

FT-BIO-008

**FICHA TÉCNICA INFORMATIVA
PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES
EN PLANTAS DE LA INDUSTRIA TEXTIL**

DIGESTIÓN ANAEROBIA

SERIES: TRATAMIENTO BIOLÓGICO

TITLE	DIGESTIÓN ANAEROBIA (FT-BIO-008)
Last update	Septiembre 2015
Last review	

DIGESTIÓN ANAEROBIA (FT-BIO-008)

Fecha	Septiembre 2015		
Autores	Maria del Carmen Veiga Barbazán		
Revisado por			
Última actualización	Fecha	Realizado por:	Actualización de los aspectos principales:

ÍNDICE

-
- 1.- INTRODUCCIÓN**
 - 2.- MICROBIOLOGÍA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA**
 - 2.1.- Hidrólisis y acidogenesis**
 - 2.2.- Acetogenesis**
 - 2.3.- Metanogenesis**
 - 3.- FACTORES AMBIENTALES**
 - 3.1.- Nutrientes**
 - 3.2.- Temperatura**
 - 3.3.- pH, alcalinidad y ácidos grasos volátiles**
 - 3.3.1.- Alcalinidad y capacidad tampón**
 - 3.3.2.- Relación entre alcalinidad y ácidos grasos volátiles**
 - 3.3.3.- Determinación de la alcalinidad**
 - 3.3.4. Alcalinidad necesaria y productos químicos para aumentar la alcalinidad**
 - 4.- BIOMASA EN LOS SISTEMAS ANAEROBIOS**
 - 4.1.- Retención de biomasa por adhesión**
 - 4.2.- Retención de biomasa por floculación**
 - 4.3.- Retención de biomasa por granulation**
 - 4.4.- Retención de biomasa en los intersticios**
 - 5.- TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO**
 - 5.1.- Reactor de mezcla completa**
 - 5.2.- Filtros anaerobios (AF)**
 - 5.3.- Reactor anaerobio de lecho de lodos (UASB)**
 - 5.4.- Reactor anaerobio de lecho granular expandido (EGSB)**
 - 5.5.- Otros reactores anaerobios**
 - 6.- APLICACIONES Y EXPERIENCIA EN EL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TEXTIL**
 - 7.- BIBLIOGRAFÍA**
-



1.- INTRODUCCIÓN

En los tratamientos anaerobios se produce la descomposición de la materia orgánica en biogás, metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), proceso en el cual una molécula distinta del oxígeno actúa como aceptor final de electrones. La producción de metano ocurre en diferentes ambientes naturales, tales como pantanos, lagos, sedimentos de los ríos y del mar, y también en los órganos digestivos de los animales rumiantes, donde el potencial redox es aproximadamente -300 mV. Se estima que la digestión anaerobia con formación de metano es responsable de la completa mineralización del 5 al 10% de toda la materia orgánica disponible en la tierra.

La digestión anaerobia representa un sistema ecológico balanceado, donde diferentes poblaciones de microorganismos presentan funciones especializadas, y la descomposición de compuestos orgánicos es normalmente considerada como un proceso en dos etapas. En la primera etapa, un grupo de bacterias anaerobias y facultativas convierten (por hidrólisis y fermentación) los compuestos orgánicos complejos (carbohidratos, proteínas y grasas) en compuestos orgánicos más simples, principalmente ácidos grasos volátiles (AGV), y también dióxido de carbono e hidrógeno.

En una segunda etapa, los ácidos orgánicos y el hidrógeno se convierten en metano y dióxido de carbono. Esta conversión la realiza un grupo especial de microorganismos, llamados metanogénicos, los cuales son estrictamente anaerobios. Estos microorganismos tienen dos funciones principales, producen metano que permite la eliminación de la materia orgánica, y también mantienen la presión parcial de hidrógeno (H_2) lo suficientemente baja de manera que las condiciones en el medio son adecuadas para las bacterias fermentativas y acidogénicas, las cuales producen compuestos solubles tales como el ácido acético.

2.- MICROBIOLOGÍA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia se puede considerar como un ecosistema donde diversos grupos de microorganismos trabajan conjuntamente en la conversión de materia orgánica compleja en productos finales, tales como metano, dióxido de carbono, sulfuro de hidrógeno, agua, y amonio, además de nuevas bacterias.

La digestión anaerobia puede subdividirse en varias vías metabólicas, con la participación de diversos grupos de microorganismos, cada uno con un diferente comportamiento fisiológico, como se ilustra en la Figura 1 y se describe en los siguientes apartados.

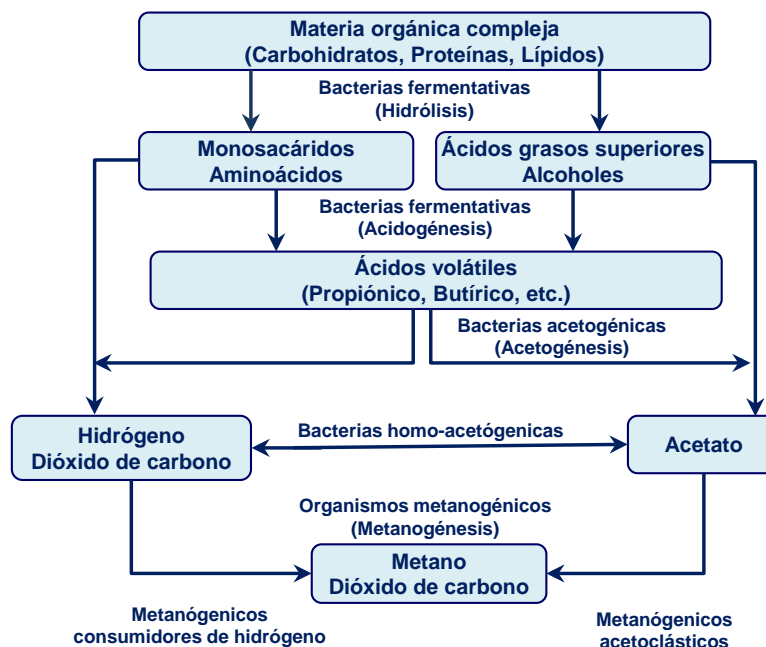


Figura 1. Vías metabólicas y grupos microbianos implicados en la digestión anaerobia (Lettinga et al. (1996)).

2.1.Hidrólisis y acidogénesis

La primera parte del proceso de digestión anaerobia consiste en la hidrólisis de materia orgánica compleja en compuestos más simples y solubles, los cuales pueden atravesar las membranas celulares de las bacterias fermentativas. La hidrólisis de partículas sólidas normalmente ocurre lentamente en condiciones anaerobias. Diversos factores pueden afectar al grado y a la velocidad a la cual la materia orgánica es hidrolizada:

- Composición del sustrato (por ejemplo, contenido en lignina, carbohidratos, proteínas y grasas)
- pH del medio
- Concentración de amonio (N-NH_4^+)
- Temperatura de operación del reactor
- Tiempo de residencia de la materia orgánica en el reactor
- Concentración de los productos de la hidrólisis (por ejemplo, ácidos grasos volátiles)

Los productos solubles procedentes de la etapa de hidrólisis son metabolizados en el interior de la célula de las bacterias fermentativas y son convertidos en distintos compuestos más simples. Estos compuestos producidos pueden ser ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácido láctico, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro de hidrógeno, además de nuevas bacterias. La etapa de acidogénesis es realizada por un amplio y diverso grupo de bacterias fermentativas.

2.2.- Acetogénesis

Las bacterias acetogénicas son responsables de la oxidación de los productos generados en la fase de acidogénesis. Los sustratos más utilizados son los ácidos propiónico y butírico, pero también consumir lactato, etanol, metanol e incluso hidrógeno y dióxido de carbono. Los productos generados son ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono.

Durante la formación de los ácidos acético y propiónico, también se forma una cantidad importante de hidrógeno, provocando un descenso en el pH del medio. Sin embargo, hay dos formas en las que el hidrógeno se consume en el medio: (a) a través de los microorganismos metanogénicos, los cuales usan el hidrógeno y el dióxido de carbono para producir metano; y (b) a través de la formación de ácidos orgánicos, tales como los ácidos propiónico y butírico, los cuales se forman a través de la reacción entre hidrógeno, dióxido de carbono y ácido acético.

De todos los productos producidos por las bacterias acidogénicas, solamente el hidrógeno y el acetato pueden ser directamente utilizados por los microorganismos metanogénicos. Sin embargo, al menos un 50% de la materia orgánica biodegradable es convertida en ácidos propiónico y butírico, los cuales son más tarde descompuestos en ácido acético e hidrógeno por la acción de las bacterias acetogénicas.

2.3.- Metanogénesis

La última fase del proceso de digestión anaerobia para la conversión de compuestos orgánicos en metano y dióxido de carbono es realizada por bacterias metanogénicas. Ellas emplean un número limitado de sustratos: ácido acético, hidrógeno, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas y monóxido de carbono. Las bacterias metanogénicas se dividen en dos grupos, de acuerdo con su afinidad por el sustrato y de la cantidad de metano producido: (i) metanogénicas acetoclasticas, que forman metano a partir del ácido acético o metanol, y (ii) metanogénicas hidrogenotróficas, que producen metano a partir de hidrógeno y dióxido de carbono. Las bacterias metanogénicas acetoclasticas son responsables de alrededor del 60 al 70% de todo el metano producido.

3. FACTORES AMBIENTALES

Los microorganismos presentes en un hábitat anaerobio, en este caso en un reactor anaerobio, pueden variar rápidamente y con frecuencia debido a cambios en el suministro de nutrientes o en las condiciones físicas. Ambas características ambientales, físicas y químicas, influyen en el crecimiento celular. Los factores físicos normalmente son agentes selectivos, mientras que los factores químicos pueden ser o no ser selectivos. Algunos elementos, como el carbono o el nitrógeno, los cuales normalmente se necesitan en grandes cantidades, pueden ser muy importantes en la selección de las especies dominantes. Los micronutrientes, los cuales se requieren en cantidades muy pequeñas, generalmente tienen muy poca efecto en la selección.

El proceso de digestión anaerobia es muy susceptible al estricto control de las condiciones ambientales, debido a que el proceso requiere una interacción entre las bacterias fermentativas y las bacterias metanogénicas. Se le debe dedicar especial atención a los microorganismos metanogénicos, dado que son considerados más vulnerables a cambios en las condiciones ambientales. A continuación se comentan los principales factores ambientales a considerar en el proceso de digestión anaerobia.



3.1. Nutrientes

Para que un proceso de tratamiento biológico funcione bien, es necesario añadir los nutrientes inorgánicos necesarios para el crecimiento de los microorganismos. En el caso de que no se añada la concentración ideal de nutrientes, es necesario compensar el sistema, bien aplicando cargas más bajas o bien aceptando una eficacia menor en el sistema.

Algunos de los nutrientes necesarios para la estimulación nutricional de los microorganismos metanogénicos son: nitrógeno, fósforo, azufre, hierro, cobalto, níquel, molibdeno, selenio, etc. Generalmente el nitrógeno es necesario en grandes cantidades para el crecimiento de los microorganismos. Bajo condiciones anaerobias, el nitrito y el nitrato no están disponibles para el crecimiento bacteriano, debido a que son reducidos a nitrógeno gas y liberado a la atmósfera. Amonio y nitrógeno orgánico liberado durante la degradación son las principales fuentes de nitrógeno empleadas por los microorganismos.

Las necesidades de nitrógeno se determinan a partir de la composición química empírica de los microorganismos. De acuerdo con Lettinga *et al.* (1996) se suelen emplear las siguientes relaciones:

- *Biomasa con bajo coeficiente de rendimiento ($Y \sim 0.05$ g SSV/g DQO)*
DQO:N:P = 1000:5:1
C:N:P = 330:5:1
- *Biomasa con alto coeficiente de rendimiento ($Y \sim 0.15$ g SSV/g DQO)*
DQO:N:P = 350:5:1
C:N:P = 130:5:1

El **fósforo** en los procesos anaerobios se recomienda que esté en la relación 1/5 a 1/7 respecto a la establecida para el nitrógeno. La mayor parte de los microorganismos son capaces de utilizar ortofosfato inorgánico.

3.2. Temperatura

La temperatura es uno de los factores físicos más importantes que afecta a la selección de las especies microbianas. Tres rangos de temperatura están asociados al crecimiento microbiano en la mayoría de los procesos biológicos:

Rango psicrófila: entre 4 y aproximadamente 15 °C

Rango mesófila: entre 20 y aproximadamente 40 °C

Rango termófila: entre 45 y 70 °C

La formación de metano puede tener lugar en un amplio rango de temperatura (0 a 97 °C). Dos niveles de temperatura han sido asociados con la digestión anaerobia, en el rango mesófilico (30 a 35 °C), y otro en el rango termófilico (50 a 55 °C). La mayoría de los digestores anaerobios se han diseñado en el rango mesofílico.

Es muy importante mantener una temperatura constante en el reactor, dado que el proceso anaerobio se considera muy sensible a cambios bruscos de temperatura, pudiendo dar lugar a un desequilibrio de las poblaciones microbianas con el consiguiente fallo del proceso.

Los microorganismos metanogénicos dominantes en los digestores anaerobios que operan en el rango de temperatura mesofílico y que utilizan hidrógeno pertenecen al género *Methanobacterium*, *Methanobrevibacterium*, *Methanospirillum*; los que utilizan acetato para producir metano pertenecen al género *Methanosarcina* y *Methanosaeta*.

La ecuación de Arrhenius se usa frecuentemente para cuantificar los efectos de la temperatura en las reacciones bioquímicas:

$$K = K_0 \times e^{\left(\frac{-E}{R-T_{abs}}\right)}$$

donde:

K = velocidad de reacción

K₀ = constante

E = energía de activación

R = constante de los gases (1,98 cal/mol.K)



T_{abs} = temperatura absoluta (K)

De acuerdo con los datos experimentales, la velocidad máxima de crecimiento de los microorganismos aumenta con la temperatura hasta que se alcanza un valor máximo de crecimiento. A partir de este valor máximo la velocidad máxima de crecimiento disminuye rápidamente. Esta disminución se debe a dos procesos competitivos: (i) síntesis bacteriana, y (ii) muerte bacteriana, cada uno representado por la ecuación de Arrhenius, de tal manera que la velocidad neta de crecimiento se puede representar por la siguiente ecuación:

$$K_{net} = K_1 \times e^{\left(\frac{-E_1}{R-T_{abs}}\right)} - K_2 \times e^{\left(\frac{-E_2}{R-T_{abs}}\right)}$$

donde:

K_{net} = velocidad de crecimiento neta

K_1 = velocidad de síntesis bacteriana

K_2 = velocidad de muerte bacteriana

3.3. pH, alcalinidad y ácidos grasos volátiles

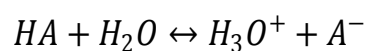
Estos tres parámetros ambientales están estrechamente relacionados, siendo cada uno de ellos igualmente importante para el control y operación adecuada de los procesos anaerobios. El pH afecta el proceso de dos maneras: (i) directamente a los microorganismos o bien (ii) indirectamente, afectando a la toxicidad de ciertos compuestos. Los microorganismos metanogénicos tienen un pH óptimo de crecimiento en el rango entre 6,6 y 7,4, aunque el proceso puede ser estable en un rango más amplio, entre 6,0 y 8,0. El pH óptimo depende del tipo de microorganismo implicado en el proceso de digestión así como en el tipo de sustrato empleado.

En relación a la estabilidad del proceso, es importante resaltar que las bacterias acidogénicas son menos sensitivas al pH que las bacterias metanogénicas, lo que significa que las bacterias acidogénicas pueden todavía ser activas a pHs bajos, hasta valores de pH 4.5. En la práctica significa que en un reactor la producción de ácidos puede continuar aun cuando la producción de metano se ha prácticamente interrumpido.

Las bacterias productoras de ácidos tienen una velocidad de crecimiento óptima en el rango de pH entre 5,0 y 6,0, con una elevada tolerancia a valores bajos de pH. Por consiguiente, el control de pH se enfoca a eliminar el riesgo de inhibición de los microorganismos metanogénicos debido a valores bajos de pH, que puedan causar el fallo del proceso.

3.3.1.- Alcalinidad y capacidad tampón

La capacidad tampón se entiende como la capacidad de una disolución para evitar cambios en el pH. Una disolución tampón consiste en una mezcla de un ácido débil y su correspondiente sal, que permite evitar un aumento o descenso del pH. Se aplican las siguientes ecuaciones genéricas:



$$K_A = \frac{[H_3O^+] \times [A^-]}{[HA]}$$

$$pH = pK_A + \log \frac{[A^-]}{[HA]}$$

La capacidad tampón es máxima cuando el $pH = pK_A$, esto es cuando $[A^-] = [HA]$.

Los dos factores principales que afectan al pH en los procesos anaerobios son el ácido carbónico y los ácidos grasos volátiles. En el rango de pH entre 6,0 y 7,5, la capacidad tampón del sistema anaerobio depende casi totalmente del dióxido de carbono/alcalinidad del sistema, la cual en equilibrio con el ácido carbónico, tiende a regular la concentración del ion hidrógeno.

La cantidad de ácido carbónico en disolución está directamente relacionada con la cantidad de CO_2 en la fase gaseosa, una vez que se ha establecido un balance entre la cantidad de CO_2 en la fase líquida y en la fase gaseosa. La concentración de CO_2 disuelta en la fase líquida se puede calcular a partir de la ley de Henry:



$$[CO_2] = K_H \times P_{CO_2}$$

donde:

CO_2 = concentración de saturación de CO_2 en agua

K_H = constante de la ley de Henry (mol/atm.L)

P_{CO_2} = Presión parcial CO_2 (atm)

La relación entre alcalinidad y pH se presenta en la siguiente ecuación:

$$pH = pK_1 + \log \frac{[HCO_3^-]}{[H_2CO_3^*]}$$

donde:

$pK_1 = \log (1/K_1)$

K_1 = constante de ionización aparente ($4,45 \cdot 10^{-7}$, a 25 °C), que está relacionada con todo el CO_2 disuelto en el líquido

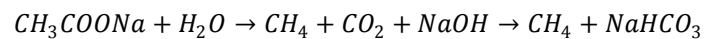
$$[H_2CO_3^*] = [CO_2] + [H_2CO_3] \cong [CO_2(liq)]$$

La concentración de $H_2CO_3^*$ se obtiene calculando la presión parcial de dióxido de carbono.

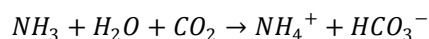
3.3.2.- Relación entre alcalinidad y ácidos grasos volátiles

La relación entre alcalinidad y ácidos grasos volátiles durante la digestión anaerobia, se basa en si la alcalinidad del sistema puede neutralizar los ácidos formados en el proceso y tamponar el pH en caso de acumulación de ácidos grasos volátiles. Tanto la alcalinidad como los ácidos grasos se generan a partir de la descomposición de los compuestos orgánicos durante la digestión, como se indica a continuación:

- Conversión de ácidos grasos volátiles. Por ejemplo, la digestión de acetato de sodio, puede dar lugar a la formación de bicarbonato de sodio



- Conversión de proteínas y amino ácidos con formación de amonio (NH_4^+). La combinación entre amonio y ácido carbónico en disolución da lugar a la formación de bicarbonato



3.3.3. Determinación de la alcalinidad

En el control de reactores anaerobios, la determinación sistemática de la alcalinidad es más importante que la determinación del pH. Esto se debe a la escala logarítmica del pH, lo que significa que pequeños cambios de pH implican un consumo elevado de alcalinidad, reduciendo la capacidad tampón del medio.

Para determinar separadamente la alcalinidad del bicarbonato y la alcalinidad de los ácidos grasos, la valoración de la muestra se puede llevar a cabo en dos etapas (Ripley, 1986).

- *Valoración a pH 5,75*: la primera valoración da la *alcalinidad parcial (AP)*, prácticamente equivalente a la alcalinidad del bicarbonato
- *Valoración a pH 4,3*: la segunda valoración da la *alcalinidad intermedia (AI)*, prácticamente equivalente a la alcalinidad de los ácidos grasos volátiles

La importancia de determinar la alcalinidad en dos etapas está relacionada con el significado de la relación AI/AP. Valores de AI/AP superiores a 0,3 indican que hay inestabilidad en el proceso de digestión anaerobia.



3.3.4. Alcalinidad necesaria y productos químicos para aumentar la alcalinidad

Desde el punto de vista de operación de un reactor es deseable tener valores altos de alcalinidad en el sistema, debido a que concentraciones elevadas de ácidos grasos volátiles pueden ser tamponadas sin que se produzca una caída de pH significativa. Sin embargo, si hay que adicionar alcalinidad al sistema, entonces debe evaluarse la selección de productos químicos en términos de aplicabilidad y economía. La alcalinidad mínima aceptable depende de la concentración de materia orgánica en el agua residual, ya que determina la generación de ácidos en el sistema.

Diversos productos químicos se pueden utilizar para controlar el pH de los digestores anaerobios, que se pueden separar en dos grupos:

- Productos que generan alcalinidad de bicarbonato directamente: NaOH , NaHCO_3 , NH_4HCO_3
- Productos que reaccionan con el dióxido de carbono para formar alcalinidad de bicarbonato: CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NH_3

La cal es normalmente el compuesto más económico como fuente de alcalinidad pero debido a su baja solubilidad puede dar lugar a problemas operacionales. Si la concentración de dióxido de carbono es insuficiente para reaccionar con la cal, el pH final puede ser muy alto que puede ser tan dañino como un pH bajo.

El bicarbonato sódico es fácil de manejar, es muy soluble, y a diferencia de la cal no se requiere dióxido de carbono y por tanto no se produce un aumento sustancial de pH cuando se añade una dosis excesiva.

El uso de amonio como fuente de alcalinidad depende fundamentalmente de las condiciones locales. Por ejemplo, puede no ser aconsejable debido a que el efluente contendrá una cantidad excesiva de amonio.

4.- BIOMASA EN LOS SISTEMAS ANAEROBIOS

Un proceso de tratamiento biológico tiende a ser económico si es posible operarlo a bajos tiempos de retención hidráulico y a tiempos de retención de sólidos lo suficientemente largos para permitir el crecimiento de los microorganismos. El desarrollo de procesos anaerobios capaces de retener gran cantidad de biomasa activa, la cual se puede mantener en el reactor incluso operando a bajos tiempos de retención hidráulico permite operar los reactores a altas cargas volumétricas.

La retención de biomasa activa en procesos anaerobios de alta carga depende de una serie de factores y mecanismos, que se comentan seguidamente.

4.1.- Retención de biomasa por adhesión

Los hábitats de los microorganismos en sistemas acuosos, tales como los digestores anaerobios, son muy diversos, y su crecimiento depende de factores tales como la temperatura, disponibilidad de nutrientes y estratificación. A menudo los microorganismos superan la inestabilidad del medioambiente cuando viven adheridos a una superficie (Figura 1). La inmovilización de los microorganismos por adhesión es posible en superficies fijas (ejemplo, el filtro anaerobio), o en superficies que se mueven, como son los procesos de lecho expandido y lecho fluidizado.



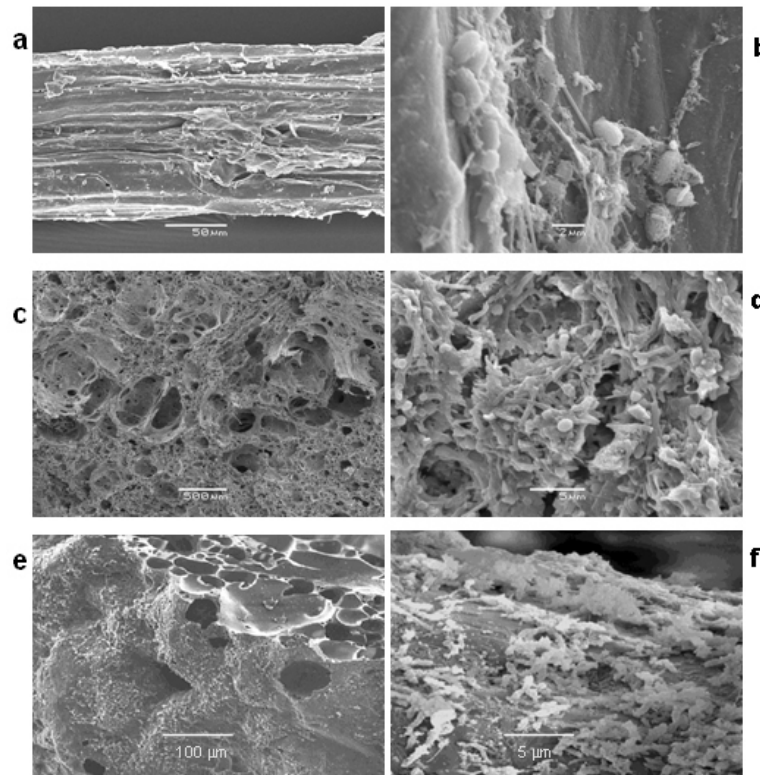


Figura 1.- *Microorganismos adheridos a diferentes superficies formando una biopelícula: sección transversal antes de la colonización microbiana (a) residuos de fibra de sisal (mag. x 500), (c) piedra pómez (mag. x 35) y (e) superficie de perlas de vidrio porosas (mag. x 150); y después de la colonización microbiana: (b) residuos de fibra de sisal (mag. x 6000), (d) piedra pómez (mag. x 3000) y (f) perlas de vidrio porosas (mag. x 2300) (Mshandete et al., 2008).*

4.2.- Retención de biomasa por floculación

Las bacterias crecen formando flóculos, los cuales se pueden separar de la fase líquida por sedimentación permitiendo obtener un efluente con baja concentración de sólidos en suspensión. El fenómeno de floculación es importante en reactores anaerobios de lecho de lodos (UASB).

4.3.- Retención de biomasa por granulación

En términos de tratamiento de agua residual, el fenómeno de granulación está básicamente restringido a los reactores UASB. Los mecanismos que controlan la selección y formación de gránulos están relacionados con factores físicos, químicos y biológicos:

- las características del agua residual (concentración y composición)
- la compresión de las partículas del lodo y la velocidad de liberación de biogás
- las condiciones ideales para el crecimiento de las bacterias metanogénicas, tales como la presencia de cationes bivalentes
- la velocidad ascendente del líquido a través del lecho de lodo

Los gránulos normalmente tienen una forma definida y pueden tener varios milímetros de diámetro (Figura 2). El uso de un reactor con gránulos presenta varias ventajas:

- los microorganismos están normalmente densamente agrupados
- los gránulos presentan buena sedimentabilidad
- al no usarse un material de soporte se aprovecha al máximo el volumen de reacción del reactor

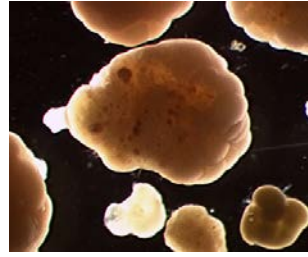


Figura 2.- Imagen de un gránulo.

4.4.- Retención de biomasa en los intersticios

Este tipo de retención de biomasa ocurre en los intersticios de un soporte fijo (Figura 3). La superficie del soporte sirve para el crecimiento de la biomasa adherida, mientras que los espacios vacíos del soporte son ocupados por los microorganismos que crecen dispersos.

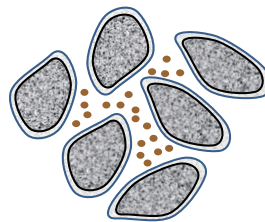


Figura 3.- Retención de biomasa en los intersticios.

5.- TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO

En las últimas décadas se han desarrollado varios sistemas de tratamiento anaerobio capaces de retener concentraciones elevadas de microorganismos. Las altas concentraciones de lodo se pueden alcanzar mediante una retención física y/o inmovilización de las bacterias. Las altas concentraciones de lodo permiten aplicar elevadas velocidades de carga orgánica, manteniendo tiempos de retención de sólidos (TRS) largos y tiempos de retención hidráulicos (HRT) relativamente cortos.

5.1.- Reactor de mezcla completa

El proceso se basa en dos etapas. En la primera etapa la materia orgánica se convierte en dióxido de carbono y metano en un reactor de mezcla completa. A continuación la materia tratada se dirige a un sedimentador en el cual se separa la corriente tratada (clarificada) y los lodos, que son recirculados al reactor de la primera etapa.

5.2.- Filtros anaerobios (FA)

Este método consiste en un tanque de digestión anaerobia que contiene un medio filtrante sobre el cual poblaciones de microorganismos anaerobios se establecen (Figura 4). La retención de biomasa tiene lugar: (i) por adhesión de una biopelícula al material de soporte y (ii) por sedimentación y atrapamiento de la biomasa en los intersticios del material de soporte. Se han investigado distintos tipos de material sintéticos y también naturales como grava, coque y segmentos de bambú. Por lo tanto es crucial la selección del material de soporte, su forma, el tamaño y el peso. El tiempo de residencia de sólidos en el reactor suele ser superior a 20 días. La alimentación se puede llevar a cabo tanto en flujo ascendente como descendente.

Las características más importantes de un tratamiento biológico son el tiempo de retención de sólidos y la concentración de microorganismos presentes en el medio. Largos tiempos de retención de sólidos, asociados con cortos tiempos de retención hidráulica, hacen que el filtro anaeróbico tenga un gran potencial para su aplicación en el tratamiento de aguas residuales de baja carga orgánica. La principal ventaja de esta tecnología es la baja producción de sólidos, aunque mantener un buen contacto entre el lodo y el agua residual puede ser complicado. Una desventaja del filtro anaerobio es la acumulación de biomasa en la parte inferior de los reactores de flujo ascendente, donde puede producirse una obstrucción o la formación de cortocircuitos.

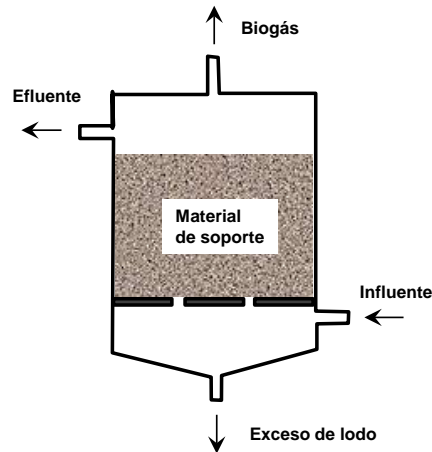


Figura 4.- Esquema de un filtro anaerobio de flujo ascendente.

5.3.- Reactor anaerobio de lecho de lodos (UASB)

Los reactores de lecho de lodos son claramente los sistemas más utilizados en el tratamiento anaerobio de aguas residuales. La retención de los lodos en el reactor se basa en la formación de agregados de partículas de lodo que sedimentan con facilidad (flóculos o gránulos) y en la aplicación de un sistema de separación gas-líquido-sólido. El ejemplo más conocido de este método es el reactor de lecho de lodos con flujo ascendente (UASB) (Figura 5). El agua residual fluye de modo ascendente a través del manto de lodo y es tratada por los microorganismos produciendo biogás. El buen contacto entre el lodo y el agua residual se consigue (i) alimentando el agua residual de forma uniforme en la base del reactor, o (ii) debido a la agitación producida por el biogás. El lavado de agregados de lodo se evita mediante la separación del biogás, instalando una zona de recogida del gas en la parte superior del reactor.

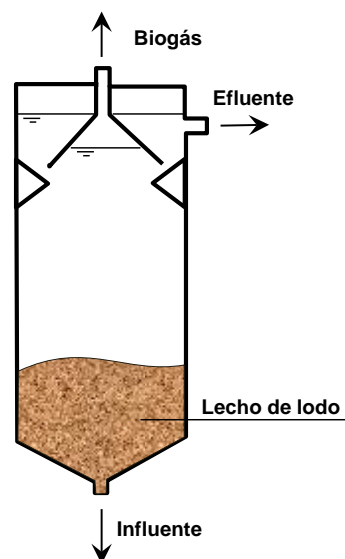


Figura 5.- Esquema de un reactor de lecho de lodos (UASB).

5.4.- Reactor anaerobio de lecho granular expandido (EGSB)

El reactor tipo lecho granular expandido (EGSB) es una variante de los reactores de lecho de lodos y se consideran su segunda generación (Figura 6). Se diferencia principalmente en la mayor velocidad de flujo ascendente del agua residual. El incremento en el flujo permite la expansión parcial del lecho, mejorando el contacto entre la biomasa y la corriente a tratar. Las altas velocidades superficiales del líquido en el reactor se consiguen aplicando altas velocidades de recirculación del efluente. Al mismo tiempo se produce la segregación de pequeñas partículas inactivas suspendidas en el lodo.

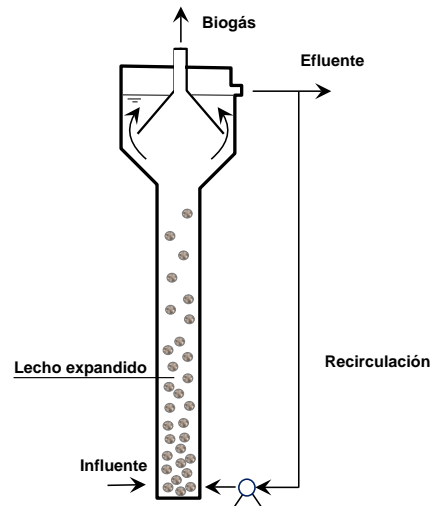


Figura 6.- Esquema de un reactor de lecho de lodos expandido (EGSB).

5.5.- Otros reactores anaerobios

Además de las tecnologías mencionadas, existen otras opciones de tratamiento anaerobio. El reactor secuencial anaeróbico por lotes (ASBR) consiste en un conjunto de reactores anaeróbicos operados en modo batch utilizando un método de relleno y vaciado. Una cierta cantidad de agua residual bruta se suministra al reactor anaeróbico, después de que el líquido sobrenadante de un lote anterior ha sido descargada. A continuación se mezcla el contenido del reactor con el fin de permitir que el lodo sedimentado entre en contacto con el agua residual para eliminar la materia orgánica. Después de un período de tiempo de reacción suficiente, se deja que el lodo sedimente y el sobrenadante se descarga. A continuación se inicia el siguiente ciclo.

Los biorreactores anaerobios de membrana (AMBR) son una opción más reciente, pero presentan elevado interés en aquellos casos donde las tecnologías tradicionales no funcionan adecuadamente. Esto es probablemente el caso de tener condiciones extremas, por ejemplo alta salinidad o aguas residuales que contienen compuestos refractarios y/o compuestos tóxicos. Experiencias a escala industrial han demostrado que bajo esas condiciones no es posible inmovilizar el lodo mediante la formación de gránulos, lo que afecta a la retención de lodos. El principal inconveniente de las AMBR es el elevado coste de las membranas.

6.- APLICACIONES Y EXPERIENCIA EN EL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TEXTIL

Los procesos biológicos son a menudo los procesos más sostenibles y más efectivos desde un punto de vista económico. Los procesos anaerobios pueden resultar más atractivos que los procesos aerobios dado que se pueden emplear para tratar compuestos que son recalcitrantes en condiciones aerobias, consumen menos energía y producen nuevas fuentes de energía en forma de metano o alcoholes como combustibles.

La industria textil genera efluentes que tienen un fuerte impacto ambiental, aproximadamente por cada kg de producto textil se generan entre 100-200 litros de agua residual. Estos efluentes suelen tener un elevado contenido en materia orgánica, dado que en el proceso de tinción hasta un 50% de los colorantes no quedan fijados en los tejidos y se descargan en el efluente. Los contaminantes presentes en aguas residuales de industrias textiles varían de forma amplia debido al uso de operaciones batch en el proceso de tinción y al empleo de diferentes tintes en cada batch. El contenido en sal es también un tema importante en los efluentes de la industria textil, y varía entre 30 y 100 g/L en el baño de tinte. Una vez diluido con agua de lavado, la concentración habitual de sal en el efluente es de 2-3 g/L. El tratamiento de aguas residuales con un contenido salino procedentes de la industria textil es viable y ha sido demostrado a escala piloto, siendo tanto los filtros anaerobios con los AMBR apropiados para el tratamiento de este tipo de efluentes (Georgiou and Aivasidis, 2012; Xiao and Roberts, 2010). Nuevas configuraciones de reactores se han desarrollado más recientemente para el tratamiento de efluentes de la industria textil (Wang *et al.*, 2015), como por ejemplo el reactor anaerobio donde se le ha modificado la circulación interna (MIC) y se le ha colocado una circulación hidráulica externa para aumentar la transferencia de masa entre el lodo y el sustrato. En condiciones estacionarias se alcanzó una eliminación de materia orgánica del 85%, y una eliminación del color que aumentó del 77% al 90% a lo largo del experimento. Asimismo, la concentración de biomasa se incrementó del 66.1% al 75.9%. Sin embargo, es importante tener en cuenta que una excesiva velocidad hidráulica ascendente (40.9 m/h) produce la desintegración del gránulo y por tanto una disminución del porcentaje de eliminación de materia orgánica.



BIBLIOGRAFÍA

GEORGIU, D. AND AIVASIDIS, A. (2012) Cotton-textile wastewater management: investigating different treatment methods. *Water Environment Research*, 84 (1), 54-64.

GRAY, N.F. (2005) *Water Technology*. 2ND ED. ELSEVIER.

HENZE, M., VAN LOOSDRECHT, C.M., EKAMA, G.A. AND BRDJANOVIC, D. (2008) *Biological wastewater treatment*. IWA Publishing.

JEISON D. AND VAN LIER J.B. (2006) Cake layer formation in anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) for wastewater treatment. *J. Memb. Sci.* 284,227-236.

LETTINGA, G., HULSHOFF POL, L.W. AND ZEEMAN, G. (1996) *Biological wastewater treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment. Lecture Notes*. Wageningen Agricultural University, edn January.

MSHANDETE, A.M., BJORNSSON, L., KIVAI, A.K., THOMAS R.M.S. AND MATTIASSON, B. (2008). Performance of biofilms carriers in anaerobic digestion of sisal leaf waste leachate. *Electronic journal of biotechnology*, 11(1), 0-0. doi:10.2225/vol11-issue1-fulltext-7.

METCALF & EDDY (2003) "Wastewater Engineering: Treatment and Reuse", 4th ed., McGraw-Hill, Boston (USA).

LETTINGA G., VELSEN A.F.M., HOBMA S.W., ZEEUW W.J. DE AND KLAPWIJK A. (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) Reactor concept for biological wastewater treatment. *Biotech. Bioeng.* 22, 699-734.

RAMALHO, R.S. (1991) *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté, S.A. 1991 Barcelona.

METCALF & EDDY. (1995) *Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. Labor. Barcelona.

RIPLEY, L.E., BOYLE, W.C. AND CONVERSE, J.C. (1983) Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *J. WPCF.* 58 (5), 406-411.

WANG, J., YAN, J. AND XU, W. (2015) Treatment of dyeing wastewater by MIC anaerobic reactor. *Biochemical Engineering Journal* 101, 179-184.

XIAO, Y AND ROBERTS, D.J. (2010) A review of anaerobic treatment of saline wastewater. *Environmental Technology*, 31, 1025-1043.

