

Tecnologías biopelícula para la depuración de aguas residuales

Alfredo Jácome, Judith Molina y Joaquín Suárez

Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (*Universidade da Coruña*).CITECC.

1. Fundamentos de los procesos biopelícula.

Hay reactores biológicos en los que la biocenosis se fija y desarrolla sobre la superficie de un material soporte o relleno, formando una película biológica o **biopelícula**. Se estudian algunas de las características básicas de una biopelícula como son: su formación, composición, características físicas, transporte de materiales y reacción.

1.1. Formación y acumulación de una biopelícula.

Según señala Characklis (1990) durante la colonización y formación de una biopelícula sobre medios soportes se pueden diferenciar los siguientes pasos o etapas (Fig. 1):

- 1.- Acondicionamiento del soporte al adsorberse moléculas orgánicas sobre su superficie.
- 2.- Transporte de células microbianas desde el seno del agua (líquido) hasta el medio soporte acondicionado.
- 3.- Parte de las células que llegan al soporte se adsorben por un tiempo limitado separándose (desorción) posteriormente (**adsorción reversible**). La desorción se puede producir por la fuerza cortante del fluido, influyendo también otros factores físicos, así como químicos y biológicos.
- 4.- Una parte de las células adsorbidas queda inmovilizada permanentemente (**adsorción irreversible**).
- 5.- Las células adsorbidas irreversiblemente crecen a expensas del sustrato incrementando el número de células en la biopelícula. A su vez, las células generan sub-productos en cantidades significativas, como por ejemplo exopolímeros o sustancias poliméricas extracelulares (**EPS**), que constituyen parte de la matriz biopelícula. La acumulación de biopelícula aumenta mediante el metabolismo microbiano a expensas del sustrato contenido en el agua residual.

- 6.- Adhesión de células microbianas y de sólidos coloidales y en suspensión a la superficie de la biopelícula (**atrapamiento**).
- 7.- Separación de parte o porciones de la biopelícula que vuelven al agua. Esta separación puede ser debida al esfuerzo cortante producido por el movimiento del fluido (**erosión**), a la acción mecánica de otras partículas que chocan contra la biopelícula (**abrasión**) y al desprendimiento de capas de biopelícula (**desprendimiento masivo**) debido a la pérdida de cohesión o de adherencia de la biopelícula.

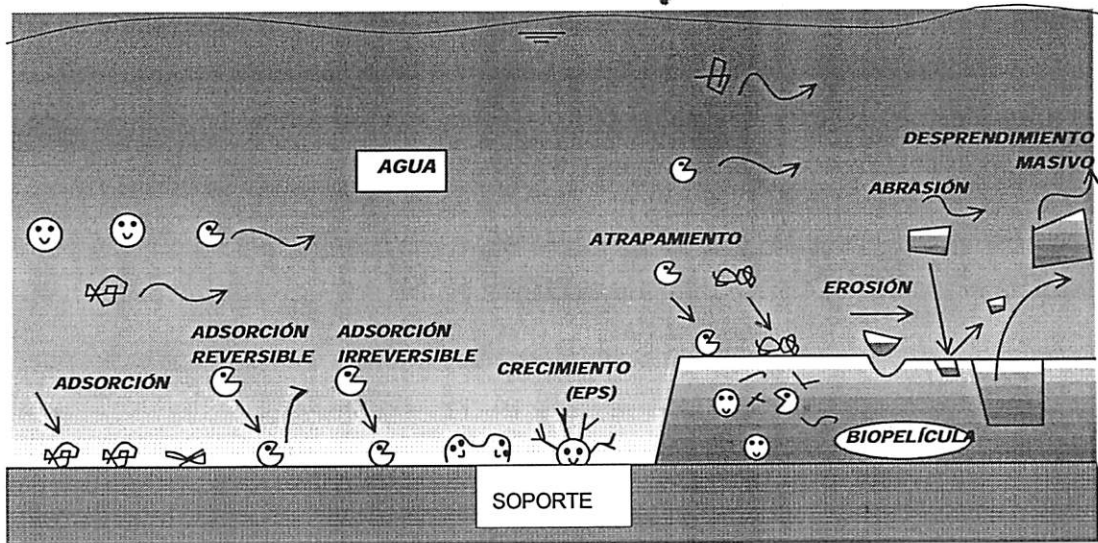


Figura 1. Formación de una biopelícula

1.2. Composición

Una biopelícula consiste en células inmovilizadas o adheridas sobre un medio soporte, embebidas en una matriz de polímeros orgánicos (EPS) de origen microbiano y con una fracción significativa de sustancias abióticas o inorgánicas.

De forma general, en un sistema biopelícula se pueden diferenciar cuatro partes o compartimentos: el soporte, la biopelícula, el seno líquido y un compartimento gaseoso.

El compartimento gaseoso, en biopelículas aerobias, suele ser la atmósfera circundante en contacto con el agua (generalmente aire a presión atmosférica). Sin embargo, cuando el soporte lo constituye una material hidrófobo y permeable a gases, por ejemplo, una membrana microporosa, este compartimento puede ubicarse en una de las caras del soporte.

En la biopelícula se pueden llegar a formar dos capas con diferentes características: la biopelícula base y la capa superficial (Fig. 2). La existencia de estas dos capas, o de una sola de ellas, depende muy fuertemente de la hidrodinámica del sistema.

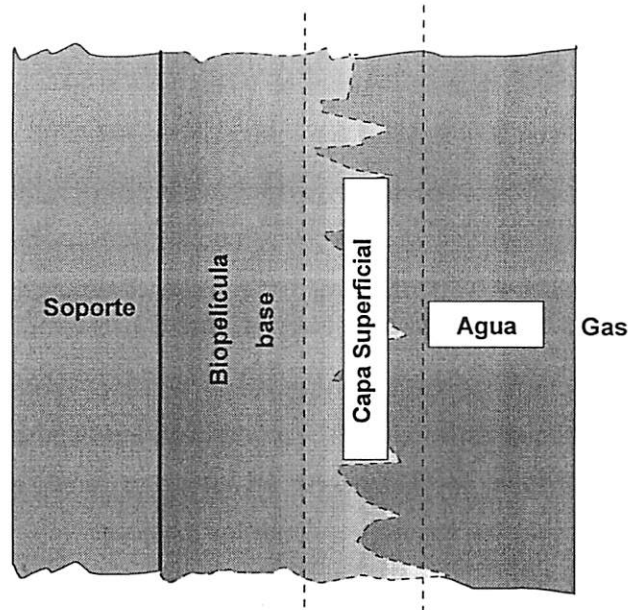


Figura 2. Componentes de un sistema biopelícula

Debido a que el tiempo de estancia de los microorganismos en las biopelículas, en general, es muy elevado, pueden coexistir muchas especies de microorganismos e incluso macroorganismos tales como caracoles, insectos, etc. (Fig. 3). El tiempo de retención celular no es un parámetro de diseño y/o explotación de reactores biopelícula porque es muy complejo su control y evaluación.

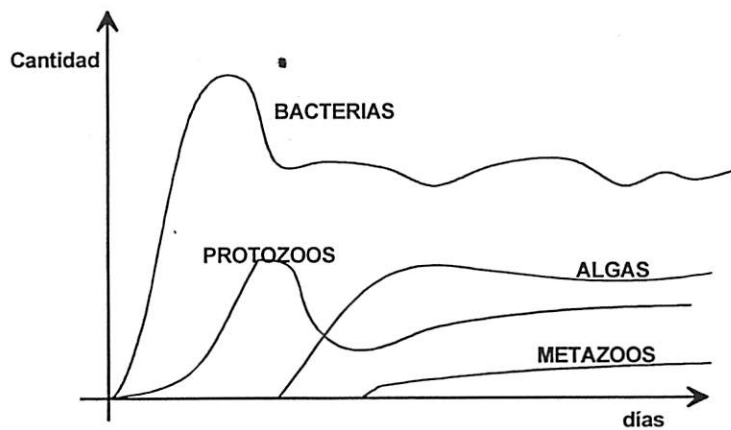


Figura 3. Sucesión de microorganismos en un sistema biopelícula

1.3. Características físicas

Los espesores de biopelícula pueden variar tremendamente. Se pueden encontrar biopelículas con espesores en un rango muy amplio, desde prácticamente el tamaño de las células (1-10 μm) en una biopelícula en formación, hasta más de 30 mm (biofouling). En procesos biopelícula aerobios de tratamiento de aguas residuales los valores normales oscilarán entre 100 μm (biopelículas nitrificantes) hasta 2 a 5 mm (biopelículas heterotrofas de alta carga).

El espesor que puede llegar a alcanzar una biopelícula depende de muchos factores, por ejemplo de la carga orgánica aplicada (biopelículas heterotrofas), del esfuerzo cortante hidrodinámico, tipo de sustrato, tipos de microorganismos, pH, temperatura, resistencia de la biopelícula, rugosidad del soporte, edad de la biopelícula, etc.

Una biopelícula puede evolucionar hasta un espesor máximo (correspondiente a las condiciones ambientales a las que está sometida), resultado del equilibrio entre la acumulación (crecimiento) y el desprendimiento, o bien oscilar en un cierto rango consecuencia de la variación brusca del espesor debido a los desprendimientos masivos.

La concentración de las biopelículas (suele llamarse densidad por la traducción textual del término inglés "density") varía desde valores tan bajos como 10 Kg/m^3 hasta valores de 105 Kg/m^3 (Characklis, 1989), siendo todavía mayor la variación si se analiza la densidad por capas dentro de una biopelícula (8 a 147 Kg/m^3 según Zhang y Bishop, 1994). Las mayores densidades se encuentran en las capas próximas al soporte (Fig. 4).

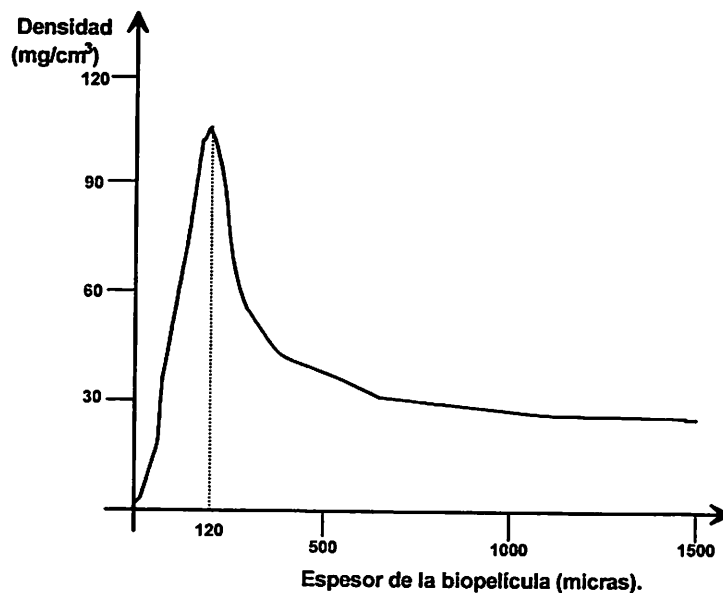


Figura 4. Perfil de la densidad de una biopelícula (Reproducida de: Hoehn y Ray, 1973)

1.4. Transporte de materiales y reacción

Para que se lleven a cabo las reacciones aerobias de crecimiento celular tanto los sustratos (materia orgánica y otros nutrientes) como el oxígeno disuelto deben penetrar en el interior de la biopelícula. El transporte de sustratos y de oxígeno disuelto desde el seno del agua hacia la biopelícula primero debe atravesar difusivamente una capa líquida estática pegada a la capa superficial de la biopelícula (transferencia interfacial), con baja turbulencia y por tanto baja transferencia de materia, y después difundirse hacia el interior de la biopelícula (transferencia intrafacial). Ambos fenómenos de transporte difusivo (transferencia interfacial e intrafacial) suelen limitar la capacidad máxima de consumo de sustrato por las biopelículas (Fig. 5). El transporte difusivo se rige por la ley de Fick:

$$J_{S_z} = -D_S \frac{dS}{dz}$$

donde:

J_{S_z} = flujo superficial difusivo de S en la dirección z ($M L^{-2} t^{-1}$)

D_S = difusividad de S en agua o, en su caso, en la biopelícula ($L^2 t^{-1}$)

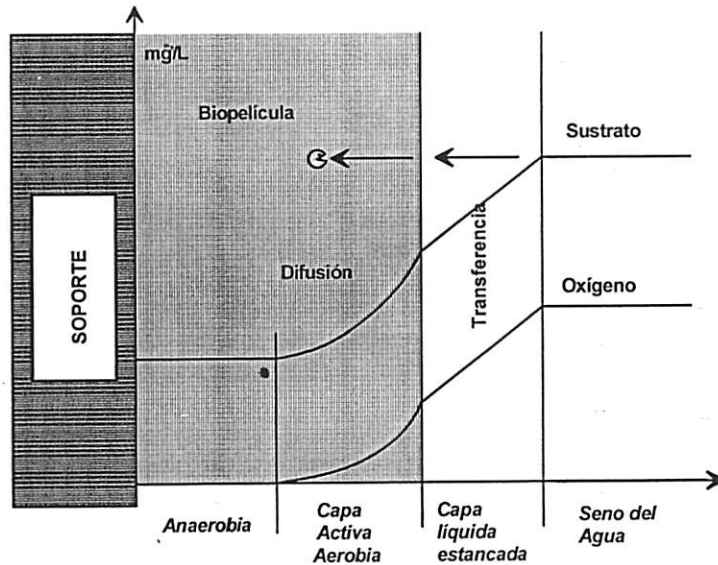


Figura 5. Fenómenos de transporte de materiales en la biopelícula. Perfiles de concentración

Si se analizan los perfiles de las concentraciones de sustrato y oxígeno a lo largo del espesor de una biopelícula puede verse que disminuyen desde el seno del líquido, primero en la capa líquida estática y después en el interior de la biopelícula (Fig. 5). Si uno de los dos se agota (sustrato u oxígeno), la capa más profunda no será activa. Surge así el concepto de **espesor**

activo para denominar a dicha capa superficial. Cuando en el interior de la biopelícula el oxígeno se agote totalmente se producirían fenómenos anóxicos y anaerobios (con producción de gases como nitrógeno y/o metano). En ese caso, así como cuando llega a ser muy pequeña o nula la concentración de sustrato (que podría dar lugar a lisis celular) se puede producir una disminución de la cohesión y adherencia que provocaría desprendimientos masivos de biopelícula.

El aporte de oxígeno a la biopelícula puede realizarse desde el seno del agua (oxígeno disuelto) fenómeno controlado por la transferencia turbulenta, o bien directamente desde el gas (aire, oxígeno) al entrar en contacto con la biopelícula, fenómeno que se denomina **transferencia biológica** y que bajo ciertas circunstancias puede ser superior al primero (Osa, *et al.*, 1997; Jácome, *et al.*, 2004, 2006). La velocidad de las reacciones en el interior de la biopelícula dependerá de la concentración del sustrato (o sustratos) en cada punto de la matriz. En general, se aplica el modelo cinético de Monod para estimar la magnitud de las reacciones en cada punto del espesor de la biopelícula (análisis unidimensional):

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_{max}}{Y} \frac{S}{K_s + S} X$$

1.5. Tipología de reactores biopelícula

Dada la gran variedad de reactores biopelícula, resulta compleja su clasificación. Se presenta una clasificación que se basa en la inundación o no del relleno o material soporte.

<p>A.- Medio no saturado</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Lechos bacterianos o filtros percoladores ○ Biotorres o torres biológicas ○ Filtro intermitente de arena ○ Tratamiento por aplicación al terreno
<p>B.- Medio saturado, inundado o sumergido</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ <u>De soporte móvil</u> (en operación o en lavado) <ul style="list-style-type: none"> ● Biofiltros aireados ● Lecho expandido ● Lecho fluidizado ● <i>Fangos activos con medio soporte</i> (procesos híbrido) ○ <u>De soporte fijo</u> <ul style="list-style-type: none"> ● Soporte rígido, estructurado o no (proceso BLASF) ● Soporte permeable a gases: reactores de membrana ● <i>Humedales</i> ● <i>Fangos activos con medio soporte</i> (procesos híbrido)
<p>C.- Medio intermitentemente sumergido</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Biodiscos ○ Biocilindros

Tabla. Clasificación de reactores biopelícula

2.- Lechos bacterianos

2.1. Descripción

El agua residual decantada o pre-tratada, atraviesa un lecho no sumergido, natural o sintético, sobre el cual se ha desarrollado un cultivo fijo (biopelícula). El oxígeno atmosférico se disuelve y se transfiere por difusión a la biopelícula junto con los nutrientes del agua residual. El aire también contacta directamente con la biopelícula. La aireación del lecho puede darse por tiro natural o forzada. Las materias en suspensión y coloidales del agua residual se aglomeran y adsorben en la biopelícula. En función de la carga orgánica aplicada (kg de DBO por m^3 y día) los lechos se clasifican en: baja, media, alta y muy alta carga. Los de baja y media carga son los utilizados en el tratamiento secundario de las aguas residuales de pequeñas poblaciones. El proceso puede demandar:

- Tamizado ($< 500 \mu m$) o decantación primaria previa
- Desarenado previo si el alcantarillado es unitario
- Si es con recirculación: requiere energía eléctrica
- Personal cualificado (lechos con recirculación)

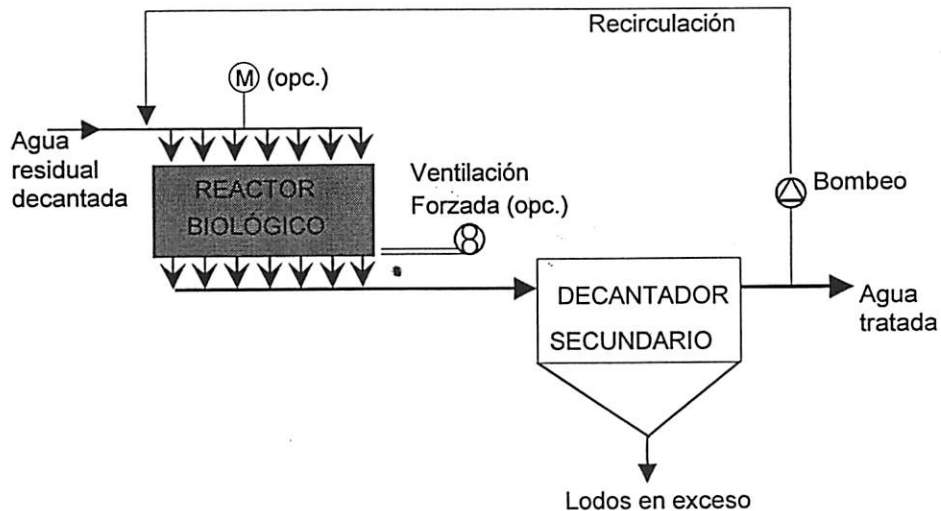


Figura 1. Esquema general de un sistema de lecho bacteriano o filtro percolador

2.2. Criterios de diseño

Los principales materiales utilizados como **medio soporte** de relleno son:

- **Piedras o gravas:** con tamaño entre 25 y 100 mm y de diferentes materiales (silíceo, puzolanas, coque, escoria, rocas volcánicas, etc.). Se tiende a colocar material poroso.
- **Soporte plástico:** con diferentes configuraciones, bien como piezas sueltas rellenas el reactor de forma aleatoria o módulos colocados ordenadamente para formar el lecho.

Las principales características o variables del medio soporte son:

- **Superficie específica:** es la superficie del soporte expuesta por unidad de volumen de lecho (m^2/m^3).
- **Índice de huecos:** fracción de volumen vacío del lecho. Espacio disponible para el crecimiento de biopelícula y la circulación del agua y del aire. Cuanto mayor es la carga orgánica aplicada mayores tienen que ser las dimensiones de los intersticios dado que las biopelículas alcanzarán mayores espesores.

Tipo de medio soporte	TAMAÑO (cm)	DENSIDAD (kg/m^3)	SUPERFICIE ESPECÍFICA (m^2/m^3)	ÍNDICE DE HUECOS (%)	APLICACIÓN: ELIMINACIÓN DE
Grava	5 -10	1440	40	60	C, CN, N
	2.5 - 7.5	1600	60	50	C, CN, N
Plástico: Piezas desordenadas	Varía	32 - 64	85 - 110	> 95	C, CN, N
	Varía	48 - 80	130 - 140	> 94	N
Plástico: Módulos ordenados	60x60x120	32 - 80	85 - 110	> 95	C, CN, N
	60x60x120	64 - 96	130 - 140	> 94	N

C: Eliminación de DBO carbonosa, DBO (C); N: Nitrificación terciaria: eliminación de DBO (N) y CN: Eliminación conjunta de DBO (C) y DBO (N).

Tabla 1. Características del medio soporte para lechos bacterianos (WEF - ASCE, 1992)

En lechos bacterianos para pequeñas poblaciones se prefiere emplear relleno aleatorio plástico, o, en su defecto, grava.

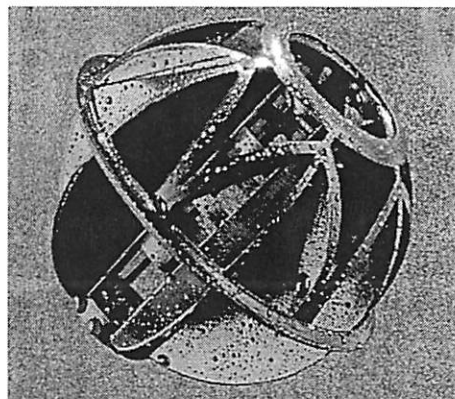
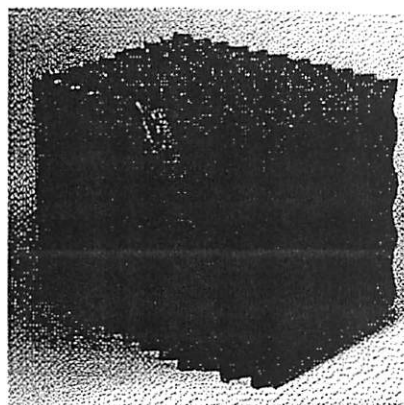


Figura 2. Soportes de plástico usados en lechos bacterianos. Modular (izda), aleatorio (dcha.)

La **distribución** del agua residual debe hacerse uniforme en toda la superficie del lecho. En lechos circulares es tradicional el accionamiento hidráulico para el movimiento rotatorio de los brazos distribuidores. Se utiliza la recirculación del efluente para mejorar la humectación del lecho y para conseguir un cortante hidráulico que controle el crecimiento excesivo de biopelícula, reduciendo el problema de atascamiento. En el caso de lechos de baja carga, donde no se suele emplear recirculación, la alimentación es de tipo intermitente mediante cámaras sifónicas u otros dispositivos que proporcionan una cierta intensidad en cada aplicación para repartir uniformemente el caudal por toda la superficie del lecho.

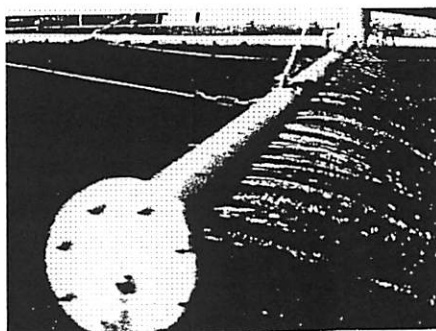
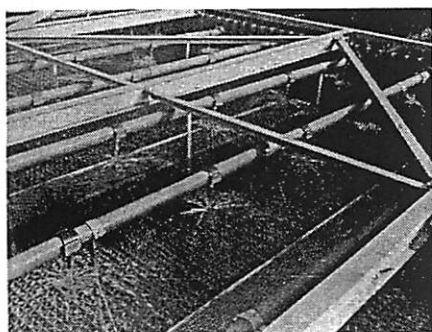


Figura 3. Sistema fijo de aplicación de agua residual (izda.); sistema móvil de distribución de agua residual con brazo giratorio (dcha.)

El relleno del lecho se apoya en un falso fondo. La solera del depósito se hace con pendiente (al menos 1% - 2%) hacia los canales de evacuación. Estos canales pueden ser diametrales o periféricos, en este último caso la pared del depósito tiene ventanas en la base de la periferia para la salida del agua y la ventilación del lecho. El agua tratada y los sólidos se conducen hacia un decantador secundario. Por ser un lecho no sumergido queda aire en los intersticios y por lo tanto la ventilación es viable. La ventilación natural demanda una diferencia de temperatura aire-agua mayor que 2 °C y para que funcione óptimamente superior a 6 °C. Según el tipo de relleno hay que limitar la altura máxima para que la resistencia al paso del aire no sea excesiva y permita la ventilación natural. Hay que facilitar la entrada del aire por las aberturas inferiores del lecho, que al menos deben representar un 2% de la superficie del lecho.

2.3. Dimensionamiento

Para pequeñas poblaciones, los lechos bacterianos que interesan son los de baja y media carga orgánica. La carga orgánica aplicada es el parámetro clave:

$$C_v = \frac{Q L_0}{A H}$$

donde:

C_v = carga orgánica aplicada por unidad de volumen del lecho (Kg DBO₅/m³/d)

Q = caudal medio de tratamiento (m³/d)

L_0 = concentración afluente de DBO₅ (kg/m³)

A = superficie del lecho (m²)

H = altura del lecho (m)

Además, se tendrá en cuenta: carga hidráulica, recirculación, altura y tipo de relleno.

Parámetro	Población hasta 200 h-e	Población hasta 2.000 h-e
Carga orgánica (kg DBO ₅ /m ³ /d)	< 0.20	< 0.40
Carga hidráulica total (m/d)	4 - 8	10 - 16
Recirculación (%)	No es habitual	Habitual 100 - 200
Altura relleno (m)	1.5 - 2.5 Piedra > 2.5 Plástico	1.5 - 3.0 Piedra > 2.5 Plástico
Decantación secundaria	Prescindible	Necesaria

Tabla 2. Características de dimensionamiento de lechos bacterianos para pequeñas poblaciones

La carga hidráulica total incluye, en su caso, el caudal de recirculación. Los lechos con relleno plástico requieren más altura debido a que el índice de huecos es mayor. Los sólidos arrastrados o la biopelícula desprendida del reactor se deben separar en un decantador secundario. Los parámetros de estos decantadores se presentan en la siguiente tabla:

PARÁMETROS	
VELOCIDAD ASCENSIONAL (m/h)	< 1.2 (Qm) < 2.0 (Qp)
TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA (horas)	> 2.5 (Qm)
CARGA SOBRE VERTEDERO (m ³ /h/metro lineal)	< 12 (Qm) < 20 (Qp)
CONCENTRACIÓN DEL FANGO (%) (mg/L)	1 - 3 10.000 - 30.000
ALTURA DEL DECANTADOR (m)	> 2.5

Tabla 3. Dimensionado de decantadores secundarios para lechos bacterianos

Los lechos de baja carga para pequeñas poblaciones pueden proyectarse sin decantador secundario, ya que es mínimo el desprendimiento de biopelícula, además está muy estabilizada, pues, el sistema funciona en fase de respiración endógena.

2.4. Rendimiento

- Eliminación de DBO (%): 80 – 90
- Calidad del efluente (mg/L DBO): 25 - 35

Para estimar el rendimiento se puede usar (modificada de Tejero et al. 1995):

$$L_f = S_0 e^{-\frac{K A_s}{C_v}} + 16$$

donde:

L_f = DBO₅ total efluente (mg/L)

S_0 = DBO₅ soluble afluente (mg/L)

A_s = superficie específica del material (m^2/m^3)

K = constante cinética ($Kg\ DBO_5/m^2_{soporte}/d$) (entre 0.01 y 0.05)

La fórmula considera que los sólidos en suspensión que escapan del decantador secundario aportan una DBO_5 aproximada de 16 mg/L.

2.5. Ventajas (+) e inconvenientes (-)

- + Bajo consumo de energía
- + Explotación simple, requiere menos control y mantenimiento
- + Buenas características de sedimentación del lodo
- + Baja sensibilidad a variaciones de carga y a tóxicos
- + Buena adaptación a poblaciones pequeñas y medianas
- + Requiere personal con un nivel medio de formación y capacitación técnica

- Costes elevados de construcción
- Requiere un pre-tratamiento eficaz
- Posible acumulación de exceso de biomasa que puede ocasionar anaerobiosis y pérdida de rendimiento del lecho
- Requiere una atención regular del personal encargado de la explotación
- Problemas de olores y vectores sanitarios, pero controlables
- Si se exige eliminación de amonio, las unidades resultan de gran tamaño

2.6. Explotación y mantenimiento

El mantenimiento de estos sistemas cuando incorporan equipos eléctricos requiere personal moderadamente cualificado. De forma sistemática debe registrarse información sobre:

- Color de la biomasa (en el lecho y la que se desprende)
- Presencia y tipo de olor (séptico, humedad, sin olor, ...)
- Observación de posibles problemas como:
 - Mala distribución del flujo

- Atascamiento del lecho (posible encharcamiento)
 - Atascamiento de boquillas, orificios o aspersores
 - Congelación
 - Presencia de moscas
 - Vegetación sobre el lecho
- Si funcionan lechos en paralelo: verificar el equi-reparto de caudales
 - Comprobación periódica de la ventilación

Según experiencias de campo para plantas compactas destinadas a poblaciones de hasta 25 habitantes-equivalentes se necesitan de 8 a 12 horas-hombre por año, más servicios de laboratorio analítico, para asegurar un rendimiento adecuado.

2.7. Costes

Los costes de **construcción** de los lechos bacterianos van a depender entre otras cosas del material de la estructura, del tipo de relleno, etc. Los lechos de **baja carga** sin decantador secundario construidos con estructuras metálicas y paredes de chapa metálica tienen un presupuesto de ejecución material algo mayor a 60 euros por habitante equivalente. Mientras que si se construyen en hormigón armado el presupuesto sería de algo menos de 100 euros por habitante equivalente. Los lechos de **media carga** con recirculación y decantador integrado construidos con estructuras metálicas y paredes de chapa metálica alcanzan un presupuesto de ejecución material de algo más de 50 euros por habitante equivalente.

Los costes de **explotación y mantenimiento** están relacionados con la línea de tratamiento seguida:

2.7.1. Lechos sin consumo de energía eléctrica

La línea de tratamiento se puede constituir exclusivamente con procesos sin consumo de energía eléctrica, por ejemplo: rejas de desbaste de limpieza manual + primario (fosa o tanque Imhoff) + lecho bacteriano baja carga sin recirculación. Los principales capítulos serían el de personal, control analítico externo y gestión de lodos primarios. El personal

necesario puede reducirse a 1 peón especialista. El coste de ejecución material de la explotación y mantenimiento de la línea completa sería de unos 0.25 - 0.30 euros/m³.

2.7.2. Lechos con equipos eléctricos

Si se emplea un lecho de media carga con recirculación y purga de lodos secundarios hacia el primario o hacia un depósito de almacenamiento, hará falta 1 Oficial mecánico para atender la línea completa de tratamiento. Además de los gastos de personal, tendrá importancia los gastos por energía eléctrica contratada y consumida así como los gastos de gestión de lodos y el control analítico externo. El coste de ejecución material de la explotación y mantenimiento de la línea completa sería de unos 0.40 – 0.50 euros/m³.

2.8. Producción de lodos, consumo de energía y demanda de espacio

Los lechos bacterianos producen un ratio de 475 litros de lodo por habitante equivalente y año. El consumo específico de energía es de 70 kWh/1.000 m³ o de 0.7 kWh/kg DBO eliminado. La superficie mínima necesaria es de 0.04 m²/h-e.

3. Proceso de biodiscos

3.1. Descripción

El proceso de biodiscos consiste en un reactor biológico de biomasa adherida a soporte, es decir es un reactor biopelícula. El reactor está constituido por un depósito de nivel constante, en el cual se coloca un conjunto de discos de plástico dispuestos en paralelo y en posición vertical, atravesados por un eje horizontal. El eje es accionado por un motor que hace girar el conjunto de discos. Cada reactor suele disponer de varias etapas, con uno o más paquetes de discos en cada etapa, dispuestas en serie. Cada etapa funciona como un tanque de mezcla completa. El reactor se suele cubrir para evitar los perjuicios que ocasionan las inclemencias meteorológicas, así como para minimizar su impacto ambiental.

La depuración la realiza una biopelícula aerobia que utiliza la materia orgánica del agua residual (DBO) como fuente de sustrato y energía. La actividad de los microorganismos demanda una aportación continua de oxígeno, lo cual se consigue mediante la rotación de los discos.

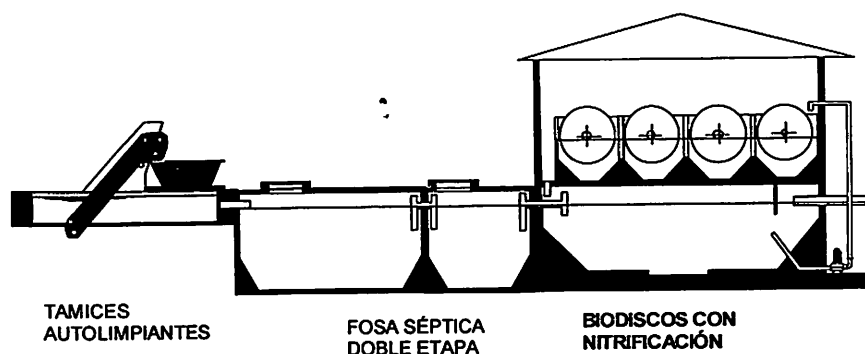


Figura 1. Esquema de un sistema de biodiscos para pequeñas poblaciones

Cuando el proceso está en régimen estacionario el crecimiento en exceso de biopelícula es eliminado del sistema mediante desprendimiento erosivo debido al cortante producido por el giro de los discos. También pueden darse desprendimientos masivos cuando la biopelícula pierde su adherencia, principalmente por fenómenos anaerobios o por falta de sustrato. En todo caso, el exceso de biomasa es eliminado en el decantador secundario.

Los biodiscos pueden diseñarse para nitrificación, pudiendo ser reactores de nitrificación conjunta, es decir, que oxiden materia orgánica y amonio sucesivamente mediante varias etapas en serie, o pueden ser reactores de nitrificación terciaria, es decir, sólo para oxidar amonio.

3.2. Criterios de diseño

En pequeñas poblaciones, el agua bruta debe someterse a un pretratamiento exigente compuesto por tamizado de partículas con tamaños menores que $500 \mu\text{m}$ y desarenado o, en su caso, a un tratamiento primario basado en fosa séptica o tanque Imhoff.

La configuración de los discos responde a marcas de fabricante. Se intenta maximizar el área superficial, mejorar la mezcla y optimizar la aireación. Los discos se fabrican con: espuma de poliestireno, PVC y polietileno. La superficie del disco puede ser lisa o corrugada. Dependiendo del material, el espesor de los discos va de 1 a 25 mm. Los discos se fijan a un eje metálico a intervalos regulares formando un módulo. En las primeras etapas los discos se instalan más separados (25 – 35 mm) consiguiéndose una superficie de 1.000 m^2 disco/m de eje. En las etapas intermedias y finales se colocan más próximos (10 – 20 mm), porque la biopelícula tiene un espesor menor, alcanzándose una superficie de hasta 2.000 m^2 disco/m de eje.

La inmersión de los discos es de un 40 % de su superficie. La velocidad tangencial periférica es de 10 - 20 m/min, lo que corresponde a entre 3 y 6 r.p.m. para discos de 1 m de diámetro, y

de 1 a 2 r.p.m. para diámetro de 3 m. La separación entre el borde de los discos y el fondo del tanque es de un 10 % del diámetro del disco. Se puede determinar el volumen del tanque basándose en el cociente volumen líquido/superficie de discos, generalmente, de 5 L/m² (rango: 5 - 9 L/m²). El parámetro clave de diseño es la carga orgánica superficial aplicada:

$$B_A = \frac{Q L_0}{A}$$

donde:

B_A = carga orgánica superficial aplicada (g DBO/m² disco/día)

Q = caudal medio de tratamiento (m³/d)

L_0 = concentración de DBO (mg/L)

A = superficie total de soporte

La tasa media de transferencia de oxígeno en RBC a escala industrial es de 7 g O₂/m²/d (U.S. EPA, 1993). Esta tasa permite una eliminación máxima de 14 g DBO/m²/d. En la práctica, la carga orgánica máxima recomendada de diseño es de 12.2 g DBO soluble/m²/d, algo menor que la que puede ser sustentada por la transferencia de oxígeno. La tasa de transferencia de oxígeno de 7 g O₂/m²/d también condiciona que la tasa máxima de nitrificación sea de 1.5 g N/m²/d.

En las primeras etapas de sistemas de nitrificación conjunta, la biopelícula puede ser de color marrón-gris, mientras que en las últimas etapas (3^a y/o 4^a) será de poco espesor y de color marrón-rojizo. El color se oscurece conforme el espesor de biopelícula aumenta. El espesor alcanza su equilibrio a los 25 a 60 días del arranque del proceso. Espesores de biopelícula mayores a 600 μm no contribuyen sustancialmente a la eliminación del sustrato. En RBC de nitrificación terciaria la biopelícula es de color bronce.

Los RBC se diseñan para carga media y con un coeficiente pico de caudal, C_p , menor o igual que 2.5. Cuando el coeficiente C_p es mayor que 2.5, la carga de diseño debería reducirse proporcionalmente al incremento del C_p con respecto a 2.5. Otra alternativa consiste en recurrir a tanques de homogeneización. El principal criterio consiste en no exceder una carga de 12 g DBO₅ soluble/m²/d, ni una carga de 30 g DBO₅ total/m²/d, en ninguna etapa del proceso.

Parámetro	Nivel de tratamiento		
	Secundario	Nitrificación conjunta	Nitrificación Terciaria
Carga orgánica 1ª etapa			
(g DBOS/m ² /d)	12 - 15	12 - 15	
(g DBOT/m ² /d)	24 - 30	24 - 30	
Carga orgánica total			
(g DBOS/m ² /d)	4 - 10	2.5 - 8	0.5 - 1.0
(g DBOT/m ² /d)	8 - 20	5 - 16	1.0 - 2.0
Carga hidráulica (m/d)	0.08 - 0.16	0.03 - 0.08	0.04 - 0.10
Carga de NH₃ (g N/m²/d)		0.7 - 1.5	
Tiempo de retención hidráulica, TRH (h)	0.7 - 1.5	1.5 - 4.0	1.2 - 3.0

Temperatura del agua residual > 13 °C; DBOS = DBO₅ soluble; DBOT = DBO₅ total

Tabla 1. Parámetros operacionales y de diseño de biodiscos (Fuente: Metcalf & Eddy, 2003)

Número mínimo de etapas:	
Para DBOS efuente < 25 mg/L	1 etapa
Para DBOS efuente 15 - 25 mg/L	1 - 2 etapas
Para DBOS efuente 10 - 15 mg/L	2 - 3 etapas
Para DBOS efuente < 10 mg/L	3 - 4 etapas
Volumen específico (m ³ tanque/m ² discos)	>= 5 L/m ²
Superficie sumergida de los discos	> 40 %
Velocidad periférica máxima	10 a 20 m/min
Espesores máximos de biopelícula	2 - 3 mm
Producción de lodos (Kg SS/Kg DBO ₅ , elim)	0.4 a 0.5

Tabla 2. Criterios adicionales de diseño (Fuente: US-EPA, 1993)

Los sólidos arrastrados o la biopelícula desprendida se deben remover en un decantador secundario. Los parámetros de diseño de estos decantadores se presentan en la siguiente tabla:

PARAMETROS	
VELOCIDAD ASCENSIONAL (m/h)	< 1.3 (Qm) < 2.0 (Qp)
TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA (horas)	> 2.5 (Qm)
CARGA SOBRE VERTEDERO (m ³ /h/metro lineal)	< 12 (Qm) < 20 (Qp)
CONCENTRACIÓN DEL LODO (%) (mg/L)	1 - 3 10.000 - 30.000
CALADO (m)	> 2.5

Tabla 3. Diseño de decantadores secundarios para biodiscos

3.3. Aplicabilidad y rendimiento

El sistema es especialmente adecuado para el tratamiento de aguas residuales de pequeños núcleos, pero también para vertidos industriales. El rendimiento depende de la carga orgánica aplicada. Las cargas suelen estar en un rango de 6 a 20 g DBO/m²/d para conseguir reducciones de 80 a 90 % de la DBO. El rendimiento depende también del número de etapas, pero tener más de cuatro etapas no suele aumentar el rendimiento significativamente. Para predecir el rendimiento se puede usar el modelo de Brenner – Opatken (U.S. EPA 1985):

$$S_n = \frac{1 + \sqrt{1 + 4kt(S_{n-1})}}{2kt}$$

donde:

S_n = DBO₅ soluble en la etapa n (mg/L)

k = coeficiente cinético de orden 2 (L/mg/h) (=0,083 L/mg/h)

t = tiempo de retención hidráulica en la etapa n (h)

S_{n-1} = DBO₅ soluble afluente a la etapa n (mg/L)

El modelo se basa en DBO soluble, pero la DBO en suspensión puede ser atrapada por la biopelícula e hidrolizada. Así, la DBO soluble afluente podrá incrementar por esa hidrólisis.

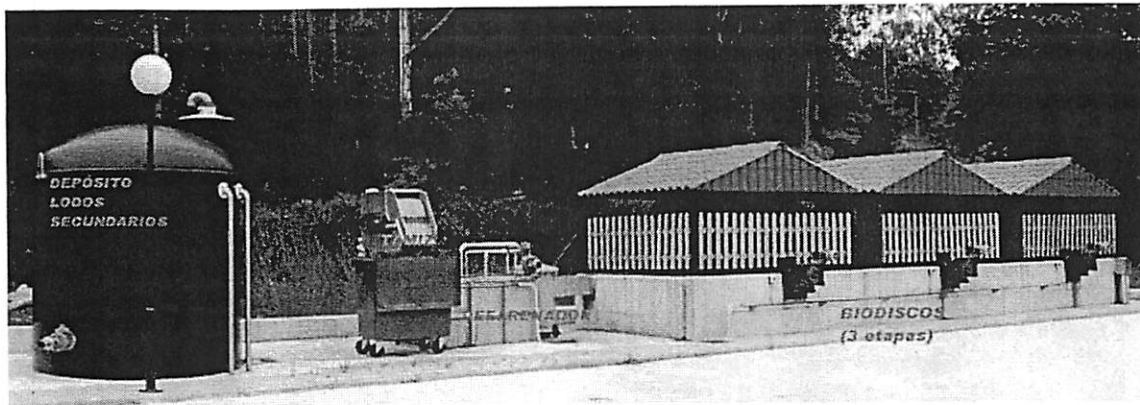


Figura 2. Sistema de biodiscos de 3 etapas para una población de 1.000 habitantes-equivalentes

3.4. Ventajas e inconvenientes

Las principales ventajas consisten en:

- Bajo consumo de energía
- Elevada capacidad de respuesta ante sobrecargas contaminantes
- Baja producción de lodos
- Explotación y mantenimiento simples
- Buena sedimentabilidad del lodo
- Despreciable problema de aerosoles
- Baja producción de ruidos
- Adaptado como depuradoras compactas y/o prefabricadas

Sus principales inconvenientes son:

- Necesidad de material soporte especial
- Necesidad de diseño mecánico riguroso
- Montaje complicado
- El costo es casi lineal con respecto al caudal tratado, no hay factor escala

3.5. Explotación y mantenimiento

Los cojinetes y las unidades de impulsión requieren frecuente mantenimiento. Sistemáticamente debe registrarse información sobre:

- Color de la biomasa por etapas
- Presencia y tipo de olor (séptico, humedad, sin olor, ...)
- Observación de posibles problemas como:
 - Exceso de espesor de biopelícula
 - Presencia de moscas
- Si funcionan biodiscos en paralelo, verificar el equi-reparto de caudales
- Control del OD en las primeras etapas

3.6. Costes

En plantas pequeñas los biodiscos se pueden montar con un pre-tratamiento (tamiz+desarenador), un decantador secundario lamelar y un depósito temporal de lodos secundarios. El presupuesto de ejecución material de esta línea sería de 170 – 180 euros/habitante-equivalente. Por su parte, el coste de ejecución material de la explotación y mantenimiento está en torno a los 0.25 – 0.35 euros/m³ de agua tratada.

3.7. Producción de lodos, consumo de energía y demanda de espacio

En alcantarillados municipales la producción de lodos en RBC es de 60 kg lodo seco/1.000 m³ de agua tratada. Con un peso específico de lodo de 1,025 y una concentración de 1.5 % el volumen de lodos producido sería de 285 L/h-e/año. El consumo específico de energía es de 162 kWh/1.000 m³, o hasta 1.1 kWh/kg DBO eliminado (0.3 – 1.1 kWh/kg DBO eliminado). Para poblaciones de más de 50 h-e la superficie mínima necesaria es de 0.05 m²/h-e.

4. Lechos aireados sumergidos

4.1. Descripción

El proceso biopelícula de lecho aireado sumergido fijo, proceso BLASF (Tejero et al., 1992) (en inglés "Submerged Aerated Filter", SAF process), se utiliza para la eliminación de DBO y

nitrógeno de aguas residuales urbanas e industriales. Es un reactor biológico donde el agua residual se hace pasar a través de un lecho sumergido que sirve de soporte físico para el crecimiento de una biopelícula. Durante la explotación del proceso, la biopelícula se desprende erosivamente de forma continua, siendo necesaria una decantación final. No se requieren lavados porque los soportes se diseñan para evitar el atascamiento del lecho. Pueden ser de flujo ascendente (co-corriente con el aire) o descendente (contracorriente con el aire). Los reactores BLASF pueden diseñarse y explotarse con flujo de mezcla completa o pistón.

4.2. Criterios de diseño

Los reactores BLASF requieren de un pretratamiento de las aguas residuales (las partículas en suspensión que entren al reactor deberán tener un tamaño inferior a 200 micras) y de un decantador final. Para poblaciones de hasta 500 h-e puede emplearse un primario tipo fosa séptica o tanque Imhoff. Así los fangos secundarios pueden purgarse hacia el tanque primario. Para poblaciones mayores, hasta 3.000 habitantes, se puede sustituir el tratamiento primario por un pretratamiento compuesto de desbaste, tamizado y desarenado. En este caso, los fangos secundarios deberán purgarse hacia un tanque de estabilización aerobia o, en su defecto, se debe incluir una línea de fangos.

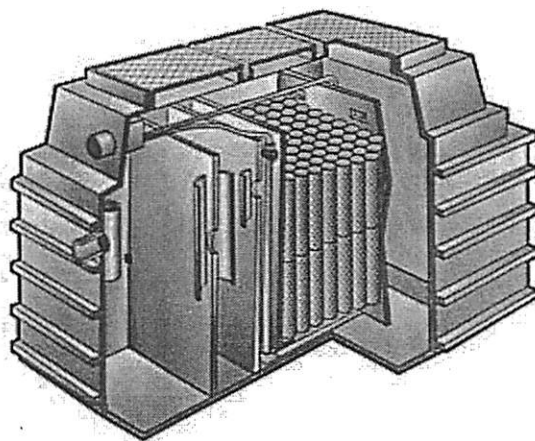


Figura 1. BLASF compacto unifamiliar. El primario consiste en una fosa séptica de doble cámara. Los lodos secundarios se retornan al primario (Fuente: ACORN Env. Sist. Ltd. 2002)

Para la eliminación de DBO, SS y amonio en pequeñas poblaciones, la superficie específica del relleno suele ser $\leq 100 \text{ m}^2/\text{m}^3$, y la carga volumétrica media de DBO no suele exceder de $0.6 \text{ Kg}/\text{m}^3/\text{d}$. Esto evita el atascamiento del lecho, no siendo necesarios los lavados. Si a pesar de esto se produce una acumulación excesiva de biopelícula, ésta se elimina de la unidad mediante lavados esporádicos con un exceso de flujo de aire, durante 10 a 20 minutos. La altura de relleno más común es de 2 a 3.6 metros. El decantador secundario se diseña con una velocidad ascensional inferior a 1 m/h.

PARÁMETRO	VALOR
Superficie específica, A_s	$100 \text{ m}^2/\text{m}^3$
Carga orgánica, C_v	$\leq 0.6 \text{ kg DBO}/\text{m}^3 /\text{d}$
Altura de relleno	2 – 3.6 m
Producción de fangos	0.18 Kg SSV/Kg DBO elim.
CARACTERÍSTICAS PARA VIVIENDAS INDIVIDUALES (6 hab-eg):	
Carga orgánica	0.025 - 0.408 Kg DBO/ m^3 relleno/d
Volumen de reactor	0.72 - 1.57 m^3
Calidad del efluente	5 - 17 mg/L en DBO

Tabla 1. Características de diseño de procesos BLASF para colectivos menores de 3.000 h-e

4.2.1. Soporte

Los reactores BLASF se rellenan con módulos de plástico corrugado, tubos de plástico, mallas de plástico, etc. Los materiales suelen ser polietileno, polipropileno y PVC. Un módulo estructurado rígido que tiene diferentes denominaciones patentadas (BIO-BLOCK, BIOPAC®, BIO-NET®) consiste en tubos mallados de polietileno de alta densidad y resistentes a la radiación UV, que se sueldan formando paquetes cúbicos de 40 a 60 cm de arista. La superficie específica, A_s , oscila de 100 a $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$, el área libre para el flujo es de un 60 a 70 %, el índice de vacío es de un 82 al 92 % y el diámetro de los tubos de 55 a 70 mm. Los módulos plásticos se instalan en varias celdas conectadas en serie. Los módulos son auto-soportables.

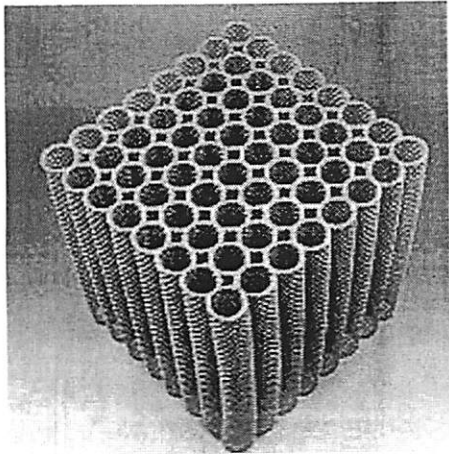


Figura 2.- BIOPAC®

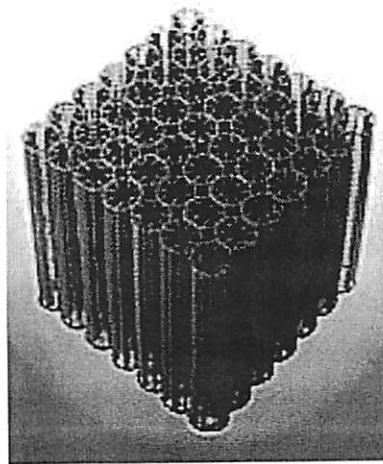


Figura 3.- BIO-BLOK o BIO-NET®

4.2.2. Aireación

Los sistemas de aireación se instalan por debajo del relleno. Normalmente son difusores de membrana de burbuja fina o gruesa. También se emplean membranas tubulares, que se suelen instalar a un costado induciendo recirculación interna del agua en la celda. Se instala siempre 1 soplante (blower) de reserva.

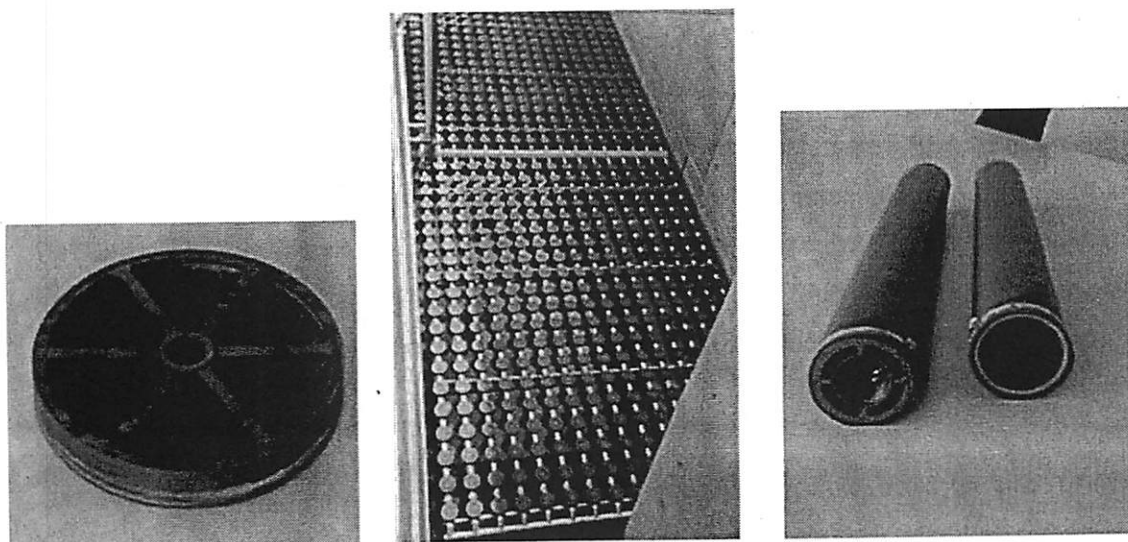


Figura 4. Tipologías de difusores: discos de membrana (domos) y de membrana tubular. En la imagen central se observa un montaje de domos difusores que cubren todo el fondo de un tanque de un proceso BLASF (Reproducida de Naston Ltd., 2007, www.naston.co.uk)

4.3. Aplicabilidad y rendimientos

Los procesos BLASF diseñados con cargas de hasta 0.6 kg DBO/m³/d consiguen rendimientos muy elevados con un efluente clarificado de calidad 10/15/5 en DBO/SS/Amonio.

Para la eliminación de nitrógeno total se puede implementar una línea de tratamiento con uno o más lechos no aireados sumergidos en cabecera (pre-desnitrificación). Las celdas finales son aireadas para oxidar DBO y amonio. La calidad del efluente de un tratamiento con eliminación de nitrógeno total sería:

- DBO < 10 mg/L
- NT < 5 mg/L
- Amonio < 1 mg/L

Los procesos BLASF tienen otros campos de aplicación:

- Escuelas rurales, hospitales, residencias geriátricas
- Restaurantes, hostelería en general
- Edificios públicos
- Camping
- Urbanizaciones de nivel medio-alto
- Industrias
- Medio rural como haciendas, fincas, etc.

Los procesos BLASF se emplean en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) pequeñas, porque satisfacen tres requisitos: elevada tolerancia a las fluctuaciones de carga, mantenimiento simple y baja producción de lodos. En Japón, cerca del 99% de las EDAR con caudales ≤ 50 m³/d (250 h-e) y alrededor del 70% de las que tratan caudales algo mayores, emplean este proceso (Iwai y Kitao, 1994). En varios países europeos como Dinamarca, Inglaterra o Alemania, su aplicación está en auge para el saneamiento de pequeños núcleos. Se ofertan compactos pre-fabricados, en acero inoxidable o poliéster reforzado con fibra de vidrio, con decantador secundario integrado para satisfacer las necesidades de hasta 1.500 h-e. Si las poblaciones son mayores, se pueden fabricar con el decantador separado, pero manteniendo el concepto de planta compacta.

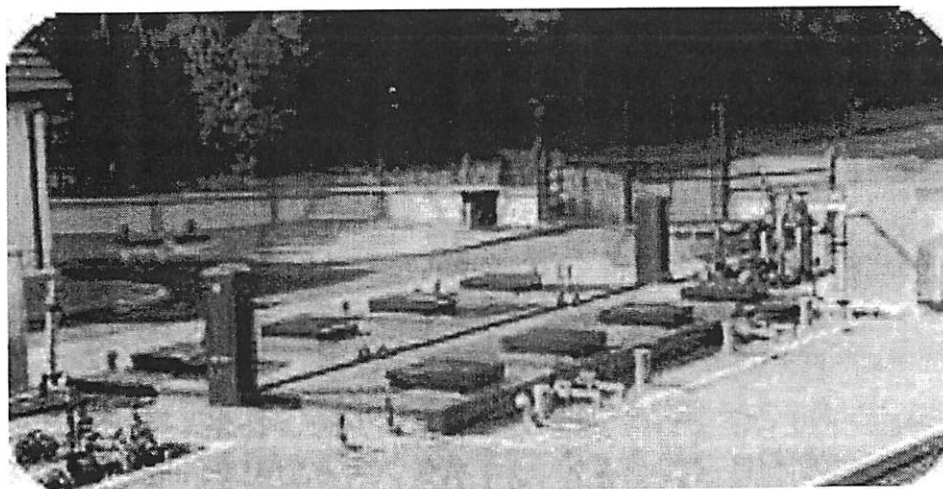


Figura 5. Planta compacta para 1500 h-e (2 x 4 lechos) (Fuente: www.copa.co.uk)

4.4. Explotación y mantenimiento

El mantenimiento es mínimo ya que no hay partes móviles. El filtro de las soplantes hay que cambiarlo cada 6 meses (5 minutos). Los difusores requieren recambio cada 7 años (1/2 jornada de trabajo). Las operaciones regulares comprenden:

- Inspección semanal y retirada de fangos (< 1 hora)
- Inspección mensual del sistema de aireación

Las operaciones para lechos aireados sumergidos instalados en viviendas individuales son el lavado del lecho y el envío del fango biológico desprendido a un decantador primario tipo fosa séptica una vez cada varios meses, y la eliminación de la espuma y fango depositados en el primario una vez por año.

4.5. Consumo de energía y demanda de espacio

Para una población entre 400 y 800 h-e el consumo es de 0.12 a 0.18 kWh/h-e/día. La potencia nominal es de 3 a 4 kW. Para poblaciones de hasta 30 h-e la potencia nominal es de 740 Watts (BioKube International Ltd., 2007). Para saneamiento hasta 6 h-e, se comercializan plantas con un consumo de 40 - 50 Watts (Advanced Biotech Ltd., 2002; Acorn Env. Sist..Ltd., 2002; Bord na Móna Environmental Ltd., 2007).

Las necesidades de espacio representan un 40 % de la superficie requerida por una planta equivalente de fangos activos. Para poblaciones entre 100 y 1.500 h-e, y con altura de

relleno entre 3 y 3.6 m, se requiere de 3 a 6.5 m² por cada 100 h-e (la ratio es inversamente proporcional al tamaño de población).

4.6.- Producción de lodos

Las plantas compactas para servir a poblaciones de entre 400 y 800 h-e producen de 56 a 112 m³/año de lodos primarios y secundarios. La ratio es de 140 L/h-e/año (120+20, primarios+secundarios) (Envicon 2003).

4.7. Ventajas e inconvenientes

- Funcionamiento estable luego de largos periodos de baja o nula carga de trabajo.
- Mantenimiento simple.
- Muy baja producción de lodos, resulta de 1/4 a 1/10 de la producida en sistemas de fangos activos.
- Baja producción de olores, bajo impacto visual y bajo nivel de ruido.
- Consumo de energía mayor que biodiscos o filtros percoladores.
- Escaso control sobre el crecimiento de biomasa, problema asociado a los procesos biopelícula.

5. Otras tecnologías que emplean biopelículas: procesos híbridos

5.1. Descripción

El proceso híbrido (inicialmente IFAS por sus siglas en inglés de "Integrated Fixed-film Activated Sludge"), conjuga el proceso de fangos activos con proceso biopelícula. Esto implica introducir un material soporte en el tanque de reacción para que se desarrolle una biomasa adherida que junto con los SSLM realizará el proceso biológico de depuración. Aunque debido a esto la concentración equivalente (biopelícula + biomasa en suspensión) de SSLM llegue a ser mayor o igual que 6.000 mg/L, esto no implica una sobrecarga del flujo de sólidos hacia el decantador secundario, ya que la biopelícula aporta poco sólidos en suspensión, es decir, se retiene en el tanque de aireación.

El proceso híbrido puede ser una alternativa económica para mejorar o ampliar el alcance del proceso biológico de una EDAR en servicio. Esto puede significar que un tratamiento

diseñado para la eliminación de materia orgánica pueda ampliarse para conseguir nitrificación e incluso desnitrificación, sin aumentar el volumen del reactor.

Un reactor híbrido se explota como unos fangos activos convencionales. Los SSLM se decantan y espesan en el decantador secundario y la mayor parte se reciclan al reactor, purgándose lo necesario para mantener un tiempo de retención celular, TRC, o edad del fango estable. En la mayoría de los casos un TRC de 4 a 5 días a 10 °C es suficiente para nitrificar, ya que el TRC real debe ser mayor debido a la biopelícula.

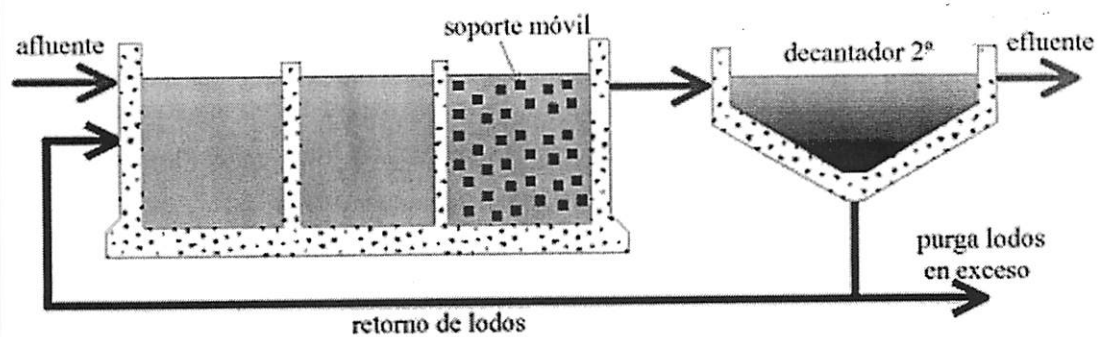


Figura. Esquema de un proceso híbrido basado en soporte móvil instalado en la 3ª cámara del reactor biológico. Las dos primeras cámaras mantienen la biomasa en suspensión (fangos activos).

Un uso eficiente de ambos tipos de biomasa: fija y en suspensión, no solo puede aumentar la eficiencia del tratamiento sino que también puede causar los siguientes efectos desde el punto de vista de la mejora del proceso de fangos activos:

1º) Ya que la biota de la biopelícula es mucho más diversa que la de fangos activos, y especialmente abundante en niveles más elevados de predadores, la coexistencia de microbios de biopelícula y fangos activos alarga la cadena alimenticia del ecosistema y reduce la excesiva producción de fangos. Entre los predadores existentes, muchos ingieren material celular vivo o muerto, contribuyendo a la clarificación del efluente.

2º) La existencia de la biopelícula mejora la sedimentabilidad y densidad de los fangos activos. La razón no es clara, pero posiblemente la microfauna de la película depreda las bacterias filamentosas u hongos, cuyo crecimiento excesivo provoca el aumento del índice volumétrico de fangos (IVF) o "bulking" -valor extremo del IVF- de los fangos activos.

3º) El proceso híbrido es significativamente más rápido en ponerse en marcha (arranque) que el proceso de fangos activos convencional, lo cual implica que es un tratamiento especialmente aconsejable para edificaciones que descargan efluentes con grandes fluctuaciones de caudal como escuelas, palacios de congresos, etc.

Por otro lado, desde el punto de vista de los procesos biopelícula las siguientes ventajas pueden alcanzarse con el sistema híbrido:

1º) En general, la cantidad de aire requerido para lograr un flujo reciclado con suficiente velocidad para provocar un contacto efectivo entre el seno del líquido y la biopelícula es mayor que el requerido estequiométricamente. Por tanto, el flujo de oxígeno está en exceso en muchos casos, por lo que el suministro y consumo de oxígeno pueden ser equilibrados aumentando la capacidad de tratamiento del lecho mediante la recirculación de la biomasa de la cámara de sedimentación final e incrementando la carga orgánica volumétrica al lecho.

2º) Además, ya que la biomasa suspendida compite con la biopelícula por el alimento, la velocidad de crecimiento del espesor de biopelícula será reducida. Sin embargo, el lecho sumergido no debe funcionar atascado a pesar de la recirculación de fangos.

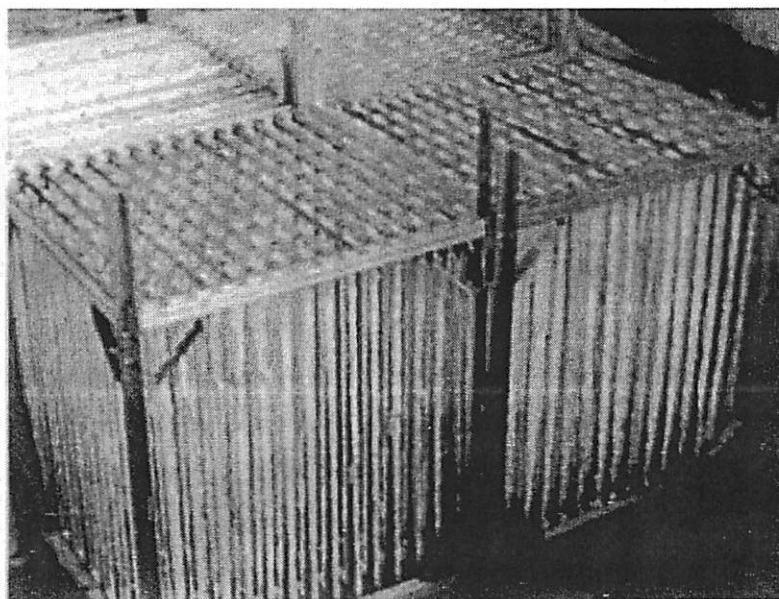


Figura. Relleno tipo cuerdas de un proceso híbrido (www.proequipment.com 21/06/02)

5.2. Medio soporte

Se puede encontrar muchos fabricantes de medio soporte para un híbrido (módulos plásticos, esponjas, piezas plásticas sueltas, etc.). Al fin y al cabo son los mismos soportes que se usan en procesos biopelícula. Los ingenieros deberían tratar de empaparse sobre las características del funcionamiento de los diferentes soportes para elegir la mejor opción en cada caso particular.

Particularmente, hay que tener muy en cuenta la rapidez con la que se colmatan los diferentes medios, la cual va a depender principalmente de la configuración geométrica del soporte y del material usado.

Un resumen de los varios tipos de soportes que se usan es el siguiente:

Tipo	Fabricante
Cuerdas o cordeles	Ringlace Prdoucts BioMatrix Technologies
Esponjas	Captor® Linpor®
Soporte móvil de plástico rígido	Kaldnes Miljoteknologi Otros sistemas
Biodiscos o similares	Varios
Relleno de lechos bacterianos	Varios

Tabla 1. Tipos de soportes usados en procesos híbridos (Fuente: WERF, 2000)

Las piezas plásticas móviles se fabrican de diferentes formas y tamaños, y tienen un peso específico de 0,91 a 0,96 y son menos densas cuando se desarrolla la biopelícula. Normalmente ocupan de un 30 a 60 % del volumen de aireación consiguiendo una superficie específica entre 380 a 500 m²/m³ para el crecimiento de biopelícula. La aireación sirve tanto para dar el oxígeno necesario como para mantener el medio en suspensión y en movimiento provocando que, mediante abrasión por los choques que se producen, se controle el espesor de biopelícula.

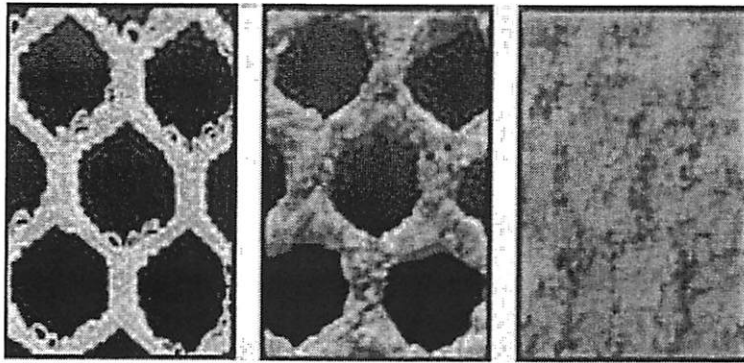


Figura. Material tipo malla, relleno fijo. A la izda. limpio; en el centro colonizado por biopelícula, a la dcha. atascado.

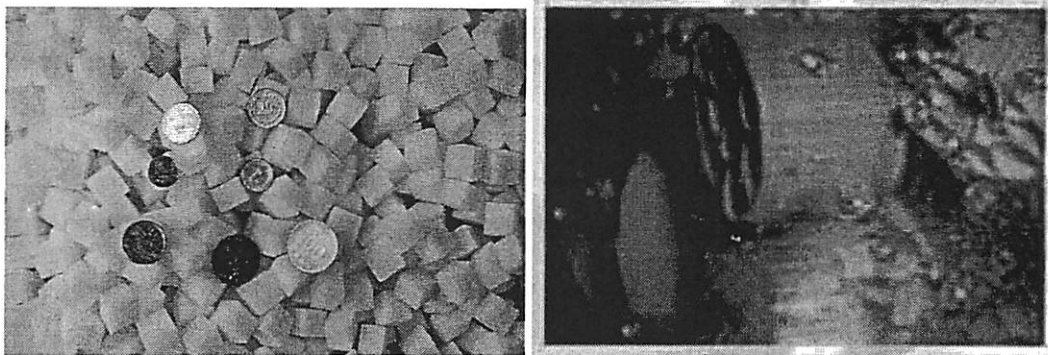


Figura. Dos tipologías de soporte móvil para procesos híbridos. Linpor® (izda.) y Kaldnes® (dcha.)

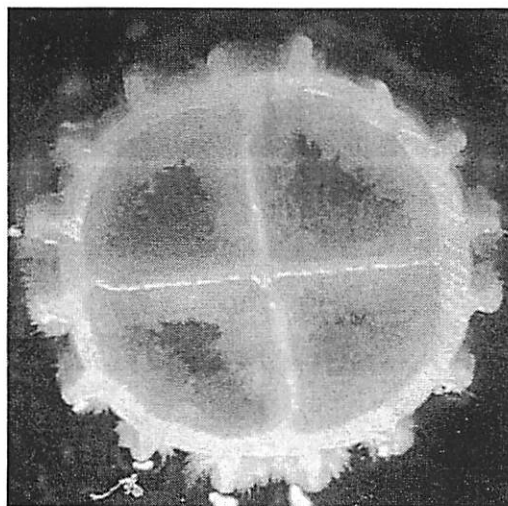


Figura. Imagen de un soporte plástico móvil tipo Kaldnes colonizado

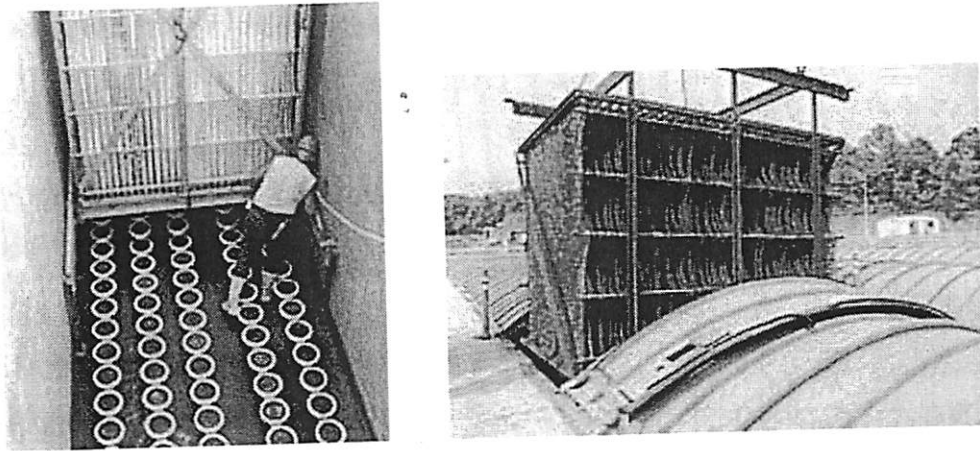


Figura. Tipología de soporte fijo de cuerdas Ringlace® para procesos híbridos. Izda. limpio; a la dcha. ya colonizado por biopelícula.

5.3. Criterios de diseño

Habría que tener en cuenta varios aspectos del diseño cuando se quiera reconvertir un fango activo en un híbrido o IFAS.

Desbaste fino

Se debe emplear un desbaste fino para evitar que pelos, plásticos y otros materiales se adhieran al soporte y queden retenidos en el reactor. La abertura o luz de malla de este desbaste será de 3 a 6 mm. Habrá que evaluar la pérdida de carga que este equipo supone en la hidráulica de la planta.

Sistemas de aireación

El sistema de aireación no solo debe cumplir las exigencias clásicas de mezcla y aireación, sino que debe tenerse en cuenta que no deteriore el crecimiento de biopelícula, por ejemplo, debido a un exceso de fuerza abrasiva. Generalmente, una tasa de aireación de $30 \text{ m}^3/\text{min}/1000 \text{ m}^3$, con difusores de burbuja gruesa, debería ser suficiente.

Los difusores de burbuja fina no se emplean en los reactores híbridos con soporte móvil fundamentalmente porque una cobertura uniforme de la solera con difusores de burbuja fina no permitiría una buena mezcla del soporte con el licor mezcla (la cobertura completa de la solera normalmente hace que el medio flote en la superficie del licor mezcla).

En un sistema híbrido la concentración de OD debe mantenerse entre 2 y 5 mg/L para facilitar la penetración difusiva en la biopelícula. En fangos activos el nivel típico de OD es de 1 a 2 mg/L.

Los parámetros claves en cuanto a criterios de diseño, están relacionados con la biopelícula (espesor, área cubierta del soporte o crecimiento efectivo, etc.) y la cinética del proceso (crítica en el caso de la nitrificación). Los primeros informes fueron desarrollados por investigadores canadienses y noruegos.

En la siguiente tabla se presenta un resumen de la información sobre diseño y explotación de los reactores híbridos.

	Relleno estructurado		Soporte móvil	
	Cuerdas	Plástico	Esponja	Plástico
Fabricante	Ringlace BioMatrix	Bio-2-sludge	Captor Linpor	Varios
As (m²/m³)	67 - 150	35 - 100	75 - 250	150 - 350
SSLM (mg/L) único reactor para eliminación de N y DBO	1000 (1000 a 8000)	1000 (2500 a 5000)	1000 (2000 a 7000)	1000 a 3000
IVF (mL/g)	35 a 200	50 a 150	50 a 125	50 a 150
TRC (días)	De 3 a 12 Anox+aerobio De 3 a 8 aerobio	De 5 a 10 días Aero+anoxico	De 3 a 10 días Aero+anoxic	3 días o más
TRH (h)	4 horas aerobio	4 horas aerobio	3.5 horas aerobio	3.5 horas aerobio
Vasc (m/h)	1 m/h	1 m/h	1 m/h	1 m/h

Tabla. Algunos parámetros de diseño o funcionamiento de híbridos

En los sistemas que usan cuerdas (Ringlace) se recomienda que de un 25 a un 50 % del volumen aerobio se rellene con el soporte.

El sistema Linpor se basa en añadir un volumen de medio soporte equivalente al 10 - 30 % del tanque de aireación.

6. Bibliografía

ACORN Environmental Systems Ltd. (2002) "Acorn Submerged Aerated Filter". www.v63.net/acornsystems.

ADVANCED BIOTECH Ltd. (2002). "Submerged Aerated Filter sewage treatment plants for single dwellings". www.advanced-bio-tech.com/saf.htm

ATV-Standard (A 135). (1989). "Principles for the dimensioning of Biological Filters and Biological Contactors with Connection Values over 500 Population Equivalents".

BioKube Int. Ltd. (2007). "BioKube on-site wastewater treatment systems". www.biokube.dk.

BORD na MÓNA Environmental Ltd. (2007). "Platinum Mini: Wastewater Treatment Plant". www.bnm.ie.

CHARACKLIS, W.G. and MARSHALL, K.C. (1990) "Biofilms". John Wiley and Sons, Inc.

CHARACKLIS, W.G. and WILDERER, P.A. (1989) "Structure and function of biofilms". A Wiley – Interscience Publication.

COPA Ltd. (2007). "Case Studies- SAF". www.copa.co.uk.

CRITES, R. y G. TCHOBANOGLIOUS. (2000). "Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones". McGraw-Hill, Interamericana, S.A., Santafé de Bogotá, Colombia. ISBN 958-1-0042-4.

ENVICON (2003). "VCK: Compact Wastewater Treatment Plants". <http://envicon.net/UK/Klaertechnik/VCKDatenblatt.htm>.

HOEHN, R.C., RAY, J. (1973) "Effects of thickness on bacterial film" *JWPCF*, Vol. 45, 2302-2320.

HERMANN, E. et al. (2006) "Mathematical modelling of biofilms" IWA Tak Group on Biofilm Modeling, Londres.

IWAI, S. y KITAO, T.; (1994); "Wastewater treatment with microbial films"; Tecnomica, Suiza; 183 págs.; ISBN 1-56676-112-3.

JÁCOME, A., MOLINA J., SUÁREZ J., TEJERO I. (2004) "NUEVOS TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES BIODEGRADABLES CON REACTORES BIOMEMBRANA AUTOAIREADOS". XXIX CONGRESO INTERAMERICANO – AIDIS. SAN JUAN (PUERTO RICO).

JÁCOME, A., MOLINA, J., SUÁREZ, J., AND TEJERO, I. (2006). "Simultaneous removal of organic matter and nitrogen compounds in autoaerated biofilms". *Env. Eng. (ASCE)*, 132: 1.255- 1.263.

METCALF & EDDY (2003). "Wastewater Engineering. Treatment Disposal Reuse". Revisado por: Tchobanoglous, G.; Burton, F.L. and Stensel. H.D. 4th Edition. McGraw-Hill, Inc. Boston

NASTON Ltd. (2007) "SAF Packaged Sewage Treatment Plant". www.naston.co.uk.

OSA, J.J., EGUÍA, E., VIDART, T., JÁCOME, A., LORDA, I., AMIEVA, J.J., TEJERO, I. (1997). "Wastewater treatment with biomembrane reactors." *Int. Conf. on Advanced Wastewater Treatment Process*, Leeds, U.K. (8 -11th september), 1-11.

TEJERO I.; JÁCOME A.; LORDA I.; SANTAMARÍA C. (1992). "Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras"; 2 tomos; Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas CEDEX; Madrid.

TEJERO, I., JÁCOME, A., LORDA, I., SANTAMARÍA, C. (1995) "Procesos biopelícula de depuración de aguas residuales: procesos convencionales". *Retema*, marzo-abril, pp. 68-83.

U.S. EPA (1992) "Manual of wastewater treatment/disposal for small communities". EPA/625/R-92/005. Washington, DC.

U.S.-EPA (1985) "Review of Current RBC Performance and Design Procedures" EPA/600/2-85/033, Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

U.S.-EPA (1993). "Nitrogen Control." Manual EPA/625/R-93/010. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.

WERF (2000). "Investigation of hybrid systems for enhanced nutrient control". Water Environment Research Foundation. Alexandria, VA (USA). ISBN: 1-893664-06-6.

WEF - ASCE. (1992). "Design of municipal wastewater treatment plants"; Water Environment Federation and the American Society of Civil Engineering; Volume I; 1592 págs.

W.P.C.F. (1986). "O & M of Trickling Filters, RBCs, and Related Processes: Manual of Practice OM-10, Operation and Maintenance Series". Water Pollution Control Federation. Technical Practice Committee Control Group; Alexandria, Virginia.

ZHANG, T.C. and BISHOP, P.L. (1994). Density, porosity and pore structure of biofilms. Wat. Res., 28: 2267 - 2278.