

## **5.2) TRATAMIENTO DE RESIDUOS LÍQUIDOS**

Los sistemas de tratamiento de uso frecuente para residuos líquidos se presentan en la Tabla 5.2, donde se incluyen algunas características operacionales y de diseño básicas. La Figura 5.1 presenta esquemáticamente la secuencia de tratamientos para un sistema convencional de depuración de residuos líquidos.

### **5.2.1) Tratamiento primario**

La primera etapa de un sistema de tratamiento de residuos líquidos incluye normalmente, la separación de sólidos y material no disuelto (ej.: grasas, coloides), neutralización de pH, regulación de caudal y estabilización térmica.

La variedad de sistemas disponibles comercialmente es muy amplia para una completa revisión aquí. Los sólidos más gruesos se eliminan a través de cribaje, mientras que aquellos de menor tamaño se eliminan usando mecanismos de sedimentación o flotación. Los principios básicos se revisan a continuación. Primeramente, será necesario neutralizar y estabilizar el flujo y composición del efluente.

#### **5.2.1.1) Neutralización y Regulación de Caudal**

##### **Neutralización de pH**

Se aplica cuando el efluente tiene un pH fuera de los límites aceptables. Normalmente, se usan ácidos (o bases) para llevar el pH a un rango cercano a 7. En aquellos casos donde existan líneas ácidas y básicas de concentraciones similares, será posible neutralizarlas mezclándolas con anterioridad al tratamiento primario.

En la actualidad, se usa sistemas automáticos de control de pH, los que permiten una buena regulación del pH frente a cambios de carga y flujo.

El diseño de los tanques de neutralización es muy sencillo, y no presenta mayores problemas de ingeniería, dado que la reacción de neutralización química es muy rápida. Normalmente, la neutralización y la estabilización de flujo se efectúan en el mismo tanque.

##### **Estabilización de Flujo**

Normalmente, el flujo y composición de los residuos líquidos presenta enormes variaciones durante la operación rutinaria de la planta, reflejando diferentes operaciones que tienen lugar durante el proceso (ej.: lavado de los reactores). Ello puede presentar serios problemas, particularmente para las operaciones de tratamiento secundario, que se caracterizan por ser procesos muy lentos, cuya eficiencia es muy sensible a las variaciones de flujo y concentración.

Para garantizar un flujo y carga lo más constante posibles se puede usar un tanque

de almacenamiento (homogeneizador), con un tiempo de residencia lo suficientemente largo como para amortiguar las variaciones. El tiempo de residencia (normalmente, entre 4 y 24 horas) está determinado por las características de operación de la planta, la biodegradabilidad del material orgánico y el tipo de tratamiento secundario.

Un tiempo de residencia muy largo, implicará un tanque de mayor volumen (es decir, mayor costo), y puede dar lugar a crecimiento microbiano, malos olores, etc.. Cuando se trate de volúmenes de líquido muy grandes (ej.: miles de m<sup>3</sup>), se puede usar lagunas de estabilización.

La segregación de las líneas residuales de mayor contenido orgánico (que requieren de tratamiento secundario) puede resultar en una substancial disminución del flujo, con la consiguiente reducción del volumen del tanque de retención.

### 5.2.1.2) Eliminación de Sólidos Gruesos

Los sólidos gruesos flotantes (ej.: astillas, corteza), pueden ser eliminados a través de cribas o tamices. Se debe especificar la anchura del canal y de las barras de la criba, sobre la base de la velocidad requerida para evitar la sedimentación de los sólidos. Dicha velocidad de flujo a través de la criba debe exceder 0,5 m/s, lo cual requiere de una adecuada selección de la anchura del canal. Los sólidos son removidos mecánicamente (dragas), en forma continua.

La ecuación de diseño es:

$$W = \frac{b F}{v H}$$

donde:

$W$  = ancho del canal (m)  
 $F$  = flujo (m<sup>3</sup>/s)  
 $v$  = velocidad a través de las barras (m/s)  
 $H$  = profundidad del canal (m)  
 $b$  = factor empírico:

2,0 para espaciamientos de 12 mm;  
1,7 para espaciamientos de 18 mm;  
1,5 para espaciamientos de 24 mm.

Las arenas y gravas se deben eliminar para evitar la abrasión. Un desarenador bien diseñado debe remover al menos 95% de las partículas con diámetro mayor de 0,2 mm. Para evitar la eliminación de materia orgánica, que puede producir descomposición posterior, se usa una velocidad de 0,3 (m/s), que permite eliminar los sólidos inorgánicos, pero no los orgánicos.

Otros diseños incluyen desarenadores aireados, donde el aire produce corrientes suaves que impiden la sedimentación de materia orgánica, pero no de la inorgánica.

### 5.2.1.3) Sedimentación Primaria

Se debe retirar los sólidos suspendidos (0,05-10 mm en diámetro), cuando estos están presentes en gran cantidad. No es esencial removerlos antes del tratamiento biológico, pero su separación física (primaria), puede conducir a la eliminación de un 30-40% de DBO (dependiendo de la biodegradabilidad de los sólidos).

Así, se puede reducir la carga orgánica para el tratamiento biológico, y reducir la cantidad de lodos biológicos generados. La sedimentación es, por lo tanto, el proceso de tratamiento de aguas más usado.

#### Tipos de tanques de sedimentación

Un tanque ideal debe tener 4 características:

- La zona de entrada debe facilitar la reducción y uniformización de la velocidad del efluente.
- Un canal de salida, para captar el líquido clarificado, con trampas para el material flotante (ej.: aceites).
- Una zona de sedimentación que representa la capacidad del tanque. En esta zona tiene lugar la sedimentación, y no debe presentar cortocircuitos o áreas estancadas.
- Una zona de almacenamiento y eliminación de los sedimentos.

Existen 3 tipos de diseños:

- **Tanques de flujo horizontal:** Normalmente son rectangulares ( $L:A=4:1$ ). Tienen la alimentación por uno de los extremos y la salida por el extremo opuesto.
- **Tanques de flujo radial:** De forma circular, con alimentación en el centro, fluyendo hacia el exterior radialmente. La velocidad es más alta al centro, y disminuye hacia la periferia.
- **Tanques de flujo ascendente:** Ya sea de forma circular o cuadrada, con un suelo de pendiente fuerte. La alimentación se hace desde el centro del tanque, bajo la superficie, hacia abajo. Debido a la configuración del fondo, el flujo cambia de dirección bruscamente hacia arriba, y los sólidos sedimentan cerca de la periferia. Son muy eficientes.

#### Algunos principios generales

La sedimentación ocurre debido a la acción de la gravedad. El tamaño y la densidad de las partículas son factores importantes en el resultado final de la operación. Algunas partículas mantendrán su identidad durante la sedimentación (discretas), mientras que otras van a flocular (partículas floculantes). En general, la velocidad de sedimentación de partículas, es directamente proporcional al cuadrado del radio, y a la diferencia de densidad entre el sólido y el líquido.

La sedimentación de partículas, se describe convencionalmente a partir de la

ecuación de Stokes, la que cuantifica los factores que afectan la velocidad de sedimentación en un líquido quieto:

$$Q = \frac{2g r^2}{9\mu} (\rho_1 - \rho_2)$$

donde:

- Q = velocidad de sedimentación (m/s),
- r = radio de la partícula (m)
- $\mu$  = viscosidad del fluido (N s/m<sup>2</sup>)
- $\rho_1$  = densidad del sólido (kg/m<sup>3</sup>)
- $\rho_2$  = densidad del fluido (kg/m<sup>3</sup>)

Esta ecuación no se puede aplicar directamente al diseño de sedimentadores, debido a que ni el diámetro ni la densidad de las partículas se pueden predecir con precisión. Más aún, algunas partículas son irregulares, mientras que otras tienden a aglomerarse o flocular, y a sedimentar más rápidamente, en la medida que la sedimentación progresa.

Existen diferentes tipos de sedimentación:

- Sedimentación Tipo 1: partículas discretas (ej.: sedimentación de arenas y gravas).
- Sedimentación Tipo 2: partículas floculantes sin interacción (ej.: sedimentación primaria).
- Sedimentación Tipo 3: partículas floculadas que interactúan debido a la alta concentración de floculos. (ej.: sedimentación de lodos biológicos).
- Sedimentación Tipo 4: en este caso existe una alta concentración de partículas, que forman una estructura estable. La sedimentación ocurre debido a la compresión que ejercen las partículas que se agregan a la parte superior de la estructura.

En la sedimentación tipo I, el área del tanque de sedimentación es más importante que la profundidad, ya que la velocidad ascendente está determinada por el área del tanque y el flujo.

La velocidad de sedimentación Q está dada por:

$$Q = \frac{F}{A}$$

donde:

- Q = es la velocidad de sedimentación (m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup>), conocida como la velocidad de carga superficial
- A = es el área superficial del tanque (m<sup>2</sup>).
- F = es el flujo volumétrico de afluente (m<sup>3</sup>/día).

Para dimensionamiento preliminar se puede usar  $Q = 30-50$  (m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup>).

En el caso de los sedimentadores circulares, el flujo de líquido clarificado por unidad de perímetro del sedimentador,  $Q_p$ , es un parámetro importante, cuyo valor de diseño debería mantenerse inferior a  $220 \text{ (m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ día}^{-1}\text{)}$ . Las dimensiones del sedimentador deben satisfacer ambos criterios de diseño. Se puede demostrar que el diámetro de sedimentador que satisface ambos criterios es:

$$d = \frac{4Q_p}{Q}$$

Para flujos mayores de  $9.000 \text{ (m}^3\text{/día)}$ , el diámetro ( $d$ ) de los sedimentadores es del orden de 30-35 m. El número de unidades de sedimentación,  $N$ , se estima a partir de:

$$N = \frac{4F}{Q \pi d^2}$$

La profundidad del tanque está determinada por el tiempo de residencia necesario para permitir la sedimentación de la partícula más pequeña. Típicos valores de tiempos de residencia, están en el rango 1 a 4 horas; mientras mayor la concentración de sólidos, mayor el tiempo de residencia necesario. El tiempo de residencia determinado en experimentos de laboratorio se multiplica por un factor de seguridad de 1,5 o 2 (y se reduce la velocidad de carga superficial por 1,25-1,75), para compensar por las corrientes convectivas debidas a gradientes de temperatura, composición variable, efectos hidráulicos, etc.

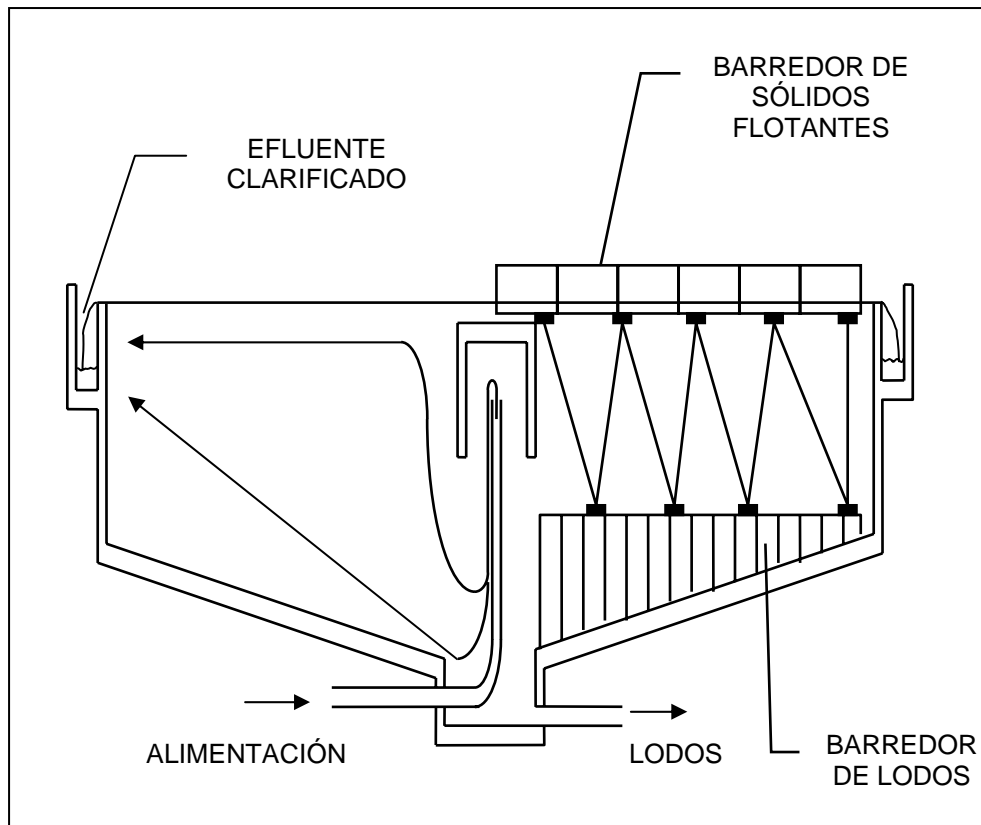
Se pueden generar malos olores debido a la descomposición anaeróbica de los sólidos sedimentados si el tiempo de residencia es innecesariamente largo.

En el caso de tanques rectangulares, la relación entre longitud y profundidad es 12:1 (para longitudes menores de 90 m), mientras que la relación entre longitud y anchura es 4:1.

Profundidad máxima	= 5 m
Tiempo de retención	= 1,5-2 h a flujo max.
Número mínimo de tanques	= 2 (uno se limpia, mientras el otro opera).

Los tanques de flujo radial (circulares), normalmente tienen sistemas continuos de recolección y eliminación de lodos (ver Figura 5.2).

Se puede agregar compuestos químicos que ayuden a la sedimentación, tales como agentes precipitantes, coagulantes y floculantes. Los más usados son:  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{FeSO}_4$ , poliacrilamida, gelatina, almidón. Estos agentes se utilizan en concentraciones en el rango  $5\text{-}1000 \text{ g/m}^3$ .



**FIGURA 5.2: TANQUE DE SEDIMENTACIÓN CIRCULAR, DE FLUJO RADIAL**

#### 5.2.1.4) Flotación

La flotación se usa para eliminar sólidos y material no disuelto agregando burbujas de aire para lograr una densidad aparente menor que la del líquido. También se utiliza para concentrar los lodos.

##### Flotación con aire disuelto (FAD)

Al agregar aire bajo presión, se forman millones de microburbujas (diámetro 0,02-0,1 mm) que se meten dentro de los flóculos, o se nuclean alrededor de los sólidos suspendidos, o quedan atrapadas en los flóculos durante su formación (especialmente cuando se agregan agentes coagulantes o floculantes). La densidad aparente del conglomerado disminuye, y flota en la superficie.

En algunos diseños, el aire sólo se agrega a una parte de la alimentación; en otros casos, se recicla parte del efluente clarificado, al que se le agrega el aire comprimido. Las principales variables de diseño son: presión, razón de reciclo, tiempo de retención, concentración de sólidos en la alimentación. Ya que la flotación depende del tipo de superficie del material particulado, los parámetros de diseño deben ser obtenidos a partir de datos de laboratorio específicos para el agua residual a tratar. En particular, el volumen de aire por unidad de masa de sólidos, debe ser determinada en base a experimentos, utilizando una celda de flotación. La relación aire:sólidos en sistemas sin reciclo se puede determinar a partir de la expresión:

$$\text{aire : sólidos} = \frac{s_A (0,5P - 1)}{S} \quad (\text{m}^3 \text{ aire / kg sólidos})$$

donde:

- $s_A$  = solubilidad del aire (a 20°C: 0,024 (kg aire / m<sup>3</sup> agua))
- $P$  = presión absoluta del aire (atm)
- $S$  = concentración de sólidos en el líquido (kg/m<sup>3</sup>)

Una relación aire:sólidos típica, es del orden de 0,01 (m<sup>3</sup> aire / kg sólidos). En general, se usan presiones de 5 a 6 atm. En el caso de reciclo, se usa un reciclo del 25-60%.

El área de flotación se determina en base a la velocidad de ascenso de los sólidos:

$$A = \frac{F}{Q_F}$$

donde:

- $A$  = es el área superficial del tanque (m<sup>2</sup>).
- $Q_F$  = es la velocidad de flotación (m<sup>3</sup>m<sup>-2</sup>día<sup>-1</sup>).
- $F$  = es el caudal del efluente (m<sup>3</sup>día<sup>-1</sup>)

La velocidad de flotación varía ampliamente, dependiendo de la concentración de

sólidos ( $11 - 220 \text{ (m}^3\text{m}^{-2}\text{día}^{-1})$ ). Para fines de dimensionamiento preliminar, se puede utilizar un valor de  $Q_F$  de  $100 \text{ (m}^3\text{m}^{-2}\text{día}^{-1})$ . El tiempo de retención en la unidad de flotación está dentro del rango 5 - 30 minutos.

La flotación es muy usada en la separación y recuperación de fibra celulósica, grasas, carbohidratos y proteínas. Presenta menos riesgo de malos olores, ya que la aireación evita la descomposición anaeróbica del material biodegradable.

### **Electroflotación**

El equipo consiste en un tanque (que actúa como cátodo) y varios ánodos. Se aplica directamente una corriente, usando un voltaje de 10-15 volt. Los cationes formados en el cátodo neutralizan las cargas negativas de las partículas, las que coagulan y luego son flotadas por las microburbujas formadas electrolíticamente. La carga eléctrica de las sustancias coloidales y emulsificadas de origen industrial es generalmente negativa. El proceso de electroflotación neutraliza eléctricamente las cargas de las partículas, las que pueden flocular y ser llevadas a la superficie por microburbujas de oxígeno e hidrógeno que se forman por acción electrolítica.

Permite tratar aguas con concentraciones de sólidos flotantes de 9-12%, comparados con 3-5% en el caso de la FAD, sin que se requieran agentes floculantes, ni reciclo. Sin embargo, pueden existir problemas de corrosión en el ánodo.

Típicamente, el tiempo de residencia en la electroflotación está en el rango 7-12 min, con un consumo de electricidad estimado en  $0.5 \text{ kWh/m}^3$ . El tamaño típico de una unidad de electroflotación permite tratar un flujo de  $3000 \text{ m}^3/\text{día}$ .

### **5.2.2) Tratamiento secundario**

El material orgánico solubilizado o en estado coloidal, puede ser utilizado como fuente de carbono por parte de microorganismos existentes en el medio, transformándolos en subproductos volátiles y en componentes celulares. A su vez, las células microscópicas pueden ser separadas del efluente, utilizando técnicas de separación sólido/líquido.

Estos principios son utilizados en los sistemas de tratamiento biológico de efluentes contaminados con material orgánico bioutilizable. Las diferencias entre los diferentes procesos, se manifiestan en el tipo de microorganismos utilizados, la configuración de los biorreactores, su modo de operación y el tipo de actividad biológica presente.

En estos sistemas, los contaminantes orgánicos son degradados por organismos que los transforman en compuestos más sencillos, de fácil eliminación (ej.:  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ) o incorporados al proceso de síntesis de material celular y, por lo tanto, concentrados en la biomasa. Esta última puede entonces ser eliminada con más facilidad por procesos de separación sólido-líquido.

Los microorganismos juegan un papel fundamental en los sistemas de tratamiento de



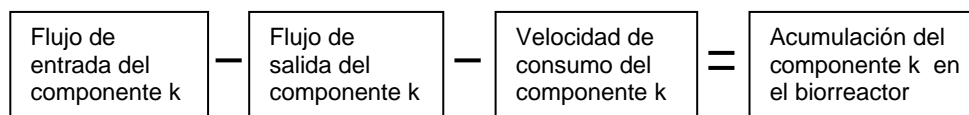
residuos líquidos. Algunos antecedentes básicos se presentaron en los capítulos iniciales. En términos generales, los microorganismos heterótrofos necesitan carbono, nitrógeno, fósforo y trazas de metales para llevar a cabo las reacciones metabólicas y reproducirse. Dichos microorganismos se clasifican en **aeróbicos** y **anaeróbicos**:

- **Organismos Aeróbicos:** Son aquellos que requieren oxígeno para llevar a cabo sus reacciones metabólicas. Generan  $\text{CO}_2$  como subproducto.
- **Organismos Anaeróbicos:** Son aquellos que crecen en ausencia de oxígeno. Generan  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y compuestos orgánicos de bajo peso molecular como subproductos.
- Aquellos organismos aeróbicos y anaeróbicos que sólo pueden sobrevivir en su respectivo ambiente (es decir, en presencia y ausencia de oxígeno, respectivamente), se denominan **organismos aeróbicos obligados** y **organismos anaeróbicos obligados**, respectivamente.
- Los organismos que pueden sobrevivir en ambos ambientes se denominan **organismos facultativos**.

Antes de abordar la descripción de los sistemas de tratamiento de residuos líquidos, basados en la acción de los microorganismos, es conveniente revisar algunos conceptos básicos sobre el dimensionamiento de reactores y los métodos utilizados para determinar la concentración de material orgánico disuelto en las aguas residuales.

#### a) Dimensionamiento de Biorreactores

El volumen de reactor y el tiempo de residencia requeridos para completar la degradación biológica de los contaminantes orgánicos se estiman a partir de un balance de masa y de la cinética del proceso. En general, el balance de masa para el componente k en el biorreactor considera los siguientes términos:



En la práctica, existen diferentes modos de operación, con distintas características, a saber:

#### **Modo de Operación Discontinuo o por lotes (batch)**

En este caso, se carga el reactor con los microorganismos y el líquido a tratar, manteniéndose en contacto hasta completar el tiempo de reacción para alcanzar el grado de depuración deseado. Al no existir entrada ni salida de biomasa o de líquido, el balance de masa resultante, para el componente C (compuestos orgánicos biodegradables) es:

$$-r_C = \frac{d[C]}{dt}$$

donde

$r_C$  = es la velocidad de consumo del contaminante ( $M L^{-3} T^{-1}$ ).

$[C]$  = es la concentración de DBO del efluente en el reactor ( $M L^{-3}$ ).

$t$  = tiempo de reacción (T)

Conociendo la cinética y la concentración inicial,  $[C]_O$ , la ecuación diferencial puede integrarse para obtener el tiempo de reacción,  $t_R$ , necesario para alcanzar una concentración final  $[C]_F$

$$t_R = - \int_{C_O}^{C_F} \left[ \frac{d[C]}{r_C} \right]$$

### **Modo de Operación Continuo, reactor perfectamente agitado:**

En este modo de operación, el líquido a tratar se alimenta constantemente al reactor, cuyo contenido está sometido a vigorosa agitación, lográndose una homogeneidad de concentración al interior del reactor. El efluente tratado es retirado continuamente del reactor. El sistema se mantiene en estado estacionario, cuando se cumplen las siguientes condiciones:

- El flujo y las características químicas y físicas de la entrada se mantienen constantes
- El flujo volumétrico de salida es igual al de alimentación
- Las características de la biomasa en el reactor se mantienen constantes
- El pH y la temperatura del reactor se mantienen constantes
- La concentración de oxígeno disuelto en el reactor se mantiene constante (para sistemas aeróbicos)

Bajo tales condiciones, el balance de masa resultante es:

$$F [C]_O - F [C]_F - V r_C = 0$$

Por lo tanto, el tiempo de residencia ( $t_R$ ) en el reactor se puede calcular a partir de:

$$t_R = \frac{V}{F} = \frac{[C]_O - [C]_F}{r_C}$$

### **Modo de Operación Continuo, reactor flujo pistón:**

En el caso de reactores tubulares continuos, donde se pueda despreciar el gradiente de velocidad en el sentido radial, se puede suponer que el fluido avanza como un flujo pistón, es decir sin mezcla axial. Bajo condiciones de estado estacionario, se puede demostrar que el tiempo de residencia requerido está definido por la siguiente ecuación:

$$t_R = \frac{V}{F} = - \int_{C_o}^{C_F} \left[ \frac{d[C]}{r_C} \right]$$

Las ecuaciones resultantes de los balances de masa permiten dimensionar el biorreactor, de acuerdo al modo de operación correspondiente. Se puede observar que, en todos los casos, se requiere conocer la velocidad de consumo del contaminante ( $r_C$ ). Este aspecto se revisa en los párrafos siguientes.

### b) Cinética de Degradación Biológica del Material Orgánico Disuelto

La cinética de biodegradación de un substrato orgánicos se expresa, generalmente, en base al modelo de Monod:

$$r_C = \frac{\mu_M [C][X]}{K_S + [C]}$$

donde:

- $r_C$  = es la velocidad de consumo del contaminante ( $M L^{-3} T^{-1}$ ).
- $[C]$  = es la concentración del contaminante orgánico en el reactor ( $M L^{-3}$ ).
- $[X]$  = es la concentración de microorganismos en el reactor ( $M L^{-3}$ ).
- $K_S$  = es la constante de afinidad de Monod ( $M L^{-3}$ ).
- $\mu_M$  = es la velocidad máxima de crecimiento celular ( $T^{-1}$ ).

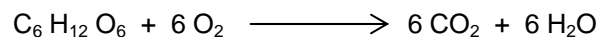
De acuerdo al modelo cinético de Monod, la velocidad de degradación del contaminante depende de la concentración del substrato y de la concentración de biomasa activa. Los valores típicos utilizados en el modelamiento de biorreactores aeróbicos son:

- $\mu_M$  = 11 - 14 ( $día^{-1}$ ) para residuos industriales.  
2,4 - 7,2 ( $día^{-1}$ ) para residuos domésticos.
- $K_S$  = 2 - 30 mg/l para residuos industriales.  
50-120 mg/l, para residuos domésticos.

Existen diferentes formas de expresar la concentración de contaminantes orgánicos biodegradables, como se revisa a continuación.

### c) Determinación de Compuestos Orgánicos en Aguas Residuales

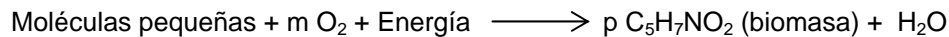
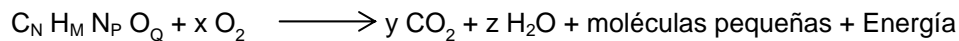
Los materiales orgánicos contenidos en las aguas residuales incluyen una amplia mezcla de compuestos, y resulta difícil su determinación individual. Desde el punto de vista del control ambiental, interesa la demanda de oxígeno que dichos compuestos imponen, ya que ello refleja el efecto que tendrán una vez que se viertan en los cuerpos de agua receptores. Los microorganismos aeróbicos consumen el oxígeno (fuente de electrones) para la producción de energía necesaria para el crecimiento. Por ejemplo, en el caso de la glucosa:



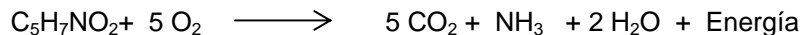
Este tipo de reacciones es usado para medir la demanda química o biológica de oxígeno. Son análisis no específicos, y los átomos de carbono pueden ser oxidados química o biológicamente para producir CO<sub>2</sub>. A continuación, se describe brevemente algunos análisis utilizados en el control ambiental para la determinación de compuestos orgánicos disueltos en agua.

### ***Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)***

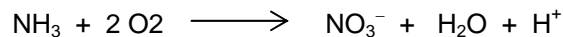
El análisis de DBO usa microorganismos para oxidar los componentes orgánicos, utilizando oxígeno molecular, bajo condiciones controladas. Se mide el oxígeno consumido durante un período especificado (5 días, 7 días o 30 días). La muestra se pone en contacto con una solución saturada de oxígeno, y se incuba en un recipiente cerrado, en la oscuridad a 20°C. Generalmente, se utiliza un inóculo de microorganismos. Paralelamente, se hace un control como referencia, con agua pura y el inóculo. El test de DBO<sub>5</sub> (5 días, 20°C) ha permanecido inalterado desde 1912. El consumo de oxígeno puede ser descrito en forma simplificada por dos reacciones: degradación (catabolismo) y síntesis (anabolismo), respectivamente:



Cuando el período de incubación está a punto de terminar, debido a la baja concentración de material biodegradable presente, los organismos comienzan a oxidar su propio material celular, para obtener la energía necesaria para mantener su viabilidad. Esto es conocido como metabolismo endógeno:



La demanda última de oxígeno se mide como el consumo total después de 28 días de incubación. En el caso de aguas con alto contenido de N, se experimenta una alta demanda de oxígeno entre los días 5 y 12, debido a la acción de bacterias nitrificantes:



Para evitar la acción de estas bacterias durante la medición de DBO, éstas se inhiben con alitiourea (ATU).

### ***Cinética del test de DBO***

A pesar de la complejidad de las reacciones involucradas, la cinética de consumo de oxígeno se puede aproximar a una reacción de 1er orden:

$$\frac{d[O_2]}{dt} = -k [O_2]$$

donde  $[O_2]$  es la concentración de oxígeno disuelto y  $k$  es la constante cinética. Integrando, se obtiene el consumo de oxígeno, es decir, la Demanda Biológica de Oxígeno:

$$DBO_t = [O_2]_0 (1 - e^{-kt})$$

Los valores de  $k$  a diferentes temperaturas ( $k(T)$ ) pueden ser calculados a partir del valor a 20°C ( $k_0$ ):

$$k(T) = k_0 \theta^{(T-20)}$$

donde  $\theta$  es aproximadamente 1,047, para  $T > 20^\circ\text{C}$  y 1,135 para  $T < 20^\circ\text{C}$ .

### ***Demanda Química de Oxígeno (DQO)***

Se refiere al potencial de oxígeno requerido para oxidar químicamente el material orgánico, bajo condiciones controladas. Usa como agente oxidante el dicromato de potasio, en presencia de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y un catalizador de Ag a  $150^\circ\text{C}$ . El dicromato remanente se determina a partir de titulación con  $\text{FeSO}_4$  usando Ferroína como indicador (1 mol de dicromato corresponde a 1,5 moles de oxígeno). Tiene la ventaja de que el análisis demora dos horas, por lo que puede ser utilizado en control de procesos. Generalmente, entrega valores mayores que la DBO.

### ***Test Valor de Permanganato (VP)***

La oxidación química se hace usando permanganato de potasio. Es menos riguroso que la oxidación con dicromato. Se usa  $\text{H}_2\text{SO}_4$  diluido, y la muestra se hierve durante 30 min. El permanganato residual se titula con oxalato de amonio. Generalmente, el VP es menor que la DBO.

### ***Demanda de Oxígeno Total (DOT)***

Es un análisis rápido y automatizado, en el cual una muestra se oxida en presencia de catalizador a  $900^\circ\text{C}$ , en presencia de aire. La demanda de oxígeno se calcula en base al consumo de oxígeno. Este valor incluye también el consumo de oxígeno debido a la oxidación de sustancias inorgánicas y orgánicas recalcitrantes (ej.: lignina y plásticos). El valor de DOT es superior al DQO.

Los diferentes métodos de determinación de demanda de oxígeno, entregan valores diferentes, como consecuencia del poder oxidante característico de cada uno. El único de ellos que mide directamente la demanda biológica de oxígeno, es el test de DBO. Sin embargo, para que éste tenga validez, es necesario medir el consumo de oxígeno por un período mínimo de 5 días, lo cual no es adecuado como herramienta de control de procesos. Los otros tests son más rápidos, pero determinan el consumo de oxígeno asociado al efluente no sólo debido a la actividad biológica, sino que también a la oxidación química bajo diferentes condiciones de temperatura, y catalíticas. La relación entre DBO y DQO (o DOT o VP) varía dentro de márgenes relativamente pequeños para un efluente dado, y

las mediciones rutinarias de oxidación química pueden ser usadas como indicadores del nivel de DBO existente.

### 5.2.2.1) Sistemas de Tratamiento Aeróbico

Los procesos aeróbicos de tratamiento de efluentes están diseñados para acelerar los procesos de aireación natural y bioxidación del material orgánico. Nos referiremos aquí a las lagunas de aireación, a los sistemas de lodos activados (en sus variaciones más relevantes) y a los filtros biológicos. En cada caso, se mostrarán las características operacionales básicas y los parámetros de diseño de importancia. Ya que la aireación es de primera importancia para los procesos aeróbicos, es necesario comenzar esta sección revisando los conceptos básicos de aireación.

#### a.1) Aireación

Una gran parte de los costos de operación es debida al consumo energético asociado con la aireación. Por lo tanto, es importante diseñar y operar los sistemas eficientemente, para reducir el impacto económico.

La transferencia de oxígeno en los sistemas aeróbicos puede ser llevada a cabo de varias maneras, por ejemplo: mecánicamente, difusores de aire comprimido, alimentación con oxígeno puro, etc. Sin embargo, no importando cual sea el sistema, las leyes físicas que gobiernan la transferencia son comunes a todas ellas. El modelo más usado para explicar la absorción de oxígeno en un líquido supone que la velocidad de transferencia está limitada por la resistencia difusional impuesta por la película líquida estancada, presente en torno a la interfase gas - líquido.

Tal como se ilustra en la Figura 5.3, las moléculas de oxígeno son transferidas por difusión, a través de la película líquida que se forma en torno a la burbuja de aire. La fuerza motriz de dicho proceso es el gradiente de concentración de oxígeno disuelto a través de dicha película líquida. El oxígeno disuelto en el líquido inmediatamente en contacto con el gas tendrá una concentración muy cercana a su valor de saturación ( $[O_2]_{SAT}$ ). Si la concentración de oxígeno disuelto en el seno del líquido, ( $[O_2]$ ) es inferior a la concentración de saturación, se establece un flujo difusional desde la interfase hasta el seno del líquido, a través de la película estancada. El transporte de las moléculas de oxígeno desde el seno del líquido hasta las inmediaciones de los microorganismos es por convección y, posteriormente, cruzan la pared celular dentro del sistema microbiano, de acuerdo a su tasa metabólica (la que a su vez dependerá de la cantidad de nutrientes orgánicos (DBO)).

La velocidad de transferencia de oxígeno ( $J$ ) a través de la película estancada, se puede expresar de acuerdo al modelo de Graham:

$$J = k_L a ([O_2]_{SAT} - [O_2])$$

donde:

$a$  = es el área interfacial ( $m^2/m^3$ ).

$k_L$  = es el coeficiente de transferencia de oxígeno en la película líquida (m/s)).

$k_L a$  es un parámetro empírico que depende de la geometría del sistema, temperatura, tamaño de burbujas, composición química, condiciones hidrodinámicas, etc.. En el caso de los agitadores mecánicos,  $k_L a$  se correlaciona con la potencia de agitación por unidad de volumen  $P_V$  (kW/m<sup>3</sup>). Por ejemplo, se puede utilizar la ecuación de Penney:

$$k_L a = 21.5(P_V)^{0.79}$$

Los principales factores que afectan la Concentración de Saturación son la temperatura y la presión parcial de O<sub>2</sub> en el gas. Por ejemplo, a 0°C  $[O_2]_{SAT} = 14.6$  mg/l, a 20°C  $[O_2]_{SAT} = 9.29$  mg/l (a 1 atm). El efecto de la presión parcial de O<sub>2</sub> en el gas es significativo; por ejemplo, la concentración de saturación en el agua en contacto con aire a 1 atm y 10°C es  $[O_2]_{SAT} = 11.3$  mg/l, mientras que aquella que se obtiene cuando se usa O<sub>2</sub> con una presión parcial de 0.9 atm es:  $[O_2]_{SAT} = 48.4$  mg/l, lo que representa un aumento de 4 veces en la capacidad de oxigenación del líquido.

### **Métodos de Aireación**

Existen dos técnicas generales de aireación: mecánica y por difusores.

- **Aireación Mecánica:** La agitación en la interfase aire-líquido produce miles de gotas que entran en contacto con la atmósfera. Existen diversos diseños (ej.: sistemas superficiales, chorros de líquido, y sistemas combinados (agitación y aspersión)). Los aireadores superficiales pueden ser montados verticalmente (en casi todos los casos, de turbina) u horizontalmente (sólo en el caso de zanjas de oxidación, de paletas). La tasa estándar de aireación es del orden de 1 - 3 (kg O<sub>2</sub>/kWh).
- **Aireación por Difusores:** Los difusores están montados en el fondo del reactor y el aire se alimenta en burbujas. La transferencia de oxígeno tiene lugar durante el ascenso de las burbujas. Las corrientes generadas debido al burbujeo ayudan a agitar la mezcla de líquido y microorganismos. Normalmente, no todo el O<sub>2</sub> alimentado es transferido, y la eficiencia de utilización en los sistemas de difusores, es baja (1-15%). Se tiene una capacidad de aireación en el rango 0,5-2 (kg O<sub>2</sub> /kWh). Los volúmenes de aire alimentado son del orden de 30-40 (m<sup>3</sup>/kg DBO).

### **a.2) Configuración del Biorreactor**

Tal como se mencionó en secciones anteriores, los sistemas de tratamiento biológico pueden operar en modo de operación discontinuo o continuo.

**Modo Discontinuo (Por lotes o batch):** En este modo de operación, se presentan cuatro etapas sucesivas: alimentación, aireación, sedimentación, vaciado del sobrenadante y comienzo de un nuevo ciclo. El tiempo requerido para completar un lote comprende el tiempo de carga del reactor, el tiempo requerido para la bioreacción y el tiempo para descarga. Los tiempos de carga y descarga pueden ser muy

grandes cuando el volumen de líquido a tratar es alto, por lo que el modo discontinuo se prefiere sólo para pequeña escala de operación.

- **Modo Continuo:** Se utiliza cuando la escala de operación es grande.  
*Reactores perfectamente agitados:* Su principal ventaja radica en el hecho que el afluente es rápidamente diluido en el reactor, actuando como amortiguación contra la presencia de sustancias tóxicas que pueden estar presentes en la alimentación. La carga es uniforme en todo el reactor, con necesidad uniforme de  $O_2$ . En la práctica, pueden existir problemas de cortocircuitos hidráulicos, debido a un mal diseño. También se presentan problemas debido a baja sedimentabilidad de los flóculos. En general, esta configuración de reactor requiere un mayor volumen que los reactores tipo flujo pistón.  
*Reactores flujo pistón:* Existe un gradiente axial de DBO decreciente a lo largo del reactor, creciente concentración de lodos, y decreciente concentración de  $O_2$  disuelto. Usualmente, son zanjas largas y angostas, o se puede aproximar a partir de un gran número de reactores completamente mezclados, en serie. En la práctica, es mejor usar tanques en series, ya que cada uno de ellos puede tener su propio aireador diseñado ad-hoc. Generalmente se utiliza aireación graduada a lo largo del reactor flujo pistón, con una tasa mayor al comienzo, disminuyendo a lo largo del reactor. Los problemas de sedimentabilidad son mucho menores en los reactores de flujo pistón.

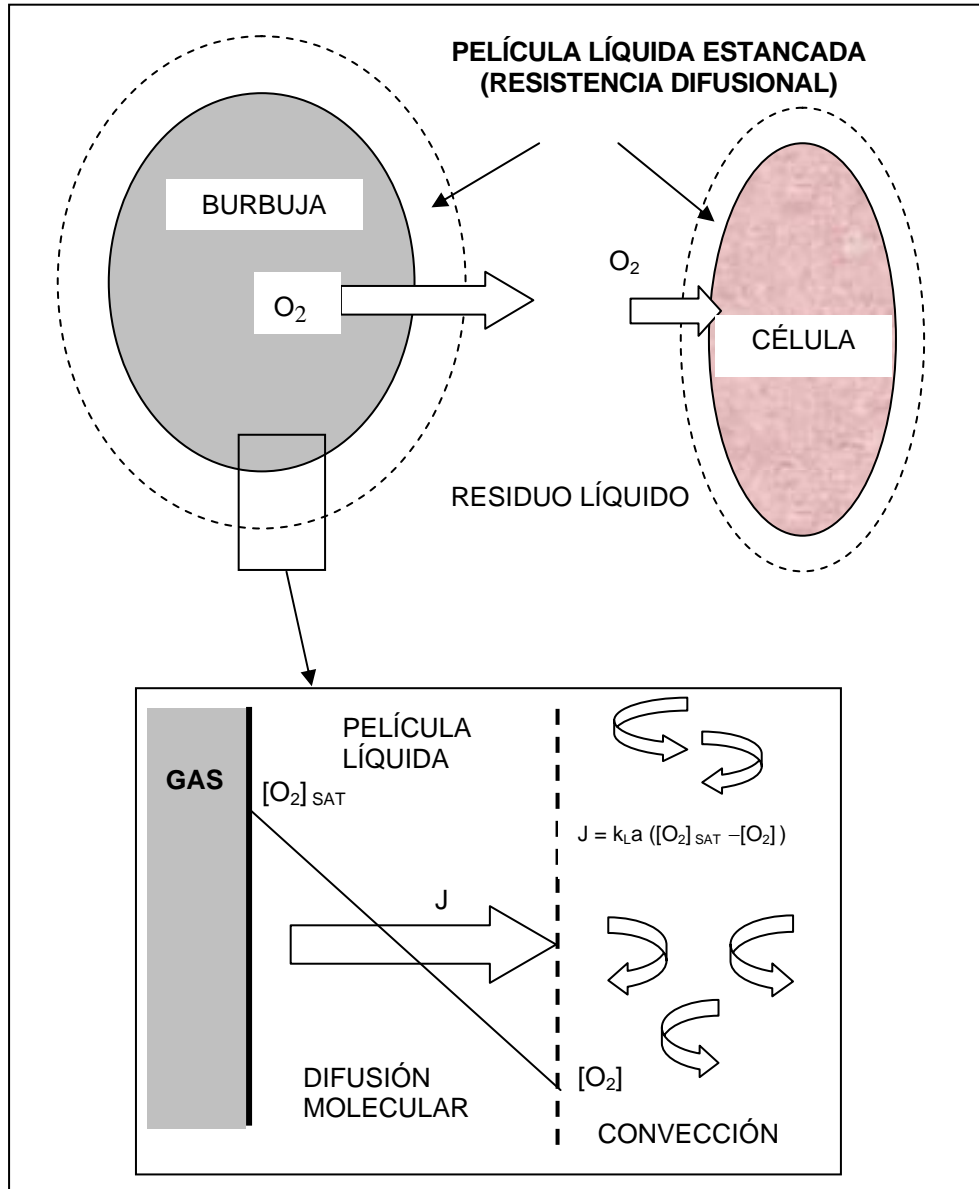
### a.3) Lagunas de Aireación

Son relativamente baratas y, aparentemente, fáciles de operar. Normalmente tienen 2-6 m de profundidad, con una gran superficie. En el caso de las lagunas de maduración, donde se tienen largos tiempos de residencia, la principal fuente de  $O_2$  proviene de la actividad fotosintética de las algas, llegándose a niveles de oxígeno disuelto de 20-30  $g/m^3$ . En climas con menor disponibilidad de luz solar esto no es muy eficiente.

La estructura de la población microbiana en el reactor depende del tipo de afluente y de las características de aireación. Una buena aireación elimina la presencia de algas y provee una población bacteriana heterotrófica con buenas características de floculación.

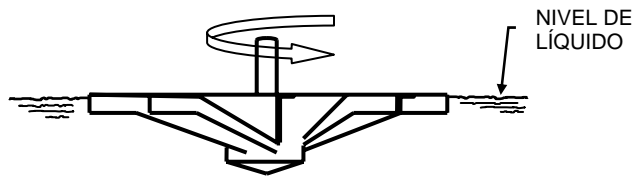
Los aireadores cumplen dos roles: oxigenación del efluente y agitación, para evitar la sedimentación de los flóculos en la laguna. Los aireadores mecánicos pueden ser flotantes o fijos. En caso de lagunas más profundas, se usa turbinas sumergidas. La potencia requerida para mezclar el contenido de la laguna, es del orden de 5-20 ( $W/m^3$ ). El requerimiento energético para transferencia de  $O_2$  se puede estimar sobre la base de datos de diseño de aireadores comerciales, típicamente entre 1 y 3 ( $kg O_2/kWh$ ). Los aireadores mecánicos deben ser localizados de manera adecuada, para hacer un uso eficiente de ellos, de acuerdo a recomendaciones del fabricante. Normalmente, para aireadores de 75 kW se usa espaciamientos de 20 m o más.



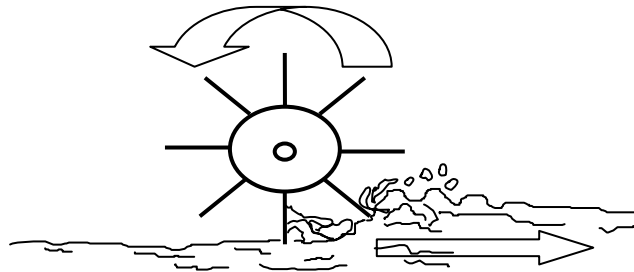


**FIGURA 5.3: TRANSFERENCIA DE OXÍGENO EN TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES.**

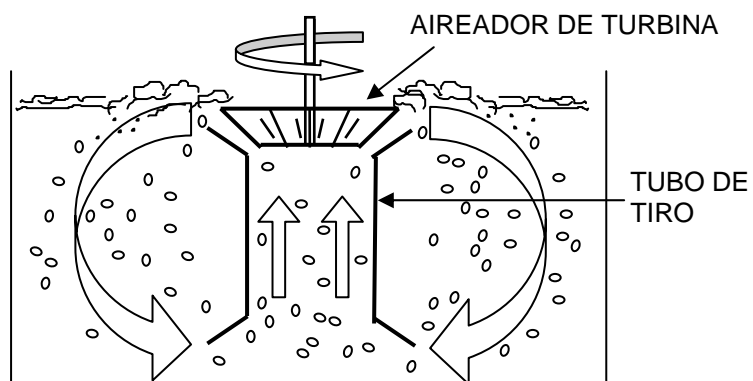
**AIREADOR "SIMCAR" (SIMON-HARLEY LTD.)**



**AIREADOR CON CEPILLO DE KESSENER**



**SISTEMA DE AIREACIÓN DE TURBINA "CONO SIMPLEX"**



**FIGURA 5.4: AIREADORES MECÁNICOS**

Los sedimentos se pueden digerir naturalmente cuando la temperatura del agua en el fondo excede los 20°C (verano, clima tropical). En climas fríos, los sedimentos se acumulan en el fondo, requiriendo una limpieza periódica.

Para estimaciones preliminares, se puede calcular el área de la laguna aireada sobre la base de un tiempo de residencia dado, por ejemplo 6 días, y una profundidad media de 5 m. También se puede utilizar una carga orgánica de diseño, con valores del orden de 400 (kg DBO alimentación ha<sup>-1</sup>día<sup>-1</sup>) con eficiencias de remoción de DBO en el rango 70-90%. En el caso de las lagunas con aireación forzada, donde existan condiciones hidrodinámicas de agitación completa, se puede utilizar las ecuaciones de diseño revisadas en secciones anteriores, en base a datos cinéticos de literatura o de experiencias con efluentes similares.

Los problemas típicos asociados a las lagunas de tratamiento son: mala distribución del líquido en la laguna, variaciones estacionales de temperatura, malos olores, generación de lodos en el efluente y baja eliminación de organismos patógenos.

Normalmente, el efluente de la laguna contiene material en suspensión correspondiente a los microorganismos que se han reproducido en la laguna, con una concentración en el rango 0,08 - 0,4 (kg/m<sup>3</sup>). Estos microorganismos deben ser eliminados del efluente antes de su descarga final, si no cumple con las normas que regulan su vertido.

Las lagunas de aireación se justifican en aquellos casos donde existe una adecuada disponibilidad de terreno a bajo costo. Sin embargo, su implementación no es recomendable en el caso de industrias que contienen contaminantes de baja biodegradabilidad, ya que pueden resultar inadecuadas para cumplir con la legislación ambiental.

Se recomienda utilizar lagunas en serie para permitir una mayor estabilidad operacional, a la vez de que dicho arreglo ayuda a "especializar" cada laguna, de acuerdo a las características del afluente que recibe. Por ejemplo, la primera laguna recibe la mayor concentración de DBO, por lo que tendrá requerimientos de aireación más altos; las lagunas de las etapas finales presentarán bajas concentraciones de DBO y una mayor proporción de N y P, lo que puede generar una mayor actividad fotosintética.

Es interesante usar plantas acuáticas (ej.: jacinto acuático) en la última laguna, ya que ello permite reducir los niveles de nitrógeno en el efluente, así como los sólidos suspendidos y iones que son adsorbidos por las raíces de las plantas. Un aspecto importante de estos sistemas radiculares es que ofrecen condiciones apropiadas para la formación de una rica cadena trófica (rizosfera), lo que facilita la remoción de diversos tipos de contaminantes. Las plantas acuáticas se usan extensivamente en aquellas zonas climáticas donde son abundantes. Su alta capacidad para captar metales pesados de los efluentes las transforma en un valioso agente depurador. Sin embargo, dichas plantas deben ser cosechadas, lo que genera un problema adicional de eliminación de sólidos.

#### **a.4) Sistema de Lodos Activados**

El sistema de lodos activados es un sistema de tratamiento biológico de mayor velocidad de degradación, debido a que se mantiene una alta concentración de biomasa en el reactor (Figura 5.5). El sistema consta de dos etapas básicas:

- **Biorreactor aireado:** Donde la biomasa natural (lodos activados) degrada/metaboliza los componentes orgánicos; se forman flóculos.
- **Sedimentador:** Donde los flóculos (lodos) son separados del líquido clarificado y parcialmente reciclados al biorreactor.

La existencia de reciclo de biomasa, implica mantener una población microbiana más alta en el reactor, alcanzando mayores tasas de conversión, para un volumen y tiempo de residencia (hidráulico) dado.

En un estudio preliminar, interesará determinar el volumen del biorreactor, su configuración básica (flujo pistón vs reactor agitado), las dimensiones del sedimentador, los requerimientos de aireación, y otros datos operacionales básicos (razón de reciclo, concentraciones, etc.).

#### **Características Generales de los Lodos Activados**

Este tipo de sistemas incluye una amplia gama de diseños, de acuerdo a su configuración, método de aireación y características operacionales. Básicamente, las aguas residuales se ponen en contacto con una población de microorganismos en un biorreactor, bajo condiciones aeróbicas. Los microorganismos consumen el material orgánico disuelto y suspendido. El efluente del reactor se alimenta a un sedimentador (u otro sistema de separación sólido-líquido), donde se obtiene el efluente final clarificado, mientras que los flóculos microbianos (lodos) son concentrados y reciclados parcialmente al biorreactor.

En el reactor, la materia orgánica disuelta se elimina rápidamente, debido a adsorción en los flóculos y aglomeración del material orgánico suspendido. La degradación metabólica del material orgánico tiene lugar más lentamente, por acción de los microorganismos presentes. En este proceso, parte del material orgánico se oxida a CO<sub>2</sub> (mineralización) y parte se convierte en nueva masa celular (asimilación). Parte de la masa microbiana muere y se descompone regenerando el material orgánico disuelto. Los lodos desechados representan la cantidad neta de biomasa producida por asimilación.

La naturaleza floculenta de los organismos es un factor fundamental, tanto para la adsorción de materias coloidales, iónicas y en suspensión dentro del agua residual, como para la separación rápida y efectiva de la biomasa del agua tratada.

#### **Parámetros Operacionales para Lodos Activados**

Existen varios parámetros operacionales claves para el funcionamiento del proceso:

- Nivel de carga de la planta.

- Tiempo de residencia hidráulico.
- Concentración de lodos.
- Tiempo de residencia de los lodos.

A continuación, se revisan los principales conceptos acerca de estos parámetros.

- **Nivel de Carga de la Planta:** Se refiere a la cantidad de material orgánico que se carga al reactor. Los parámetros usados comúnmente para describir la tasa de carga son:

i) **Carga Orgánica,  $Q_0$ :** Es la cantidad de DBO alimentada por unidad de volumen de reactor, expresada como ( $\text{kg DBO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ ):

$$Q_0 = \frac{F[C]}{V}$$

donde  $F$  es el flujo de afluente a tratar ( $\text{m}^3/\text{día}$ ),  $[C]$  es la concentración de DBO del afluente ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) y  $V$  es el volumen del biorreactor ( $\text{m}^3$ ). La carga orgánica varía con la operación de la planta, tanto en flujo como en concentración de DBO. Típicamente, los valores de diseño son entre  $0,25\text{-}2,0$  ( $\text{kg DBO m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ ).

ii) **Razón Alimento/Microorganismos (A/M):** La A/M o factor de carga de los lodos es uno de los parámetros más útiles; se refiere a la cantidad de DBO alimentado por unidad de lodos presente en el reactor:

$$A/M = \frac{F[C]}{V X}$$

donde  $[X]$  es la concentración de lodos en el reactor (sólidos suspendidos en el licor mezclado (SSLM)). Valores típicos para A/M se encuentran en el rango  $0,1 - 0,6$  [ $(\text{kg DBO alimentado}) / (\text{kg lodos})^{-1} \text{ día}^{-1}$ ]. Cuando la cantidad de DBO se expresa como DBO *removido* por unidad de lodos por día, la A/M se denomina Factor de Carga del Proceso. La A/M es uno de los únicos parámetros que pueden ser manipulados por el operador de la planta, ya que la concentración de microorganismos en el sistema puede ser modificada aumentando o disminuyendo la purga de lodos.

iii) **Carga de flóculos:** Se refiere a la relación entre DBO y microorganismos en un instante dado ( $\text{kg DBO}/\text{kg lodos}$ ).

- **Tiempo de Residencia Hidráulico:** El tiempo de residencia del líquido ( $V/F$ ) debe ser suficiente para permitir un tiempo de contacto adecuado entre el material orgánico disuelto y los microorganismos. Los sistemas convencionales presentan tiempos de residencia hidráulicos entre 6 y 10 horas.
- **Concentración de lodos:** Se refiere a la masa de lodos por unidad de volumen de reactor. Cuando la masa de lodos se expresa como peso seco, la

concentración se denomina sólidos suspendidos en el licor mezclado (SSLM). Cuando la masa de lodos se expresa en términos del peso seco de material orgánico se habla de sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado (SSVLM). La concentración de lodos en el sistema está determinada por la tasa de reciclo de los lodos y por la capacidad del clarificador secundario para concentrar los flóculos. Los valores típicos de concentración de lodos son del orden de 1,2 – 3,5 ( $\text{kg/m}^3$ ) (3,5 a 5 ( $\text{kg/m}^3$ ) en el caso de aireación extendida).

- **Tiempo de residencia de los lodos,  $t_R$  (edad de los lodos):** La característica esencial de los lodos activados es la recirculación de lodos concentrados al reactor. Por lo tanto, el  $t_R$  es uno de los parámetros más importantes de la operación. Se calcula como la cantidad total de lodos dividida por la tasa de pérdida (purga) de lodos (incluyendo la pérdida en el sobrenadante del clarificador; ésta es normalmente despreciable). El  $t_R$  típico es 7 días (4-10 días).
- **Consumo de  $\text{O}_2$  por unidad de DBO removido:** Depende de la naturaleza de la carga orgánica y del  $t_R$ , entre otros factores. Varía de sistema a sistema, pero normalmente se encuentran valores en el rango 0,6-2,0 ( $\text{kg O}_2/\text{kg DBO removido}$ ) (1,2 para un  $t_R$  de 7 días).
- **Requerimientos de Nutrientes:** La relación DBO:N:P es 100:3:0.6 en los sistemas de lodos activados convencionales.
- **Tasa de remoción de DBO :** Los sistemas de lodos activados bien operados pueden lograr alrededor de 90-95% de eliminación de DBO.
- **Tasa de producción de lodos:** Alrededor de 0.5 kg lodos (peso seco)/kg DBO removido. En cuanto a la sedimentación, normalmente los lodos en el reciclo tienen una concentración del orden de dos veces la concentración en la salida del aireador (<1% peso seco).

### Problemas relacionados con los Lodos

Lejos de ser un sistema homogéneo, los lodos son un complejísimo sistema ecológico, formado por una mezcla de diferentes clases de organismos, aglomerados, adsorbidos en sedimentos inorgánicos, floculados, etc. Además, contienen compuestos orgánicos e inorgánicos. La composición en cada sistema depende de la composición de los nutrientes, de las condiciones de operación, de las características locales, condiciones climáticas, etc.

Los flóculos microbiales de los lodos son cúmulos de varios millones de células bacterianas, junto a otros organismos y materiales, que se encuentran en un equilibrio dinámico. Los protozoos contribuyen al proceso de floculación y su presencia en alta concentración se considera un signo de buena salud del sistema biológico. Su importancia radica en su capacidad para alimentarse de las bacterias dispersas, las que no serían separables por sedimentación. Algunos protozoos están fijos en los flóculos, mientras que otros nadan libremente. Muchos protozoos segregan una

mucosidad que permite acelerar la floculación.

El Índice de Volumen de los Lodos (IVL) es uno de los indicadores más usados para determinar las características de sedimentación de los lodos, y corresponde al volumen sedimentado en 30 minutos, expresado por unidad de lodos en suspensión.

Cuando la densidad de los lodos es menor que la del agua, estos tienden a flotar (esponjamiento), lo que representa un serio problema operacional. Se cree que esto se debe a la presencia de organismos filamentosos, entre los que se encuentran principalmente algunos hongos y protozoos ciliados. Existe controversia sobre cuales son los factores que favorecen la formación de esponjamiento. Al parecer, las condiciones ácidas, el desbalance de nutrientes, las altas temperaturas (sobre 30°C), el descenso de la concentración de O<sub>2</sub> bajo 1 (g/m<sup>3</sup>) y las bajas tasas de carga orgánica (bajo 0,2 [(kg DBO) (kg lodos)<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>]) favorecen el crecimiento de hongos filamentosos.

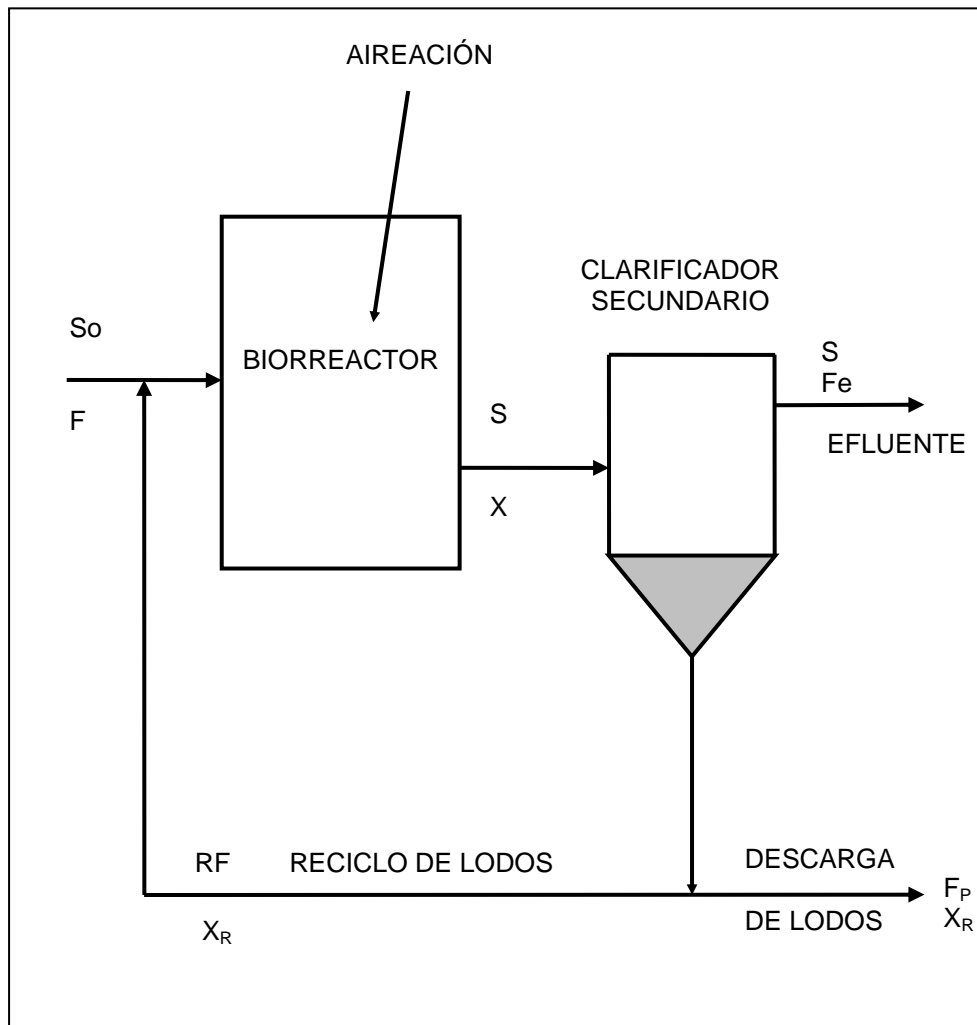
Otro problema operacional bastante frecuente es la desfloculación que puede ocurrir debido a bajos niveles de O<sub>2</sub>, bajo pH y presencia de compuestos tóxicos.

Los lodos están compuestos por organismos que se encuentran en distintas etapas de su ciclo biológico, materia orgánica biodegradable y materia inorgánica inerte. La proporción de lodos viables (organismos vivos) es baja. En el proceso convencional, los lodos viables representan entre el 2-3 % (para 4 días de retención de lodos). Mientras más largo el tiempo de residencia, mayor será el número de organismos no viables y viceversa. De ello se deduce que el requerimiento de oxígeno depende de la "edad" de los organismos.

#### **a.5) Variantes del Sistema de Lodos Activados Convencional**

Existen muchas variaciones, tanto en configuración como en método de aireación.

- **Estabilización por Contacto:** Es apropiado para sistemas completamente mezclados (donde se generan problemas de sedimentabilidad). En ella, el reciclo contiene una alta concentración de lodos, que se mezcla con la alimentación en un tanque pequeño. Ello permite un contacto de alrededor de 1/2 hora para que se adsorba y aglomere gran parte de la DBO. Luego se separan los lodos en el sedimentador y se alimentan a un tanque de estabilización, donde se someten a alta aireación para que se produzca la biodegradación del material adsorbido. El tiempo de residencia en el estabilizador es de aproximadamente 12 horas. Después de la estabilización, los lodos son reciclados al estanque de contacto. La ventaja del proceso es que gran parte de la aireación tiene lugar en el estabilizador, donde sólo están los lodos sedimentados después de la fase de contacto. Este proceso es efectivo solamente en aquellos casos en que gran parte del DBO puede ser rápidamente adsorbido y aglomerado por los flóculos. Es importante desarrollar un intenso trabajo de laboratorio para estudiar las características de adsorción.



**FIGURA 5.5: SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS CONVENCIONAL**



- **Zanjas de oxidación:** Es un típico ejemplo de flujo pistón. El mezclado y la aireación se efectúan utilizando paletas rotatorias. Es un diseño adecuado para la aireación prolongada, con un alto tiempo de residencia de lodos. Operan con baja carga orgánica, del orden de  $0,2 \text{ (kg DBO m}^{-3} \text{ día}^{-1}\text{)}$ .
- **Procesos avanzados:** Permiten una mayor velocidad de transferencia de oxígeno al aumentar la presión parcial del  $\text{O}_2$  en el gas. De este modo, se tiene una mayor fuerza motriz al aumentar la concentración de saturación en el líquido. Se usa principalmente dos mecanismos:
  1. Aumentar la presión total del sistema, incluyendo la fase gaseosa (por ejemplo, sistema de pozo profundo (*deep shaft*))
  2. Aumentar la proporción de  $\text{O}_2$  en la fase gaseosa (por ejemplo, procesos que utilizan  $\text{O}_2$  puro).

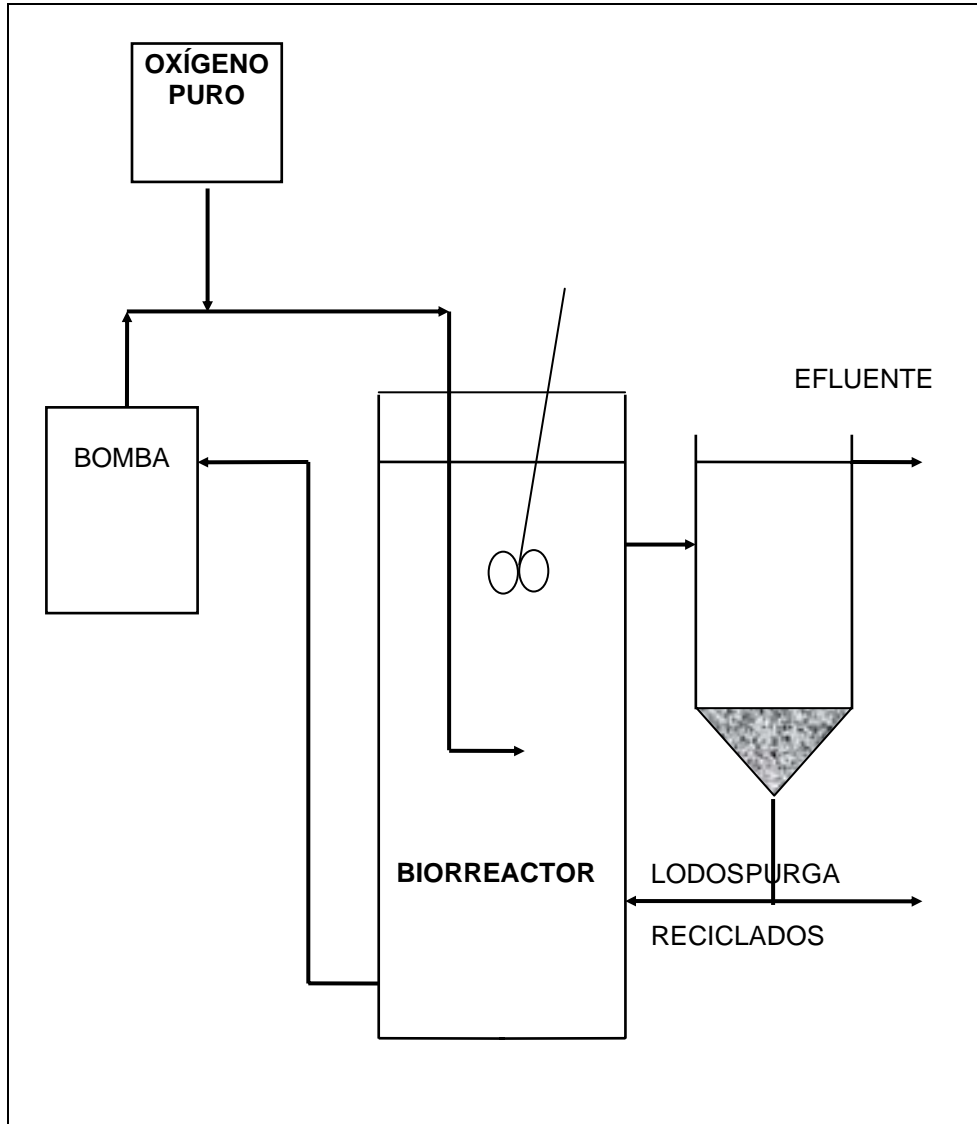
**Proceso *Deep Shaft*:** Es un proceso intensivo del tipo flujo pistón, en el que se usa la presión hidráulica para efectuar una transferencia eficiente a una alta tasa de  $\text{O}_2$ . Se desarrolló como consecuencia del proceso de fermentación en gran escala para producir proteína unicelular. Dicho proceso requería elevadas concentraciones de biomasa y tasas de alimentación de  $\text{O}_2$  ( $10 \text{ (kg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}\text{)}$ ). Debido a que la agitación mecánica convencional implicaba altos costos de operación, se inventó un sistema de fermentador del tipo sifón de aire: el alimentador de aire proporciona no sólo el suministro de  $\text{O}_2$  sino que también la energía para la agitación del líquido. Los requerimientos en tratamiento de aguas son menos estrictos.

Los sistemas en operación tienen una profundidad entre 30 y 220 m. Se dividen verticalmente en una sección de flujo ascendente y otra descendente, con diámetros entre 0,8 y 6 m. La presión hidrostática en el fondo, puede alcanzar 5-10 atm, con lo que la solubilidad del  $\text{O}_2$  aumenta 5 a 10 veces. Otros datos de diseño:

3-5 (kg  $\text{O}_2$ /kWh);  $A/M = 0,9 \text{ [(kg DBO) (kg lodos)}^{-1} \text{ día}^{-1}\text{]}$   
 tiempo de residencia de los lodos = 4-5 días;  
 tiempo de residencia hidráulico = 1,5-2 h  
 eficiencia de remoción de DBO = 90-95%  
 carga orgánica = 3,7-6,6 (kg DBO  $\text{m}^{-3} \text{ día}^{-1}\text{)}$

**Sistemas con Oxígeno de Alta Pureza:** Este sistema es atractivo cuando existe disponibilidad de oxígeno barato en la planta. Utilizan gas con alta concentración de  $\text{O}_2$  en vez de aire. Los métodos de obtención de oxígeno más usados son:

- i) licuefacción del aire a  $-185^\circ\text{C}$  y separación del  $\text{N}_2$  y  $\text{O}_2$  a diferentes temperaturas;
- ii) uso de lechos de zeolitas para separar el  $\text{N}_2$  del  $\text{O}_2$  debido a la diferente capacidad de adsorción (el  $\text{N}_2$  es adsorbido preferencialmente) ( $0,8 \text{ kg O}_2 / \text{kg lecho}$ , 90% de concentración de  $\text{O}_2$  v/v).



**FIGURA 5.6: SISTEMA DE OXÍGENO DE ALTA PUREZA, PROCESO VITOX**

Algunos ejemplos de sistemas comerciales basados en este principio son:

El proceso UNOX es un sistema cerrado, de oxigenación en etapas múltiples en modo co-corriente. Permite procesar entre 0,4 y 1 [(kg DBO) (kg lodos volátiles)<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>], lo que es aproximadamente el doble de los sistemas convencionales que utilizan aire. La carga orgánica está en el rango 2,5 - 4 (kg DBO m<sup>-3</sup> día<sup>-1</sup>) (3 a 4 veces mayor que un sistema convencional) y 1/3 del tiempo de retención que el convencional. El O<sub>2</sub> disuelto es aproximadamente 4-8 mg/l, lo que permite obtener lodos con buenas características de sedimentación.

-El proceso VITOX es un sistema abierto y usa oxígeno puro (Figura 5.6). La inyección del gas se hace a través de un Venturi, en una recirculación del líquido del reactor. Se forman burbujas pequeñas y se produce casi un 90% de disolución. Es muy usado para ampliar la capacidad de plantas convencionales en operación. Otros procesos similares son: Proceso MEGOX, Marox, Primox.

#### **a.6) Filtros Biológicos**

Los sistemas de tratamiento biológico basados en microorganismos inmovilizados en matrices inertes se caracterizan por tener una gran concentración de biomasa y son muy simples de operar (Figura 5.7). Su eficiencia depende de una buena distribución del material orgánico, del estado de la masa microbiana y de la circulación de aire a través del lecho. Generalmente, el aire circula por convección, debido a las diferencias de temperatura que se generan debido a las reacciones bioquímicas exotérmicas.

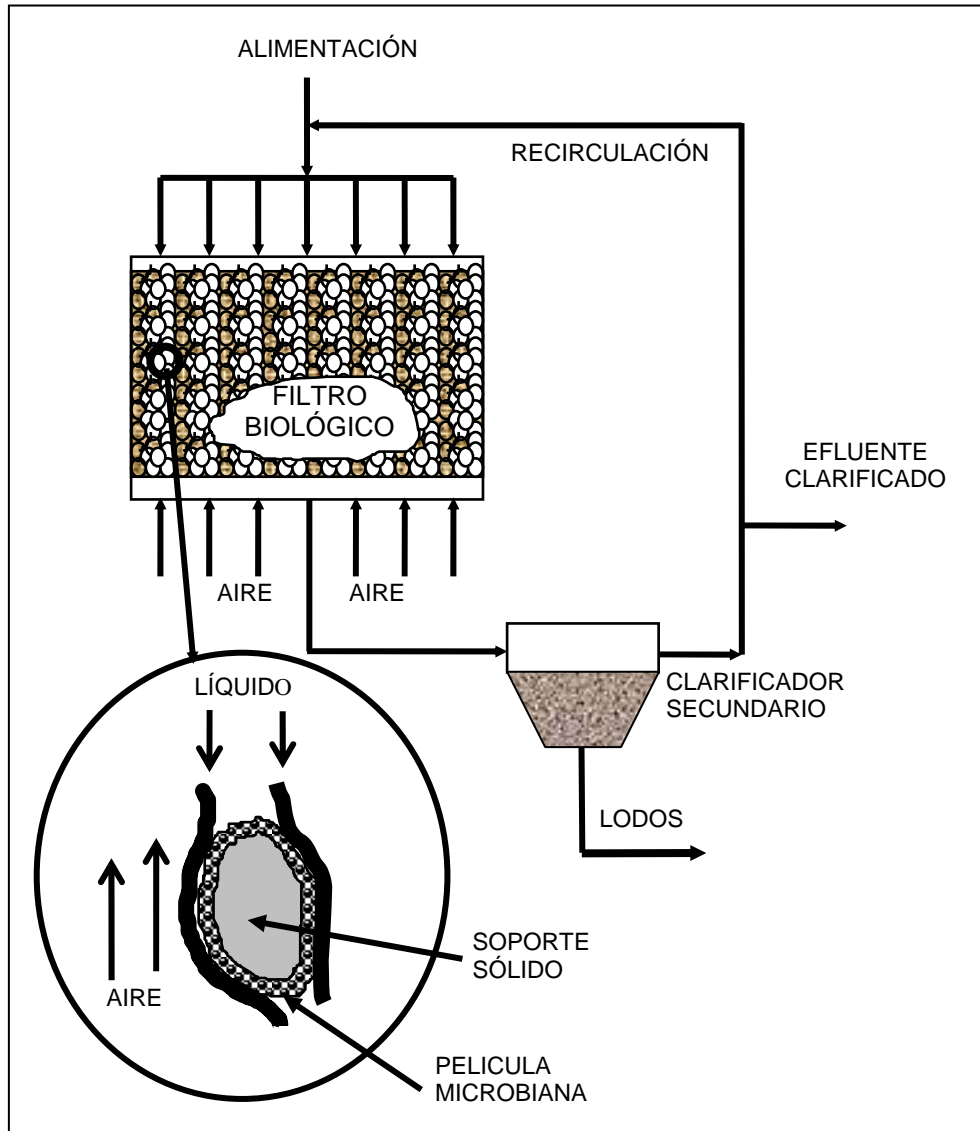
Los lechos más sencillos son de roca o escoria de 3-10 cm, con filtros de hasta 3 m de profundidad. En la actualidad existen medios sintéticos más livianos, de gran área específica, lo que permite construir biorreactores de alturas de hasta 12 m.

La nueva masa celular formada es arrastrada por el efluente y separada en un sedimentador secundario. En muchos casos, parte del efluente clarificado se recircula. Normalmente, el líquido se introduce mediante brazos de alimentación mecánicos.

Los modelos son difíciles de desarrollar en estos casos. Existen muchas variables: profundidad del lecho, flujo hidráulico, tasa de carga orgánica, tasa de recirculación, tipo de lecho, transferencia de masa de material orgánico y oxígeno desde la fase líquida a la película microbiana.

Para cálculos preliminares, se usan criterios de diseño puramente empíricos:

- La carga de DBO no debe exceder 1,2 (kg DBO m<sup>-3</sup> día<sup>-1</sup>)
- La carga hidráulica (incluyendo la recirculación) debe ser menor de 30 (m<sup>3</sup>m<sup>-2</sup>día<sup>-1</sup>)
- La recirculación debería ser tal que la DBO que entra (incluyendo la recirculación) no sea más de 3 veces que la DBO alimentada.



**FIGURA 5.7: FILTRO BIOLÓGICO**

El volumen del filtro se determina dividiendo el total de DBO diario por 1,2 (kg DBO  $\text{m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ ) o menos. El área puede ser calculada dividiendo el flujo volumétrico de efluente a tratar, por la carga hidráulica de diseño.

#### **a.7) Diseño de Clarificadores Secundarios**

Todos los procesos de tratamiento biológico de efluentes generan biomasa, a una tasa de alrededor de 0,5 (kg biomasa/kg DBO removido). Los microorganismos representan la carga orgánica de la corriente original, metabolizada en formas orgánicas más concentradas y de mayor peso molecular. Las bacterias y protozoos floculantes deben ser separados del efluente antes de que éste sea emitido a los medios receptores. Dicha separación normalmente se logra usando sedimentadores (clarificadores) u otras operaciones para la separación sólido-líquido.

El diseño de dichos clarificadores no es sencillo, dado que es una sedimentación Tipo 3. Para lograr una separación satisfactoria es necesario usar procedimientos de diseño basados en datos experimentales sobre las características de sedimentación de los lodos biológicos. Generalmente, los sedimentadores secundarios requieren tiempos de residencia del orden de 4 horas. Se debe evitar que los microorganismos permanezcan mucho tiempo en el clarificador y puedan generar una gran actividad metabólica, ya que ello dificulta su sedimentación.

#### **5.2.2.2) Procesos Anaeróbicos**

Aún cuando los procesos aeróbicos han monopolizado el tratamiento secundario de las descargas industriales, en la actualidad existe un enorme impulso para aprovechar los avances experimentados en el procesamiento anaeróbico. El proceso anaeróbico se usa masivamente en el tratamiento de los lodos producidos por los procesos aeróbicos; de esta manera se reduce el volumen final de los lodos, se estabilizan biológicamente (eliminación de patógenos) y se aprovecha parte del potencial energético.

Entre las ventajas de los procesos anaeróbicos se puede citar:

- Integración energética (produce  $\text{CH}_4$ , 0,35 ( $\text{m}^3 \text{ std/kg DBO removido}$ )).
- Menor producción de biomasa (1/3-1/5 de lo que genera un proceso aeróbico).
- Menores requerimientos de nutrientes inorgánicos.
- No se requiere aeración; menores costos energéticos.
- Se pueden dejar sin uso por largos períodos (1-25 años) y se reactivan rápidamente (1-3 días).
- Resistente a choques orgánicos.

Entre sus principales limitaciones, se pueden mencionar:

- Menor tasa de eliminación de DBO por unidad de biomasa.
- La puesta en marcha inicial puede demorar meses (1-6 meses).
- La retención de biosólidos es crítica, debido a la baja tasa de producción de lodos

(0,04-0,08 kg/kg DBO).

- Debido a las condiciones reductoras, se producen también muchos otros compuestos ( $H_2S$ , mercaptanos, ácidos orgánicos y aldehídos) produciendo corrosión y malos olores.
- Sensible a ciertos inhibidores y compuestos tóxicos (ej.:  $O_2$ ,  $H_2O_2$ ,  $Cl_2$ ,  $H_2S$ ,  $HCN$ ,  $SO_3^-$ ).

Muchos de los problemas experimentados en el pasado (que le generaron una mala reputación) se debieron a la ignorancia sobre los aspectos fundamentales del proceso. Enormes esfuerzos en los 70 y 80 derivaron en nuevos esquemas que presentan atractivo potencial y existen centenares de plantas anaeróbicas operando en gran escala en diferentes rubros industriales en todo el mundo.

La degradación anaeróbica es un proceso de biodegradación en múltiples etapas, que incluye un amplio rango de bacterias, las cuales se pueden agrupar en 3 categorías:

- Los compuestos de alto peso molecular (ej.: proteínas) sufren primero hidrólisis y son transformados en moléculas simples (azúcares, glicerol, etc), las que luego son convertidas en ácidos orgánicos,  $H_2$  y  $CO_2$  por las bacterias acidificantes.
- Los ácidos mayores son entonces convertidos a ácido acético e  $H_2$  por las bacterias acetogénicas.
- La etapa final (metanogénesis) incluye a tres tipos de bacterias que metabolizan  $CO_2$ ,  $H_2$ , metanol, ácido fórmico y ácido acético a metano.

Cuando se encuentra presente S inorgánico, la bacteria reductora *Desulfovibrio* usa el sulfato o sulfito como receptor de electrones, produciendo  $H_2S$  y  $CO_2$ . La presencia de  $SO_4^-$  y  $SO_3^-$  limita la eficiencia del sistema, ya que las bacterias reductoras de S y las metanogénicas compiten por el mismo tipo de fuente energética (ácido acético). La producción de metano se puede reducir en  $0,7 m^3$  por cada kg de S reducido.

En la mayoría de los casos, el tratamiento anaeróbico se aplica a líneas de residuo segregadas, con alta concentración de DBO. En muchos casos, se ha usado como una primera etapa de tratamiento, antes de un procesamiento final aeróbico. La temperatura es muy importante: los organismos anaeróbicos más eficientes son mesofílicos o termofílicos. El rango  $32-36^\circ C$  es el más común industrialmente. Las necesidades energéticas se pueden suplir con parte del  $CH_4$  generado.

Los requerimientos de N y P son mucho menores que en el proceso aeróbico (en algunos casos, los efluentes no contienen suficiente N y P y se necesita agregarlos). El pH óptimo para maximizar el  $CH_4$  es 7-7,5. Bajo pH 6 y sobre 8,5 la producción de  $CH_4$  cesa.

### **b.1) Configuraciones del Sistema**

En la práctica existen 5 configuraciones anaeróbicas en uso: lagunas anaeróbicas, sistemas de contacto, sistema anaeróbico de flujo ascendente y manto de lodos (UASB), biofiltro anaeróbico y lecho fluidizado. Estos sistemas se revisan brevemente a continuación.

- **Lagunas Anaeróbicas:** Son el sistema anaeróbico más antiguo en uso (desde los años 40). La laguna está cubierta con material plástico para mantener condiciones anóxicas, recolectar el  $\text{CH}_4$  y controlar los malos olores. Las bacterias anaeróbicas se desarrollan y permanecen suspendidas gracias a la convección producida por los gases generados. Se puede mejorar la agitación con agitadores de baja velocidad y reciclo de sólidos. Es importante permitir cierto grado de sedimentación para facilitar la hidrólisis y degradación de los sólidos suspendidos. El  $\text{CH}_4$  se colecta en varios puntos; se mantiene una presión negativa dentro de la cubierta para mantenerla en contacto con la superficie del agua. Las lagunas anaeróbicas son ideales para tratar efluentes con alta concentración de sólidos suspendidos (como podría ser el caso en muchas plantas celulósicas de pulpa mecánica y semiquímica), ya que los sedimentos pueden permanecer por largos períodos en el reactor, permitiendo su degradación. Las lagunas anaeróbicas permiten tratar los lodos residuales de tratamientos aeróbicos a muy bajo costo. Permite también estabilizar el flujo de los efluentes debido a su gran volumen. Desgraciadamente, las lagunas requieren grandes extensiones de terreno, debido a la baja velocidad de las reacciones anaeróbicas (7-10 días de retención), y se pierde calor debido a la gran superficie externa.
- **Proceso Anaeróbico de Contacto:** Es similar a un proceso de Lodos Activados pero en condiciones anaeróbicas. La reacción tiene lugar en un reactor agitado, donde se incluyen los nutrientes requeridos, con control de T y pH. El efluente pasa a un tanque desgasificador donde se permite flocular a la biomasa antes de entrar a un sedimentador, que permite reciclar parte de la biomasa para mantener una alta concentración de biomasa en el reactor. Una ventaja adicional es que los sólidos adsorbidos en los lodos biológicos tienen largos tiempos de residencia permitiendo su hidrólisis. Se ha medido cargas orgánicas de 1-2 (kg DBO removido  $\text{m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ ), a un 90% eliminación y  $35^\circ\text{C}$ .
- **Sistemas de Flujo Ascendente (UASB):** Desarrollado en Wageningen (Países Bajos) en los años 70. Es uno de los avances más espectaculares en sistemas anaeróbicos de alta tasa. Las bacterias forman gránulos densos que tienden a sedimentar y se mantienen como un manto en el fondo del reactor. La alimentación entra por la parte inferior del reactor. Sobre el lecho existe una zona de manto más floculado (3-10 kg lodos/ $\text{m}^3$ ). En el tope del reactor hay un separador de fases, para separar el biogas de los sólidos atrapados en las burbujas ascendentes. Algunas variantes incluyen reciclo. Las principales ventajas del UASB son:
  - Tiene una puesta en marcha rápida, cuando se usa un inóculo obtenido de una planta existente.
  - Existe una alta retención de sólidos, lo que permite tratar aguas con contenido

orgánico bajo 0,4 (kg DBO/m<sup>3</sup>).

- Se puede utilizar una carga orgánica de 3,5-5 (kg DBO removido m<sup>-3</sup> día<sup>-1</sup>), a 35°C.

- **Filtros Anaeróbicos:** Los filtros anaeróbicos no han encontrado gran acogida en la industria, debido al alto costo del empaque sintético, a pesar de que hay casos exitosos en el sector de bebidas alcohólicas (ej.: Bacardi, Puerto Rico, ha operado continuamente un filtro de 9200 m<sup>3</sup>, desde 1981). El concepto es similar al de un filtro aeróbico. Puede operar con cargas orgánicas en el rango 4-15 (kg DBO m<sup>-3</sup> día<sup>-1</sup>).
- **Lechos Fluidizados:** Las bacterias están adheridas a la superficie de partículas de arena, y son mantenidas en suspensión. Es el proceso anaeróbico de alta tasa con mayor carga volumétrica: 17-40 (kg DBO m<sup>-3</sup> día<sup>-1</sup>) y 80-90% eliminación de DBO.
- **Eliminación de S:** El S inorgánico es uno de los principales problemas en la implementación de sistemas anaeróbicos en la industria de celulosa y otros sectores que producen efluentes con contenidos de azufre. Esto se puede mitigar, ya sea reduciendo su presencia en las aguas antes del tratamiento anaeróbico, o usando sistemas en dos etapas. En la primera etapa se produce principalmente H<sub>2</sub>S el cual puede entrar en un ciclo de oxidación posterior a SO<sub>2</sub>, mientras que en la segunda etapa se produce la metanación.
- **Degradación Anaeróbica de los Lodos de Aireación:** Hasta ahora, el principal uso de los sistemas anaeróbicos es el tratamiento de los lodos generados en los procesos aeróbicos. Esto reduce el impacto ambiental de las descargas de lodos de aireación (ej.: lodos activados), ya que los estabiliza biológicamente, elimina los patógenos y reduce su volumen final. La digestión anaeróbica de los lodos se hace en el rango mesofílico (35°C). Las características de este proceso son:

Material volátil alimentado: 1-2 (kg material volátil m<sup>-3</sup> día<sup>-1</sup>)

Sólidos suspendidos alimentados: 1,5-2,1 (kg sólidos suspendidos m<sup>-3</sup> día<sup>-1</sup>)

Destrucción de sólidos: 30-35% del inicial

Producción de gas: 0,9-1,2 (m<sup>3</sup>/kg material volátil destruido)

Poder calorífico del gas: 22.400 (kJ/m<sup>3</sup> gas)

Si el diseño es adecuado, se puede lograr que el metano provea la energía no sólo para el control de temperatura en la digestión, sino que también para la aeración en los sistemas aeróbicos presentes en la planta (turbinas de gas), u otros requerimientos energéticos.

Finalmente, los sistemas anaeróbicos ofrecen una serie de ventajas, sobre todo si son usados en combinación con los tratamientos aeróbicos. Existe un gran esfuerzo de investigación para estudiar la acción sobre efluentes recalcitrantes, organoclorados, etc. La utilización de sistemas segregados permite visualizar la implementación de sistemas biológicos adaptados a las características del material orgánico a eliminar.



### 5.2.3) Tratamiento Terciario

En esta categoría se incluye sistemas para eliminar otros contaminantes, tales como: metales, nitrógeno, fósforo, compuestos coloreados, y compuestos no biodegradables. Algunos de estos se describe brevemente a continuación.

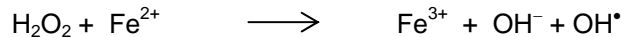
- **Sistemas biológicos para la eliminación de nitrógeno:**

El amonio puede ser transformado en nitrato, utilizando bacterias nitrificantes en medio aeróbico; el nitrato puede ser eliminado en una etapa posterior, bajo condiciones anaeróbicas, donde bacterias denitrificantes lo transforman en N<sub>2</sub>. Los procesos de nitrificación y denitrificación se describen en el Capítulo 2).

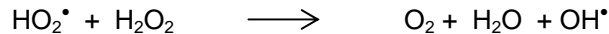
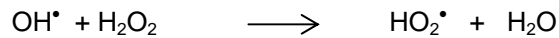
- **Oxidación avanzada:**

Permite eliminar compuestos orgánicos tóxicos, compuestos cromóforos u otros compuestos orgánicos no biodegradables: Se pueden utilizar agentes oxidantes tales como ozono o peróxido de hidrógeno, que generan radicales libres OH<sup>•</sup> altamente reactivos. En la actualidad se han implementado estos agentes oxidantes en presencia de radiación UV o de un catalizador de TiO<sub>2</sub>. Un sistema interesante para generar radicales libres se basa en la reacción de Fenton:

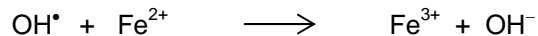
Iniciación:



Propagación



Terminación



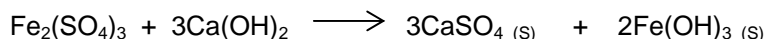
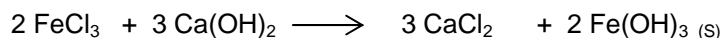
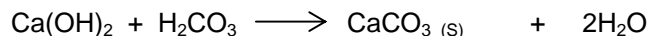
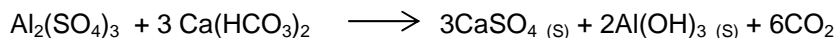
- **Carbón activado**

La adsorción en carbón activado se utiliza para eliminar metales, compuestos orgánicos, y cromóforos. El contaminante se adsorbe en la superficie del carbón; sin embargo, ello resulta en un residuo sólido que debe ser tratado. Los carbones activados comerciales presentan un área específica del orden de 1000 m<sup>2</sup>/g, con capacidades de adsorción en el rango 10-400 (g contaminante / kg de carbón). El carbón se puede reactivar desorbiendo el contaminante utilizando vapor o gases a alta temperatura.

- **Precipitación química:**

La precipitación química en el tratamiento de aguas residuales implica la adición de compuestos químicos para alterar el estado físico de compuestos disueltos y

de sólidos suspendidos, y facilitar la separación sólido/líquido. Los agentes químicos precipitantes de mayor uso en tratamiento de efluentes son:



La formación del precipitado permite adsorber moléculas orgánicas y metales disueltos, y eliminar coloides.

Los coloides ("sols") son partículas suspendidas en agua de pequeño tamaño (inferior a 0,5  $\mu\text{m}$ ) que forman dispersiones estables. Los coloides hidrofóbicos son dispersiones de compuestos insolubles, mientras que los hidrofílicos son soluciones de moléculas con dimensiones coloidales (polímeros, macromoléculas) que presentan grupos funcionales ionizables (  $-\text{COOH}^+$  ,  $-\text{SiOH}^+$  ,  $-\text{NH}_4^+$  ). Para separar los coloides de una solución acuosa es necesario, por lo tanto, desestabilizar las partículas coloidales e inducir la agregación. Para ello, se requiere neutralizar o superar las cargas superficiales, mediante la adición de cargas iónicas para neutralizar, ajuste de pH, o adición de polielectrolitos que se quemesorben y actúan como puentes entre partículas

- **Precipitación de óxidos metálicos hidratados**

Los iones metálicos ( $\text{M}^{z+}$ ) (ej. Ni, Cu, Pb, Al, Zn) en solución acuosa están asociados a las moléculas de agua en diferentes grados de hidratación: La precipitación de los óxidos metálicos hidratados ocurre a través de una secuencia de etapas, a medida que el pH o la actividad del metal aumenta. El precipitado se forma cuando se supera el producto de solubilidad.

Además, las especies metálicas iónicas pueden ser adsorbidas sobre el hidróxido precipitado. Esta adsorción ocurre incluso contra las fuerzas de repulsión electrostáticas, en un rango de pH crítico donde la hidrólisis comienza. Por ejemplo, el Zn, Cu y Cd son fuertemente adsorbidos por  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  precipitado a pH 8-9. A un pH dado, el grado de adsorción depende del tipo de anión, de las concentraciones de las especies y del tipo de metal

- **Hidrólisis ácida y alcalina:**

La degradación hidrolítica de compuestos tóxicos o persistentes puede efectuarse en condiciones ácidas y alcalinas, dependiendo de la naturaleza de tales compuestos. Por ejemplo:

- Hidrólisis de cianato (  $\text{HOCN} + \text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{CO}_2$  )
- Descomposición de pesticidas por hidrólisis ácida y alcalina

- Descomposición de residuos de nylon mediante hidrólisis alcalina
- Hidrólisis de residuos fluoroboratos, por hidrólisis ácida, seguida de hidrólisis alcalina