

Capítulo 2: Sistemas Anaerobios para Tratamiento Biológico de Efluentes

Índice de Contenido

2.1	Introducción.....	2	2.4	Diseño de reactores para tratamiento de efluentes.....	11
2.2	Sistemas de tratamiento de efluentes.....	3	2.4.1	Tipos de sistemas anaerobios.....	11
2.2.1	Criterios de selección de sistemas de tratamiento.....	3	2.4.2	Reactor UASB, Descripción general.....	14
2.3	Microbiología.....	4	2.4.3	Reactor UASB, Modelos de flujo.....	15
2.3.1	Procesos redox.....	4	2.4.4	Criterios de diseño del reactor UASB.....	16
2.3.2	Pasos de la digestión anaerobia.....	6	2.4.5	Criterios de diseño para efluentes diluidos y para efluentes concentrados	18
2.3.3	Aspectos termodinámicos	8	2.5	Parámetros de seguimiento...	21
2.3.4	Aspectos cinéticos.....	9	2.5.1	Análisis de parámetros...	21
2.3.5	Microorganismos metanogénicos.....	9	2.5.2	Rutinas de seguimiento.	24
2.3.6	Parámetros influyentes en la formación de metano.....	10			

2.1 Introducción

La digestión anaerobia es un proceso natural que involucra especies de tipo *Bacteria* y de tipo *Archea*, trabajando en conjunto para convertir las sustancias orgánicas en una gran variedad de intermediarios y finalmente en gas metano.

En los sistemas biológicos de tratamiento de residuos la degradación de la materia orgánica se puede realizar con microorganismos aerobios o anaerobios. Ambos tipos de microorganismo degradan la materia orgánica mediante reacciones de oxidación-reducción. En los sistemas aerobios los microorganismos utilizan oxígeno como aceptor final de electrones (aceptor externo), a la vez que el carbono de la materia orgánica pasa a CO₂. En cambio, en los sistemas anaerobios la materia orgánica actúa como oxidante y como reductor, pasando el carbono orgánico a CO₂ y a CH₄. Adicionalmente en ambos sistemas una parte del carbono orgánico se utiliza en la generación de nuevas células.

Sistema Aerobio

Materia orgánica + O₂ (aporte de energía) → CO₂ + células

Ejemplos:

- Lodos activados (efluente líquido)
- Compostaje (residuos sólidos)

Sistema Anaerobio

Materia orgánica → CH₄ + CO₂ + células

Ejemplos:

- UASB (efluente líquido)
- Digestor anaerobio (residuo sólido)

2.2 Sistemas de tratamiento de efluentes

2.2.1 Criterios de selección de sistemas de tratamiento

En el presente texto se considera exclusivamente el tratamiento de residuos líquidos, denominados como efluentes (por ejemplo, líquido a tratar que sale de un proceso industrial).

En los sistemas aeróbicos que no se basan en aireación natural se produce un gasto energético, ya que es necesario suministrar oxígeno. En los sistemas anaerobios no se consume energía, sino que por el contrario se genera energía en forma de gas metano.

Otra diferencia importante entre los sistemas aerobios y anaerobios es que los microorganismos aerobios tienen una mayor tasa de crecimiento por unidad de materia orgánica removida que los microorganismos anaerobios. En estado estacionario los microorganismos que crecen en el sistema deben ser purgados, estabilizados y dispuestos, por lo que es deseable que se produzca la menor cantidad posible. Por otra parte, los lodos generados en los sistemas anaerobios se consideran estabilizados, no así los lodos de los sistemas aerobios que deben pasar por un proceso de estabilización previo a su disposición.

También debe ser tenido en cuenta que, a diferencia de los sistemas aerobios, los sistemas anaerobios no son eficientes si la concentración de materia orgánica a remover es baja. Debido a lo anterior es práctica común tratar efluentes con alta concentración de materia orgánica aplicando una combinación de ambos sistemas, colocándose el sistema anaerobio en primer lugar seguido del sistema aerobio. De esta forma, en la primer etapa (sistema anaerobio), se logra remover una parte importante de materia orgánica sin consumo de energía y con producción de metano. Luego en la segunda etapa (sistema aerobio), se logra remover de forma eficiente la materia orgánica de la corriente, que sale del sistema anaerobio con concentración relativamente baja.

	Aeróbico	Anaeróbico
Reacción	$C_6H_{12}O_6 + 6 O_2 \rightarrow 6 CO_2 + 6 H_2O$	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CO_2 + 3CH_4$
Energía libre	-2840 KJ/mol glucosa	-393 KJ/mol glucosa
Balance de carbono	50% CO ₂ , 50% biomasa	95% CH ₄ +CO ₂ , 5% biomasa
Balance de energía	60% m.o., 40% calor	90% en CH ₄ , 5% m.o., 5% calor
Crecimiento de biomasa	rápido	lento
Gasto de energía	Si (aireación)	No

Tabla 1. Comparación entre sistema aeróbico y anaeróbico

2.3 Microbiología

En este acápite se comenta la microbiología presente en los sistemas de *digestión anaerobia*. Dicho análisis es válido tanto para sistemas anaerobios de tratamiento de efluentes como para sistemas de tratamiento de residuos sólidos.

2.3.1 Procesos redox

Para entender los procesos microbiológicos involucrados en la digestión anaerobia es necesario tener en cuenta que la degradación de la materia orgánica se produce en varios pasos, con reacciones en serie y en paralelo que involucran procesos de oxidación-reducción.

Estado de oxidación del carbono:

- Carbono en las células: Estado de oxidación 0, siendo la fórmula general del protoplasma $(CH_2O)_n$.
- CO_2 : el carbono está en la forma más oxidada (estado de oxidación +4).
- CH_4 : el carbono está en la forma más reducida (estado de oxidación -4).

Torre de electrones:

En la torre de electrones se presentan los potenciales redox para las reacciones involucradas en los procesos biológicos (Tabla 2).

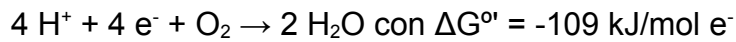
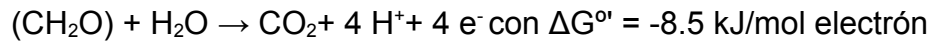
La sustancia oxidada de un par redox ubicado en la parte inferior de la tabla tiene mayor tendencia a aceptar electrones que la de un par ubicado en la parte superior. Por lo tanto, el oxígeno del par redox presente en la parte inferior de la tabla es el aceptor de electrones más favorable (oxidante poderoso).

Par redox	$E^{\circ}(V)$
CO_2 /Glucosa	-0.43
$2 H^+/H_2$	-0.42
CO_2 /Metanol	-0.38
CO_2 /Acetato	-0.28
SO_4^{2-}/H_2S	-0.22
Fumarato/Succinato	+0.02
NO_3^-/NO_2^-	+0.42
Fe^{+3}/Fe^{+2}	+0.76
$\frac{1}{2} O_2/H_2O$	+0.82

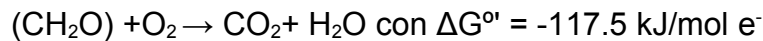
Tabla 2. Torre de electrones

Reacciones redox en sistemas de biológicos:

Si en un recipiente cerrado colocamos agua, nutrientes, materia orgánica y biomasa, existiendo oxígeno presente, las bacterias comienzan a degradar la materia orgánica según:



De la combinación de ambas reacciones se obtiene:



El proceso es una *respiración aerobia*.

En ausencia de oxígeno u otro aceptor externo de electrones (NO_3^- , SO_4^{2-}), un parte de la molécula orgánica actúa como oxidante y otra como reductor, resultando:



Dicho proceso es una *fermentación anaerobia*.

Aceptor de e ⁻	Reacción	ΔG° (kJ/mol e ⁻)	E ^o (mV)
Oxígeno	$(\text{CH}_2\text{O}) + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-117.5	810
Nitrato	$(\text{CH}_2\text{O}) + \frac{4}{5} \text{NO}_3^- + \frac{4}{5} \text{H}^+ \rightarrow \text{CO}_2 + \frac{2}{5} \text{N}_2 + \frac{7}{5} \text{H}_2\text{O}$	-112.0	750
Sulfato	$(\text{CH}_2\text{O}) + \frac{1}{2} \text{SO}_4^{2-} + \frac{1}{2} \text{H}^+ \rightarrow \text{CO}_2 + \frac{1}{2} \text{HS}^- + \text{H}_2\text{O}$	-18	-220
Materia orgánica(*)	$(\text{CH}_2\text{O}) \rightarrow \text{CO}_2 + \frac{1}{2} \text{CH}_4$	-16.3	-250

Tabla 3. Reacciones redox con distintos aceptores de electrones. (*) En este caso parte de la materia orgánica actúa como oxidante y parte como reductor. (CH₂O) representa en forma simplificada a la materia orgánica, puede tratarse de un polímero de estructura compleja.

2.3.2 Pasos de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia de materia orgánica es llevada a cabo por la acción combinada de un gran número de microorganismos.

Estos microorganismos actúan mediante un conjunto de reacciones serie-paralelo degradando la materia orgánica compleja a metano. Esto no implica que sea una secuencia de reacciones independientes, sino que se caracteriza por complejas interacciones entre diferentes especies de microorganismos que actúan en un sistema de reacciones.

La degradación se produce en cuatro pasos: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Figura 1).

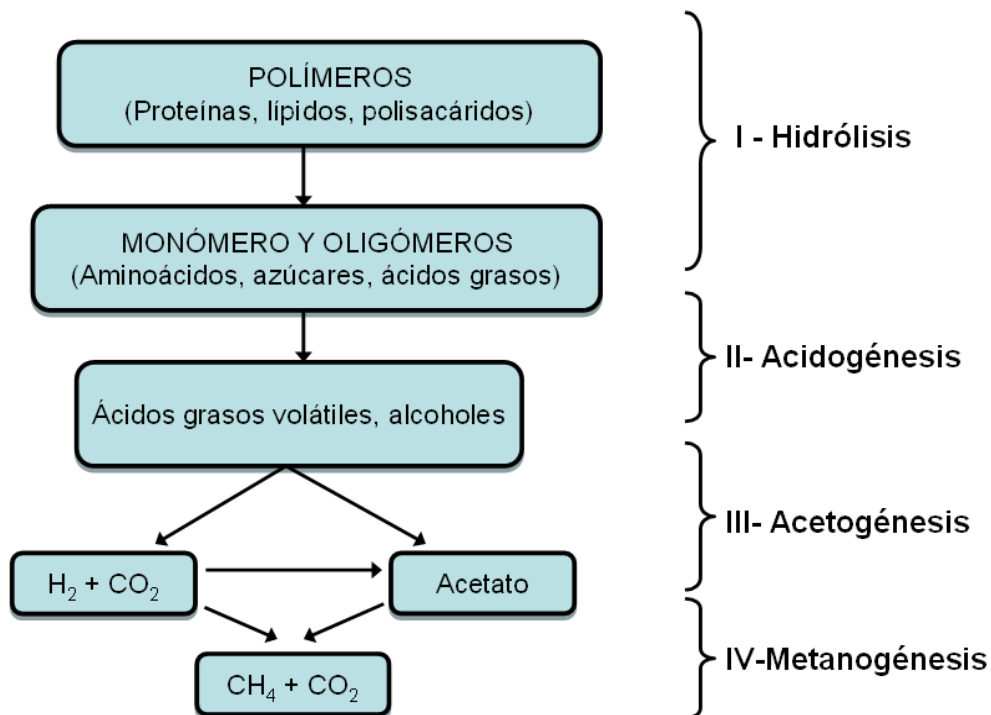


Figura 1. Pasos de la degradación anaerobia de materia orgánica

Hidrólisis

La hidrólisis es un proceso exocelular, en el que por la acción de enzimas se fracciona la materia orgánica compleja en moléculas más pequeñas que pueden atravesar la pared celular.

En este paso, las proteínas son convertidas en aminoácidos, los carbohidratos se transforman en azúcares solubles (mono y disacáridos) y los lípidos en ácidos grasos de cadena larga (C15-C17) y glicerina. Dependiendo del sustrato a degradar esta puede ser la etapa limitante del proceso.

Acidogénesis

Durante la acidogénesis los productos solubles de la hidrólisis son metabolizados intracelularmente por un consorcio complejo de microorganismos (facultativos y anaerobios estrictos).

Los principales productos son: acetato, propionato, butirato, etanol y H_2/CO_2 .

Acetogénesis

En la etapa acetogénica, las bacterias son responsables de la oxidación de los productos generados en la fase acidogénica hacia productos adecuados por las metanogénicas.

Los productos de las bacterias acetogénicas son H_2 , CO_2 y acetato.

Metanogénesis

Los productos de la etapa anterior, acetato y H_2/CO_2 , son convertidos en CH_4 y CO_2 por las archeas metanogénicas.

Formación de agregados

Los microorganismos que llevan acabo las reacciones anteriores frecuentemente se agrupan formando estructuras, que pueden ser de carácter floculento o de carácter granular. En el caso de los gránulos (Figura 2), su tamaño depende del sistema (tipo de reactor en que se encuentren) y de las características y composición del efluente a tratar.



Figura 2. Gránulos de lodo de un reactor UASB de tratamiento de efluente lácteo

2.3.3 Aspectos termodinámicos

Algunas reacciones de fermentación son energéticamente desfavorables en condiciones estándar (Tabla 4, ΔG° positivo). En dichas reacciones se obtiene como producto hidrógeno gaseoso, por lo que una disminución en la concentración de H_2 puede favorecer la reacción (ΔG negativo). En el sistema biológico en estudio existen microorganismos consumidores de hidrógeno, que hacen favorables las reacciones de fermentación.

Reacciones	ΔG° (kJ/mol)
Butirato + 2 $H_2O \rightarrow$ 2 Acetato + 2 H^+ + 2 H_2	+48.1
Propionato + 3 $H_2O \rightarrow$ Acetato + HCO_3^- + 2 H^+ + 2 H_2	+76.1
Lactato + 2 $H_2O \rightarrow$ Acetato + HCO_3^- + 2 H^+ + 2 H_2	-15.1
Etanol + $H_2O \rightarrow$ Acetato + H^+ + 2 H_2	+9.6
Benzoato + 7 $H_2O \rightarrow$ Acetato + HCO_3^- + 4 H^+ + 3 H_2	+89.7

Tabla 4. Variación de energía libre de Gibbs para reacciones acetogénicas en condiciones estándar

Para que la degradación de butirato sea favorable se necesitan presiones de hidrógeno del orden de 10^{-6} - 10^{-4} atm. Asimismo, para que la degradación de etanol sea favorable se necesitan presiones de hidrógeno del orden 10^{-6} - 10^{-1} atm.

Por lo tanto, para que dichas reacciones de formación de acetato se desarrollen debe darse una cooperación entre las bacterias acetogénicas y las metanogénicas (consumidoras de hidrógeno), fenómeno conocido como sintrofismo. El sintrofismo es un caso de cooperación simbiótica entre dos clases de microorganismos metabólicamente diferentes, que dependen una de otra para la degradación de cierto sustrato, en general por causas energéticas.

De acuerdo a lo anterior, las archeas metanogénicas juegan un rol crucial como consumidoras de hidrógeno, manteniendo la presión de hidrógeno baja, permitiendo así que las reacciones que tienen hidrógeno como producto sean termodinámicamente favorables.

2.3.4 Aspectos cinéticos

Dado que la digestión anaerobia de materia orgánica es un proceso compuesto por muchos pasos que involucran la acción sucesiva de distintas poblaciones microbianas, la velocidad global de conversión del sustrato está determinada por las características cinéticas del paso más lento.

Paso limitante

Depende fuertemente de la composición del sustrato.

El paso de hidrólisis ha sido reportado como el que gobierna la velocidad global de degradación para los sustratos difícilmente biodegradables.

Para los sustratos fácilmente biodegradables, los pasos de acetogénesis o metanogénesis han sido reportados como los que gobiernan la velocidad global de degradación.

2.3.5 Microorganismos metanogénicos

Pertencen al reino de las *archeas*. Son anaerobios estrictos, creciendo únicamente a bajos potenciales redox (por debajo de -400mV). Son los únicos capaces de producir metano. Pueden consumir un número limitado de sustratos: [acetato], [H_2 y CO_2 , formiato], [metanol, etanol, isopropanol, metilaminas, piruvato y metilsulfuros].

Como ejemplos de *archeas* metanogénicas se pueden tomar las *Metanosarcinas* y las *Metanosaetas* (Figura 3), capaces de llevar a cabo la reacción acetoclástica (acetato como sustrato), y las *Metanobrevibacter*, metanogénicas hidrogenotróficas (H_2 y CO_2 como sustrato).

Todas las metanogénicas usan amonio como fuente de nitrógeno, existiendo muy pocas especies conocidas que fijen el nitrógeno molecular. Níquel, hierro y cobalto son los únicos tres metales cuya presencia es requerida como trazas para el crecimiento de estos microorganismos.

Son sensibles a sustancias tóxicas presentes en el sistema (tales como metales pesados, detergentes, etc.) o generadas en el proceso (amonio, sulfuro y ácidos grasos volátiles). También son sensibles a la presencia de otros aceptores de electrones (como NO_3^- y SO_4^{2-}).

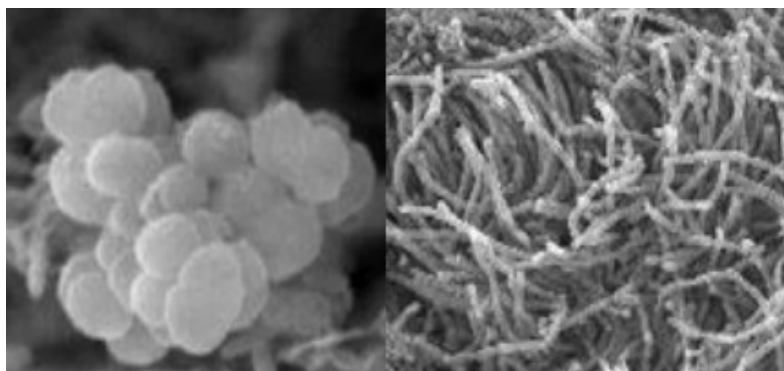


Figura 3. Microscopía electrónica de metanosarcina (a la izquierda) y metanosaeta (a la derecha)

2.3.6 Parámetros influyentes en la formación de metano

Además de los parámetros termodinámicos, influyen en la formación de metano:

Composición del sustrato

Con respecto a la composición del sustrato, si contiene concentraciones altas de otros aceptores de e^- (NO_3^- y SO_4^{2-}) estos deben ser reducidos primero.

Además, el estado de oxidación medio del carbono en la alimentación afecta la composición del biogás producido.

Temperatura del proceso

Según a que temperatura se desarrolle el proceso anaeróbico, se dice que se trabaja en un ambiente mesofílico (33-42°C), ambiente termofílico (55-60°C) o ambiente psicofílico (debajo de 5°C), dando lugar al crecimiento de microorganismos con diferentes características.

pH del medio

El pH es otro de los factores que influye en el desarrollo de la metanogénesis. La producción de metano presenta una importante dependencia con el pH. Asimismo los microorganismos metanogénicos presentan un rango estrecho de pH óptimo. Por lo tanto, el control del pH es muy importante.

Presencia de compuestos de azufre

Los compuestos de azufre deben tenerse en cuenta ya que influyen en el proceso. El sulfato compite por los electrones en la respiración anóxica. Cuando existe una alta concentración de sulfato la producción de metano es inhibida. Por otra parte, los sulfuros (H_2S , HS^- , S_2^{2-}) son tóxicos para las *archeas* metanogénicas.

2.4 Diseño de reactores para tratamiento de efluentes

En el diseño y construcción de un reactor biológico se requiere manejar con solvencia los siguientes aspectos: procesos biológicos, diseño de estructura civil (incluyendo aspectos hidráulicos), diseño de reactores (incluyendo aspectos fluidodinámicos), manejo de biogás y automatización y control. Por todo esto, el trabajar con un equipo multidisciplinario mejora las posibilidades de un desempeño exitoso del sistema.

2.4.1 Tipos de sistemas anaerobios

Dentro los principales tipos de sistemas anaerobios se encuentran las lagunas, sistemas de contacto, reactores UASB, reactores de film fijo (filtros anaerobios), reactores de lecho fluidizado, reactores híbridos, reactores EGSB e IC, entre otros.

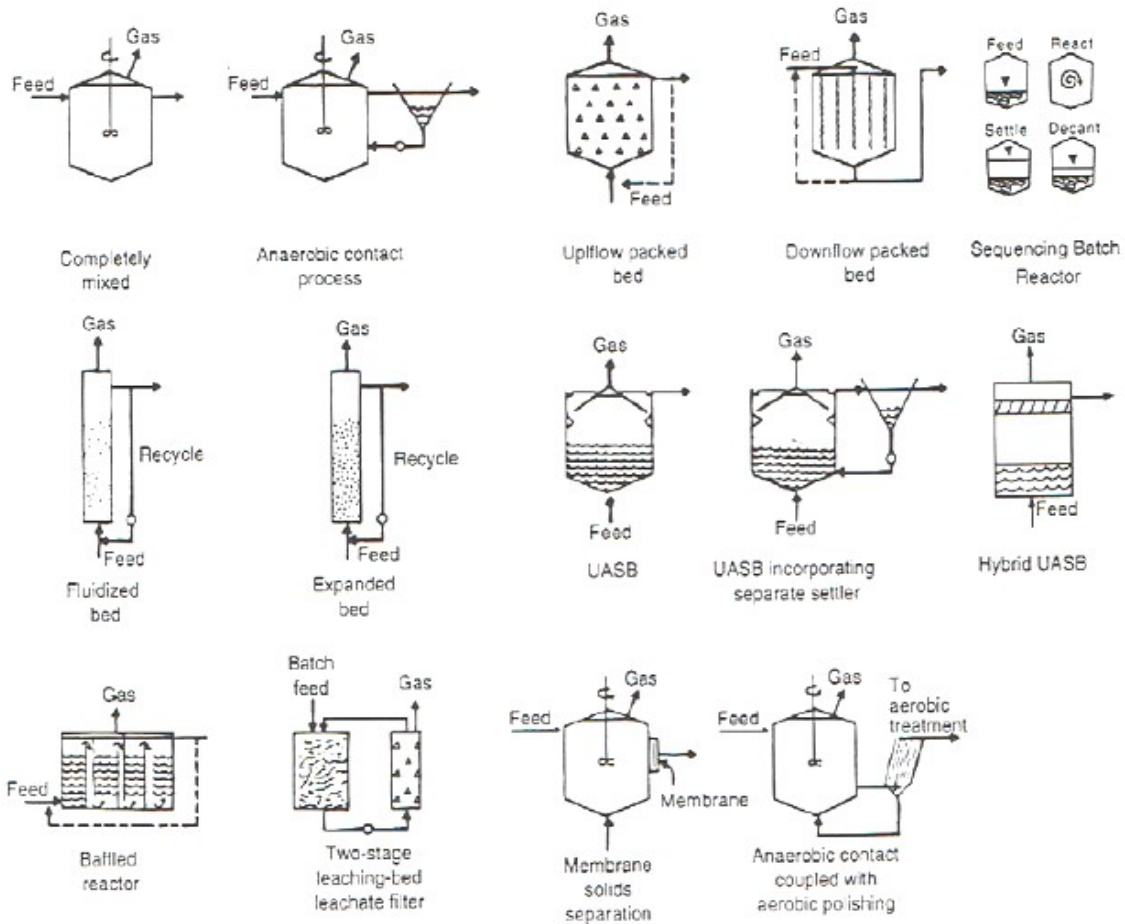


Figura 4. Esquemas de flujo de sistemas anaerobios de tratamiento de efluentes

Lagunas anaerobias

Son sistemas extensivos, constituyen una opción competitiva en países donde el costo del terreno es bajo. Actualmente la tendencia es cubrirlas para captar el biogás.

La profundidad es de hasta 6 m, el tiempo de residencia hidráulico (TRH) es de 10 a 90 d, la carga aplicada está entre 0.5 y 2 kg DQO/m³d, la eficiencia de remoción se encuentra entre el 30 y el 80% y la remoción de lodos se realiza cada 2 a 5 años.

Filtros anaerobios

Presentan relleno total o parcial (reactores híbridos), que puede ser de los materiales más diversos. El relleno actúa como fijador de la biomasa, evitando que ésta se lave. Los materiales de relleno tiene gran área específica, del orden de 100 m²/m³, los TRH reportados mayores a 12 h y las cargas típicas de hasta 4 kg DQO/m³d.

Sistemas de contacto

Los primeros reactores que se desarrollaron para el tratamiento anaerobio de líquidos fueron los reactores de contacto.

Son sistemas robustos compuestos por un reactor metanogénico y un clarificador (sedimentador de lodos) (Figura 5). Puede incluirse además, un desgasificador intermedio, para evitar que el gas que sale junto con la salida perjudique la sedimentación del lodo.

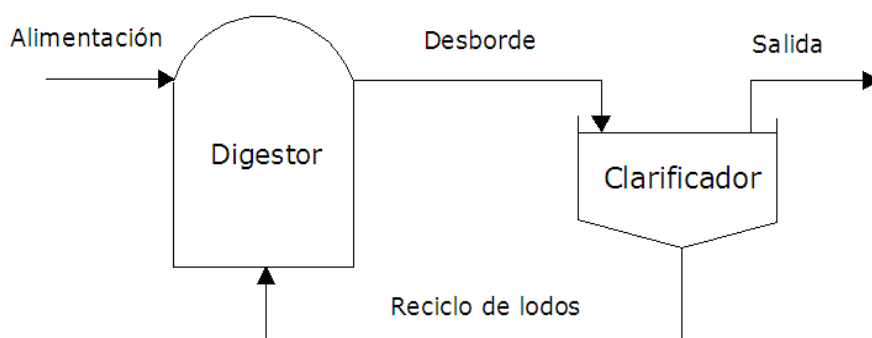


Figura 5. Esquema de flujo de un sistema anaerobio de contacto

En estos reactores tanto la fase sólida (microorganismos) como la fase líquida operan en régimen de reactor continuo agitado. Los microorganismos son separados en el sedimentador y vueltos al reactor, generando así una diferencia entre el tiempo de residencia del líquido (TRH, Tiempo de Residencia Hidráulico) y el de los microorganismos (TRB, Tiempo de Residencia de la Biomasa). Los valores habituales de cargas reportadas están en el entorno de 4 kg DQO/m³d, aunque hay reportes de cargas mayores en la industria azucarera.

Reactores granulares

Al desvincular el TRH del TRB, es posible disminuir el TRH y por lo tanto los volúmenes de reactor requeridos, permitiendo el desarrollo de sistemas de tratamiento más eficientes y compactos. Esto conduce a menores costos de inversión y permite configuraciones más estables y con menores costos de operación.

- **UASB**

El desacople del TRH y el TRB debido a la granulaci3n y correcta sedimentaci3n del lodo dentro del reactor se logr3 en los a1os 1970, aplicando el concepto del reactor UASB (Upflow Anaerobic Sludge Bed), desarrollado por el Prof. Gatzke Lettinga de la Universidad de Wageningen. En este reactor, el l3quido entra por la parte inferior y sale por la parte superior, generando as3 un flujo ascendente. La mayor3a de las veces los microorganismos se agrupan formando gr3nulos de entre 1 y 3 mm, aunque tambi3n se ha observado buen desempe1o de los reactores UASB con biomasa floculenta con buenas caracter3sticas de sedimentaci3n.

- **EGSB e IC**

M3s tarde basado en el mismo concepto se desarrollaron los reactores EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) e IC (Internal Circulation), que permiten tratar cargas a1n mayores que las aplicadas a los reactores UASB, con la consiguiente reducci3n del volumen necesario. Funcionan como lechos fluidizados, debido a sus altas velocidades ascensionales, las cuales se logran mediante reciclo, utilizando una bomba (EGSB) o utilizando la capacidad de "airlift" del biog3s para conseguir as3 el llamado reciclo interno (IC). Adem3s los reactores EGSB e IC presentan una relaci3n altura/di3metro mayor a los reactores UASB, lo que tambi3n produce mayores velocidades ascensionales para el mismo volumen de reactor.

Su funcionamiento se basa en que la biomasa forma gr3nulos con caracter3sticas de sedimentaci3n adecuada, aunque existen ejemplos de reactores que hacen uso de un material de soporte en donde se adhiere la biomasa, operando tambi3n en condiciones de lecho fluidificado.

	$V_{asc.}$ (m/h)	H/D	Carga (kgDQO/m ³ d)
UASB	0.5-1	0.2-0.5	10-20
EGSB	10-15	4-5	20-40
IC	inf. 10-30	3-6	20-40
	sup. 4-8		

Tabla 5. Rango de valores t3picos de velocidad ascensional, relaci3n altura/di3metro y carga org3nica volum3trica para los sistemas UASB, EGSB e IC

2.4.2 Reactor UASB, Descripción general

El reactor UASB funciona con alimentación continua y flujo ascendente. Así, el fluido a tratar entra por la parte inferior del reactor, se distribuye en su base y asciende a través del manto de lodos (Figura 6). Las características del flujo ascendente deben asegurar el máximo contacto entre biomasa y sustrato. Para ello deben evitarse cortocircuitos y lograr una buena distribución de la alimentación.

El manto de lodos está compuesto por los microorganismos agregados formando gránulos o flóculos. La distribución del manto no es homogénea: normalmente hay una zona de mayor concentración en la parte inferior y una zona de lodo más fino en la parte superior del reactor. Durante el funcionamiento en régimen del reactor, el lodo debe estar bien adaptado, con alta AME (Actividad Metanogénica Específica) y con buenas condiciones de sedimentabilidad.

En la parte superior del reactor se encuentra el sistema de separación de fases, que separa el gas, el sólido (que es retenido en el reactor) y el líquido que al igual que el gas sale en forma continua. En el diseño de dicho sistema se debe contemplar la cantidad esperable de gas a generar, el caudal de líquido a recoger y que las zonas de retorno de lodo tengan una velocidad ascensional de acuerdo a la velocidad de sedimentabilidad del lodo. Además, se manejan alturas mínimas de reactor, que de no cumplirse comprometen el buen funcionamiento del mismo.

Este tipo de reactor presenta eficiencias de remoción de DBO y de DQO que son del orden de 65 a 75%.

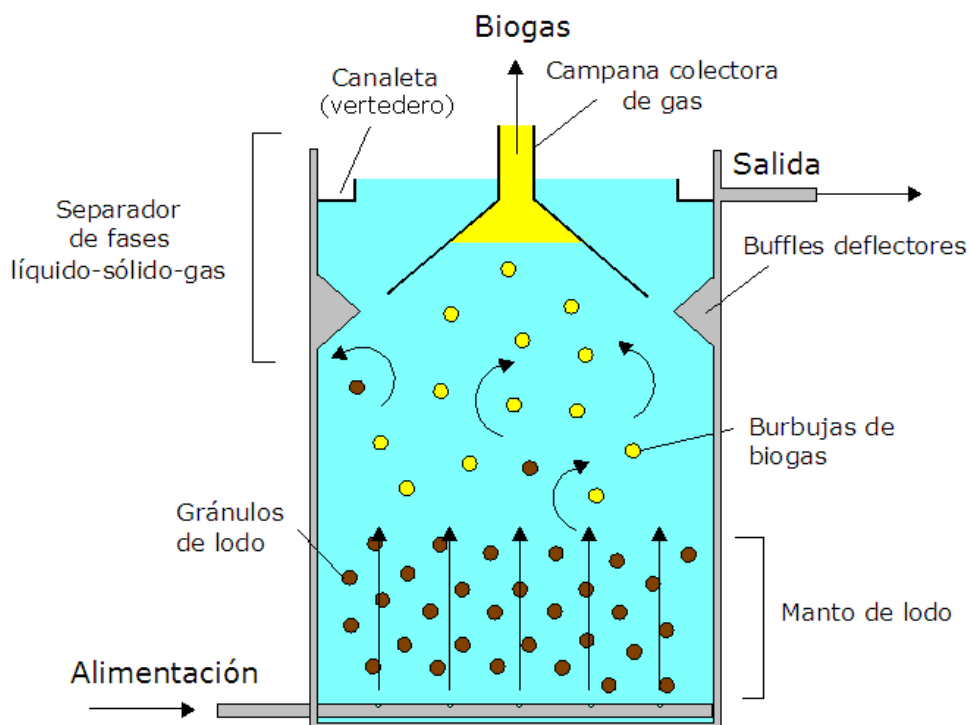


Figura 6. Esquema del interior de un reactor UASB

Ventajas del sistema

- Es un sistema compacto, con baja demanda de área de terreno para su instalación.
- Presenta bajo costo de construcción y operación y bajo consumo de energía.
- Baja producción de lodo, obteniéndose una purga de lodo de alta concentración de sólidos, con buenas características de deshidratación.
- Si bien necesita de una aclimatación del lodo durante el arranque, es posible realizar un re-arranque rápido luego de paradas largas.

Desventajas del sistema

- Posibilidad de producción de olores: para que esto no ocurra el sistema de captación de gas debe estar correctamente diseñado y construido.
- Poca capacidad para tolerar cargas tóxicas.
- Elevado intervalo de tiempo para realizar el arranque en comparación con otros sistemas.
- Necesidad de postratamiento.

2.4.3 Reactor UASB, Modelos de flujo

La fase sólida de los reactores UASB, se encuentra expandida a lo largo de la altura del reactor y presenta un perfil de concentración a lo largo de la misma.

El modelo de flujo de la fase líquida ha sido caracterizado mediante ensayos estímulo-respuesta utilizando un trazador y ha demostrado tener un comportamiento similar a de un reactor continuo agitado (RCA), debido a la mezcla que producen las burbujas de gas que se desprenden. El trazador utilizado en el ensayo debe tener determinadas características: no debe perturbar el tipo de flujo en el reactor, no debe adsorberse sobre el lodo o sobre las paredes del reactor y en este caso, ya que el tipo de flujo depende de la producción de gas, el trazador no debe afectar la reacción biológica. Además, se procura un trazador de costo razonable y que de fácil medición. Las sales de litio han sido muy utilizadas, y con muy buenos resultados, para la determinación de modelos de flujo de reactores anaerobios del tipo UASB o de lecho fluidizado. Existen numerosos reportes de modelos de flujo determinados a escala de laboratorio pero son más escasos a escala real. La mayoría de las experiencias reportan, para la fase líquida de los reactores UASB, un comportamiento de reactor continuo agitado con distintos apartamientos, según los distintos autores: volumen muerto, una zona en flujo pistón (RTFP) que en general se asimila a la parte del sedimentador, zona que otros postulan como un RTFP con dispersión.

2.4.4 Criterios de diseño del reactor UASB

Para el diseño se debe conocer o determinar los siguientes parámetros:

- **Máxima carga orgánica aplicable:** Esta carga (simbolizada con la letra "q", de unidades kg DQO/m³ d) depende del tipo efluente a tratar, de la cantidad de biomasa en el reactor y de la capacidad metabólica de la misma.
- **Máxima carga hidráulica permitida:** Velocidad ascensional máxima ($V_{asc.max}$), por encima de la cual se produce el arrastre de la biomasa. Depende de las características de sedimentación del lodo que se genera.
- **Máxima carga de gas aplicable:** De acuerdo a la carga a aplicar se puede calcular la producción de gas esperada y de esta forma dimensionar el sistema de recolección de gas.
- **Tiempo de retención de la biomasa (TRB):** Una vez conocida la tasa de crecimiento de los microorganismos se establece el tiempo entre purgas de la biomasa, lo que determina el TRB.

Asimismo se halla el tiempo de residencia hidráulico (TRH ó τ), el cual depende del efluente a tratar:

$$\tau = \frac{V_r}{v}$$

Donde:

v = caudal volumétrico (m³/d)

V_r = volumen del reactor (m³)

Carga orgánica volumétrica y carga orgánica específica

Cuando se tratan efluentes de concentración media a alta, el factor limitante para el diseño del reactor puede ser la carga orgánica aplicada a la biomasa.

Carga orgánica volumétrica:

$$q = \frac{C \times v}{V_r}$$

Donde:

q = carga orgánica volumétrica (kg DQO/m³ d)

C = concentración (kg DQO/m³)

v = caudal volumétrico (m³/d)

V_r = volumen del reactor (m³)

Depende del tipo efluente a tratar, de la cantidad de biomasa por m³ de reactor (kg SSV/m³) y de su actividad metabólica (kg DQO_{rem}/kgSSV.d). Por esto es importante no sólo manejar el concepto de la carga orgánica volumétrica (kg DQO/m³d), sino también de la carga orgánica por unidad de biomasa (kg DQO/kgSSV.d):

Carga orgánica específica:

$$\frac{kgDQO}{kgSSV \cdot d} = \frac{C \times v}{M}$$

Donde: M = cantidad de biomasa en el reactor (kg SSV).

Para entender por qué es importante manejar los dos conceptos de carga orgánica (volumétrica y específica) se plantea el siguiente ejemplo:

Ejemplo 1

Se tienen dos reactores UASB de igual volumen (600m³) (Figura 7). Ambos tratan un caudal de efluente 1200 m³/d con una concentración de 5 kg DQO/m³.

¿Cuánto vale la carga orgánica volumétrica en cada reactor?

¿Cuánto vale la carga orgánica específica en cada reactor si un reactor tiene 10000 kg de lodo y el otro 20000 kg?

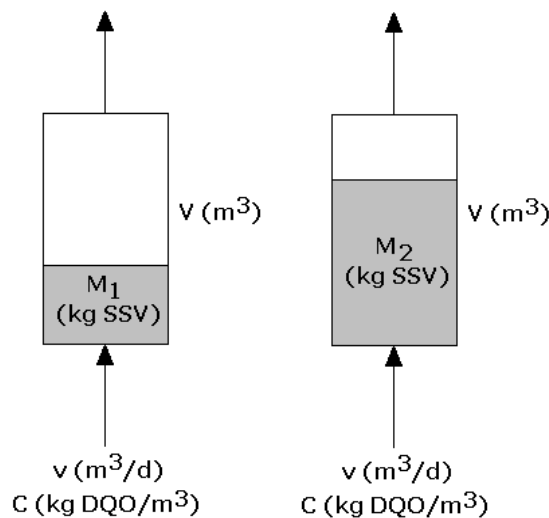


Figura 7. Carga orgánica volumétrica y carga orgánica específica

La respuesta es sencilla, ambos reactores procesan la misma carga volumétrica: 10 kg DQO/ m³ d. Sin embargo el reactor de menor contenido de lodo tiene una carga específica de 0,6 kg DQO/kgSSV.d y el otro presenta una carga de 0,3 kg DQO/kgSSV.d.

Con la misma carga orgánica volumétrica los microorganismos de un reactor están el doble de exigidos que los del otro. De ahí la importancia de manejar los dos conceptos de carga.

2.4.5 Criterios de diseño para efluentes diluidos y para efluentes concentrados

Debido a que no debe sobrepasarse ni la carga máxima (kgDQO/m³d), ni la máxima velocidad ascensional (m/s), la concentración del efluente es determinante a la hora del diseño.

Efluentes concentrados

Cuando se tratan efluentes de concentración media a alta, el factor limitante para el diseño del reactor es la carga orgánica aplicada. Si el efluente tiene alta concentración, para respetar el valor de carga máxima no es posible operar con un caudal demasiado alto, por lo que seguramente tampoco se exceda el valor máximo de la velocidad ascensional.

Una vez establecida la carga orgánica máxima (valor obtenido de bibliografía para el efluente en cuestión), la concentración del efluente y definida la altura del reactor, queda determinada la velocidad lineal máxima a aplicar ($V_{asc\ max}$) como:

$$V_{asc\ max} = \frac{q \times H}{C}$$

Donde:

H = altura del reactor

q = carga orgánica permitida (kg DQO/m³d) = X*ACT

C = concentración del efluente (kg DQO/m³)

X = concentración de biomasa (kg VSS/ m³).

ACT = actividad metanogénica máxima de la biomasa (kgDQO/kgVSS*d)

Asimismo el volumen de reactor requerido (V_r) se calcula como:

$$V_r = \frac{C \times v}{q} \quad \text{siendo} \quad v = V_{asc.\ max} \times A \quad \text{donde A el área del reactor}$$

Carga orgánica volumétrica (kg/m ³ d)			
Temperatura (°C)	Efluente conformado por AGV	Efluente complejo	30% DQO como SS
15	2-4	1.5-3	1.5-2 (remoción satisfactoria de SS)
20	4-6	2-4	2-3 (remoción satisfactoria de SS)
25	6-12	4-8	3-6 (remoción razonable de SS)
30	10-18	8-12	6-9 (remoción moderada de SS)
35	15-24	12-18	9-14 (remoción regular de SS)
40	20-32	15-24	14-18 (remoción pobre de SS)

Tabla 6. Valores de carga orgánica permitida en función de la temperatura en reactores UASB para distintos tipos de efluentes

Efluentes diluidos

Cuando se tratan efluentes de concentración media baja, el factor limitante para el diseño suele ser la velocidad ascensional. En el caso de efluentes concentrados, la máxima velocidad ascensional a la que va a funcionar el reactor depende de la máxima carga orgánica aplicable. Sin embargo, en este caso (efluentes diluidos) lo determinante es evitar el lavado de la biomasa y asegurar un tiempo mínimo de residencia del fluido.

Para una altura de reactor H determinada, la máxima velocidad ascensional determina el tiempo mínimo de residencia del reactor (τ mín):

$$\tau_{\min} = \frac{V_r}{v} = \frac{A \times H}{v} = \frac{H}{V_{asc \max}}$$

De donde el volumen del reactor se calcula:

$$V_r = v \times \tau$$

Los parámetros vistos son interdependientes. Es necesario definir un área mínima de reactor para que no se sobrepase la $V_{asc \max}$:

$$A_{\min} = \frac{v}{V_{asc \max}}$$

$$H_{\max} = \tau \times V_{asc \max}$$

$$(\tau_{\min})_H = \frac{H}{V_{asc \max}}$$

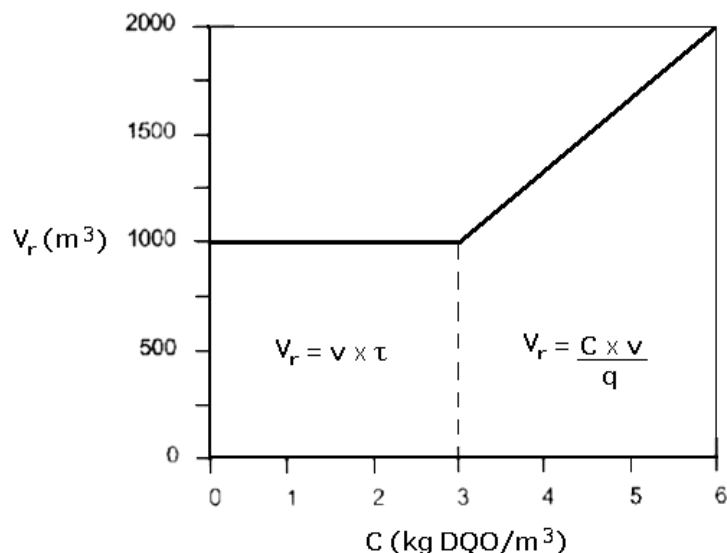


Figura 8. Relación entre la concentración del efluente a tratar y el volumen del reactor. Para la construcción del gráfico se asume τ de 0.17d, v de 6000m³/d, q de 15 kg/m³d y H de 6m.

Velocidades ascensionales recomendadas

En el cuerpo del reactor la velocidad recomendada es de alrededor de 1m/h y en la zona de sedimentación de lodo (separador de fases): 3 – 5 m/h.

Producción de biomasa Y

La producción o rendimiento de la biomasa se expresa como kg SSV producidos por kg DQO removido. Del DQO que se remueve parte va a metano y el resto a biomasa (balance de carbono).

El coeficiente de crecimiento para las bacterias acidogénicas (Y=0.15 aprox) es significativamente diferente que el de las archeas metanogénicas (Y=0.03 aprox). Normalmente se acepta que el Y global puede variar entre 0.05 y 0.15 dependiendo del tipo de sustrato.

Tiempo de Residencia de Biomasa (TRB ó θ_c)

Suponiendo que no entran microorganismos con el efluente y que se purga lo que se genera (estado estacionario):

$$\theta_c = M/P$$

Donde:

θ_c = tiempo de residencia celular (d)

M = masa total de sólidos en el reactor (kg SSV)

P = purga de sólidos (kg SSV/d)

Ejemplo 2

Se recomienda utilizar el reactor con menor contenido de biomasa del ejemplo anterior (*Ejemplo 1*). Asumiendo un valor de Y de 0.10 kg SSV/ kg DQO_{rem} y una eficiencia de remoción de DQO del 80%, se pide determinar el régimen de purgas.

Respuesta:

Una vez establecido el valor de la carga específica queda determinada la cantidad de sólidos en el reactor. En este caso la carga recomendada es 0.6 kgDQO/kgSSV.d, correspondiente a 10000 kg SSV. Se debe purgar la cantidad de biomasa debida al crecimiento para mantener esta cantidad de biomasa en el reactor, de acuerdo al valor que se ha fijado como conveniente para la carga orgánica específica.

Considerando la carga orgánica volumétrica de 10 kgDQO/m³d y la eficiencia de 80% se halla la velocidad de remoción de DQO, 8 kgDQO_{rem}/m³d. Por lo que en un volumen de reactor de 600 m³ se generan 480 kg SSV/d.

Si la concentración media en el lugar de purga del reactor es 30kgSSV/m³, se estima una purga de 16 m³ por día.

2.5 Parámetros de seguimiento

Para el seguimiento del desempeño de los reactores se analizan diferentes parámetros.

2.5.1 Análisis de parámetros

Contenido de sólidos

El contenido de *Sólidos Totales* (ST) de una muestra corresponde a la masa remanente luego secar un crisol conteniendo la muestra dentro de una estufa a 103°C. Los ST pueden asociarse a sólidos suspendidos sedimentables, sólidos coloidales y sólidos disueltos. A su vez se puede discriminar entre la fracción orgánica e inorgánica.

Los *Sólidos Fijos* (fracción inorgánica) se estiman como el residuo luego de la calcinación del crisol conteniendo la muestra en una mufla a 550°C. Los *Sólidos Volátiles* (SV), que representan la fracción orgánica, se calculan por diferencia entre los Sólidos Totales (ST) y los Sólidos Fijos (SF).

De forma análoga, es posible determinar el contenido de *Sólidos Suspendidos Totales* (SST), *Fijos* (SSF) y *Volátiles* (SSV) centrifugando o filtrando previamente la muestra.

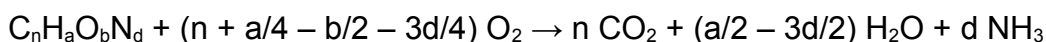
Contenido de materia orgánica

Para el seguimiento del contenido de materia orgánica se utiliza la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Se determina mediante la oxidación química con dicromato de potasio en medio ácido a 150°C, digerido durante 2 horas.

También puede utilizarse el Carbono Orgánico Total (COT). Para su medición se incinera la muestra en forma controlada y se determina la producción de CO₂.

La Demanda Teórica de Oxígeno (DTeO), se calcula a partir de la estequiometría de la oxidación completa del compuesto. Para ello es necesario conocer la fórmula química exacta de la sustancia en estudio.

En forma genérica:



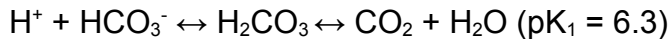
Por ejemplo: 1 mol de ácido acético (60g) requiere para oxidarse totalmente 2 moles de O₂ (64g). Entonces la DQO de 1g de ácido acético es 64/60 = 1.067g DQO.

pH, AGV y alcalinidad

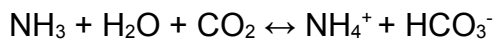
Las archeas metanogénicas tienen un rango óptimo de pH para su funcionamiento, pero además valores bajos o altos de pH durante lapsos de tiempo importantes pueden producir inhibición severa. Por ello, es necesario entender que especies químicas presentes o generadas en el proceso determinan el pH de operación y como puede modificarse en caso de ser necesario.

Es a través de la medida de alcalinidad que se obtiene la noción de la capacidad del sistema de impedir disminuciones bruscas de pH (capacidad para neutralizar ácidos). La alcalinidad total en la digestión anaerobia es debida principalmente a la presencia de sales de bicarbonato como por ejemplo bicarbonato de amonio y sales de ácidos volátiles. Si la alcalinidad de ácidos volátiles (AGV) es pequeña la alcalinidad total es prácticamente igual a la alcalinidad al bicarbonato.

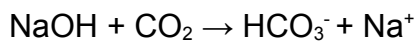
Para estos sistemas es particularmente importante la presencia de alcalinidad al bicarbonato para neutralizar ácido:



En el proceso anaerobio, dependiendo de la naturaleza del efluente, puede generarse NH_3 (efluente con contenido proteico). La capacidad del amoniaco de neutralizar ácidos se acumula en forma de HCO_3^- :



Puede ser necesario el agregado de una base a la entrada del reactor anaerobio en el caso de que la alcalinidad generada en el proceso no sea suficiente:



La medida de Alcalinidad Total (AT) se hace valorando con ácido sulfúrico hasta pH 4.3, mientras que la alcalinidad debida al bicarbonato (AB) puede asociarse al gasto de ácido hasta pH 5.75 (valor empírico). Se asume que la diferencia de alcalinidades es debida a los AGV (la valoración entre 5.75 y 4.3 da cuenta del 85% de ellos):

$$\text{AB} = \text{AT} - 0.85 \cdot 0.83 \cdot \text{AGV}$$

Donde el factor 0.83 es la relación entre el peso molecular del carbonato de calcio y el del ácido acético.

Suele tomarse la relación de alcalinidades: $\alpha = (\text{AT} - \text{AB}) / \text{AB}$

Si $\alpha > 0.3$, la alcalinidad debida a los ácidos volátiles es grande con respecto a la alcalinidad al bicarbonato, indicando la desestabilización del proceso.

Toxicidad, AGV y NH_3

Las especies que son capaces de atravesar la membrana de los microorganismos son las especies asociadas (carga neutra). Esto significa que mientras los AGV presentan mayor potencial de inhibición a pH bajos, el NH_3 lo hace a pH altos.

Granulometría

Es de interés conocer el diámetro medio de los gránulos de lodo. Para ello se inmovilizan los gránulos en agar sobre una placa, se escanea la placa y se procesa la imagen con un programa de análisis de imágenes adecuado para determinar la distribución de tamaño de los gránulos y el diámetro medio.

AME

Otro parámetro a considerar es la Actividad Metanogénica Específica de la biomasa (AME). La AME es un parámetro cinético que refleja la máxima velocidad de consumo de sustrato por unidad de biomasa. Generalmente se realiza utilizando acetato como sustrato (vía acetotrófica), pero también puede hacerse utilizando H₂/CO₂ (vía hidrogenotrófica).

Si se emplea el modelo cinético de Monod:

$$r_x = \frac{dX}{dt} = \mu_m X \frac{S}{K_s + S}$$

Considerando que la concentración de sustrato es elevada con respecto a la K_s, que el Y_{xs} (relación entre el crecimiento bacteriano y el consumo de sustrato) es constante y que el crecimiento de los microorganismos es despreciable durante la experiencia, se determina la Actividad Metanogénica Específica Máxima (g DQO_{CH₄} / gSSV.d).

Para ello se coloca en un vial hermético: lodo (cantidad acorde a actividad metanogénica esperada), solución buffer, (solución de nutrientes), solución reductora y agua de dilución (previamente calculada) y sustrato. Se ajusta el pH (en el rango de 6.5 a 7.5) y se desplaza el oxígeno gaseando el vial con un gas inerte. El ensayo se realiza en condiciones controladas de temperatura, con agitación. Se determina la presión y composición del biogás generado a intervalos adecuados de tiempo, para lo cual el vial está equipado con un dispositivo que habilite la extracción de muestra (jeringa introducida a través de un septo) y conexión al dispositivo de medida de presión (llave de tres vías). Se determina la pendiente inicial de la gráfica de metano acumulado vs tiempo y se divide por la cantidad de SSV para hallar la AME asociada.

Otros ensayos anaerobios

Asimismo puede ser de interés determinar la actividad del lodo frente a otros sustratos distintos a los propios de la etapa metanogénica. Por ejemplo, puede desearse medir la actividad de los microorganismos de la etapa hidrolítica, utilizándose como sustrato compuestos poliméricos, o de la etapa acidogénica utilizándose como sustrato glucosa. En ambas actividades se sigue el consumo de sustrato a lo largo del tiempo.

Los ensayos de biodegradabilidad de un efluente tienen una operativa similar al ensayo de la actividad metanogénica y sirven para determinar el potencial de producción de metano del mismo.

También de operativa similar son los ensayos de determinación de toxicidad. En este caso se determina la actividad del lodo a distintas concentraciones del tóxico y se evalúa su disminución.

2.5.2 Rutinas de seguimiento

Seguimiento de la fase líquida

Los análisis más comunes que se realizan a lo largo del tiempo en la fase líquida, a la entrada y a la salida del sistema, son: DQO, AGV, AT, AB, pH, caudal de alimentación y temperatura. Además, se puede medir el contenido de nutrientes, de compuestos tóxicos y de otros elementos particulares según el efluente a tratar.

Seguimiento de la fase gaseosa

A lo largo del tiempo se mide el caudal y analiza la composición del biogás producido.

Seguimiento de la fase sólida (biomasa)

- ***Sólidos***

Para realizar un seguimiento a lo largo del tiempo de la biomasa del reactor se determinan: los SST, SSV y Sólidos sedimentables (30 minutos en cono Imhoff) para muestras de lodo a distintas alturas del reactor; la AME, velocidad de sedimentación y granulometría de muestras de lodo a la altura del manto de lodos.

Con las concentraciones de SSV se construye el perfil de la biomasa en el interior del reactor, que integrado da como resultado la masa total de microorganismos contenidos en él. Realizando un seguimiento a lo largo del tiempo se puede ver como varía dicho perfil y la cantidad de sólidos en el reactor.