio. Los nutrientes orgánicos (factores de crecimiento) también pueden ser necesarios para la síntesis celular.

El principal objetivo de la mayoría de los procesos de tratamiento biológico es la reducción del contenido de materia orgánica (DBO carbonosa) del agua residual. Para conseguir este objetivo, son de gran importancia los organismos quimioheterótrofos (organismos que obtienen la energía mediante la oxidación de compuestos orgánicos), pues además de energía y carbono, necesitan compuestos orgánicos.

Velocidad de crecimiento microbiano

Desde la óptica del diseño y del establecimiento de las condiciones de operación de los reactores biológicos, la ingeniería necesita conocer la expresión matemática de la velocidad de crecimiento microbiano y su relación con la velocidad de eliminación del sustrato (materia orgánica biodegradable disuelta), en función de los parámetros que caracterizan el medio (temperatura, pH, nutrientes, oxígeno disuelto, etc).

Para asegurar el crecimiento de los microorganismos, se les debe permitir un tiempo de permanencia en el sistema suficiente para que se reproduzcan. Este periodo depende de la *tasa de crecimiento*, la cual está directamente relacionada con la velocidad a la que metabolizan o utilizan el residuo. Desde el punto de vista práctico nos interesa eliminar la máxima cantidad de sustrato que se corresponde con la máxima velocidad.

La **tasa de crecimiento o velocidad de generación** de células nuevas es proporcional a su concentración, y se puede definir mediante la siguiente expresión, cinética de primer orden respecto a la concentración de microorganismos:

$$r_g = \frac{dX}{dt} = \mu X \quad [1]$$

Donde: r_g es la tasa de crecimiento bacteriano, masa/volumen-tiempo

μ tasa de crecimiento específico o velocidad específica de crecimiento, tiempo⁻¹

X concentración de microorganismos

La evaluación directa de la constante μ no es posible para cultivos mixtos de microorganismos que metabolizan mezclas orgánicas complejas. Existen varios modelos para estimar el valor de μ , aunque el más ampliamente admitido es el de Monod. Este considera que la velocidad de consumo de sustrato, y por tanto la producción de biomasa, está condicionada por la velocidad de reacciones enzimáticas en las que interviene algún compuesto limitante de la alimentación.

Si uno de los requisitos esenciales para el crecimiento (sustrato o nutrientes) está presente en cantidades limitadas, será el primero en agotarse y se detendrá el crecimiento. Experimentalmente, se ha podido determinar que el efecto de disponer de cantidades limitadas de sustrato o de nutrientes, a menudo, se puede definir adecuadamente mediante la siguiente expresión desarrollada por Monod:

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

donde:

μ = tasa de crecimiento específico o velocidad específica de crecimiento, tiempo⁻¹

μ_m = máxima velocidad específica de crecimiento, tiempo⁻¹

S = concentración de sustrato que limita el crecimiento, masa/unidad de volumen

K_S = constante de velocidad mitad, concentración de sustrato a la mitad de la máxima tasa de crecimiento, masa/unidad de volumen

Si se sustituye en la ecuación [1] el valor de la ecuación [2], la expresión de la tasa o velocidad de crecimiento queda:

$$r_g = \mu_m \frac{X S}{K_S + S} \quad [3]$$

Conviene resaltar que cuando el sustrato está en exceso, $S \gg K_S$, la velocidad específica de crecimiento es aproximadamente la máxima ($\mu = \mu_{\text{máx}}$).

Se ha observado que para un mismo sustrato la cantidad de células nuevas producidas es la misma, por lo que existe una relación entre el grado de utilización del sustrato y la velocidad de crecimiento:

$$r_g = -Y r_{su} \quad [4]$$

donde:

r_g = tasa de crecimiento bacteriano, masa/unidad de volumen·tiempo

Y = rendimiento o coeficiente celular medido durante cualquier periodo finito de la fase de crecimiento exponencial, definido como la cantidad de biomasa formada respecto a la cantidad de masa de sustrato eliminado

r_{su} = velocidad de desaparición de sustrato o tasa de utilización de sustrato, masa/volumen·tiempo

Se ha podido comprobar que Y depende de diversos factores como:

- a) El estado de oxidación de la fuente de carbono y de los nutrientes
- b) El grado de polimerización del sustrato
- c) De las vías de metabolismo
- d) De diversos parámetros físicos de cultivo

Si se sustituye el valor de r_g de la ecuación [3] en la ecuación [4], la velocidad de consumo de sustrato para una cinética de Monod será ahora:

$$r_{su} = -\frac{\mu_m S X}{Y(K_s + S)} \quad [5]$$

Tipos reactores biológicos

Se pueden utilizar varios criterios para clasificar los reactores biológicos:

- Por el tipo de operación
 - Continuos
 - Discontinuos
- Por el tipo de cultivo microbiano
 - Cultivo en suspensión
 - Cultivo fijo
 - Procesos combinados
- Por las condiciones de operación
 - Aerobios
 - Anaerobios
 - Anóxicos
 - Procesos combinados

La operación continua es la más característica en las grandes plantas de tratamiento de aguas residuales. La operación discontinua es típica de tratamientos de aguas residuales con caudales pequeños. El reactor secuencial es el más interesante.

El cultivo en suspensión es el más utilizado hoy en día, y la configuración más representativa es el reactor biológico de lodos activados. La flora microbiana se encuentra en suspensión, formando flóculos de colonias microbianas, en el agua residual a tratar, con agitación y aireación para conseguir condiciones aerobias.

El cultivo fijo implica la formación de una película biológica sobre una superficie, a la cual se difunden el sustrato, los nutrientes y el oxígeno desde la interfase en contacto

con el agua residual. Esta película biológica, dinámica, tiene la misma función que el cultivo en suspensión.

Las condiciones aerobias son aquellas que tienen lugar en presencia de oxígeno disuelto.

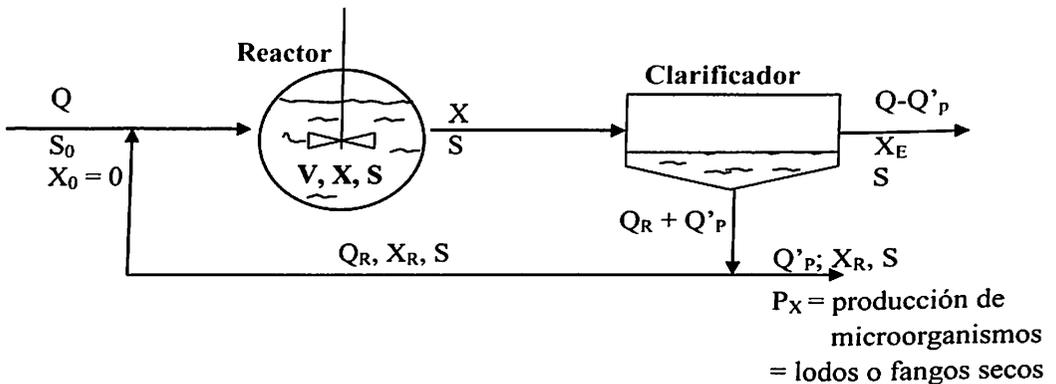
Las condiciones anaerobias se dan en ausencia de oxígeno disuelto.

Las condiciones anóxicas se dan en ausencia de oxígeno disuelto pero en presencia de nitritos o nitratos.

El proceso de lodos activados. Análisis ingenieril básico

El proceso de lodos activados es el más empleado en el tratamiento secundario de las aguas residuales domésticas. Su nombre proviene del hecho de que parte del lodo que contiene microorganismos vivos o activos es devuelto al reactor para aumentar la biomasa disponible y la velocidad de las reacciones bioquímicas implicadas.

El reactor de mezcla ideal con sedimentación y recirculación de lodos suele tomarse como ejemplo del proceso de lodos activados por ser el más frecuentemente utilizado. Su diagrama simplificado y nomenclatura típica a efectos de análisis ingenieril básico se muestra en la figura siguiente:



El residuo orgánico se introduce en el reactor, donde se mantiene un cultivo bacteriano aerobio en suspensión. El contenido del reactor se conoce con el nombre de “líquido de mezcla”. En el reactor, el cultivo bacteriano lleva a cabo la conversión en concordancia general con la estequiometría de los tres mecanismos siguientes:

dispersas que no han floculado y los rotíferos consumen cualquier partícula biológica pequeña que no haya sedimentado.

Por otra parte, si bien es importante la velocidad con la que se degrada la materia orgánica, también lo es que el cultivo bacteriano en suspensión sea fácilmente separable del líquido que lo contiene. La concentración de bacterias y sus condiciones ambientales ejercen una gran influencia en la sedimentabilidad de los flóculos bacterianos. En el sistema acoplado reactor-sedimentador, las condiciones del primero restringe el comportamiento del segundo.

Las variables de diseño y operación más importantes en el proceso de lodos activados son las siguientes:

- El tiempo de residencia hidráulico, que relaciona el volumen del reactor con el caudal de alimentación
- El tiempo de residencia celular o edad de lodos, que relaciona la cantidad de biomasa existente en el reactor con la biomasa extraída del sistema como purga
- La concentración de oxígeno disuelto en el agua contenida en el reactor
- La temperatura de operación
- La relación entre la cantidad de sustrato (materia orgánica) alimentado y la cantidad de biomasa disponible en reactor (carga másica)
- Otras

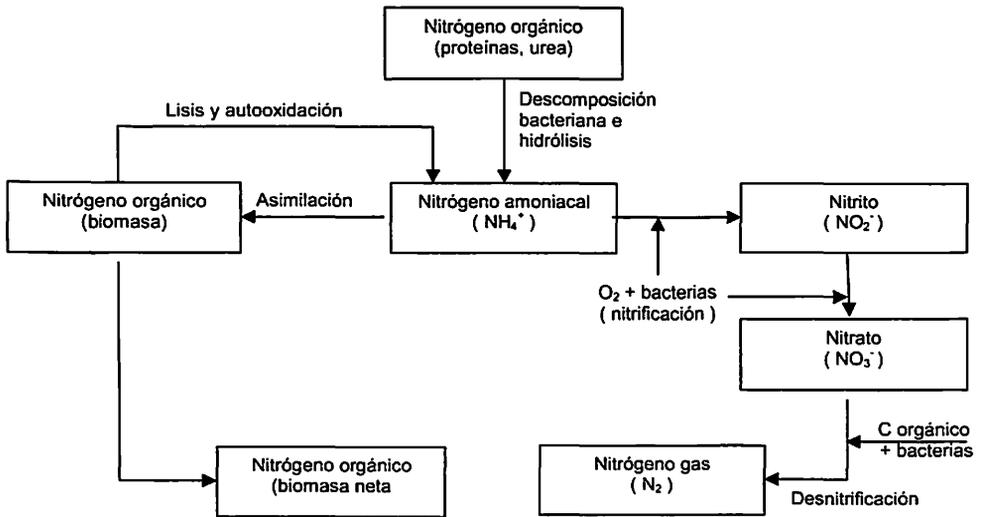
La eliminación de nitrógeno por vía biológica

En las aguas residuales la forma en la que se suele encontrar el nitrógeno es muy variada, desde moléculas orgánicas (aminoácidos, urea, ácidos nucleicos...) hasta iones inorgánicos como NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- . La forma más común en las aguas residuales urbanas es la amoniacal.

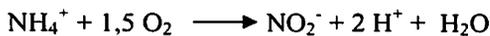
La eliminación biológica del nitrógeno en forma amoniacal se lleva a cabo en un proceso de dos fases; en la primera fase se produce la nitrificación y en una segunda fase se produce la desnitrificación.

La nitrificación es un proceso microbiológico en el que tiene lugar la oxidación de compuestos nitrogenados reducidos—principalmente amonio—en nitrito y nitrato. La

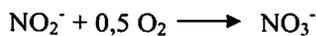
reacción se lleva a cabo en dos etapas en serie; una primera donde ocurre la oxidación del ión amonio a nitrito, y una segunda en la que el nitrito es oxidado a nitrato. Las bacterias sintetizan las moléculas orgánicas necesarias para su metabolismo a partir de la energía obtenida de las reacciones de oxidación ya citadas. Las transformaciones básicas del nitrógeno en los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales se presentan de forma simplificada en el cuadro siguiente:



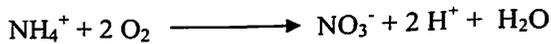
La primera etapa es realizada principalmente por una familia de bacterias denominada AOB, bacterias oxidantes de amonio (**nitrosomonas**), de acuerdo con la siguiente reacción simplificada:



La segunda etapa de la nitrificación es la oxidación del nitrito a nitrato, realizada principalmente por las bacterias denominadas NOB, bacterias oxidantes de nitrito (**nitrospira**), según la reacción simplificada:



Las bacterias en cada fase utilizan la energía desprendida en las reacciones para el crecimiento y mantenimiento celular. La reacción energética global viene dada por:



Una fracción del ión amonio se asimila como parte del tejido celular.

La reacción de síntesis de biomasa se puede representar de forma simplificada por la reacción:



donde $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ representa la biomasa.

El proceso de nitrificación se caracteriza por un crecimiento lento de las bacterias, alto consumo de oxígeno y un descenso del pH, si éste no está tamponado.

Las variables más importantes que influyen en la cinética de nitrificación son las siguientes:

- Relación entre la demanda química de oxígeno y nitrógeno del afluente (DQO/N).
- Temperatura.
- pH y amonio libre (FA).
- Oxígeno.
- Sustancias tóxicas.
- Edad de lodo.

Es ampliamente aceptado que en las condiciones habituales de operación, la etapa limitante, por ser la más lenta de dos en serie, es la de oxidación de amonio. Sin embargo, actualmente se están aplicando nuevos procesos que tienen por objeto optimizar la reacción de nitrificación, beneficiando la acumulación de nitrito.

Las nuevas tecnologías: reactores biológicos de membranas (RBM)

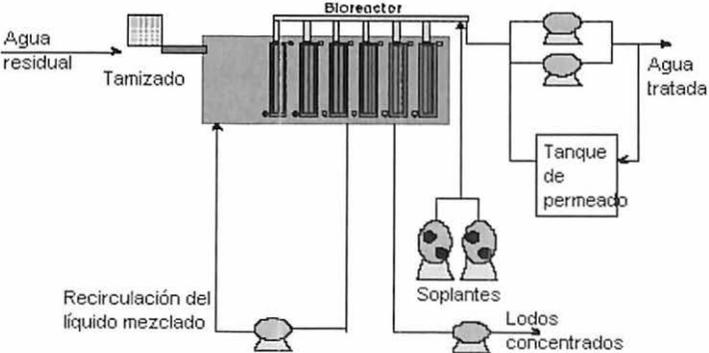
Las normativas sobre calidad de los vertidos a masas acuáticas, cauces y ríos, especialmente en zonas declaradas como sensibles, son cada vez más exigentes, lo que ha llevado a sustituir el término tratamiento de depuración por el de regeneración de las

aguas residuales, de forma que los procesos aplicados sean capaces de proporcionar efluentes de calidad de agua prácticamente equivalente a la que tenía antes de su uso.

Para conseguir esa calidad es necesario aplicar tecnologías más sofisticadas y más caras que las utilizadas en los procesos convencionales.

Las tecnologías emergentes de mayor éxito en el mercado internacional para la regeneración de aguas residuales utiliza membranas de ultrafiltración en combinación con el proceso biológico de lodos activados, dando lugar a la denominación de Reactores Biológicos de Membranas (RBM).

Un RBM es esencialmente un proceso de lodos activados en el que se ha sustituido el sedimentador de separación de biomasa (clarificador) por un sistema de filtración por membranas de ultrafiltración, que actúa de barrera total frente a sólidos en suspensión (incluye bacterias y gran parte de virus). La mayoría de los RBM actuales tienen las membranas de ultrafiltración sumergidas en el reactor, en contacto con la biomasa bacteriana en suspensión.



El agua ultrafiltrada, denominada permeado, constituye el agua tratada, mientras el rechazo de la membrana (biomasa) queda en el reactor, agitado por aire, formando el líquido mezcla. Una vez alcanzada la concentración de biomasa deseada en el reactor se extrae una corriente de lodos concentrados para mantener régimen estacionario en la operación.

Las membranas de ultrafiltración utilizadas comúnmente en los RBM son de dos tipos básicos: planas y tubulares poliméricas de fibra hueca, siendo estas últimas las más frecuentes. Necesitan un ligero vacío para conseguir la filtración, que se hace generalmente en el sentido del exterior al interior de la fibra. A medida que se extrae el permeado, la fibra aumenta su resistencia al paso de líquido debido a su ensuciamiento, por lo cual, para mantener el caudal de permeado es necesario aumentar el vacío hasta alcanzar el límite mecánico que soporta la propia membrana.

Para reducir la velocidad de ensuciamiento de la membrana, y con ello aumentar su vida operativa, se recurre a procesos de limpieza mecánica periódica a través de un lavado con permeado por inversión de flujo (retrolavado) durante cortos periodos de tiempo. De esta forma se elimina la capa externa de ensuciamiento de fibra y parte de las partículas que se han introducido en sus poros. Por otra parte, cada cierto tiempo es necesario realizar una limpieza de tipo químico para recuperar el estado cuasi inicial de la membrana.

Con objeto de provocar alta turbulencia en las proximidades a la superficie filtrante externa de las membranas, y reducir así la velocidad de ensuciamiento, se introduce por el fondo de cada módulo de membranas un flujo de aire en forma de burbujas gruesas, en régimen continuo o intermitente.

En los RBM no se da el problema de la sedimentabilidad de la biomasa que se daba en el sedimentador de lodos activados convencional. Por ello, en los RBM se puede utilizar en el reactor una concentración alta de biomasa, lo que hace que el sistema resulte más compacto y efectivo en la eliminación de sustrato. Sin embargo, tal concentración no puede ser excesivamente alta debido a problemas de diversa índole, tales como la limitación en la transferencia de oxígeno, el incremento de la viscosidad del líquido mezclado, los cambios en los mecanismos de ensuciamiento de las membranas, etc.

Al no existir problemas de sedimentabilidad de la biomasa, en los RBM se puede llevar a cabo el proceso de eliminación de nutrientes (especialmente nitrógeno) por vía biológica en una sola etapa, de forma que incrementando el tiempo de residencia celular en el reactor se consigue eliminar la materia orgánica biodegradable y conseguir la nitrificación del nitrógeno amoniacal; la recirculación hacia una zona anóxica permite

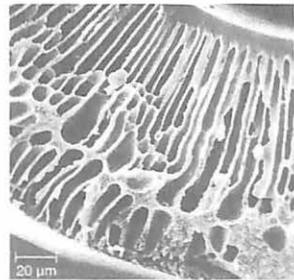
realizar el proceso de desnitrificación. De esta forma el permeado (agua tratada) estará libre de materia orgánica y de nitrógeno.

Las nuevas tecnologías de membranas se van imponiendo a gran velocidad en el mercado pero sus costes son aún elevados. El problema principal está en el ensuciamiento de las membranas durante la filtración, fenómeno todavía pendiente de resolver definitivamente, pues los mecanismos son muy complejos, especialmente cuando intervienen procesos biológicos acoplados, como en este caso.

Los estudios relacionados con la filtrabilidad de la biomasa en membranas de ultrafiltración, en función del grado de nitrificación conseguido en un reactor biológico, o de las características fluidodinámicas del sistema son de suma actualidad, e implican el conocimiento de los mecanismos de ensuciamiento, del comportamiento de los microorganismos en diferentes condiciones de operación, etc.

Mecanismos básicos de ensuciamiento de membranas

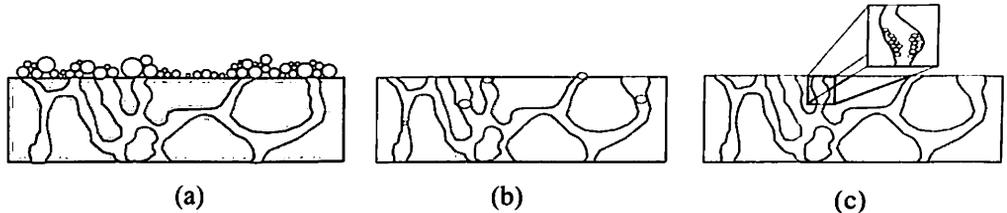
Para comprender el ensuciamiento de una membrana durante la filtración de una suspensión se debe tener en cuenta que las fibras de ultrafiltración tienen una estructura porosa compleja, a través de la cual debe circular el líquido y quedar retenidos los sólidos de la suspensión a filtrar. Las partículas suspendidas, los coloides y las macromoléculas ensucian la membrana reduciendo el flujo de permeado.



Las partículas pueden formar una torta o capa superficial que actúa como membrana dinámica y se convierte en la verdadera resistencia al paso del líquido; a este mecanismo se denomina ensuciamiento por formación de torta (figura (a)).

Las partículas de la suspensión pueden tener un tamaño similar al de los poros, y en este caso penetrar en los mismos bloqueándolos, impidiendo el paso de líquido; a este mecanismo de ensuciamiento se le denomina bloqueo total de poro (figura (b)).

Las partículas más pequeñas o las macromoléculas presentes en la suspensión pueden atravesar parcialmente la membrana y quedar adsorbidos en el interior de los poros, reduciendo su diámetro efectivo y aumentando así la resistencia al paso de líquido. Al mecanismo se le denomina bloqueo parcial de poros (Figura (c)).



En el caso particular de la filtración de la biomasa en sistemas de lodos activados, que constituyen la base de los Reactores Biológicos de Membranas, se ha constatado que uno de los factores más importantes del ensuciamiento de las membranas es la presencia de Sustancias Poliméricas Extracelulares (EPS en inglés).

Las EPS son sintetizadas vía natural por los microorganismos, durante su ciclo vital, como respuesta a unas determinadas condiciones de operación, entre las que destacan las condiciones hidrodinámicas, características de la alimentación y limitación de sustrato y oxígeno. El término EPS designa, de forma general, a todas aquellas macromoléculas entre las que se encuentran polisacáridos, proteínas, ácidos nucleicos, (fosfo) lípidos y otras sustancias poliméricas que se encuentran entre los agregados microbianos (Flemming *et al.*, 2001). A pesar de ser distintos los microorganismos productores de las EPS, la composición de la matriz sólo vendrá determinada por los heterótrofos, ya que son éstos los que tienen una velocidad de producción significativamente mayor (Tsuneda *et al.*, 2001).

Las EPS se acumulan en la superficie celular y dan lugar a los aglomerados celulares. Forman una protección frente a las condiciones agresivas del medio y sirven como reserva energética en las condiciones de “hambruna”. Las EPS están formadas principalmente por carbohidratos y proteínas (Sponza, 2002), aunque también se han encontrado sustancias húmicas y pequeñas cantidades de DNA.

Las características de las EPS y su capacidad de ensuciamiento para las membranas cambia con las condiciones de operación del reactor biológico. J. Cho y colaboradores

(2005) observan que cuando disminuye el tiempo de residencia celular en un reactor, la cantidad de EPS en la matriz de los flóculos microbianos aumenta, pero a concentraciones de biomasa elevadas, las EPS de la matriz de los flóculos no depende del tiempo de residencia celular. Los mismos autores establecen una relación directa entre el contenido en EPS de la matriz y el ensuciamiento de las membranas.

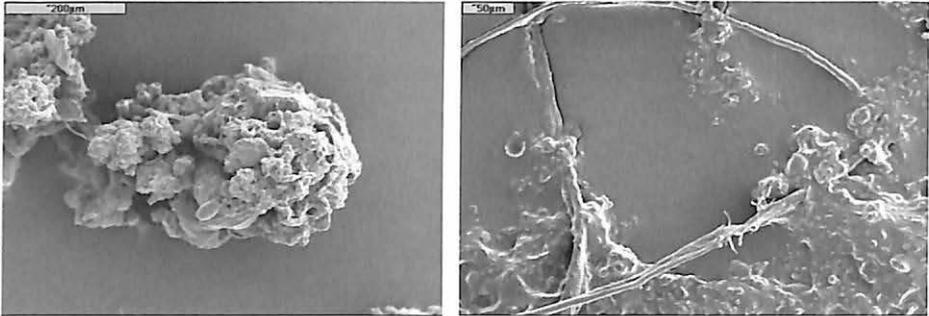
La mayoría de los estudios recientes relacionados con los mecanismos de ensuciamiento en los sistemas RBM se orientan al papel de las EPS y a la forma de controlar su formación.

Nuestro grupo de investigación estudia, desde hace varios años, los procesos con reactores biológicos de membranas sumergidas en el tratamiento de aguas residuales con fines de reutilización (S. Delgado et al, 2002; 2004). Se han utilizado reactores de laboratorio y equipos piloto de dos tipos: continuos y secuenciales. En ambos casos se han realizado estudios de filtrabilidad de la biomasa generada en un proceso de lodos activados, y se ha comparado las características de los flóculos bacterianos formados en función de las condiciones de operación y del tipo de reactor (continuo y secuencial).

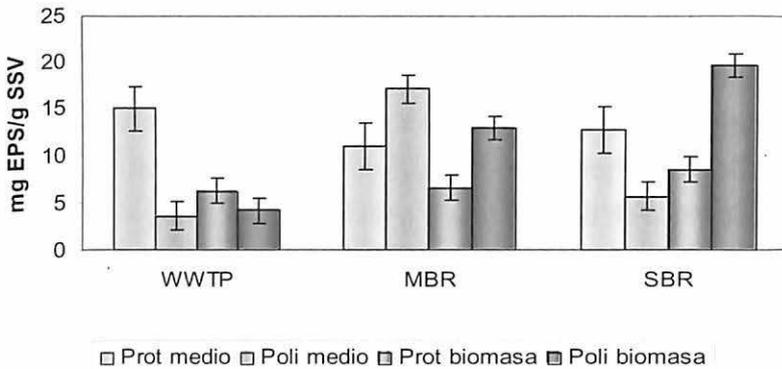
También se han llevado a cabo procesos controlados de nitrificación en los dos tipos de reactores con objeto de comparar las características de la biomasa, a efectos de filtración, en función del grado de nitrificación alcanzado. El análisis de los EPS, medido por su contenido en polisacáridos y proteínas, junto al análisis morfológico de los flóculos a través de microscopía electrónica de barrido, contribuyen a entender mejor los fenómenos de ensuciamiento de las membranas de ultrafiltración utilizadas en los reactores biológicos de membranas.

Se ha comprobado que el modo de operación cíclico de los reactores secuenciales, comparado con un régimen continuo, da lugar a cinéticas de consumo de sustrato mayores (60%), lo que conduce a una nitrificación total con una menor cantidad de biomasa. Por otro lado, el modo de operación discontinuo da lugar a suspensiones bacterianas con mejores características morfológicas, en que predominan los flóculos granulares sobre los filamentosos, ya que los granulares son los únicos que sobreviven en condiciones de selección cinética (Chudoba et al, 1973).

La composición tanto de la matriz como del medio, caracterizada por las EPS, se ve afectada por el modo de operación discontinuo, originando concentraciones superiores tanto de polisacáridos como de proteínas, en el SBR. Es importante destacar que para ambos reactores biológicos, la concentración de polisacáridos ha sido superior a la de proteínas, de acuerdo con trabajos previos de otros autores (Gao et al., 2004).



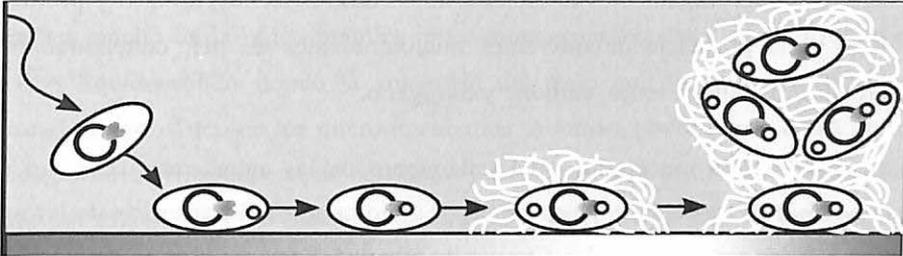
Microfotografías electrónicas de barrido de los aglomerados bacterianos SBR (A x150) y MBR (B x250) (E. González, Dpto Ing Quim. ULL)



Distribución del contenido en polisacáridos y proteínas en el medio líquido y en los aglomerados bacterianos según el tipo de reactor biológico (E. González, Dpto Ing Quim. ULL)

Los reactores de cultivo fijo: las biopelículas.

Las biopelículas son comunidades microbianas compuestas por microorganismos que se adhieren a las superficies gracias a la secreción de EPS, generalmente en forma de filamentos que se extienden desde las células y forman una matriz o estructura adherente en donde los microorganismos quedan atrapados y comienzan a organizarse en colonias con diferentes requerimientos metabólicos.



La biopelícula representa una estrategia de supervivencia, pues proporciona una protección contra las defensas y mecanismos de erradicación microbiana y cuenta con un sistema de canales que le permite establecer un vínculo con el medio externo para hacer intercambio de nutrientes y eliminar metabolitos de desecho.

Estas conformaciones microbianas se caracterizan por su heterogeneidad, diversidad de microambientes, resistencia a antimicrobianos y capacidad de comunicación intercelular que las convierten en complejos difíciles de erradicar de los ambientes donde se establecen. En el hombre las biopelículas se asocian con un gran número de procesos infecciosos que por lo general son de transcurso lento.

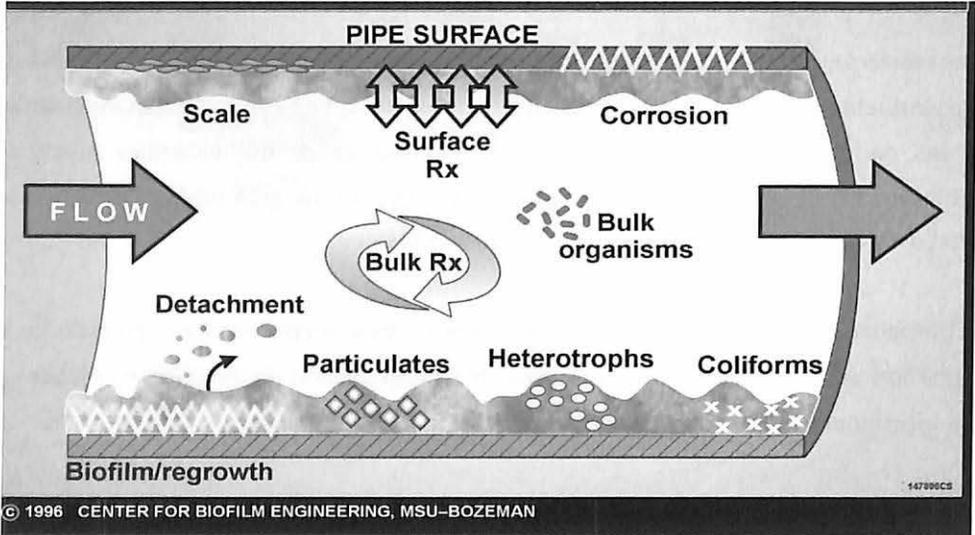
Las biopelículas están presentes en la naturaleza y juegan un papel muy importante en la depuración natural de las aguas residuales, en la degradación de las aguas estancadas y en la biorremediación de suelos contaminados.

Están también presentes en muchas instalaciones industriales y su control o su inhibición tiene una repercusión económica importante. En los sistemas de refrigeración, en los cambiadores de calor, en las conducciones de aguas potables y de aguas residuales las biopelículas constituyen un problema de dimensiones importantes.

En otras ocasiones, se buscan las condiciones óptimas para la generación de las biopelículas, como es el caso de los reactores de biodiscos, de lechos percoladores, de lechos sumergidos y de lecho fluidizado, encargados de la depuración de las aguas residuales.

Las biopelículas pueden estar formadas por una sola capa de células o por múltiples capas, alcanzando espesores variables que pueden ir desde algunos mm hasta varios cm, donde conviven microorganismos diferentes, tales como bacterias, hongos y protozoos, dando lugar a la presencia de diferentes microambientes de pH, concentración de oxígeno, concentración de iones, carbono y nitrógeno.

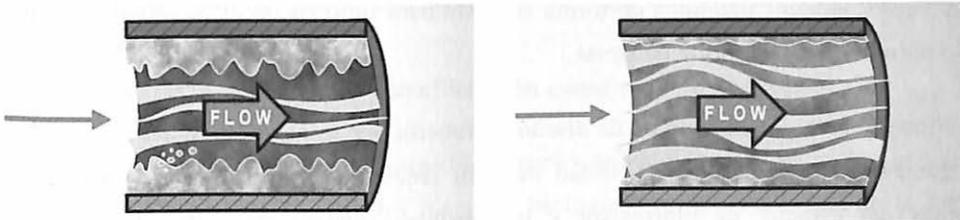
Desde la óptica de la ingeniería y del tratamiento de las aguas residuales, un caso destacable donde la biopelícula juega un papel importante es el transporte de las aguas residuales y de las aguas depuradas a través de tuberías. En el interior de las mismas se genera una biopelícula que incluye microorganismos diversos, partículas y otras materias, que transforma la conducción en un reactor biológico (Se reproduce a continuación una representación gráfica de una biopelícula, publicada en Internet por el Center for Biofilm Engineering).



El tipo de proceso que tiene lugar en la tubería depende de las características del agua transportada, pero en general aparecen fenómenos electroquímicos y reacciones asociadas al carácter reductor del medio, puesto de manifiesto por un bajo potencial de oxidación-reducción (negativo) y ausencia de oxígeno disuelto. En estas condiciones, y en presencia de sulfatos, la generación de sulfuro de hidrógeno es una de las reacciones más comunes en estos sistemas.

Las características de las biopelículas que se generan en el interior de las tuberías dependen mucho de la hidrodinámica, pues estas organizaciones se desarrollan en una interfase líquido-sólido donde la velocidad del flujo que lo atraviesa influye en el desprendimiento físico de los microorganismos. Además, poseen un sistema de canales que les permiten el transporte de nutrientes y desechos; esto resulta de vital importancia cuando se piensa en modificar el ambiente que prive a los microorganismos de las moléculas necesarias para su desarrollo.

Las condiciones hidrodinámicas controlan dos parámetros independientes: las fuerzas rasantes y la transferencia de materia. Las fuerzas rasantes determinan el espesor de la película y la transferencia de materia controla el flujo de nutrientes, de oxígeno, de sustrato y de productos derivados del metabolismo celular.



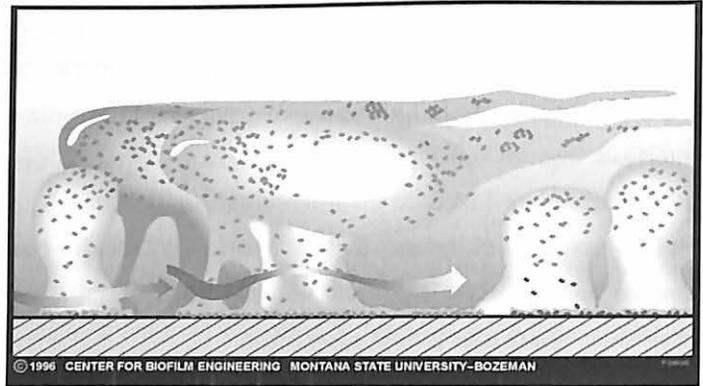
A flujos bajos, especialmente en régimen laminar, la transferencia de materia, tanto en la capa límite hidrodinámica como en la biopelícula, controla el crecimiento microbiano, al mismo tiempo que las fuerzas rasantes son pequeñas y su efecto de erosión y arrastre de la biopelícula es pequeño.

Cuando el flujo se hace turbulento, las fuerzas rasantes tienden a desprender la película, pero al mismo tiempo los efectos de difusión son menores, lo que significa que la reproducción celular será mayor, pues el sustrato y los nutrientes están menos limitados

por la transferencia de materia debido a la reducción de la capa límite hidrodinámica y al efecto de mezcla.

Inicialmente se pensó que las biopelículas eran casi planas y homogéneas, pero estudios microscópicos han demostrado su heterogeneidad y su carácter dinámico.

Se ha detectado la presencia de canales internos que permiten el flujo de nutrientes, la existencia de zonas densas y de huecos así como la formación de filamentos en función de las condiciones de flujo.



La presencia de una biopelícula en una tubería tiene gran interés desde la óptica del dimensionamiento. En efecto, la biopelícula representa en primer lugar una reducción del diámetro efectivo de la tubería, lo que reduce su capacidad de transporte, y por otra un cambio en la rugosidad de la superficie interna, lo cual altera los coeficientes de rozamiento, incrementándolos de forma sensible para flujo en régimen turbulento, que es lo normal en el transporte de aguas.

En consecuencia, los ingenieros de diseño de tubería que transportan aguas susceptible de generar biopelículas con facilidad deberán tener en cuenta estas circunstancias, además del carácter de biorreactor y las posibles consecuencias derivadas de las reacciones que tengan lugar.

Un ejemplo de presencia de biopelícula en tubería lo constituye la conducción de transporte de aguas depuradas en Tenerife. Esta tubería, de 0,60 m de diámetro, conduce el agua depurada desde la estación depuradora de aguas residuales de Santa Cruz de Tenerife hasta el sur de la isla, con un recorrido de unos 60 km. En el interior de esta conducción se ha generado una biopelícula que alcanza espesores de 0,5 a 1 cm y que tiene como consecuencias dos fenómenos fundamentales: la reducción de la capacidad de transporte de agua, debido a la disminución el diámetro efectivo de la conducción,

junto al incremento de la pérdida de carga por rozamiento debido a la biopelícula, y la reacción de generación de sulfuro de hidrógeno como consecuencia de la reducción de sulfatos por efecto microbiano en un ambiente anaerobio.

Nuestro grupo de investigación ha realizado estudios relativamente extensos sobre la cinética de generación de sulfuros en dicha conducción, las variables de influencia y algunos métodos de inhibición de la reacción (S. Delgado et al, 1998; 1999; 2000; 2001; 2005) (L. Rodríguez et al, 2005).

La investigación en reactores biológicos: tendencias observadas.

Del análisis de las publicaciones más recientes y de las comunicaciones presentadas a congresos sobre tratamientos biológicos de las aguas residuales, se deduce que el mayor esfuerzo investigador se está orientando hacia los temas siguientes:

- **Reducción del consumo energético en los reactores de membranas sumergidas**
- **Investigación de los mecanismos de ensuciamiento de las membranas: el papel de las EPS y su control**
- **Reactores de membranas con biomasa en estado granular**
- **Eliminación biológica de nitrógeno con bajo consumo de oxígeno: proceso Anammox**
- **Uso de membranas de ultrafiltración como soporte de biopelículas**

En la exposición, apoyada en diapositivas, hemos pretendido dar una visión general y resumida del papel que juegan los reactores biológicos en la depuración de las aguas residuales, así como las tendencias observadas en cuanto a nuevas tecnologías y líneas de investigación actuales sobre la temática expuesta.

A todos, gracias de nuevo por la atención prestada.

Agradecimiento: El autor desea hacer constar su agradecimiento a todos los miembros del equipo de investigación de la línea de tratamiento de aguas que dirige, por su apoyo y sus contribuciones, así como a todos los compañeros del Area de Ingeniería Química de la ULL.

Bibliografía

- Chudoba, J., Grau, P., Ottova, V. "Control of activated sludge bulking II. Selection of microorganisms by means of a selector". *Water Res.*; 7, (1973).
- Delgado-Díaz, S.; Alvarez, M.; Rodríguez-Gómez, L.E.; Aguiar, E. "Using oxidation reduction potential as septicity control parameter during reclaimed wastewater transportation". *Water Environment Research*, 72(4), 455-459, (2000).
- Delgado, S.; Alvarez, M.; Rodríguez-Gómez, L.E.; Elmaleh, S.; Aguiar, E. "How partial nitrification could improve reclaimed wastewater transport in long pipes". *Water Science and Technology*, 43 (10) , 133-138 (2001)
- Flemming, H.C.; Wingender, J.; "Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs)-Part II: Technical aspects". *Water Science and Technology*, 43, (2001)
- G. Kiely. "Ingeniería Ambiental". McGraw-Hill (1999)
- Gao, M., Yang, M., Li, H., Wang, Y., Pan, F. "Nitrification and sludge characteristics in a submerged membrane bioreactor on synthetic inorganic wastewater". *Desalination*; 170, (2004).
- J. Cho; K.G. Song; H. Yun; K.H. Ahn; J. Kim; T.H. Cheng "Quantitative analysis of biological effect on membrana fouling in submerged membrana bioreactor". *Water Science and Technology*, vol5, No. 6-7, pp 9-18 (2005).
- L.E. Rodríguez-Gómez; S. Delgado; M Alvarez; S. Elmaleh. "Inhibition of sulfide generation in a reclaimed wastewater pipe by nitrate dosage and denitrification kinetics".
- Metcalf & Eddy. "Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización". McGraw-Hill, (1995)
- S. Delgado; F. Díaz ; R. Villarroel; L. Vera; R. Díaz; S. Elmaleh. "Nitrification in a hollow-fibre membrane bioreactor". *Desalination* 146, 445-449 (2002)
- S. Delgado; F. Díaz ; R. Villarroel; L. Vera; R. Díaz; S. Elmaleh "Influence of biologically treated wastewater quality on filtration through a hollow-fibre membrane". *Desalination* 146, 459-462 (2002)
- S. Delgado; F. Díaz; L. Vera; R. Díaz; S. Elmaleh. "Modelling hollow-fibre ultrafiltration of biologically treated wastewater with and without gas sparging". *Journal of Membrane Science*, 228, 55-63 (2004).
- S. Delgado; M Alvarez; L.E. Rodríguez-Gómez; S. Elmaleh "Transportation of reclaimed wastewater through a long pipe: inhibition of sulphide production by nitrite from the secondary Treatment". *Environmental Technology*, 25(3), 365-372 (2004).
- S. Delgado; M. Alvarez; E. Aguiar; L.E. Rodríguez-Gómez "H₂S generation in a reclaimed urban wastewater pipe. Case study: Tenerife (Spain)". *Water Research*, 33(2), 539-547, (1999).
- S. Delgado; M. Alvarez; E. Aguiar; L.E. Rodríguez-Gómez "Effect of dissolved oxygen in reclaimed wastewater transport during transportation. Case study: Tenerife (Spain)" *Water Science and Technology*, 37(1), 123-30, (1998).
- S. Elmaleh; S. Delgado; M. Alvarez; L.E. Rodríguez-Gómez; E. Aguiar "Forecasting of h₂s build-up in a reclaimed wastewater pipe". *Water Science and Technology*, 38(10), 241-248, (1998).
- Sponza, D., "Extracellular polymer substances and physicochemical properties of flocs in steady- and unsteady-state activated sludge systems". *Process Biochemistry*, 37, (2002).
- Tsuneda, S., Park, S., Hayashi, H., Jung, J., Hirata, A., "Enhancement of nitrifying biofilm formation using selected EPS produced by heterotrophic bacteria". *Water Science and Technology*. 43(6), (2001). *Water Environment Research*, 77(2), 193-198 (2005).