

## CAPÍTULO 2

### ANTECEDENTES Y ANÁLISIS TÉCNICO

#### 2.1 Digestión de lodos biológicos

Al tratar las aguas residuales, la disposición del lodo es un problema de importancia creciente, representando hasta el 50% de los gastos de operación actuales de una depuradora de aguas residuales (PTAR) (Baeyens y col.,1997). Las PTAR generan el lodo como subproducto de los procesos físicos, químicos y biológicos usados durante el tratamiento. Este lodo debe someterse a un cierto tratamiento para reducir sus volúmenes asociados, mejorar su apariencia y reducir los problemas de salud. Este tratamiento por lo tanto: (i) En primer lugar reduce el contenido en agua del lodo crudo, y (ii) Transforma la materia orgánica altamente putrescible en un residuo orgánico e inorgánico relativamente estable o inerte (Werther y Ogada, 1999; Dewil y col., 2007).

La parte de la purificación del agua de una PTAR abarca comúnmente un tratamiento previo para quitar cerca de 50 a 60% de sólidos suspendidos y 30 a 40% de DBO (Qasim, 1999; Metcalf y Eddy, 2003). El lodo primario estable contiene principalmente agua (entre el 97% y el 99%) y se separa sobre todo materia orgánica que es altamente putrescible.

El tratamiento previo es seguido por un paso biológico, donde los microorganismos aerobios quitan el restante de DBO y los sólidos suspendidos. El nitrógeno (N) y el fósforo (P) son quitados comúnmente simultáneamente, aunque el N es más fácil de eliminar primero. Un clarificador secundario produce efluente descargable como desbordamiento y lodo inferior (agua 98-99%), reciclando una parte para mantener la concentración de los microorganismos en el nivel requerido, y parte evacuada a las unidades del tratamiento del lodo de la PTAR. Si un tratamiento previo está presente, el lodo primario y secundario están generalmente combinados y espesados para experimentar el tratamiento adicional.

La digestión es un paso importante en la mayor parte de las rutas del tratamiento. Todas las rutas comienzan con lodo crudo (primario y secundario) produciendo en 1 a 2 % de materia seca (MS). La parte inorgánica de la materia seca (MSI) está entre 30 % y 45 %.

En un primer paso, el lodo primario o secundario se espesa por gravedad, flotación o filtración. Al hacer eso, la cantidad de lodo se puede reducir como un tercio de su volumen inicial. El agua separada se recicla al influente de la PTAR. Una vez que esto ha sido logrado, el lodo es sujeto a algunas formas de estabilización bioquímica, con la digestión jugando un papel importante por sus capacidades de transformar la materia orgánica en biogás (60 a 70% de volumen de metano, CH<sub>4</sub>), de tal modo también se reduce la cantidad de sólidos finales del lodo para su disposición, destruyendo la mayor parte de los patógenos presentes en el lodo, y limitando problemas posibles del olor asociado a la materia putrescible residual. Por estas razones, la digestión de los lodos optimiza los costos de una PTAR y se considera como parte esencial de una PTAR moderna. La producción del biogás puede convertirse en energía térmica y eléctrica para el mismo suministro de la PTAR.

La digestión del lodo utiliza tanques herméticos. Esencialmente todo el material orgánico puede ser digerido, a excepción de los materiales provenientes de la madera, ya que los microorganismos anaerobios no pueden degradar la lignina. El biogás que se forma tiene

un alto poder calorífico y se considera como una fuente de energía renovable. Claramente, es beneficioso producir tanto biogás como sea posible. A pesar de estas ventajas de la digestión, algunas limitaciones son inevitables, por ejemplo: (i) Solamente se descompone una fracción parcial de la materia orgánica, (ii) La velocidad bastante lenta de la reacción, los grandes volúmenes asociados y los altos costos de los digestores, (iii) La vulnerabilidad del proceso a los varios inhibidores, (iv) La baja calidad del sobrenadante, (v) La presencia de otros componentes del biogás tales como el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), el sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ) y exceso humedad, (vi) La presencia posible de siloxanos volátiles en el biogás puede causar grave daño en el generador eléctrico debido a la formación de silicón microcristalina en el interior, y (vii) La concentración creciente de metales pesados y varios residuos orgánicos industriales en el lodo residual debido a la reducción significativa de la fracción orgánica durante la digestión, dejando la fracción mineral sin degradar. Un diagrama de los pasos del procesamiento de los lodos se muestra en la Figura 2.1

La microbiología de la digestión es compleja y delicada, implicando a varios grupos bacterianos, cada uno de ellos tienen sus propias condiciones de trabajo óptimas. Son sensibles a varios parámetros como pH, alcalinidad, concentración de amoníaco libre, hidrógeno, ácidos grasos volátiles (AGV), etc. Estos parámetros pueden ser factores para inhibir a alguno o a todos los grupos bacterianos.

Los diferentes tratamientos previos al lodo de desecho que se han estudiado son mecánicos, térmicos, químicos y biológicos, que dan lugar a una lisis o a una desintegración de las bacterias del lodo, lo que ocasiona la descarga y solubilización del material intracelular en la fase líquida y transformando el material orgánico presente en el lodo crudo en biodegradable. Por lo tanto, se convierte el material fácilmente disponible para los microorganismos. Estos tratamientos previos optimizan la generación del biogás. Puesto que la tasa de la degradación por una parte se acelera, y por otra las dimensiones de los digestores se reducen para una carga dada, así reduciendo los requisitos de capital.

## **2.2 Proceso de tratamiento de las aguas residuales de Ciudad Universitaria**

La UNAM cuenta con aproximadamente 220,000 estudiantes en promedio general, en donde alrededor del 80% asisten a las instalaciones de Ciudad Universitaria. Tal magnitud de población flotante demanda 160 litros por segundo (l/s) de agua potable proveniente de tres pozos localizados en la misma CU y genera aproximadamente 110 l/s de aguas residuales. De este caudal, 70 l/s son captados por la red de drenaje original, la cual abastece la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de CU (PTAR-CU), que cuenta con una capacidad para tratar 40 l/s. En la Figura 2.2 se muestra un croquis de la planta.

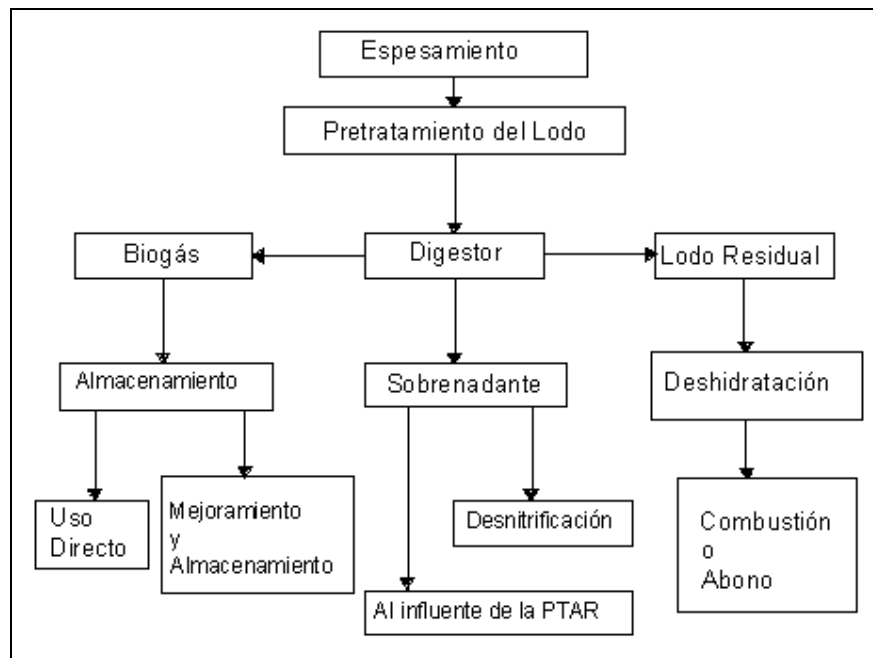


Figura 2.1. Diagrama de los pasos del procesamiento de los lodos (Appels y col., 2008)

El resto del caudal captado es descargado en la red de drenaje municipal de la ciudad. La PTAR-CU cuenta con tres procesos de tratamiento en paralelo: Lodos activados (20 l/s), discos biológicos (10 l/s) y filtro percolador (10 l/s). El agua tratada, previa filtración y desinfección con cloro, es utilizada en el riego de las áreas verdes de CU, para lo cual se cuenta con una red de distribución de agua tratada (Noyola y Morgan-Sagastume, 2004). El proceso de tratamiento de aguas residuales general se muestra en la Figura 2.3.

### 2.2.1 Sistema de lodos activados

Este proceso fue desarrollado en Inglaterra en 1914 por Arden Locked y su nombre proviene de la producción de una masa de microorganismos capaz de estabilizar un residuo orgánico por vía aerobia. En la actualidad existen muchas variantes del proceso convencional, aunque todas ellas conservan el mismo principio de funcionamiento. Son indudablemente los más aplicados en el mundo. Su versatilidad y criterios de diseño bien definidos los ha llevado a ser el sistema preferido para el tratamiento de aguas residuales, aunque su operación y mantenimiento son muy costosos. Es un proceso de tratamiento por el cual el agua residual y el lodo biológico (microorganismos) son mezclados y aireados en un tanque denominado tanque de aireación. Los flóculos biológicos formados en este proceso se capturan en un tanque de sedimentación, donde son recirculados nuevamente al tanque de aireación, con el objeto de mantener una concentración de biomasa, como sólidos suspendidos volátiles (SSV), entre 2,000 y 4,000 mg/l.

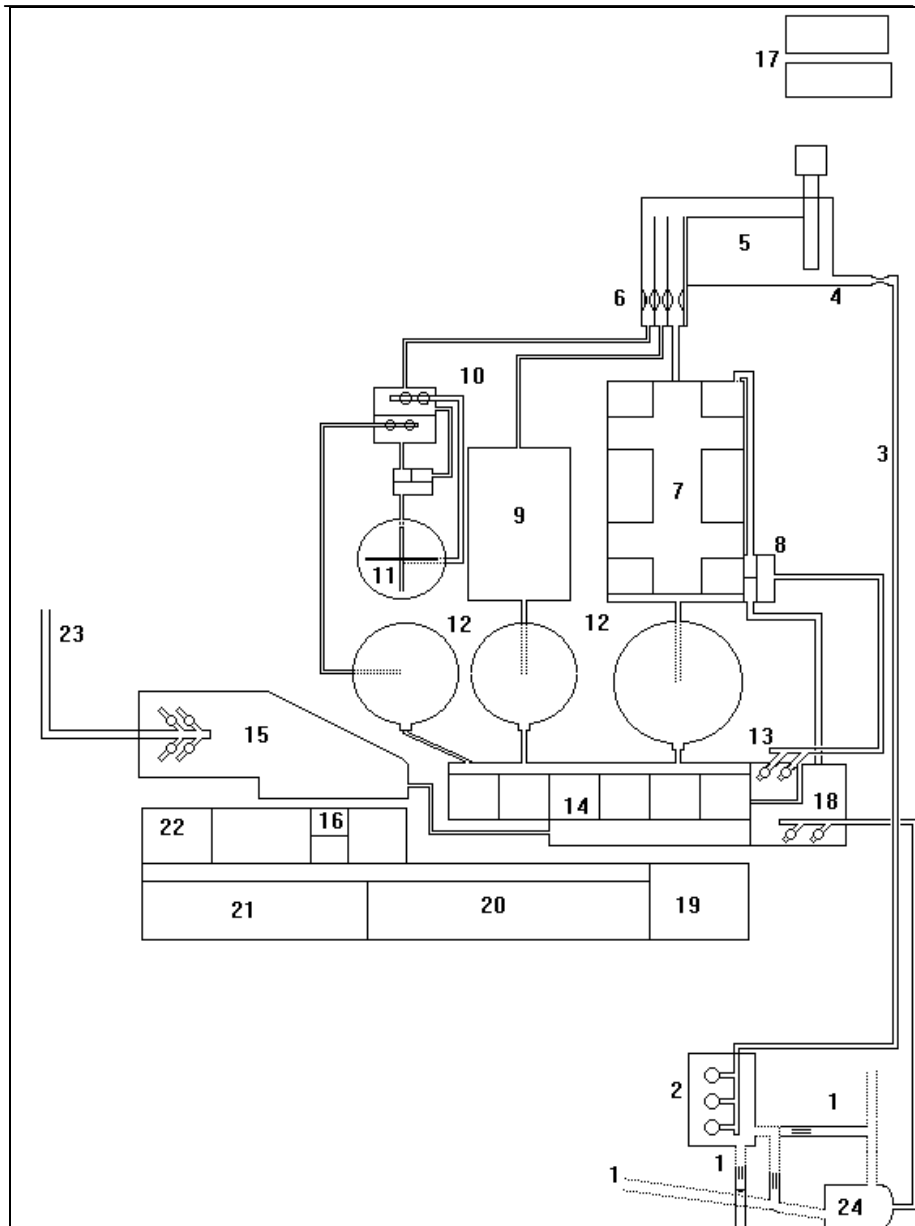


Figura 2.2 Distribución de la Planta de Tratamiento (Dirección General de Obras y Conservación)

1. Colectores (3), 2. Cárcamo de bombeo de agua cruda, 3. Tubería de alimentación, 4. Canal de entrada, 5. Tanque desarenador, 6. Medidores Parshall (3), 7. Tanque de aeración, 8. Caja partidora, 9. Discos biológicos rotatorios, 10. Cárcamo de bombeo, 11. Filtro biológico, 12. Sedimentadores secundarios (3), 13. Cárcamo de lodos, 14. Filtros de arena (6), 15. Tanque de contacto de cloro, 16. Dosificador de cloro, 17. Tanque de gas cloro, 18. Cárcamo de aguas de lavado y pluviales, 19. Cuarto de control, 20. Laboratorios., 21. Oficinas, 22. Subestación eléctrica, 23. Tubería de alimentación a cisternas, 24. Drenaje municipal.

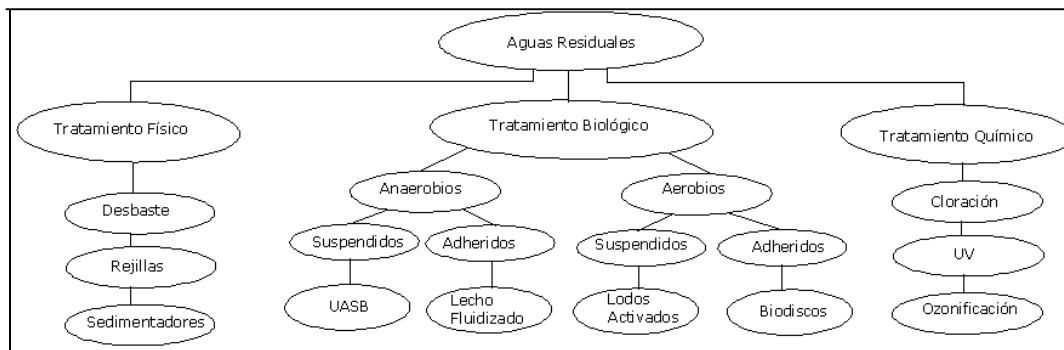


Figura 2.3 Proceso de tratamiento de aguas residuales (Castro-González, 2007)

En el proceso de lodos activados, los microorganismos son completamente mezclados con la materia orgánica en el agua residual de manera que ésta les sirven de alimento para su producción. Es importante indicar que la mezcla o agitación se efectúa por medios mecánicos (aireadores superficiales o sopladores) los cuales tiene doble función: 1) Producir mezcla completa y 2) Agregar oxígeno al medio para que el proceso se desarrolle. La representación esquemática del proceso se muestra en la Figura 2.4 (Deublein y Steinhauser, 2008).

### 2.2.2 Filtros percoladores

Los filtros percoladores son biorreactores que por medio de una capa de microorganismos adherida a un medio permeable permite la depuración de agua residual de manera aerobia. El medio permeable recibe el nombre de empaque y los microorganismos forman una capa en el empaque a la que se le denomina biopelícula o lama. El empaque puede ser de roca o plástico. El diámetro de las rocas varía de 25 a 100 mm y la profundidad del filtro puede ser entre 0.9 y 2.5 m, cuando el empaque o soporte es plástico se tienen profundidades de 9 a 12 m. Los filtros percoladores son generalmente circulares y cuentan con un distribuidor en la parte superior que mantiene toda la superficie mojada. La materia orgánica del agua residual a depurar es el alimento de los microorganismos que se adhieren a los empaques o soportes. En la Figura 2.5 se muestra el corte de un filtro percolador.

La materia orgánica que se encuentra en el agua residual es degradada por la población microbiana que se encuentra adherida al empaque. Cuando el agua residual pasa a través del filtro, el oxígeno y nutrientes se difunden en la biopelícula, estos son consumidos por la comunidad microbiana, formándose algunos productos de desecho y  $\text{CO}_2$  que se difunden en la biopelícula del agua.

Con este proceso los microorganismos crecen y aumenta el grosor de la biopelícula. La capa microbiana tiene dos partes, una aerobia y la otra anaerobia, la parte aerobia es aquella que está en contacto con el agua residual, y es en ella donde se difunde la materia orgánica y el oxígeno, es decir, donde se lleva a cabo el proceso de depuración.

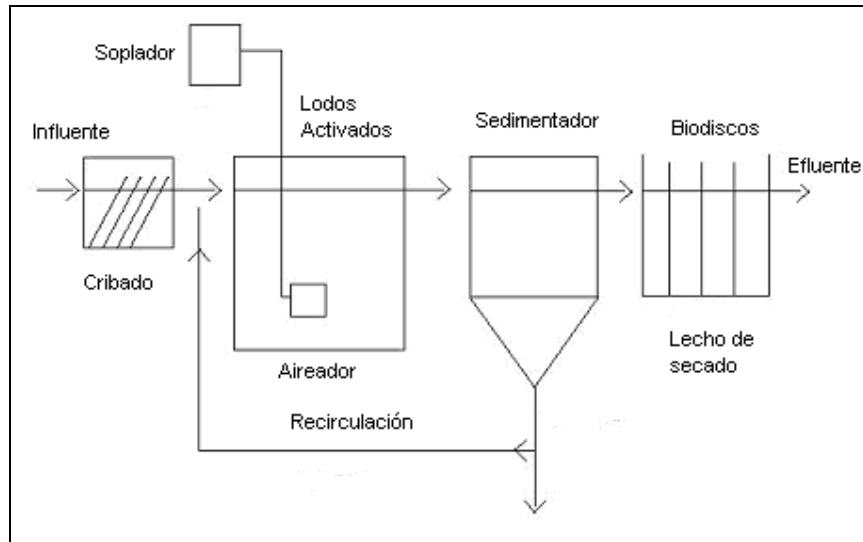


Figura 2.4 Diagrama del proceso de lodos activados (Deublein y Steinhauser, 2008)

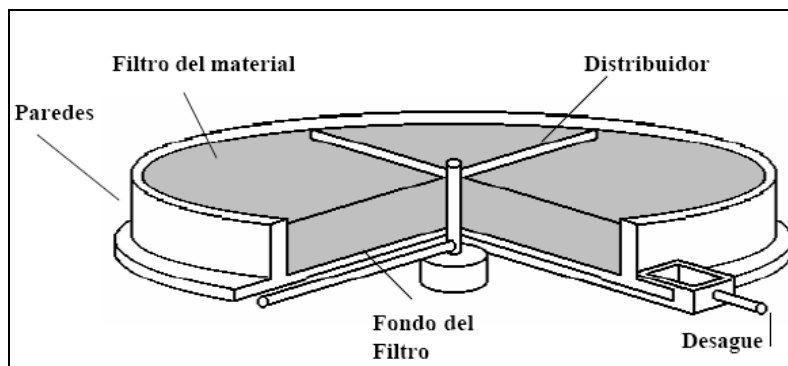


Figura 2.5 Corte de un filtro percolador (Lardon y col., 2004)

La parte de biopelícula que está en contacto con la pared del empaque es la parte anaerobia. Los microorganismos de esta parte entran en una fase endógena de crecimiento debido a que no cuentan con una fuente orgánica externa y pierden la habilidad de sostenerse en el empaque. Este fenómeno es llamado desgajamiento y es función de la carga orgánica e hidráulica. La carga hidráulica influye en la velocidad de corte y la orgánica en la tasa de microorganismos en la biopelícula (Metcalf y Eddy, 2003).

Además de la remoción de materia orgánica, los filtros percoladores pueden ser nitrificadores, ya que bajo las condiciones apropiadas pueden crecer también bacterias nitrificadoras en la biopelícula. Éstas oxidan el nitrógeno del amoníaco y lo convierten en nitratos.

La nitrificación y la remoción de demanda química de oxígeno (DQO) se pueden dar simultáneamente debido a que las bacterias nitrificadoras y heterotróficas (encargadas de la remoción de la materia orgánica) tienen el mismo tiempo de residencia de sólidos (TRS o SRT por sus siglas en inglés). Sin embargo, existen condiciones que pueden favorecer ya sea la nitrificación o la remoción de DQO. La nitrificación se favorece con cargas

hidráulicas bajas (tasa estándar), altas temperaturas, largos periodos de retención (flujo en serie o medio sintético) y una concentración de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) menor a 20 l/d (Siegert y Banks, 2005).

### 2.2.3 Discos biológicos

El proceso de tratamiento mediante biodiscos (Figuras 2.6 y 2.7), es también conocido como reactor biológico rotativo de contacto, que consiste en una serie de discos circulares de poliestireno, o cloruro de polivinilo, situados sobre un eje, a corta distancia unos de otros. Los discos están parcialmente sumergidos en el agua residual y giran lentamente en el seno de la misma.

En el funcionamiento de un sistema de este tipo, los crecimientos biológicos se adhieren a las superficies de los discos, hasta formar una película biológica sobre la superficie mojada de los mismos. La rotación de los discos pone la biomasa en contacto, de forma alternativa, con la materia orgánica presente en el agua residual y con la atmósfera, para la absorción del oxígeno. La rotación del disco induce la transferencia de oxígeno y mantiene la biomasa a condiciones aerobias. La rotación también es el mecanismo de eliminación de exceso de sólidos en los discos por medio de los esfuerzos cortantes que origina y sirve para mantener en suspensión los sólidos arrastrados, de modo que puedan ser transportados desde el reactor hasta el clarificador (Pavlostathis y Gossett, 2004).

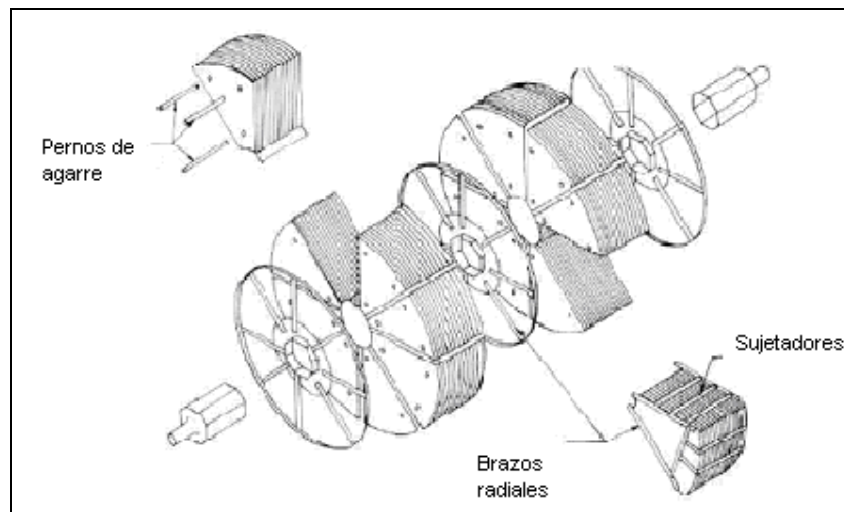


Figura 2.6 Corte de un reactor biológico rotativo de contacto (Carballa y col., 2004)



Figura 2.7 Foto de un reactor biológico rotativo de contacto (Carballa y col., 2004)

Existen muchos factores que pueden afectar el rendimiento de los sistemas biológicos empleados en el tratamiento secundario de las aguas residuales esto se muestra en la Tabla 2.1.

La selección del proceso debe sustentarse en base a los datos de rendimiento que muestran los diferentes procesos como se muestra en la Tabla 2.2.

### **2.3 Degradación anaerobia**

La digestión del material orgánico sigue básicamente cuatro etapas: Hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis como se observa en la Figura 2.8. La degradación anaerobia es un proceso complejo que requiere estrictas condiciones anaerobias (potencial de la oxidación-reducción, POR < -200 mV) para proceder, y depende de la actividad coordinada de una asociación microbiana compleja para transformar el material orgánico en sobre todo CO<sub>2</sub> y metano (CH<sub>4</sub>). A pesar de los pasos sucesivos, la hidrólisis es considerada generalmente como un limitante en la velocidad (Ghyoot y Verstraete, 1997; Qasim, 1999; Wang y col., 1999; Tiehm y col., 2001; Vavilin y col., 2002; Aquino y Stuckey, 2008).

En la etapa de la hidrólisis se degrada el material orgánico insoluble y compuestos de peso molecular elevado tales como lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos, en sustancias orgánicas solubles (por ejemplo, aminoácidos y ácidos grasos). Los componentes formados durante la hidrólisis son fracturados a moléculas de menor tamaño en la acidogénesis, la segunda etapa. Los AGV son producidos por las bacterias acidogénicas (o fermentantes) junto con el amoníaco (NH<sub>3</sub>), CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S y otros subproductos.



Tabla 2.1 Factores que afectan al rendimiento de los procesos de tratamiento secundario típicos (Metcalf y Eddy, 2003)

Proceso	Factores que afectan el proceso
Lodos activados	Tiempo de retención hidráulica Carga hidráulica Carga orgánica Capacidad de aireación Tiempo medio de retención celular Relación alimento / microorganismo Relación de recirculación de fango Nutrientes Factores ambientales
Filtros percoladores	Tipo y profundidad del medio filtrante Carga hidráulica Carga orgánica Ventilación Disposición por etapas Caudal de recirculación Distribución del caudal
Biodiscos	Número de etapas Carga orgánica Carga hidráulica Mecanismo de transmisión Densidad del medio Tipo de ejes Relación de recirculación Sumergencia Velocidad de rotación

Tabla 2.2 Rendimientos de los procesos unitarios (Metcalf y Eddy, 2003)

Unidades de tratamiento	Rendimiento de eliminación del constituyente, porcentaje					
	DBO	DQO	SS	P	N	NH <sub>3</sub>
Lodos Activados	80-95	80-85	80-90	10-25	15-50	8-15
Filtros Percoladores	65-80	60-80	60-85	8-12	15-50	8-15
Biodiscos	80-85	80-85	80-85	10-25	15-50	8-15

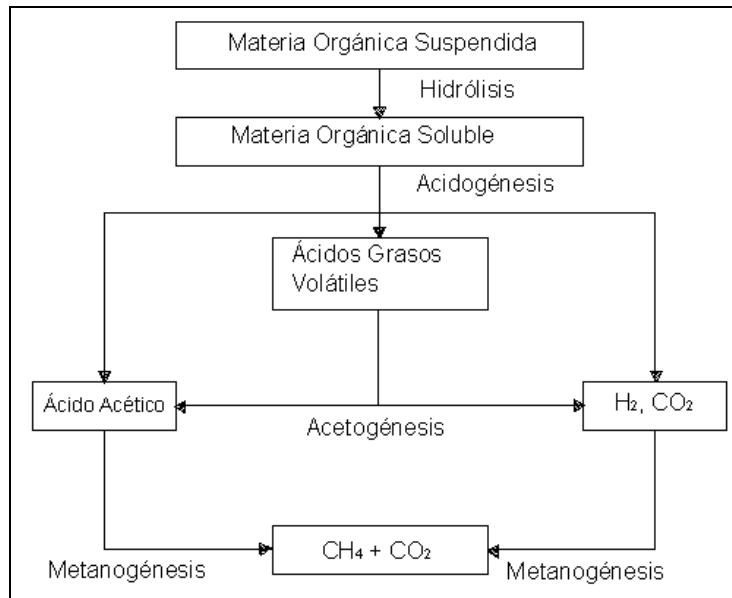


Figura 2.8 Pasos subsecuentes en el proceso de la digestión (Appels y col., 2008)

La tercera etapa en la degradación anaerobia es la acetogénesis, donde los ácidos orgánicos y los alcoholes más altos producidos por la acidogénesis son digeridos a moléculas más pequeñas por las bacterias acetogénicas para producir principalmente el ácido acético así como el  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2$ . Esta conversión es controlada en gran parte por la presión parcial de  $\text{H}_2$  en la mezcla.

La etapa final es la metanogénesis, la cual produce el metano por dos grupos de bacterias metanogénicas: El primer grupo bacteriano de esta etapa fracciona el acetato en metano y en dióxido de carbono y el segundo grupo utiliza el hidrógeno como donante de un electrón y el dióxido de carbono como aceptor para producir metano.

## 2.4 Condiciones técnicas del proceso de la degradación anaerobia

Dentro del ambiente anaerobio, varios parámetros importantes afectan los índices de los diversos pasos del proceso de la digestión, como el pH, alcalinidad, temperatura, y tiempos de retención.

### 2.4.1 pH, alcalinidad y la relación ácidos volátiles/alcalinidad

Cada grupo de microorganismos tiene un diferente intervalo óptimo de pH. Las bacterias metanogénicas son extremadamente sensibles al pH con un rango óptimo entre 6.5 y 7.2 (Boe, 2006; Turovskiy y Mathai, 2006). Los microorganismos fermentantes son algo menos sensibles y pueden funcionar en una gama más amplia del pH entre 4.0 y 8.5 (Hwang y col., 2004). En un pH bajo, los principales productos son ácido acético y butírico, mientras que en un pH de 8.0 principalmente se produce ácido acético y propiónico (Boe, 2006).

Los AGV producidos durante la digestión tienden a reducir el pH. Esta reducción es debida normalmente por la actividad de las bacterias metanogénicas, que también producen alcalinidad bajo la forma de dióxido de carbón, amoníaco y bicarbonato

(Stichting, 1985; Turovskiy y Mathai, 2006;). El pH es controlado por la concentración del  $\text{CO}_2$  en la fase gaseosa y  $\text{HCO}_3^-$  alcalino de la fase líquida. Si la concentración del  $\text{CO}_2$  en la fase gaseosa sigue siendo constante, la adición posible de  $\text{HCO}_3^-$  alcalino puede aumentar el pH en el digestor (Turovskiy y Mathai, 2006). Una capacidad de 70 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$  o una relación molar de por lo menos del 1.4:1 de bicarbonato/AGV se debe mantener para tener un proceso de digestión estable y un proceso de amortiguamiento de la digestión (Stichting, 1985).

### **2.4.2 Temperatura**

La temperatura tiene un efecto importante sobre las características fisicoquímicas de los componentes encontrados en el sustrato de la digestión. También tiene influencia en el índice de crecimiento y el metabolismo de microorganismos y por lo tanto en la dinámica de la población del reactor anaerobio. Las bacterias metanogénicas acetotróficas son uno de los grupos más sensibles al incremento de la temperatura. La degradación de los ácidos propiónico y butírico son también sensibles a las temperaturas por arriba de 70 °C. La temperatura tiene por otra parte un efecto significativo sobre la presión parcial de  $\text{H}_2$  en digestores, influenciando en la cinética del metabolismo sintrófico. Termodinámicamente se muestra que las reacciones endotérmicas (bajo condiciones estándar), por ejemplo la degradación del ácido propiónico en acetato,  $\text{CO}_2$ , y  $\text{H}_2$ , llegaría a ser energéticamente más favorable en una temperatura más alta, mientras que reacciones que son exotérmicas (por ejemplo, las metanogénicas hidrogenotróficas) son menos favorables en temperaturas más altas (Rehm y col., 2000).

Un incremento en la temperatura tiene varias ventajas (Boe, 2006; Rehm y col., 2000) incluyendo una solubilidad cada vez mayor de los compuestos orgánicos, aumentando los índices de las reacciones biológicas y químicas, y un índice de mortalidad cada vez mayor de los patógenos (condiciones termófilas).

Sin embargo, el uso de las temperaturas altas (termófilas) tiene efectos contrarios como el aumento de la fracción del amoníaco libre, que desempeña un papel de inhibición de los microorganismos. Pero si el  $\text{pK}_a$  es cada vez mayor que los AGV, el proceso será más susceptible a la inhibición (Boe, 2006). El control es asimismo, un tema delicado para una digestión termófila con respecto a la digestión mesófila.

Es importante mantener una temperatura de funcionamiento estable dentro del digestor, ya que fluctuaciones agudas y/o frecuentes de la temperatura tiene efectos en las bacterias, especialmente en las metanogénicas. Una falla en el proceso puede ocasionar cambios de temperatura superior a 1 °C/día; y los cambios en temperatura de más de 0.6 °C/día deben ser evitados (Turovskiy y Mathai, 2006).

### **2.4.3 Tiempo de retención de sólidos e hidráulico**

El tiempo de retención de los sólidos (TRS) es el tiempo promedio que los sólidos pasan en el digestor, mientras que el tiempo de retención hidráulico (TRH) es el tiempo medio del lodo líquido que se mantiene en el digestor. Los pasos subsecuentes del proceso de la digestión se relacionan directamente con el TRS. Una disminución del TRS disminuye el grado de las reacciones y viceversa. Cada vez que se retira el lodo, una fracción de la población bacteriana se quita así que implica que el crecimiento de los microorganismos

debe por lo menos compensar la remoción del microorganismo para asegurar un estado estacionario y evitar la falla del proceso (Stichting,1985; Turovskiy y Mathai, 2006).

En un estudio sobre el efecto del tiempo de retención hidráulica en la eficiencia de la degradación a escala laboratorio (Stichting, 1985), además de la relación obtenida entre la producción del gas y el tiempo de retención en un reactor semicontinuo. Los resultados de esa investigación fueron: Que los tiempos de retención menores a 5 días no son factibles para una digestión estable; las concentraciones de AGV se incrementan debido a un descenso de número de bacterias metanogénicas y las concentraciones de AGV siguen siendo relativamente altas para TRS de 5 a 8 días. También se observó que hay una degradación incompleta de compuestos, especialmente de los lípidos y que la digestión estable se obtiene después de 8 a 10 días cuando se presentaron bajas concentraciones de AGV. La degradación de los lípidos iniciales se estabiliza en TRS>10 días; en este tiempo, todos los compuestos del lodo crudo a tratar se reducen significativamente. El TRS es un diseño fundamental y un parámetro de funcionamiento para todos los procesos anaerobios. Una representación esquemática del TRS contra el grado de degradación anaerobia se muestra en la Figura 2.9.

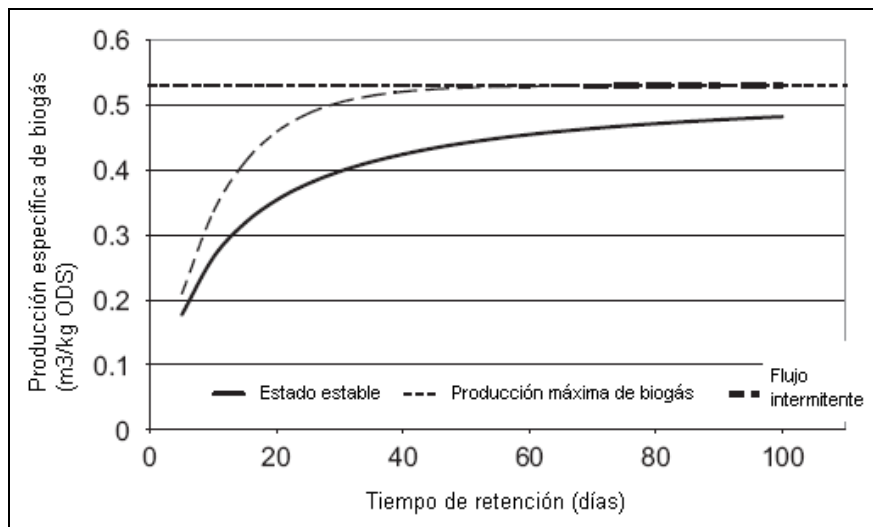


Figura 2.9 Producción de biogás vs TRS (Appels y col., 2008)

## 2.5 Factores de inhibición

Los compuestos de inhibición están presentes en el sustrato del digestor o son generados durante la digestión. A continuación se presentan algunos de ellos.

### 2.5.1 Amoníaco

El amoníaco se produce durante la degradación de la materia nitrogenada, principalmente proteínas y urea (Boe, 2006; Chen y col., 2008). El amonio ( $NH_4^+$ ) y el amoníaco libre ( $NH_3$ ) son las dos formas más predominantes de la presencia inorgánica del nitrógeno. El amoníaco libre es el más tóxico de ambos, debido al hecho de que puede pasar a través de la membrana celular (Sung y Liu, 2003; Chen y col., 2008). En la célula causa un desbalance en los protones y la deficiencia del potasio (Chen y col., 2008). La concentración del amoníaco libre depende principalmente de tres parámetros:

Concentración total de amoníaco, temperatura y pH (Hansen y col., 1998). Un incremento en la temperatura tiene un efecto positivo sobre la tasa de crecimiento microbiana pero también da lugar a una concentración libre más alta del amoníaco. En la digestión termofílica es más fácil de inhibirse el sistema por amoníaco que en la digestión mesofílica (Hansen y col., 1998; Sung y Liu, 2003). Un aumento en el pH daría lugar a un nivel más alto de toxicidad debido al cambio elevado del amoníaco libre ionizado. La inestabilidad del proceso lleva a menudo a un aumento en la cantidad de AGV, que lleva a su vez a una disminución del pH y por lo tanto a una concentración más baja del amoníaco libre (Chen y col., 2008). El proceso podrá seguir siendo estable pero se reduce la producción del metano (Hansen y col., 1998; Sung y Liu, 2003). Las concentraciones del amoníaco debajo de 200 mg/l son beneficiosas para la degradación anaerobia porque el nitrógeno es un nutriente esencial para los microorganismos (Liu y Sung, 2002). Amoníaco libre de 560 a 568 mgNH<sub>3</sub>-N/l puede causar una inhibición del 50% de la metanogénesis en un pH de 7.6 bajo condiciones termofílicas (Sung y Liu, 2003). La población acetogénica es más tolerante que la metanogénica. Cuando la concentración de amoníaco fue incrementada de 4,051 a 5,734 mgNH<sub>3</sub>/l, las bacterias acidogénicas fueron poco afectadas mientras que las bacterias metanogénicas perdieron 56.1% de su actividad (Chen y col., 2008). Sin embargo, las bacterias metanogénicas pueden adaptarse a la inhibición del amoníaco como resultado de un cambio en la población metanogénica o debido a cambios internos en la especie metanogénica predominante (Chen y col., 2008). Sung y Liu demostraron que la adaptación de las bacterias metanogénicas podrían tolerar concentraciones por arriba de 2 gN/l bajo condiciones termofílicas sin inhibición. No obstante, se obtuvo la inhibición total de la actividad de las bacterias metanogénicas cuando una concentración de 10 gN/l fue alcanzada (Sung y Liu, 2003).

### 2.5.2 Sulfuro

El sulfato se encuentra comúnmente en muchas aguas residuales y por lo tanto en los lodos activados de desecho (Dewil y col., 2006). Bajo condiciones anaerobias, el sulfato se utiliza como aceptador de electrones y por lo tanto es reducido a sulfuro por las bacterias sulfato reductoras (BSR) (Boe, 2006; Chen y col., 2008). Dos grupos de BSR son responsables de la reducción, de los oxidantes incompletos y completos. El primer grupo oxida compuestos como el lactato a acetato y CO<sub>2</sub>, mientras que segundo convierte el acetato a CO<sub>2</sub> y a HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Chen y col., 2008). En ambos procesos, la reacción media de la reducción transforma el  $SO_4^{2-}$  en S<sup>2-</sup>.

La inhibición ocurre en dos niveles diferentes: La inhibición primaria causada por la competencia por los sustratos de las BSR, mientras que la inhibición secundaria es debido a la toxicidad de los sulfuros para los diversos grupos de los microorganismos anaerobios (Chen y col., 2008).

### 2.5.3 Competencia

Las BSR pueden metabolizar un número de sustratos, tales como alcoholes, ácidos orgánicos, compuestos aromáticos y ácidos grasos de larga cadena (AGLC). La competencia existe entre las bacterias fermentativas, acetogénicas o las metanogénicas por el acetato, H<sub>2</sub>, el ácido propiónico y el ácido butírico en el sistema anaerobio. Normalmente, la inhibición a través de la competencia no ocurre en la primera fase de la digestión puesto que las BSR no son capaces de degradar biopolímeros. Dependen de

los microorganismos fermentativos para degradar esta materia orgánica, así que pueden metabolizar los productos de la degradación (Rhem y col., 2000; Boe, 2006; Chen y col., 2008). Sin embargo, los microorganismos acetogénicos y metanogénicos son afectados por la presencia de las BSR puesto que compiten por los mismos productos de la fermentación. Desde un punto de vista termodinámico y cinético, las BSR son capaces de crecer más rápidamente que las bacterias acetogénicas, degradadoras de ácido propiónico y butírico. Pero hay algunos factores como el cociente del  $DQO/SO_4^{2-}$ , la toxicidad del sulfuro, la población relativa de las BSR y de las bacterias acetogénicas que influyen en la competencia. Las BSR son muy importantes en la degradación del ácido propiónico, incluso se cree que es la vía dominante de la degradación. Las bacterias acetogénicas son capaces de competir eficazmente con las BSR por el ácido butírico y el etanol. La metanogénesis y la reducción del sulfato pueden suceder simultáneamente, pero la función de las bacterias metanogénicas hidrogenotróficas es disminuida fácilmente por las BSR para la degradación del  $H_2$  (Boe, 2006; Chen y col., 2008). Si las aguas residuales con una alta concentración de sulfato se alimentan a un reactor metanogénico, la población bacteriana puede cambiar gradualmente de metanogénicas a BSR (Rhem y col., 2000; Boe, 2006). La temperatura tiene un efecto sobre la competencia entre las BSR y las metanogénicas hidrogenotróficas. Existen resultados de que las BSR son dominantes a condiciones mesofílicas y las metanogénicas tienen una población más grande en las temperaturas termofílicas (Chen y col., 2008).

#### 2.5.4 Toxicidad

El sulfuro de hidrógeno no-disociado es tóxico para las metanogénicas y reductor del sulfato. Esta forma es la forma tóxica puesto que se puede difundir libremente a través de la membrana celular, causando la desnaturalización de proteínas en los microorganismos, interfiriendo con la asimilación del metabolismo del sulfuro (Boe, 2006; Chen y col., 2008). Concentraciones tan bajas como 0.003-0.006 mol/l totales de S ó 0.002-0.003 mol/l  $H_2S$  son reportados para ser inhibidores a los microorganismos (Boe, 2006). Otras fuentes sugieren que con una concentración de 150 mg/l de sulfuro aún la metanogénesis puede ocurrir en condiciones estables (Rhem y col., 2000). Hay autores que señalan que la toxicidad se debe relacionar a la concentración no ionizada del sulfuro en la gama del pH de 6.8 a 7.2 y la concentración total del sulfuro en un pH más arriba de 7.2 (Boe, 2006; Chen y col., 2008). La gama de sensibilidad de las diversas bacterias anaerobias son los siguientes:

fermentativas < BSR = acetogénicas < metanogénicas

Los diferentes elementos catiónicos, incluyendo el sodio (Na), potasio (K) y otros, son encontrados en el influente del digestor y que también pueden ser liberados debido a la digestión de material orgánico y otros compuestos que se agregan para ajustar el pH (Chen y col., 2008). Aunque se requieran para el crecimiento microbiano, pueden ser tóxicos o inhibidores para la actividad de los microorganismos cuando están presentes en altas concentraciones.

#### 2.5.5 Sodio

La presencia de concentraciones bajas de sodio es esencial para las bacterias metanogénicas, probablemente porque son importantes para la formación de ATP. Altas concentraciones de sodio, sin embargo, inhiben la actividad de los microorganismos e interfieren con su metabolismo (Feijoo y col., 1995; Chen y col., 2008). El nivel de

inhibición depende de la concentración encontrada en el lodo. Las condiciones óptimas del crecimiento de bacterias metanogénicas hidrogenotróficas ocurren en concentraciones de 350 mgNa<sup>+</sup>/l. Los efectos inhibidores inician en concentraciones entre 3,500 y 5,500 mg/l causando una inhibición moderada, mientras que una concentración de 8,800 mg/l es fuertemente inhibitoria a las bacterias metanogénicas durante la digestión mesofílica (Chen y col., 2008). Las bacterias anaerobias pueden adaptarse al catión tóxico y su actividad no se afecta significativamente si son expuestas a un suficiente periodo de tiempo. Sin embargo, hay un límite para que los microorganismos toleren las altas concentraciones (Bashir y Matin, 2004; Chen y col., 2008). La adaptación de las bacterias metanogénicas a las altas concentraciones de sodio son evidentes cuando se investiga la concentración óptima del sodio en diversos medios salinos. En un medio con un contenido poco salado, el rango de concentración óptimo esta en la gama de 230 a 350 mg/l (Feijoo y col.,1995). Esto se debe a la adaptación del lodo anaerobio al sodio. Las bacterias que degradan los AGV tienen una diferente resistencia a la toxicidad del sodio: Por ejemplo, se presentó inhibición del 50% del ácido propiónico, del ácido acético y del ácido n-butírico utilizando bacterias en concentraciones de 10,500, 7,000, y 19,000 mg/l, respectivamente (Feijoo y col.,1995). Esto está de común acuerdo con los resultados de Liu y Boone (Liu y Boone, 1991), que encontraron que las bacterias consumidoras de ácido acético son más susceptibles a la toxicidad del NaCl que las consumidoras de ácido propiónico y el H<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> siempre es utilizado por los microorganismos.

Si se adiciona calcio y potasio en concentraciones convenientes se ha encontrado que pueden ser muy beneficiosas para mejorar la eficiencia de la digestión ya que reducen la toxicidad del sodio en las bacterias metanogénicas. El potasio y el magnesio también fueron encontrados para ser muy eficaces en la reducción de la toxicidad del sodio cuando se presentan en concentraciones óptimas. Sin embargo, si las concentraciones de los cationes están muy lejos de las óptimas, su efecto es irrelevante (Bashir y Matin, 2004; Bashir y Matin, 2005; Chen y col., 2008).

### **2.5.6 Potasio**

Las altas concentraciones de potasio pueden llevar a una influencia pasiva de los iones del potasio, de tal modo que neutralice el potencial de la membrana (Chen y col., 2008). Cuando la concentración de potasio está debajo de 400 mg/l, la eficiencia del reactor a temperatura mesofílica y termofílica se mejora. Sin embargo, altos niveles de potasio inducen un efecto inhibitorio, especialmente para los organismos termofílicos (Chen y col., 2008). Se ha encontrado que al usar acetato y glucosa como sustratos junto con el lodo (inóculo), la concentración media inhibitoria máxima (IC<sub>50</sub>) para las bacterias acetogénicas utilizadas es de 0.74 mol/l (Chen y col., 2008). Las bacterias pueden presentar un efecto de adaptación, que depende de la concentración de potasio y del tiempo de exposición. Si se permite un tiempo suficiente de exposición, las bacterias anaerobias pueden adaptarse al catión tóxico y su actividad no se afecta significativamente. Sin embargo, más allá de un cierto nivel del catión tóxico, las bacterias no pueden tolerar más concentraciones. Sodio, magnesio, amonio y calcio fueron encontrados para ser muy efectivos en amortiguar la toxicidad del potasio (Bashir y Matin, 2004). Hay, sin embargo, concentraciones óptimas que deben ser mantenidas para lograr mitigar los efectos. Para el sodio, el nivel óptimo encontrado es de 564 mg/l (Bashir y Matin, 2005). El calcio y sodio deberían estar presentes en 837 y 379 mg/l, respectivamente (Bashir y Matin, 2004).

Existe mas información sobre los efectos de otros metales como magnesio, calcio y aluminio (Jackson-Moss y Duncan, 1989; Chen y col., 2008), y algunos datos sobre estos, se muestran en la Tabla 2.3.

### 2.5.7 Metales pesados

Los desechos industriales son la fuente primaria de los metales pesados en aguas residuales urbanas y cuentan hasta con el 50% de contenido total de metales en el sedimento de aguas residuales. Los contaminantes industriales incluyen el cinc, cobre, cromo, níquel, cadmio y plomo. Los desechos domésticos que se asocian principalmente a la lixiviación (en rellenos sanitarios y aguas residuales) son los materiales de plomería (Cu y Pb), y/o materiales galvanizados, uso de detergentes, polvos de lavado que contienen Cadmio, Cu y Zn, y uso de productos para el cuidado del cuerpo que contienen Zn. La presencia de metales pesados puede a menudo causar dificultades en el proceso de nitrificación y desnitrificación de los procesos del tratamiento de aguas residuales debido a la inhibición que se produce (Juliastuti y col., 2003) y puede obstaculizar el uso de la disposición del lodo para su aprovechamiento en suelos agrícolas (Dewil y col., 2006). Algunos valores de concentraciones inhibitorias de metales se muestran también en la Tabla 2.3.

Muchas enzimas y coenzimas dependen de una cantidad mínima o trazas de metales para su actividad. Cuando están presentes en grandes cantidades, causan un efecto inhibitorio o tóxico a los microorganismos. La saturación química de metales pesados para las enzimas así como la interrupción de su función y estructura son la causa principal de este efecto tóxico (Li y Fang, 2007).

### 2.5.8 Hidrógeno

El hidrógeno molecular se forma durante diversas etapas de la degradación anaerobia. En la etapa de la hidrólisis, las bacterias producen ácidos grasos, CO<sub>2</sub> y el hidrógeno de los carbohidratos. Durante la acetogénesis, las bacterias (*Sintrofobacter wolfei*) producen ácido acético, CO<sub>2</sub> e hidrógeno, o ácido acético e hidrógeno por oxidación anaerobia de los ácidos propiónico y butírico (Rhem y col., 2000). En esta última etapa, el hidrógeno es consumido por las bacterias metanogénicas así que no se acumula. Esto se puede también alcanzar por la actividad de las bacterias sulfato reductoras al consumir el sulfato presente (Rhem y col., 2000). La concentración del hidrógeno se puede también disminuir en el lodo de aguas residuales por la formación de ácido acético, CO<sub>2</sub> y de H<sub>2</sub>.

La acetogénesis de ácidos grasos o de otros metabolitos puede realizarse solamente si el hidrógeno no se acumula, sino que es consumido por las bacterias metanogénicas. En los digestores, la concentración de hidrógeno puede disminuir por la formación de ácido acético a partir de CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>.

Varios estudios determinaron el efecto de la presión parcial del hidrógeno (pH<sub>2</sub>) en la producción de ácido acético, de ácido propiónico y de ácido butírico (Massé y Droste, 2000). Conversiones del ácido propiónico y butírico a ácido acético son posible termodinámicamente solamente cuando la presión pH<sub>2</sub> es menor que 10<sup>-4</sup> para el ácido n-butírico y 10<sup>-5</sup> atm para el ácido propiónico.



Tabla 2.3 Concentraciones críticas de varios inhibidores químicos en el tratamiento del exceso de lodo aerobio de plantas de tratamiento (Stichting, 1985; Turovskiy y Mathai, 2006)

Sustancia	Concentración estimulada (mg/l)	Concentración inhibidora moderada (mg/l)	Concentración fuertemente inhibidora (mg/l)
Na <sup>+</sup>		3,500-5,500	8,000
K <sup>+</sup>	200-400	2,500-4,500	12,000
Ca <sup>2+</sup>	100-200	2,500-4,000	8,000
Mg <sup>2+</sup>	75-150	1,000-1,500	3,000
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		1,500-3,500	3,000
S <sup>2-</sup>		200	200
Cu <sup>2+</sup>			0.5 (soluble) 50-70 (total)
Cromo			
Cr <sup>6+</sup>			3.0 (soluble)
		10	200-250 (total)
Cr <sup>3+</sup>			2.0 (soluble)
			180-240 (total)
Ni <sup>2+</sup>			30 (total)
Zn <sup>2+</sup>			1.0 (soluble)
Arsénico		> 0.7	
Cianuro		1-2	
Compuestos que contienen plomo		5	
Compuestos que contienen cadmio		-	
Compuestos que contienen hierro		> 35	
Compuestos que contienen cobre		1	
Cloruro de potasio		> 10,000	
Compuestos que contienen níquel		-	
Cloruro		6,000	

Cuando  $p_{H_2}$  es más grande que  $10^{-4}$  atm, el cambio de energía libre de Gibbs es más grande para la reducción del CO<sub>2</sub> que para la degradación del ácido acético, dando por resultado una reducción del CO<sub>2</sub> en lugar de la degradación del acetato. Una disminución en la concentración de H<sub>2</sub> permite la conversión del ácido acético a metano (Massé y Droste, 2000; Rhem y col., 2000) La actividad metanogénica y la actividad sulfato reductora de los microorganismos respectivos no es suficiente para mantener la p<sub>H2</sub> en el nivel requerido (Rhem y col., 2000).

Un funcionamiento estable del digestor debe tener una baja concentración de hidrógeno disuelto y convertido la mayor parte del substrato (orgánico) a ácido acético (Massé y Droste, 2000).

### 2.5.9 Ácidos grasos volátiles (AGV)

Los AGV son los más importantes intermediarios del proceso de la degradación anaerobia. Los AGV son degradados por las bacterias acetogénicas en asociación con el hidrógeno que consumen las bacterias metanogénicas (Mechichi y Sayadi, 2005). Sin

embargo, la producción de AGV puede ser tóxica a los microorganismos, especialmente a las bacterias metanogénicas en una concentración de 6.7 a 9.0 mol/m<sup>3</sup> (Batstone y col., 2000). Estas concentraciones crecientes son el resultado de la acumulación de los AGV debido a los desequilibrios del proceso y que pueden originarse por la variación de la temperatura, sobrecarga orgánica, compuestos tóxicos, etc. (Mechichi y Sayadi, 2005). En tales casos, las bacterias metanogénicas no pueden consumir el hidrógeno y a los ácidos orgánicos volátiles lo suficientemente rápido para volver al equilibrio. Consecuentemente los ácidos se acumulan y el pH disminuye a un valor tan bajo que la hidrólisis/acetogénesis puede ser inhibida (Siegert y Banks, 2005).

La toxicidad es debido a un aumento en la forma de disociación de los AGV. Pueden fluir libremente a través de la membrana celular donde se disocian y por lo tanto causan una reducción del pH y una interrupción de la homeostasis (Boe, 2006).

Según Siegert y Banks (2005), la presencia de concentraciones cada vez mayores de AGV en un sistema anaerobio tiene un efecto diferente sobre las distintas fases metabólicas de producción de la hidrólisis, de la acidogénesis y de la metanogénesis. Los experimentos se realizaron con celulosa y glucosa como sustrato para la digestión. Independientemente del pH del sistema, los AGV causaron la inhibición de la hidrólisis celulolítica en concentraciones de 2 g/l, mientras que para la glucosa una concentración de más de 4 g/l fue observada para dar efectos semejantes. El efecto inhibitorio sobre la producción de biogás fue evidente por encima 6 g/l de AGV para la celulosa y 8 g/l para la glucosa (Siegert y Banks, 2005).

Las altas concentraciones de ácido acético y propiónico inhiben su propia degradación. El ácido acético también inhibe la degradación del ácido propiónico e inhibe la degradación del benzoato. Los AGV pueden aumentar el efecto inhibitorio por el pH y la consecuente disminución de la producción del metano (Rehm y col., 2000).

### **2.5.10 Ácidos grasos de larga cadena (AGLC)**

Los AGLC se forman durante la degradación de la grasa y de los lípidos y son reducidos hasta ácido acético e hidrógeno a través de la  $\beta$ -oxidación por las bacterias acetogénicas (Alves y col., 2001; Boe, 2006). Los AGLC se conocen por ser inhibidores en concentraciones bajas (Chen y col., 2008). Angelidaki y Ahring (1992) encontraron que los AGLC, como el ácido oléico y esteárico son inhibidores en concentraciones 1.0 g/l.

El mecanismo de la toxicidad de los AGLC es su adsorción sobre la pared celular o la membrana celular, que interfieren con funciones del transporte y/o de la protección de la célula (Alves y col., 2001; Chen y col., 2008). Las bacterias metanogénicas acetoclásticas se reportan más afectadas por los AGLC que las metanogénicas hidrogenotróficas (Alves y col., 2001) y las bacterias termofílicas parecen ser más sensibles a la toxicidad de los AGLC comparada a las bacterias mesofílicas. Esto se relaciona posiblemente con la composición de la membrana celular, que es diferente para las dos especies (Chen y col., 2008).

Angelidaki y Ahring (1992) encontraron que los AGLC tienen un efecto bactericida y las bacterias no demostraron ninguna muestra de adaptación a la toxicidad de los ácidos grasos. Sin embargo, un estudio realizado por Alves y col. (2001) postularon que el lodo adaptado a lípidos mostró una tolerancia más alta a la toxicidad del ácido oléico (IC<sub>50</sub>

=137 mg/l) comparado con lodo que fue alimentado a un substrato sin materias grasas ( $IC_{50}$ = 80 mg/l). También, la biodegradabilidad del ácido oléico fue mejorada mediante esta adaptación con los lípidos (Alves y col., 2001). El ácido oléico es la especie mas abundante en las aguas residuales que contienen AGLC (Hwu y col., 1998). Los autores también encontraron que la toxicidad del oleato no depende de los factores biológicos (por ejemplo, el origen del lodo, la actividad específica metanogénica o la adaptación del lodo a los lípidos) pero apareció estar correlacionado con el área específica del lodo (Hwu y col., 1998). Esto significa que el lodo, con una alta área específica tal como un lodo suspendido, será inhibido en mayor medida que el lodo granular.

## **2.6 Pretratamiento**

La degradación anaerobia de biosólidos ha demostrado ser un tratamiento de importancia, reduce el volumen del lodo, destruye organismos patógenos, estabiliza el lodo y produce biogás rico en energía. Sin embargo, la aplicación de la degradación anaerobia a los biosólidos es limitado a menudo por los tiempos de retención muy largos (20 a 30 días) y una eficiencia baja de la degradación de la materia seca orgánica (30 a 50%). Esos factores de limitación se asocian generalmente a la etapa de la hidrólisis (Tiehm y col., 2001). Durante la hidrólisis, las paredes celulares se rompen y las sustancias poliméricas extracelulares (SPE) son degradadas dando por resultado la exposición de la materia orgánica fácilmente disponible para los microorganismos acidogénicos. La capa celular de los microorganismos es una estructura semirígida que proporciona fuerza suficiente para proteger la célula contra la lisis osmótica. Las membranas celulares microbianas contienen cadenas de péptidos, que causa resistencia a la biodegradación. Varios autores (Weemaes y Verstraete, 1998; Tiehm y col., 2001), han identificado que la hidrólisis es el paso limitante en la digestión del lodo de las aguas residuales.

Los métodos de la desintegración del lodo que se han estudiado se complementan al proceso de digestión como un pretratamiento previo. Estos métodos rompen las membranas celulares por lisis o por desintegración de las células del lodo. El material orgánico se convierte lentamente a moléculas de menor peso molecular, compuestos fácilmente biodegradables, para ir pasando la etapa limitadora de la hidrólisis. Los tratamientos previos posibles que existen son de tipo mecánico, térmico, químico y biológico.

### **2.6.1 Pretratamiento térmico**

El tratamiento térmico del lodo activado de desecho fue expuesto desde 1970 (Brooks, 1970) como un método eficaz del tratamiento previo para la degradación anaerobia. El lodo se expone generalmente a temperaturas entre 150 y 200 °C, aunque a temperaturas más bajas se han utilizado. Las presiones que corresponden a estas temperaturas están en el intervalo de 600 a 2,500 kPa (Barlindhaug y Odegaard, 1996). El calor del tratamiento térmico rompe los enlaces químicos de la pared celular y la membrana, así se pueden solubilizar los componentes de la célula. Varios autores mencionan que el uso del pretratamiento térmico es necesario para aumentar la eficiencia de la degradación anaerobia.

La mayoría de los casos estudiados, tienen un impacto positivo después del tratamiento previo térmico en la degradación anaerobia. Las condiciones óptimas y la magnitud de la mejora, sin embargo, varían considerablemente. Esto coincide con los resultados de

Gavala y col. (2003), quienes concluyeron que la temperatura y el tiempo de duración del pretratamiento óptimo depende de la naturaleza del lodo: Cuanto mayor es la dificultad en la hidrolización de sustancias biológicas del lodo, mayor intensidad será necesario del tratamiento térmico. En general el pretratamiento térmico de lodo activado de desecho puede considerablemente incrementar la producción de metano para la degradación anaerobia mesofílica y en un menor grado para la digestión termofílica. La digestión termofílica es más eficiente en la reducción de los SSV y en la producción del metano con respecto a la digestión mesofílica.

Evidentemente, el tratamiento previo térmico requiere la entrada de una considerable cantidad de calor. El lodo necesita ser precalentado a la temperatura de funcionamiento ( $\approx 700 \text{ kJ/m}^3$ ) a expensas de usar como energía térmica, el biogás producido.

### **2.6.2 Pretratamiento mecánico**

El tratamiento mecánico emplea varias estrategias para físicamente desintegrar las células y en parte solubilizar su contenido. El uso de un molino coloide con el disco inmóvil y giratorio fue difundido por Harrison (1991). El calentamiento de la suspensión por la disipación de energía puede al mismo tiempo mejorar la desintegración. También se utiliza un molino de bola de alta velocidad para la desintegración del lodo. En el reactor, las aspas móviles transfieren energía cinética a los gránulos triturados de tal modo, que se crean altas tensiones que rompen las membranas celulares. Los molinos de bola alternativos de cerámica o de acero también han sido utilizados. El uso de un molino de bola agitador fue estudiado por Kunz y col. (1994). El lodo fue presionado a través de un espacio cilíndrico o cónico que induce tensiones para romper las membranas celulares de las bacterias.

Uno los métodos más frecuentemente usados para una operación de gran escala es la homogeneización de alta presión, comprimiendo el lodo a 60 MPa (Harrison, 1991; Dichtl y col., 1997). La suspensión comprimida es despresurizada a través de una válvula y proyectada en alta velocidad contra un anillo de impacto. Las células se sujetan por este medio a las tensiones de la turbulencia y de la cavitación, dando por resultado la desintegración de la célula. Algunos estudios han reportado los efectos de éstos métodos mecánicos en la degradación anaerobia y se observan en la Tabla 2.4.

### **2.6.3 Pretratamiento químico**

El tratamiento previo químico incrementa la digestión del tratamiento. Algunas sustancias químicas hidrolizan la pared celular y la membrana y por lo tanto, aumenta la solubilidad de la materia orgánica contenida dentro de las células. Se han desarrollado varios métodos químicos, basados en diferentes principios de funcionamiento. Los grupos principales son: (i) Hidrólisis ácida y alcalina, (ii) Ozonación, y (iii) Métodos de oxidación avanzada. Estos métodos se describen a continuación.

Tabla 2.4 Resumen de estudios de pretratamiento mecánico (Appels y col., 2008)

Método	Comentarios
Tratamiento cortado	Incremento de la degradación de SST por 90%
Reactor mecánico (5-50 bar)	Incremento de la concentración de proteína soluble arriba del 86% (50 bar). Incremento de la eliminación de los SSV al 50%.
Molino de bola y cortante	Incremento del 19% en la degradación de SV. El diámetro, velocidad, material y concentración del lodo son parámetros importantes.
Agitación, alta presión, homogenización, homogenización del espacio cortado	Aumento de la biodegradación especialmente para tiempos cortos (incremento de 100% después de 2 días). Mejoramiento de cerca del 20% después de 4 días
Reactor mecánico (30 bar)	Incremento de la eficiencia de la eliminación de los SST en 50%.

### 2.6.3.1 Hidrólisis ácida y alcalina

En métodos químicos de la hidrólisis, un ácido o una base es agregado para solubilizar el lodo. La adición de ácido o de base evita la necesidad de temperaturas altas y estos métodos son realizados sobre todo a temperaturas ambiente o moderadas (Neyens y Baeyens, 2003). Algunos resultados experimentales se muestran en la Tabla 2.5. Los métodos que se muestran suelen ser efectivos aunque con un incomodo método para la solubilización del lodo puesto que los niveles requeridos del pH son extremos, y el lodo necesita posteriormente ser reneutralizado. Su uso como tratamiento previo para la degradación anaerobia es bastante limitado.

Tabla 2.5 Resumen de estudios de pretratamiento basado en la hidrólisis térmica alcalina y ácida (Appels y col., 2008)

Químicos utilizados	Comentarios	Referencia
NaOH	Un mejoramiento poco significativo en la reducción de los SSV. Mejoramiento en la producción de gas con un incremento en la dosis de NaOH.	Knezevic y col., 1995
NaOH 130 °C	Incremento del 20% en la producción de biogás	Tanaka y col., 1997
NaOH	Mejoramiento de la digestión en 60%	Inagaki y col., 1997
NaOH	Incremento del 60% en la reducción total de SS	Tanaka y Kamiyama, 2002
130 °C NaOH, KOH, Mg(OH) <sub>2</sub> , Ca(OH) <sub>2</sub>	Incremento del 30% en la reducción de SV.	Kim y col., 2003
CaO	Un mejoramiento poco significativo en la digestión	Carballa y col., 2004

### 2.6.3.2 Pretratamiento oxidativo del lodo

La destrucción del lodo por oxidación fue practicada en un inicio por procesos aerobios. Este proceso utiliza el oxígeno o el aire a altas temperaturas (260 °C) y presiones altas (10 MPa), por lo que gran parte del lodo se solubiliza. Los problemas con olor, la corrosión y el alto costo energético restringen los usos prácticos de este proceso. Un método moderno usando la oxidación es el proceso de Vertech, alcanzando 20% de solubilidad y el 75% de la oxidación completa (Rinzema, 2000).

En los años noventa, el proceso Cambi combinó la hidrólisis térmica con la digestión para producir un lodo seguro, almacenable y estable (Odeby y col., 2002).

Los estudios mas frecuentes sobre métodos oxidativos son ozonación y peroxidación, perteneciendo a los procesos avanzados de la oxidación y basada en la generación de radicales de hidróxido ( $\text{OH}^\cdot$ ) que son oxidantes extremadamente poderosos. Debido a la energía oxidativa, subproductos peligrosos no fueron detectados (Weemaes y col., 2000).

El ozono ( $\text{O}_3$ ) es un oxidante poderoso que es comúnmente usado para la desinfección del agua potable y la destrucción de patógenos. El tratamiento se puede también aplicar a la destrucción del material celular dentro de los lodos activados de desecho. Los resultados de algunos estudios se muestran en la Tabla 2.6.

Estos radicales se generan con frecuencia usando el peróxido de hidrógeno  $\text{H}_2\text{O}_2$  conjuntamente con las sales de metal de transición. Generalmente, los iones  $\text{Fe}^{2+}$  se utilizan conjuntamente con  $\text{H}_2\text{O}_2$ .

Tabla 2.6 Resumen de estudios de pretratamiento por ozonación (Appels y col., 2008)

Ventajas	Referencia
Incremento de la producción de metano por arriba del 112%. Incremento de la DQO arriba del 64%	Weemaes y col., 2000
Incremento del 22% en la eliminación de SS	Battimelli y col., 2003
Incremento del 28% en la destrucción de ST	Goel y col., 2003

Esta reacción es referida como la peroxidación de Fenton. Una desventaja de este método es la necesidad de traer el lodo a un pH muy bajo (grado óptimo en 3). Una investigación más reciente utiliza los peróxidos alternativos tales como peroximonosulfato y dimetildioxirano que no requieren condiciones rigurosas para la reacción y aumentan perceptiblemente la producción del biogás durante el tratamiento anaerobio del lodo secundario crudo (Neyens y Baeyens, 2003). Aunque se consideren los tratamientos oxidativos como una promesa en investigaciones adicionales, es necesario evitar condiciones extremas de la reacción en términos de presiones y temperaturas, o pH .

### 2.6.4 Ultrasonido

El principio de tratamiento ultrasónico confía en el proceso inducido de la cavitación. Con la subsecuente compresión y expansión del fluido bajo efecto de las ondas ultrasónicas,

se genera una subida extrema de las condiciones locales (temperaturas de varios de miles de grados centígrados y presiones por arriba de los 500 bar). En la Tabla 2.7 se muestra las ventajas de este tipo de pretratamiento para la digestión.

Tabla 2.7 Resumen de las ventajas de los estudios de pretratamiento ultrasónico (Appels y col., 2008)

Ventajas	Referencia
Incremento en la razón de solubilización arriba del 80%	Shimizu y col., 1993
Aumento de la digestión en 46% para un tratamiento de 40 minutos a 200 W	Wang y col., 1999
Aumento del 42.4% en la digestión con una intensidad de 18 W/cm <sup>2</sup>	Neis y col., 2000

Las unidades de tratamiento por ultrasonido están disponibles comercialmente en una amplia gama de capacidades (entre 1 y 20 kW) y de disposición modular. Los costos de capital son aproximadamente de €20,000/kW. Los costos de operación y de mantenimiento son mínimos aunque las sondas ultrasónicas necesitan remplazarse cada 1.5 a 2 años.

El uso del ultrasonido se ha probado en varias PTAR. La destrucción de los SV se incrementa de un 40% hasta el 55%, aumentando consecuentemente la producción del biogás hasta cerca del 50%.

Los ahorros son aproximadamente de €1.5-2/per-cápita/año. Puesto que se acelera la tasa de degradación, las dimensiones de los digestores disminuye, así reduciendo el impacto de los altos costos de capital.