

36
29.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

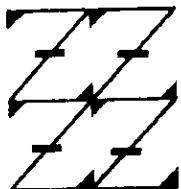
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
PLANTEL "ZARAGOZA"

"TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA TEXTIL UTILIZANDO UN REACTOR TIPO EGSB (EXPLANDER GRANULAR SLUDGE BED)".

T E S I S

PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A :
- LESSLY TOVAR RAMIREZ

U N A M
F E S
ZARAGOZA



LO HUMANO EJE
DE NUESTRA REFLEXIÓN

ASESOR: ING. QUIMICO INDUSTRIAL DAVID AZPEITIA HERNANDEZ.

MEXICO, D. F.

1998.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

267035



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central

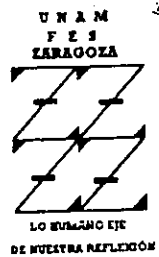


UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Nombre del Alumno: Lessly Tovar Ramirez

Jurado

Agradecimientos

A mis padres y hermanos.

*Por haber tenido paciencia en todo este tiempo, aunque por momentos les abordó la desesperación,
porque sus plegarias en especial a Rodolfo Tovar O.,*

por sus sabios consejos y ánimos Sra. Soco, ya que sin ella no habría nada.

A Eliseo por sus momentos compartidos, por su gran interés.

A Rodolfo Tovar R. por sus regaños infundados.

A El Oso.

Por esos momentos de felicidad, alegría y sabiduría que me ha brindado y porque es un ser excepcional.

Te quiero.

A Adriana.

Porque ha sido una verdadera amiga que siempre ha estado conmigo en todo momento.

Al Ing. David Azpeitia Hernández.

Porque sin conocerme me brindó todo su apoyo y confianza.

Al Ing. M. Arturo Rodríguez Comes.

Por ser como es, una persona grandiosa y por tener tiempo para una persona tan inexperta.

*Si para recobrar lo recobrado
tuve que haber perdido lo perdido,
si para conseguir lo conseguido
tuve que soportar lo soportado.*

*Si para estar ahora enamorado
fue menester haber estado herido,
tengo por bien sufrido lo sufrido,
tengo por bien llorado lo llorado.*

*Porque después de todo he comprendido
que no se goza bien de lo gozado
sino después de haberlo padecido.*

*Porque después de todo he comprobado
que lo que tiene el árbol de florido
vive de lo que tiene sepultado.*

santa Teresa de Ávila

Índice

Resumen.

Objetivos.

Introducción.

Capítulo 1.	Aguas Residuales por Contaminación Industrial, un Panorama General.	
1.1	El Agua.	1-1
1.2	Contaminación por Aguas Residuales y su Control.	1-3
1.2.1	Tipos de Contaminantes.	1-3
1.2.2	Vertidos de Aguas Residuales.	1-7
1.2.3	Autodepuración de Lagos.	1-10
1.2.4	Control de la Contaminación.	1-10
1.3	Parámetros de Calidad del Agua.	1-14
1.3.1	Características Físicas.	1-15
1.3.2	Características Químicas.	1-17
1.3.3	Características Biológicas.	1-20
1.4	Aspectos Básicos de la Microbiología del Agua Residual.	1-21
1.4.1	Tipos de Metabolismo.	1-21
1.4.2	Tipos de Microorganismos.	1-23

Capítulo 2	Problemática Ambiental de la Industria Textil.	
2.1	Marco de Referencia de las Aguas Residuales en México.	2-1
2.1.1	Industrias Generadores de Aguas Residuales.	2-1
2.2	Impacto Ambiental de la Industria Textil de México.	2-4
2.2.1	La Industria Textil en el Sector Productivo.	2-4
2.2.2	Proceso de Acabados Textiles.	2-8
2.2.3	Uso y Requerimientos de Agua en la Industria Textil.	2-12
2.2.4	Características de los Efluentes de la Industria Textil.	2-13
2.2.5	Legislación Aplicada en la Industria Textil.	2-14
2.3	Las Tintas Azo como Principal Problema de Contaminación de la Industria de Acabados Textiles.	2-16
2.3.1	Colorantes Usados en la Industria Textil.	2-16
2.3.2	Colorantes Tipo Azo.	2-16
2.3.3	Tratamiento de los Efluentes Contaminados por Tintas Azo.	2-19

Capítulo 3	Procesos de Tratamiento Biológico de las Aguas Residuales.	
3.1	Desarrollo y Principios del Tratamiento de Aguas Residuales por Actividades Industriales.	3-1
3.2	Clasificación de los Métodos de Tratamiento.	3-2
3.3	Procesos Biológicos para el Tratamiento de Aguas Residuales.	3-3
3.3.1	Tipos de Tratamientos Anaerobios.	3-7
3.3.2	Ventajas y Desventajas entre los Procesos Aerobios y Anaerobios.	3-10

Capítulo 4	Fundamentos del Tratamiento Anaerobio	
4.1	Microbiología y Bioquímica de la Degradación Anaerobia.	4-1
4.1.1	Bacterias Formadoras de Ácidos Grasos.	4-5
4.1.2	Bacterias Acetógenas Productoras Obligadas de Hidrógeno (OHPA).	4-6
4.1.3	Bacterias Acetógenas.	4-6
4.1.4	Bacterias Metanógenas.	4-7
4.1.5	Bacterias Metanógenas Acetoclásticas.	4-7
4.1.6	Bacterias Metanógenas Hidrogenófilas.	4-8
4.1.7	Bacterias Sulfatoreductoras (SR).	4-11
4.2	Factores Ambientales Relacionados con la Digestión Anaerobia.	4-12
4.2.1	Temperatura.	4-12
4.2.2	pH y Alcalinidad.	4-14
4.2.3	Nutrientes.	4-16
4.3	Inhibición de la Digestión Anaerobia.	4-19
4.3.1	Inhibición por Ácidos Grasos Volátiles (AGV's).	4-19
4.3.2	Inhibición por Sulfuros.	4-20
4.3.3	Inhibición por Nitrógeno Amoniacal.	4-23
4.3.4	Metales Pesados.	4-25
4.3.5	Compuestos de Toxicidad Inmediata.	4-27
4.4	Implicaciones para la Aplicación de la Tecnología Anaerobia.	4-29

Capítulo 5	El Reactor EGSB (Expanded Granular Sludge Bed-Lecho de Lodos Granulares Expandidos).	
5.1	El Concepto EGSB.	5-1
5.2	La Recirculación en el Proceso EGSB.	5-5
5.2.1	Recirculación del Efluente Líquido del Reactor.	5-5
5.3	El Dispositivo GSS (DGSS).	5-7
5.4	Granulación en Reactores EGSB.	5-8
5.4.1	Fenómeno de la Granulación.	5-8
5.4.2	Morfología y Composición Microbiana.	5-9
5.4.3	Composición Química de los Granos.	5-10
5.4.4	Factores que Afectan la Granulación.	5-11
5.4.5	Modelo Estructurado en Multicapas del Grano Anaerobio.	5-12
5.4.6	Lineamientos más Comunes de la Granulación.	5-14
5.5	Volumen, Geometría y Descarga de Lodos de los Reactores EGSB.	5-15
5.6	Inoculación y Arranque del Reactor EGSB.	5-17
5.6.1	Inoculación.	5-18
5.6.2	Arranque.	5-20
5.6.3	Manejo del Biogas.	5-21
5.6.4	Manejo de Lodos.	5-23
5.7	Monitoreo Continuo, Control del Arranque y Operación del Proceso del Reactor Biológico EGSB.	5-25
5.7.1	Parámetros de Monitoreo del Reactor Anaerobio.	5-25
5.7.2	Monitoreo de la Fase Líquida.	5-28
5.7.3	Monitoreo de la Fase Gaseosa.	5-29
5.7.4	Trazas de Gas (Composición del Gas Intermediario) para el Monitoreo de la Digestión Anaerobia.	5-30
5.7.5	Monitoreo de la Fase Sólida.	5-31
5.7.6	Aspectos de Control.	5-32
5.7.7	Control del Arranque y Operación del Proceso y Aumentos de Carga para el Sistema EGSB.	5-33
5.7.8	Control del Reactor EGSB Mediante la Recirculación del Efluente.	5-34
5.7.9	Evaluación de la Eficiencia de Operación del Reactor EGSB.	5-38

Capítulo 6	El Reactor EGSB en la Industria Textil	
6.1	Descripción de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación para la Industria de Acabados Textiles.	6-1
6.1.1	Características del Equipo de Tratamiento Físicoquímico.	6-3
6.1.2	Especificaciones y Parámetros de Influentes y Efluentes de la Planta de Tratamiento Total y del Equipo Físicoquímico.	6-3
6.2	Propuesta de Sustitución del Equipo de Tratamiento Físicoquímico por el Reactor EGSB.	6-5
6.2.1	Comparativo de los Procesos de Tratamiento Físicoquímico (Coagulador) y Biológico (Reactor EGSB).	6-5
6.2.2	Propuesta para la Evaluación del Trabajo de un Reactor EGSB a Nivel Planta Piloto para la Planta de Tratamiento de Efluentes de la Planta de Acabados Textiles ACATEX.	6-8
6.3	Diseño del Reactor EGSB para el Tratamiento de los Efluentes de la Industria Textil.	6-10
6.3.1	Obtención de Parámetros en Laboratorio.	6-10
6.3.2	Carga Orgánica Volumétrica (B_5).	6-11
6.3.3	Escalamiento a Planta Piloto.	6-13
6.4	Acondicionamiento y Operación de un Sistema de Tratamiento con un Reactor Tipo EGSB en Planta Piloto para los Efluentes de la Industria de Acabados Textiles.	6-19
6.4.1	Descripción del Sistema de Tratamiento.	6-19
6.4.2	Inoculación y Arranque.	6-20
6.4.3	Control del Arranque y Operación del Sistema.	6-20
6.5	Reporte Fotográfico del Reactor EGSB y Equipos de Tratamiento en la Industria de Acabados Textiles.	6-21
6.6	El Objetivo Futuro: una Planta para el Tratamiento del Efluente Total de la Industria de Acabados Textiles.	6-26

Capítulo 7	Análisis de Resultados de la Operación del Reactor EGSB.	
7.1	Tiempo de la Operación del Sistema EGSB en la Empresa de Acabados Textiles ACATEX.	7-1
7.2	Normatividad Aplicada a la Determinación de Parámetros.	7-2
7.3	Resultados de la Operación del Reactor EGSB.	7-3
7.3.1	Flujo de Operación, Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) y Acumulado.	7-3
7.3.2	Alcalinidad.	7-4
7.3.3	pH.	7-8
7.3.4	Concentración de Sustrato (DQO).	7-11
7.4	Análisis de los Resultados de la Operación del Reactor EGSB.	7-18

Conclusiones.

Bibliografía.

Resumen

Las aguas residuales representan un problema ambiental de difícil solución y de alternativas tecnológicas de tratamiento caras y en algunos casos poco eficientes para eliminar los residuos que las hacen inservibles para revitalizar el ciclo del agua de nuestro entorno. Así pues, existen alternativas tecnológicas de remoción de contaminantes, los cuales pueden clasificarse en tratamientos físicos, químicos, biológicos o combinaciones de ellos. Particularmente, los tratamientos biológicos han tenido un desarrollo vertiginoso en los últimos años debido a su poca agresividad con respecto al ambiente y a su aplicabilidad que día a día va en aumento.

Una de las empresas más importantes generadora de aguas contaminadas es la industria textil (dentro de las cuales puede agruparse a la empresa de acabados textiles), debido a que sus efluentes tienen la propiedad particular de contener sustancias orgánicas difíciles de degradar con medios convencionales (como los tratamientos físicos y químicos), al ser el tratamiento caro y en algunos casos, poco eficiente. Por lo cual y debido a experiencias realizadas en otras partes del país y del mundo, se aplicó un proceso de remoción orgánica llamado reactor EGSB (expanded granular sludge bed-reactor de lecho de lodos granulares expandidos), ya que mediante un estudio realizado en el Laboratorio de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería en la UNAM, se establecieron los parámetros de diseño del reactor, para después construirlo y evaluar su eficiencia de operación haciendo un comparativo con la eficiencia de remoción del equipo de tratamiento fisicoquímico (coagulador) existente en una planta de tratamiento de aguas residuales de una industria de acabados textiles (ACATEX), para así determinar si es factible sustituir este equipo por el reactor EGSB. Por los resultados obtenidos, la eficiencia de remoción del reactor EGSB (36.68%) es un poco más alta que la del equipo fisicoquímico (35.5%), lo cual puede llevarnos a la determinación de implementar el reactor EGSB debido a que es mucho más barato que el proceso del coagulador.

Objetivos

- Mostrar un panorama general sobre la problemática ambiental provocada por las aguas residuales industriales.
- Analizar los aspectos ambientales relacionados a las aguas residuales generados por la industria de acabados textiles.
- Clasificar los tipos de tratamiento para aguas residuales.
- Establecer los principios básicos y fundamentos que han propuesto a los tratamientos biológicos anaerobios como una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales.
- Presentar y explicar los fundamentos de arranque, operación y control del reactor biológico EGSB.
- Describir un proceso convencional de tratamiento de las aguas residuales de la industria de acabados textiles (equipo de remoción fisicoquímica) y definir el porqué es sustituible por el reactor EGSB.
- Diseñar un reactor EGSB a nivel planta piloto para el tratamiento de los efluentes de la empresa de acabados textiles ACATEX de San Martín Texmelucan, Puebla, así como aplicar las técnicas de operación y puesta en marcha para el mismo.
- Aplicar las normatividades existentes para la determinación de los parámetros de calidad del agua.
- Analizar los resultados presentados para la determinación de la eficiencia del reactor biológico.

Introducción

La importancia del agua en la historia humana no cesa de crecer y los problemas asociados con ella se han hecho cada vez más complejos, más difíciles de resolver, tanto en razón al crecimiento de la población como del desarrollo acelerado de la industrialización en nuestro tiempo y en nuestras sociedades. El lado negativo del desarrollo tecnológico es su grave impacto sobre la ecología y los recursos naturales de este mundo.

La contaminación del agua, el gran problema a resolver en el desarrollo de este trabajo, tiene causas muy extensas; y éstas se hacen masivas, de mayor variedad y perjudiciales, por lo que se ha escrito que *"el tiempo de los ríos ha acabado, el de las alcantarillas comienza"*. La contaminación permanente del agua está ligada a las aguas residuales de origen urbano, se añade además la contaminación ocasional debida a los vertidos intermitentes o a los accidentes de transporte. Sin embargo, la mayor contribución con los contaminantes más peligrosos y difíciles de tratar proviene de las actividades industriales.

En México, entre las industrias que generan mayor cantidad de aguas residuales (química, siderúrgica, papelera, alimenticia, etc.) se encuentra la industria textil. Esta industria tiene una importante contribución en el sector productivo (con un total de 1994 plantas en todo el país), aunque desde 1989 se encuentra en un estado de nulo crecimiento, con un aumento paulatino del consumo nacional y por ende de las exportaciones, al no cubrir la demanda excedente la capacidad instalada de nuestros país.

Particularmente, la industria de acabados textiles ha mostrado un desarrollo supeditado a la producción nacional de la principal materia prima (los géneros crudos de base algodón, lana o fibras sintéticas). La industria de acabados textiles puede ser parte de un gran complejo textil, o puede ser una empresa independiente y autónoma. De cualquier modo, su contribución de aguas residuales es grande, debido a los procesos usados en el acabado (húmedo en su mayor parte).

En una planta de acabados textiles, el género crudo se lleva a chamuscado, donde se eliminan las fibras sueltas con fuego (extinguendo las chispas con agua), después se lleva a los

procesos de desaprestado, restregado cáustico, blanqueado y mercerizado, donde se usan soluciones con compuestos orgánicos e inorgánicos y en algunos de ellos vapor de agua. Finalmente se lleva a teñido, estampado y acabado final (donde se usan más soluciones acuosas). La fase de teñido y/o estampado es clave para el desarrollo de este trabajo, ya que generalmente para estos procesos textiles se usa un grupo de colorantes industriales llamados tintas azo (azo dyes) con propiedades muy particulares que las hacen un problema de contaminación muy difícil de resolver. Las tintas azo son compuestos xenobióticos (es decir, que difícilmente se integran a la naturaleza). Resisten a los factores ambientales como el sol, la lluvia, el calor, la humedad y prevalecen durante mucho tiempo en cualquier medio. En comparación, los efluentes con NaOH (provenientes del restregado cáustico) son fácilmente tratados usando un proceso de neutralización normal.

Así pues, con todo lo anterior, mientras en gran medida disminuye la calidad de los cuerpos de agua que son contaminados por las plantas industriales (incluida la industria textil), se hace indispensable la necesidad de proceder a frecuentes y extensos controles, así como proponer la solución más viable para este problema. La situación en materia de infraestructura para la prevención y control de la contaminación del agua en México es preocupante, tanto por el limitado número de plantas de tratamiento existentes, como por las eficiencias que alcanzan. Los procesos convencionales de tratamiento históricamente no han representado una respuesta adecuada a las necesidades de saneamiento de los cuerpos de agua del país. Las razones son diversas, pero la que se manifiesta con frecuencia es la falta de operación y el abandono en que se encuentran las plantas. Son muchos los casos en que el municipio no puede solventar los consumos de construcción y energía de los procesos de tratamiento, pues si bien los créditos para su construcción son manejables, no se consideran los recursos para operación y mantenimiento al momento de seleccionar el proceso.

Ante tal situación y frente a la demanda creciente de plantas de tratamiento, resultado a su vez de una política estricta por parte de las regulaciones gubernamentales, es necesario reconsiderar las opciones tecnológicas disponibles y no limitarse sistemáticamente a los

procesos convencionales (como los procesos físicos y químicos ampliamente estudiados durante décadas).

La aplicación de procesos biológicos en el tratamiento de desechos orgánicos se remonta al siglo pasado, cuando sistemas rústicos como la fosa séptica comenzaron a ser utilizados para el control de la contaminación y de los riesgos sanitarios asociados. Posteriormente nuevos procesos fueron desarrollados sobre bases puramente empíricas, como el sistema conocido como lodos activados. Sin embargo, no es hasta mediados del presente siglo que las bases teóricas comenzaron a ser planteadas, al utilizarse las investigaciones sobre crecimiento bacteriano y fermentaciones. Hoy en día, el avance en conocimientos de los fundamentos y en la aplicación de los procesos biotecnológicos para el tratamiento de los residuos orgánicos es considerable. A ello ha contribuido el auge de la biotecnología en general y la necesidad de ejercer cada vez un control más estricto sobre los efluentes contaminantes, ya sean municipales o industriales.

Para realizar el tratamiento de aguas residuales existen dos familias de procesos: los fisicoquímicos y los biológicos. Por razones técnicas y económicas, los primeros son aplicados en aguas con contaminantes inorgánicos o con materia orgánica no biodegradable, mientras que los segundos se utilizan cuando los principales componentes contaminantes son biodegradables. De esta manera y salvo muy contadas excepciones, los desechos líquidos de la industria alimentaria, la agroindustria, algún tipo de petroquímica y farmacéutica, así como las aguas negras municipales, son tratados por vía biológica. Se puede considerar que las reacciones bioquímicas que se llevan a cabo en estos procesos son las mismas que se realizan en el medio natural (ríos, lagos, suelos, etc.), sólo que en forma controlada y a velocidades de reacción mayores. Es por esta razón que, técnica y económicamente, resulta el sistema de tratamiento adecuado para este tipo de desechos.

En los procesos biológicos, la materia orgánica contaminante es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en tanques y reactores. De esta forma pueden obtener la energía necesaria para reproducirse y llevar a cabo sus funciones vitales. Con esto los compuestos

contaminantes son transformados en nuevas células y otros productos que pueden ser fácilmente separados del agua. La principal división entre los diversos procesos biológicos existentes para el tratamiento de aguas residuales se hace en relación a la forma en que los microorganismos utilizan el oxígeno. Es así que se tienen procesos aerobios (requieren de oxígeno) y los anaerobios (requieren la ausencia de oxígeno). Esto se traduce en sistemas muy diferentes entre sí, tanto en su microbiología, como en sus aplicaciones, su ingeniería y su control.

Dado que los microorganismos son los responsables de llevar a cabo un proceso biológico, sus características metabólicas determinarán el tipo de aplicación, las ventajas y desventajas del proceso en cuestión. La energía contenida en la materia orgánica contaminante utilizada por los microorganismos, medida como demanda química de oxígeno (DQO) o como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es transformada en diversos productos, dependiendo del metabolismo aerobio o anaerobio de la célula. Es así que una bacteria anaerobia utilizará el 10% de la energía contenida en su alimento o sustrato para funciones de reproducción, dando origen a nuevas células; el 90% restante lo dirigirá a la producción de gas metano. Por su parte, la bacteria aerobia empleará, en presencia de oxígeno, un 60 a 65% de la energía del sustrato en la síntesis de nuevas células, mientras la fracción restante es utilizada para llevar a cabo esa y otras funciones metabólicas y disipada en forma de calor.

Las implicaciones ingenieriles son muy importantes. Por un lado, la vía anaerobia produce pocos lodos (células), mientras que la aerobia genera una cantidad aproximadamente cinco veces mayor, con los consecuentes problemas de tratamiento y disposición de lodos de purga. Por otro lado, la energía contenida en el metano puede ser utilizada como energía calorífica directamente o transformada a mecánica o eléctrica según las necesidades existentes en el sitio. Otro punto es que el proceso aerobio requiere el suministro de oxígeno, lo que representa un costo energético importante.

Es así que mientras el proceso anaerobio es un productor neto de energía, el proceso aerobio la consume. Esta tendencia se acentúa en los casos en que los lodos de purga de la planta

aerobia son digeridos aeróbicamente, lo que implica un nuevo costo energético. En cuanto a los lodos producidos en el proceso anaerobio, además de producirse en menor cantidad, éstos ya están lo suficientemente estabilizados como para poder ser evacuados directamente, sin un tratamiento previo. Por lo tanto, se puede considerar la vía anaerobia como altamente eficiente en la conservación de energía, mientras que en la aerobia integral (agua y lodos) el dispendio energético es considerable.

En el desarrollo tecnológico de los sistemas de tratamiento anaerobio, se han clasificado éstos de acuerdo a sus configuraciones y la evolución tecnológica que presentan. Los reactores de primera generación tienen la biomasa en suspensión (fosa séptica, tanques Imhoff, lagunas anaerobias, digestor anaerobio convencional, digestor anaerobio completamente mezclado y reactor de contacto anaerobio). Los de segunda generación retienen los microorganismos en el reactor mediante un soporte o sedimentación (filtro anaerobio, reactor tubular de película fija, reactor de lecho de lodos y flujo ascendente -UASB- y el reactor de lecho de lodos granulares expandidos -EGSB-). En los de tercera generación los microorganismos están adheridos en un soporte que se expande o fluidifica (lecho expandido, lecho fluidificado).

El sistema EGSB (expanded granular sludge bed, reactor de lecho de lodos granulares expandidos) tiene unas ventajas inherentes sobre otros sistemas parecidos (como el UASB -upflow anaerobic sludge blanket, reactor de manto de lodos de flujo ascendente-). Puede remover contaminantes con mayor eficiencia sobre su volumen de operación $\left(15 - 30 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ de reactor}}\right)$.

Esto se debe más que nada, a la recirculación del efluente del reactor (cuya magnitud es determinada por la concentración de sustrato -DQO- en el influente). El concepto de recirculación es un avance después de miles de pruebas con sistemas del tipo UASB (upflow anaerobic sludge blanket-manto de lodos de flujo ascendente) del que la tecnología EGSB se basó en gran parte. Además, puede tratar efluentes con compuestos de tipo inhibitorio (que son tóxicos para otros sistemas de tratamiento biológico). El control de los procesos anaerobios se llevan a cabo mediante el monitoreo de parámetros fisicoquímicos como: demanda química de

oxígeno (DQO), alcalinidad, pH, sólidos totales y suspendidos (en sus tres formas) y la medición del biogas generado por el sistema.

Mediante un análisis comparativo de los insumos consumidos y características asociadas por una etapa del proceso de tratamiento convencional (etapa de tratamiento fisicoquímico: coagulación-floculación) contra una etapa con proceso EGSB, se planteó la posibilidad de que tratar los efluentes generados en la industria de acabados textiles, sustituyendo este equipo de tratamiento fisicoquímico por un reactor EGSB. Primero con la operación de un reactor tipo EGSB a nivel laboratorio en el Instituto de Ingeniería de la UNAM (para obtener los parámetros de la degradabilidad de los efluentes textiles, principalmente de las tintas azo mencionadas anteriormente), después, el tratamiento a nivel planta piloto. Las características de los efluentes de la industria de acabados textiles para utilizar tales variables como parámetros de diseño del sistema de tratamiento anaerobio (ACATEX) se muestran en el capítulo 6.

Posteriormente, se realizó el escalamiento del reactor mediante el conocimiento de los parámetros y niveles de biodegradación. Así se llega a la especificación completa de un bioreactor EGSB. El diseño y características de este estudio también se muestran en el capítulo 6. Después de tener el diseño y acondicionarlo para la instalación, arranque y monitoreo del sistema de degradación EGSB a nivel planta piloto (de las que algunas características de tal sistema en la planta de acabados textiles ACATEX), se obtienen los resultados que manifiestan el nivel de eficiencia de operación el reactor EGSB. Debe notarse que la variable más importante para determinar la eficiencia de operación del sistema EGSB, es la cantidad de sustrato (DQO) removidos y su comparación con el mismo parámetro de la etapa de tratamiento fisicoquímico (al que se pretende sustituir en el sistema integral de tratamiento de efluentes).

Los resultados obtenidos con este monitoreo muestran el comportamiento de la degradación del reactor. Por lo que en el capítulo 7 se analizan los resultados en base a la comparación del proceso fisicoquímico.

Así pues, queda este estudio como una solución a los graves problemas de contaminación (sobre todo de los cuerpos de agua) que aquejan nuestro mundo. Posiblemente en el futuro se mejore la tecnología de tratamiento, basándose tales mejoras en (incluso) el concepto EGSB. Pero así este trabajo queda como testimonio para estudios posteriores de la tecnología de tratamiento anaerobia, que sigue presentando las ventajas de construcción simple, requerimientos mínimos de energía y aplicación a gran escala.

Capítulo 1

Aguas Residuales por Contaminación Industrial, un Panorama
General.

1.1 Acerca del Agua.

El agua se puede considerar como un medio vivo, un sistema ecológico en equilibrio que presenta un cierto número de propiedades físicas, químicas y biológicas estrechamente relacionadas, constituyendo la base de todas las comunidades vivas o habitadas. La cantidad de agua que existe en el mundo no varía, sino que permanece aproximadamente constante. El 98% se encuentra en el mar y el 2% restante constituye el reservorio de agua dulce, que en su mayor parte forma el hielo de los casquetes polares⁽³⁹⁾. Sólo se encuentran a nuestro alcance las aguas superficiales de los ríos y lagos, las aguas subterráneas y el agua que se encuentra en suspensión en la atmósfera.

El requerimiento del agua crece constantemente como consecuencia del rápido aumento de la población mundial y del desarrollo. En el decenio actual el crecimiento demográfico que se estima en el 1.7% anual se ha hecho particularmente acusado en los núcleos urbanos que ha alcanzado el 2.9%, considerándose que en las zonas urbanas se pasará de una población de 2,700 millones de habitantes que existen a 3,000 millones al comenzar el próximo siglo⁽⁴⁰⁾. En el medio rural las necesidades mínimas del hombre se consideran alrededor de 50 litros diarios, lo que representan más de 18 toneladas al año⁽³⁹⁾. En la mayoría de los países desarrollados de Europa Occidental, teniendo en cuenta las necesidades para la industria, agricultura, servicios públicos, etc., se calcula en 500 toneladas al año $\left(1,332 \frac{\text{t}}{\text{día}}\right)$ y en Estados Unidos de América se llega a las 1,300 toneladas $\left(3,464 \frac{\text{t}}{\text{día}}\right)$, necesidades que se encuentran en constante aumento⁽⁴²⁾.

Las disponibilidades de agua constituyen un factor fundamental para el desarrollo económico y la salud pública. Los abastecimientos de agua se consideran en todos los países como inversiones básicas de interés general, en el sentido de que posibilitan actividades humanas e industriales productivas que influyen directamente en la tasa de crecimiento económico. Pero el agua potable tiene una importancia mucho mayor para la salud, ya que evita numerosas enfermedades y la pérdida de gran número de horas de trabajo. La OMS calcula que alrededor de 500 millones de personas al año contraen

enfermedades incapacitantes transmitidas por el agua o relacionadas con ella, con 10 millones de defunciones, de las cuales aproximadamente el 50% ocurren en la población infantil⁽³⁾.

La polución o contaminación es un proceso de alteración o de modificación más o menos importante de los equilibrios físicos, químicos y biológicos del agua que son responsables de su calidad y la hacen inadecuada para sus numerosos usos y aplicaciones. En las secciones posteriores se tratará acerca de la naturaleza del agua y de las causas de la contaminación de ella en nuestro mundo. Y se terminará con parte del fundamento del tratamiento anaerobio, de lo cual se analizará profundamente en el capítulo 4.

1.2 Contaminación por Aguas Residuales y su Control.

Debido a la importancia que tiene el agua en la vida del hombre, si está contaminada, se convierte en un medio con gran potencial para transmitir una amplia variedad de enfermedades. En el mundo desarrollado las enfermedades hídricas son raras, lo que se debe esencialmente a la presencia de sistemas eficientes de abastecimiento de agua y eliminación del agua residual. Sin embargo, en el mundo en vías de desarrollo, tal vez cerca de 2,000 millones de personas no cuentan con abastecimiento y saneamiento de agua seguro⁽³⁾. Como resultado, las enfermedades hídricas en estas áreas alcanzan cifras alarmantes.

Actualmente hay una gran preocupación por los posibles riesgos para la salud que pueden surgir a largo plazo por la presencia de pequeñas concentraciones de impurezas en el agua para beber, en especial de compuestos potencialmente cancerígenos. También hay varios contaminantes, de origen natural o producidos por el hombre, que tienen efectos conocidos en la salud de quienes los consumen. Por tanto, es muy importante que se conozca la relación que existe entre la calidad del agua y la salud para el control de la calidad del agua.

1.2.1 Tipos de Contaminantes.

Es importante tener presente que todas las aguas naturales contienen varios contaminantes que provienen de la erosión, la lixiviación y los procesos de degradación a la intemperie. A esta contaminación natural se agrega aquella causada por las aguas residuales de origen doméstico o industrial, que por lo común se eliminan descargándolas por ejemplo, en el mar, en la tierra, en estratos subterráneos o, más comúnmente en aguas superficiales. Cualquier cuerpo de agua es capaz de asimilar cierta cantidad de contaminación, sin mostrar efectos serios, debido a los factores de dilución y autopurificación que están presentes. Si hay contaminación

adicional, se altera la naturaleza del cuerpo de agua receptor y deja de ser adecuado para su diferentes usos. Por lo que, es de gran importancia comprender los efectos de la contaminación y conocer las medidas de control disponibles para el manejo eficiente de los recursos hidráulicos.

Los contaminantes se comportan de diferentes maneras cuando están presentes en el agua y se pueden clasificar como conservativos y no conservativos. Estos últimos incluyen a la mayoría de las sustancias orgánicas y algunas inorgánicas que se degradan por los procesos naturales de autpurificación, de modo que sus concentraciones se reducen con el tiempo. El tiempo de descomposición de estos materiales depende de cada contaminante en particular, de la calidad del agua receptora, de la temperatura y de otros factores ambientales. Los procesos naturales y los tratamientos del agua no afectan a muchas sustancias orgánicas, ni a los contaminantes conservativos por lo que sus concentraciones sólo se pueden reducir mediante dilución. Los contaminantes que afectan la calidad del agua también se conocen como contaminantes potenciales y se dividen de la siguiente forma:

Compuestos infecciosos y tóxicos.

Esta categoría incluye una amplia variedad de sustancias que han demostrado tener un impacto negativo en el ser humano al estar presentes en el agua potable a la cual algunos de ellos utilizan como vehículo de transporte. Las bacterias son las representativas de los compuestos infecciosos relacionándolas con grandes epidemias, también se encuentran los virus, gusanos y otros organismos patógenos. Como compuestos tóxicos, tenemos al arsénico, plomo, mercurio, cadmio, otros metales en su mayoría pesados y algunos compuestos orgánicos que pueden provenir de operaciones de acabado y cromado de metales, repelentes de polilla utilizados en la manufactura de textiles, herbicidas y plaguicidas, etcétera. El efecto que causan en el ser humano pueden ser desde ligeros envenenamientos hasta llegar a modificar el material genético.

Materiales que afectan el balance de oxígeno en el agua.

Algunos compuestos orgánicos son utilizados por los microorganismos presentes en la corriente como fuentes de energía y crecimiento. El proceso metabólico en estas transformaciones causa la degradación de los compuestos orgánicos generando estructuras más sencillas. De esta forma, las reacciones bioquímicas llevadas a cabo emplean el oxígeno disuelto en el agua, limitando la disponibilidad de éste en la corriente. La cantidad de DBO empleada depende del tipo y cantidad de compuestos orgánicos presentes, número y tipo de organismos en el agua, temperatura, pH, presencia de nutrientes y elementos traza necesarios para el crecimiento. La presencia en exceso de organismos y/o materiales pueden causar el agotamiento del oxígeno disuelto y la muerte de todos los organismos vivos. Además, la ausencia de oxígeno disuelto afecta el crecimiento de los microorganismos produciendo subproductos causantes de olores desagradables. Bajo estas condiciones de ausencia de oxígeno disuelto los microorganismos predominantes son de tipo anaerobio.

La reducción del oxígeno disuelto (OD) en las corrientes de agua, ha recibido atención en los estándares de calidad. Por ésta razón la prueba de la DBO es una medida para evaluar las características de las descargas de aguas residuales; este método es práctico y directo para medir el consumo de oxígeno durante la estabilización bioquímica de la materia orgánica. Otro tipo de sustancias que entorpecen la transferencia de oxígeno a través de las interfase aire-agua son las grasas y aceites, ya que forman películas que no permiten la transferencia de oxígeno.

Compuestos orgánicos persistentes.

Estos compuestos no se descomponen a través de la acción biológica, por lo que pueden permanecer durante largos períodos o indefinidamente. Por otro lado, se encontró que los pesticidas y los hidrocarburos clorados, que son resistentes al ataque bioquímico, pueden generar problemas crónicos o agudos en la salud.

Nutrientes.

Los microorganismos requieren de elementos que son necesarios para su crecimiento y reproducción. Estos elementos incluyen carbón, oxígeno, hidrógeno, nitrógeno, fósforo, azufre y algunos otros, presentes en cantidades trazas. Cuando alguno de ellos no existe, el crecimiento y reproducción se afectan.

El nitrógeno y fósforo son los nutrientes más importantes en el contexto de la eutroficación, ya que algunas algas pueden fijar el nitrógeno atmosférico, se acepta generalmente que el fósforo es el nutriente limitante en el agua. Los fosfatos se encuentran en el agua residual, debido en parte, a la excreción humana y en parte a su uso en los detergentes sintéticos.

Materia suspendida.

La materia suspendida tiene un tamaño de partícula mayor que las moléculas disueltas y los iones, clasificándose en partículas suspendidas y coloidales. La materia suspendida presenta efectos desagradables en la calidad del agua. Por ejemplo, el incremento de la turbiedad restringe los usos que se pueden obtener del agua tratada. Además, las partículas interfieren con la penetración de la luz, causando un impacto considerable a los organismos acuáticos que dependen de ella para crecer y reproducirse. Por lo que tienen una gran influencia sobre el balance ecológico de los cuerpos de agua.

La materia suspendida está presente en las corrientes y lagos debido a que es arrastrada en el agua superficial de campos de cultivo y áreas urbanas, o por la descarga de residuos industriales o municipales. Por ejemplo, los compuestos de hierro presentes en los efluentes de las fábricas de acero o minas de carbón abandonadas reaccionan con la alcalinidad y el oxígeno presentes en la corriente formando precipitados que impactan en diferente forma el estado natural de la corriente.

Por otro lado la materia suspendida puede estar formada por los sólidos suspendidos y por los sedimentables. Los cuales sedimentan en el fondo de los ríos, lagos, lagunas, o en estanques creados con ese fin. Cuando los sólidos sedimentados contienen gran cantidad de materia orgánica, su descomposición crea problemas de olor pero el efecto más importante es la reducción de la capacidad de los cuerpos de agua debido a la sedimentación provocando así la destrucción de la vida acuática.

Temperatura.

El mayor impacto del incremento de la temperatura en las corrientes es que abate el valor de la fuente para usos posteriores. Asimismo, intensifica los problemas de sabor y olor en el agua potable.

El valor de la DBO incrementa substancialmente con el aumento en la temperatura, por las siguientes razones. Primero, la rapidez de la reacción bioquímica en la corriente se acelera con el incremento de la temperatura, lo cual reduce el oxígeno disuelto (OD) disponible del sistema. Además, las altas temperaturas abaten el reabastecimiento del oxígeno consumido en las reacciones. Por otro lado, al aumentar la temperatura de la corriente se acelera la muerte de algunas especies.

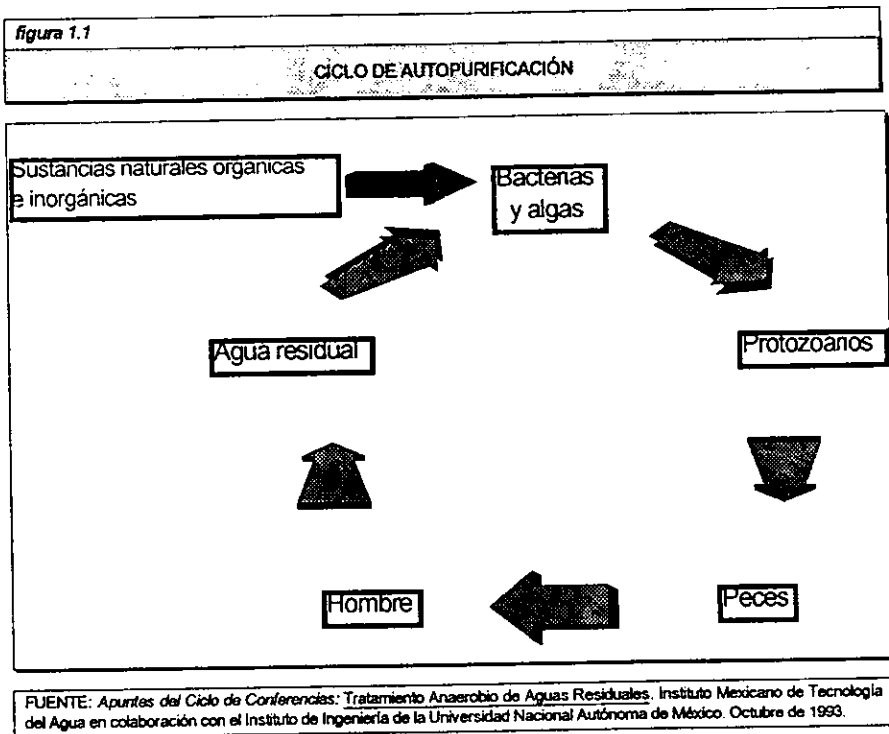
1.2.2 Vertido de Aguas Residuales.

En las corrientes de agua en estado natural, existe un equilibrio entre la vida vegetal y animal, mediante una gran interacción entre las diversas formas de vida que aseguran el proceso de autodepuración (figura 1.1). Las aguas de buena calidad se caracterizan por una gran diversidad de especies sin predominio de unas o de otras.

La materia orgánica vertida a un cauce es descompuesta por las bacterias a nitrógeno amoniacal, nitratos, sulfatos, dióxido de carbono, etc., los cuales son utilizados por plantas y algas para producir carbohidratos y oxígeno. Las especies vegetales sirven

de alimento a animales microscópicos (protozoarios, rotíferos, etc.), los cuales a su vez, sirven de alimento a crustáceos, insectos, gusanos y peces.

Algunos animales se alimentan de los residuos producidos por otros, ayudando de esta manera a la degradación bacteriana. Si la concentración de materia orgánica vertida es grande, el crecimiento bacteriano será muy alto con una disminución del oxígeno disuelto (OD) lo cual afecta el equilibrio inherente a estos sistemas.



Como se mencionó, los efluentes líquidos son eliminados mediante su vertido a aguas superficiales, tanto directamente como a terrenos que drenen a las mismas; por descarga en aguas subterráneas, de forma directa mediante la inyección en pozos profundos o indirecta por percolación; o por evaporación a la atmósfera.

Cualquiera que sea la forma de eliminación final utilizada, los efluentes deben tratarse previamente hasta por lo menos, un nivel equivalente al del tratamiento secundario de manera que se cumpla con la legislación vigente. Cuando la descarga de agua residual se realiza en un cuerpo de agua pueden presentarse los siguientes fenómenos:

- La *dilución* con un gran volumen de agua que contenga una cantidad importante de OD ayuda a reducir la posibilidad de ocurrencia de efectos contaminantes. Por el contrario, los efluentes vertidos a corrientes de agua de poco caudal, necesitan de tratamientos intensivos si se quiere cumplir con las normas de calidad del agua.
- Las *corrientes* colaboran en la dispersión del agua residual en el agua, lo que disminuye la posibilidad de crear zonas con altas concentraciones de contaminantes. La existencia de remolinos y retrocesos de las aguas puede dar lugar a la sedimentación de los sólidos suspendidos, provocando la formación de bancos de lodo y la producción de malos olores. Las corrientes rápidas favorecen la reaeración, a la vez que reduce el tiempo de recuperación; pero pueden aumentar la longitud del tramo de la corriente afectado por el vertido.
- La *sedimentación*. Los sólidos suspendidos y los sedimentables elevan la demanda de oxígeno, estos pueden ser eliminados por sedimentación si la velocidad de la corriente es menor que la de arrastre de las partículas. Tal eliminación mejora la calidad del agua después de la zona de sedimentación, pero no cabe duda de que es perjudicial en el punto donde los sólidos se acumulan.
- *Formación de depósitos de lodo y escurrimientos*. La materia orgánica sedimentada o que ha sido absorbida, por los productos de su descomposición, pueden ser incorporados a la corriente. Este fenómeno se extiende a menudo sobre una longitud importante de la corriente de agua, al igual que ocurre con el escurrimiento procedente de las zonas urbanas o agrícolas.
- La *luz solar* actúa como desinfectante y estimula el crecimiento de las algas. Estas producen oxígeno durante el día, pero lo consumen durante la noche. Las aguas que contienen grandes desarrollos de algas pueden llegar a sobresaturarse de OD durante las horas de Sol y tomarse anaerobias durante la noche.

- ♦ La *temperatura* afecta a la solubilidad de oxígeno en el agua, a la actividad de las bacterias y a la velocidad de reaeración. La condición crítica se alcanza en épocas de altas temperaturas en las que el consumo de oxígeno es elevado y su disponibilidad reducida.

1.2.3 Autodepuración de Lagos.

La autodepuración de los lagos la efectúan los mismos agentes que actúan en las corrientes. Sin embargo, en los lagos las corrientes son menos pronunciadas y a menudo la sedimentación originará grandes acumulaciones de lodo en el fondo, algas muertas y otros tipos de vegetación. La inevitable descomposición que puede ser lenta debido a las bajas temperaturas del agua profunda, empleará todo el oxígeno de dichas capas más profundas.

No es raro descubrir en los embalses y lagos, que las capas de agua superiores contengan mucho OD, plancton y peces propios de aguas limpias, mientras que los estratos inferiores presentan las características de la ausencia de oxígeno, presencia de bacterias anaerobias y olores desagradables. Un lago poco profundo presenta condiciones favorables para la rápida autodepuración: gran superficie de agua en comparación con el volumen y mucho contacto con las algas tanto en las masas flotantes como en las fijas sobre plantas acuáticas o en las orillas. El efecto de los vertidos de aguas residuales en lagos y estuarios puede estudiarse empleando modelos matemáticos y su aplicación se sale de los alcances de este trabajo.

1.2.4 Control de la Contaminación.

Debido a la necesidad de conciliar las diferentes demandas de los recursos hidráulicos, la mayoría de los países tienen leyes para controlar la contaminación, conservar y tal vez mejorar, la calidad del agua. En este contexto es útil citar la definición de la Unión

Europea (UE). *"La contaminación del agua es la descarga provocada por el hombre, de sustancias al ambiente acuático, que pone en riesgo la salud humana, daña los recursos vivos y los ecosistemas acuáticos, impide su uso para fines recreativos o interfiere con otros usos legítimos del agua"*⁽⁵³⁾. Se concluye que para que una descarga se denomine contaminante, debe haber evidencia de deterioro o daños.

Cuando se establecen métodos para el control de la contaminación del agua, los patrones se pueden basar ya sea en la calidad requerida del agua receptora (enfoque de objetivos de la calidad del río) o bien pueden aplicarse directamente al efluente sin referencia al agua receptora (enfoque de patrones de emisión). El método de objetivos de calidad resulta lógico pero puede ser causa de problemas cuando se agrega una nueva descarga al sistema, ya que todos los niveles de descarga existentes deben revisarse río abajo o la nueva descarga puede enfrentar un estándar muy alto imposible de lograr. Podría ser desigual el grado de tratamiento requerido para aguas residuales similares que se descargan en diferentes tramos de un mismo río. Un efluente aguas abajo podría requerir más tratamiento debido a que el agua de dilución sería de una calidad inferior como resultado de la descarga aguas arriba.

Desde el punto de vista administrativo, el concepto de patrones de emisión es conveniente en el sentido que el estándar se aplica a todas las descargas similares, pero tiene la desventaja que no se toman en cuenta las características de autopurificación del agua receptora ni de su uso aguas abajo. El compromiso de adoptar patrones de emisión basados en el uso del agua receptora tiene el mérito de ser más fácil de implantar que los patrones para agua receptora, pero no asegura por sí mismo la conservación de la calidad del agua en condiciones cambiantes de descarga del efluente.

El control de la contaminación del agua en el Reino Unido está apoyado principalmente en el trabajo pionero de la Royal Commission on Sewage Disposal que en su octavo informe propuso la adopción de normas para efluentes relacionado con la calidad y

volumen del agua de dilución. Según estos estudios, la Comisión sugirió que una DBO de $4 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$ en un curso de agua era un límite que, si era excedido, indicaría un grado significativo de contaminación⁽³⁾.

Un esquema de cobro alienta a los usuarios industriales a tomar acciones para reducir el volumen y la concentración del agua residual por medio de un mejor control de los procesos y, si es posible, una modificación de los mismos. Si los desechos industriales se vacían al sistema de drenaje principal, es importante asegurarse que el agua residual no contenga material que dañe el alcantarillado, a los trabajadores del drenaje o a los procesos de tratamiento de agua residual. Es por esto que en algunos casos puede ser necesario dar un pretratamiento antes de hacer una descarga al alcantarillado.

La política de "el que contamina paga", algunas veces invocada para tratar las descargas de desecho industrial, puede no ser totalmente satisfactoria a no ser que las cuotas se fijen racionalmente. En algunas situaciones un industrial podría preferir considerar como gasto de operación y pagar el costo de causar contaminación en vez de invertir capital en una planta de tratamiento. Tal enfoque tendría efectos directamente perjudiciales en la calidad del agua.

Consideraciones similares a las descritas se aplican para el control de la contaminación del agua subterránea aunque, aquí, debido a la dificultad de rectificar el daño causado al acuífero, se prefiere el empleo de factores de seguridad mayores que los usados para la descarga en agua superficial. Se debe tener un cuidado especial para proteger acuíferos importantes y en algunos casos la eliminación subterránea de los desechos líquidos y los tiraderos de desechos sólidos con problemas de lixiviación, sólo se permiten si se sabe que el acuífero está completamente aislado de la fuente potencial de contaminación.

En el caso de agua de mar, las descargas se pueden reglamentar de acuerdo a los parámetros normales físicos y químicos que se usan para las descargas tierra adentro, con ajustes adecuados que tomen en cuenta la dilución disponible. Así, en situaciones con una dilución adecuada, la descarga de agua residual con desechos cribados o triturados puede ser aceptable.

Cuando la principal preocupación es en relación con playas o bancos de moluscos, es probable que los efectos bacteriológicos de la contaminación por agua residual sean los más significativos. Aunque las implicaciones en la salud por la contaminación bacteriológica de las aguas de mar son difíciles de cuantificar, las diferentes autoridades han fijado los patrones de calidad para el agua para bañarse de acuerdo con los recuentos de coliformes, que varían de $\frac{100}{100 \text{ mL}}$ en California E. U., a $\frac{10,000}{100 \text{ mL}}$ en la UE⁽³⁹⁾. De esta manera las normas locales, ajustadas a condiciones particulares climáticas y ambientales, son más apropiadas que los patrones universales.

1.3 Parámetros de Calidad del Agua.

Aunque normalmente se considera el agua como una molécula de H₂O, todas las aguas naturales contienen cantidades variables de otras sustancias en concentraciones de fluctúan de unos cuantos miligramos por litro en agua de lluvia a cerca de 35,000 $\frac{mg}{L}$ en agua de mar⁽⁹⁾. Por lo general, las aguas residuales contienen la mayoría de los constituyentes del agua suministrada, más las impurezas adicionales provenientes del proceso productor de desechos.

cuadro 1.1
CARACTERÍSTICAS IMPORTANTES DE MUESTRAS DIFERENTES

	Agua de río	Agua potable	Agua residual cruda	Efluente de agua residual
pH	X	X	X	X
Temperatura	X	X	X	
Color	X	X		
Turbiedad	X	X		
Sabor		X		
Olor	X	X		
Sólidos totales	X	X		
Sólidos sedimentables			X	
Sólidos suspendidos			X	X
Conductividad	X	X		
Radioactividad	X	X		
Alcalinidad	X	X	X	X
Acidez	X	X	X	X
Dureza	X	X		
OD	X	X		
DBO	X		X	X
DQO o COT	X		X	X
Nitrógeno orgánico			X	X
Nitrógeno amoniacal	X		X	X
Nitrógeno de nitritos	X	X	X	X
Nitrógeno de nitratos	X	X	X	X
Cloruros	X			
Fosfatos	X		X	X
Detergente sintético	X		X	X

cuadro 1.1 (continuación)

	Agua de río	Agua potable	Agua residual cruda	Efluente de agua residual
Recursos bacteriológicos	X	X		

FUENTE: *Apuntes del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Octubre de 1993.

El agua residual cruda promedio contiene alrededor de $1,000 \frac{mg}{L}$ de sólidos en solución y suspensión, o sea que cerca del 99.9% es agua pura⁽³⁾. Claro que medir simplemente el contenido total de sólidos de una muestra es insuficiente para especificar su condición ya que el agua subterránea, clara y brillante, puede tener el mismo contenido total de sólidos que el agua residual cruda.

Para obtener una imagen verdadera de la naturaleza de una muestra en particular, es necesario cuantificar diferentes propiedades mediante un análisis que determine sus características físicas, químicas y biológicas; sin embargo, no se investigan todas las características de una muestra dada. En el cuadro 1.1 se relacionan los parámetros que con mayor frecuencia se miden en las diferentes muestras.

1.3.1 Características Físicas.

Las principales consideraciones para establecer la calidad del agua se basan más en las características físicas que en las químicas y biológicas. De esta forma se desea una agua incolora, insípida e inodora. Las propiedades físicas más comúnmente empleadas para determinar las impurezas en el agua residual se reportan en el cuadro 1.2.

La temperatura es un parámetro importante por su efecto en otras propiedades, por ejemplo, aceleración de reacciones químicas, reducción en la solubilidad de los gases,

intensificación de sabores y olores, etc. Los sólidos pueden clasificarse según su tamaño y estado en sedimentables, suspendidos, coloidales o disueltos.

cuadro 1.2
ANÁLISIS FÍSICOS EMPLEADOS PARA DETERMINAR LAS IMPUREZAS EN EL AGUA Y AGUA RESIDUAL

PRUEBA	ABREVIACIÓN	USO	
Turbiedad	UTN	Para asegurar la claridad del agua.	
Sólidos	Sólidos totales	ST	Para asegurar el reuso potencial de una gua residual y para determinar los procesos empleados para su tratamiento, la prueba de SDT prevé la disponibilidad de una fuente de agua para uso público, industrial y agrícola.
	Sólidos totales volátiles	STV	
	Sólidos suspendidos	SS	
	Sólidos suspendidos volátiles	SSV	
	Sólidos disueltos totales (ST-SS)	SDT	
	Sólidos sedimentables	m/L	
Color	Varios tonos de la luz amarilla, luz café, gris, negro	Para determinar la presencia de agentes coloridos sintéticos y naturales en el agua. Define la condición del agua residual (fresca o séptica).	
Olor	LMCO ¹	Determina si el nivel de olor puede ser un problema.	
Temperatura	°C	Para diseñar los procesos de tratamiento; determina la concentración de saturación de los gases.	

¹LMCO: Límite mínimo de la concentración de olor detectado.

FUENTE: Apuntes del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Octubre de 1993.

Los sólidos disueltos totales (SDT) se deben a materiales solubles, mientras que los sólidos en suspensión (SS) son partículas discretas que se miden al filtrar una muestra a través de un papel filtro de poro fino. Los sólidos sedimentables son aquellos removidos en un procedimiento estándar de sedimentación con el uso de un cono Imhoff después de $\frac{1}{2}$ hora. Por sus características químicas, los sólidos se clasifican como no volátiles (sólidos fijos) volátiles. los últimos se volatilizan a temperaturas de 550 °C y son considerados como materiales orgánicos⁽³⁾.

El cuadro 1.3 resume las fracciones que incluyen las diferentes clases de sólidos. Como se puede ver, si se suman la fracción volátil a la fija se obtiene el total. Por ejemplo; $STF+STV=SST$. Por otro lado, la diferencia entre los sólidos totales (ya sean SST , SSV o SSF) y los suspendidos (SST , SSV o SSF) es igual a los sólidos disueltos (SDT , SDV , SDF). Todos los sólidos se reportan en $\frac{mg}{L}$, excepto los sedimentables que se reportan en $\frac{mg}{L}$.

cuadro 1.3			
FRACCIONES DE LOS SÓLIDOS PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES			
SÓLIDOS	FRACCIÓN TOTAL	FRACCIÓN VOLÁTIL	FRACCIÓN FIJA
Totales	STT	STV	STF
Suspendidos	SST	SSV	SSF
Disueltos	SDT	SDV	SDF

1.3.2 Características Químicas.

Las características químicas tienden a ser más específicas que algunos de los parámetros físicos y por eso son más útiles para evaluar las propiedades de una muestra. A continuación se describen algunas características químicas importantes^(3 y 31).

- ♦ **pH.** La escala de pH mide la concentración de iones hidronio presentes en una solución. El pH tiene una escala de 0 a 14, por lo que, a un valor de 7 es neutro. Por arriba o por abajo de 7 el pH es alcalino o ácido. El pH controla muchas reacciones químicas y la actividad biológica normalmente se restringe a una escala de pH entre 6 y 8. Las aguas muy ácidas o muy alcalinas son indeseables debido a que son corrosivas o presentan dificultades en su tratamiento.
- ♦ **Potencial de óxido-reducción (potencial REDOX).** El REDOX permite, de manera indirecta, mostrar hacia donde se desplaza el equilibrio en las reacciones de óxido-reducción que suceden en los reactores de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Valores positivos de REDOX muestran una oxidación de materia orgánica a

dióxido de carbono (CO_2) en un medio aerobio y valores negativos son originados por su reducción en un ambiente anaerobio. Es así que, las reacciones aerobias tienen valores mayores a +200 mV y las reacciones anaerobias ocurren a -300 mV.

- **Alcalinidad.** Es la capacidad de neutralización del agua. La alcalinidad es útil, tanto en el agua natural como en las aguas residuales, porque proporciona un amortiguamiento para resistir los cambios en el pH. Normalmente, se divide en alcalinidad cáustica, por encima del pH 8.2 y alcalinidad total, por encima del pH 4.5. La alcalinidad puede existir hasta un pH de 4.5 debido a que el $[\text{HCO}_3^-]$ no se neutraliza completamente sino hasta que se alcanza este pH. La cantidad de alcalinidad presente se expresa en términos de CaCO_3 .
- **Acidez.** Es la capacidad del agua para neutralizar compuestos básicos. La mayoría de las aguas naturales y el agua residual doméstica son amortiguadas por un sistema $\text{CO}_2\text{-HCO}_3^-$. El ácido carbónico H_2CO_3 no se neutraliza totalmente hasta un pH de 8.2 y no disminuye el pH por debajo de 4.5. Así, la acidez del CO_2 ocurre dentro de un pH de 8.2 a 4.5, la acidez mineral (casi siempre debida a desechos industriales) se presenta por debajo de un pH de 4.5. La acidez se expresa en términos de CaCO_3 .
- **Demanda de oxígeno.** Los compuestos orgánicos por lo regular son inestables y pueden oxidarse biológica o químicamente para obtener productos finales estables, relativamente inertes, tales como CO_2 , NO_3^- , H_2O . La indicación del contenido orgánico de un desecho se obtiene al medir la cantidad de oxígeno que se requiere para su estabilización.
 - a) **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).** Mide la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos en la descomposición de la materia orgánica. La determinación tiene un periodo de duración de 5 días y puede haber interferencias por el crecimiento endógeno de los microorganismos. En condiciones anaerobias, la cantidad de sustrato que puede ser degradado biológicamente es con frecuencia mayor que el representado por la concentración de la DBO del agua residual. Esta discrepancia ha originado que en el diseño de los procesos anaerobios, se utilice la demanda química de oxígeno (DQO) para caracterizar la descarga orgánica de una muestra.
 - b) **Demanda química de oxígeno (DQO).** Es la cantidad de oxígeno que se consume, al oxidar la materia orgánica e inorgánica con dicromato de potasio en

un medio ácido, en una reacción química. La prueba, a diferencia de la DBO, es muy rápida pero también se oxidan compuestos inorgánicos elevando el valor de la DQO. Casi todas las sustancias orgánicas se oxidan en su totalidad, con excepción de compuestos como la piridina, el benceno o el tolueno. Otra manera para determinar el contenido de materia orgánica es por medio de la técnica del carbono orgánico total (TOC). En este caso se mide realmente el carbono orgánico ya sea biodegradable o no. El tiempo de determinación es mucho menor que para la DBO y la DQO, pero requiere de equipo muy especializado y costoso.

- **Nitrógeno.** Es un elemento importante ya que las reacciones biológicas sólo pueden efectuarse en presencia de suficiente nitrógeno. Este se encuentra presente en las siguientes formas en el agua residual.

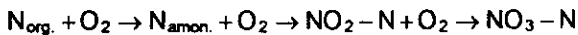
a) *Nitrógeno orgánico.* Presente en proteínas, aminoácidos y urea.

b) *Nitrógeno amoniacal.* Nitrógeno como sales de amoníaco; por ejemplo, carbonato de amonio ((NH₄)₂CO₃), o como amoníaco libre (NH₃).

c) *Nitrógeno de nitritos* (NO₂⁻²). Una etapa intermedia de oxidación que normalmente no se presenta en grandes cantidades.

d) *Nitrógeno de nitratos* (NO₃⁻²). Producto final de la oxidación del nitrógeno.

La oxidación de los compuestos de nitrógeno, llamada nitrificación, se expresa de la siguiente forma:



La reducción del nitrógeno, que se llama desnitrificación, puede revertir el proceso:



Las aguas residuales industriales tienen también otras características químicas especializadas que se pueden evaluar, por ejemplo, la presencia de metales tóxicos, cianuro, fenoles, grasas y aceites, etc.

1.3.3 Características Biológicas.

Casi todos los desechos orgánicos contienen grandes cantidades de microorganismos; esta agua contiene más de 10^4 $\frac{\text{células bacterianas}}{\text{mL}}$, pero los números reales presentes regularmente no se determinan. Después del tratamiento convencional del agua residual el efluente todavía contiene una gran cantidad de microorganismos, al igual que muchas aguas superficiales naturales⁽³⁾.

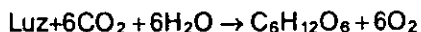
1.4 Aspectos Básicos de la Microbiología del Agua Residual.

Las aguas naturales contienen una amplia variedad de microorganismos los cuales forman un sistema ecológico balanceado. Las características biológicas de éste se relacionan principalmente con la población residente de microorganismos y su impacto directo en la calidad del agua. Por esta razón, es necesario conocer los principios básicos de la microbiología y así comprender cómo participan los microorganismos en el proceso de la depuración del agua residual.

1.4.1 Tipos de Metabolismo.

Para garantizar el crecimiento adecuado de un organismo, éste debe tener una fuente de carbono y de energía (nutrientes). De esta forma, elementos como nitrógeno, fósforo y elementos traza como azufre, potasio, calcio y magnesio deben estar disponibles en el agua. Las dos fuentes de carbón para la síntesis de tejido celular son el dióxido de carbono y el carbón presente en la materia orgánica. Si un organismo toma el carbón a partir del dióxido de carbono (carbón inorgánico), es llamado *autótrofo*, si usa carbón orgánico, es denominado *heterótrofo*. Los organismos autótrofos son capaces de sintetizar sus requerimientos orgánicos a partir de la materia inorgánica y pueden crecer independientemente de las sustancias orgánicas externas. Emplean dos métodos para alcanzar este fin:

- ♦ **Fotosíntesis.** Muchas plantas utilizan el carbón inorgánico y la radiación ultravioleta para producir materia orgánica y oxígeno.



- ♦ **Quimiosíntesis.** Se utiliza la energía química de los compuestos inorgánicos para suministrar la energía para la síntesis de sustancias orgánicas.



Por su parte, los organismos heterótrofos requieren una fuente externa de materia orgánica; los tres tipos principales son:

1. Los *saprófitos*, que obtienen la materia orgánica soluble directamente del ambiente circundante o por la digestión extracelular de compuestos insolubles. Sus requerimientos de alimento pueden fluctuar desde un simple compuesto orgánico de carbono hasta varios compuestos complejos de carbono y nitrógeno, junto con factores adicionales de crecimiento.
2. Los *fagótrofos*, algunas veces llamados formas holozoicas, utilizan partículas orgánicas sólidas.
3. Los *parásitos* obtienen la materia orgánica a partir de tejidos de otros organismos vivos, por lo que se denominan parásitos.

El cuadro 1.4 muestra la clasificación de los microorganismos con base en su requerimiento de carbón y energía.

Adicional al carbón y la energía, el oxígeno tiene un papel muy importante en el crecimiento de las células; además de ser el principal componente del tejido celular. Algunos organismos requieren la presencia de oxígeno molecular (O₂) para su metabolismo. Tales organismos se denominan *aerobios obligados*. Los organismos para los cuales la presencia de oxígeno molecular es tóxica se conocen como *anaerobios obligados*.

cuadro 1.4			
CLASIFICACIÓN GENERAL DE LOS MICROORGANISMOS CON BASE EN SUS FUENTES DE CARBÓN Y ENERGÍA			
CLASIFICACIÓN	FUENTE DE ENERGÍA	FUENTE DE CARBÓN	ORGANISMOS REPRESENTATIVOS
Fotoautótrofos	Luz	CO ₂	Algas, bacterias fotosintéticas
Fotoheterótrofos	Luz	Materia orgánica	Bacterias fotosintéticas
Quimioautótrofos	Materia orgánica	CO ₂	Bacterias
Quimioheterótrofos	Materia orgánica	Materia orgánica	Bacterias, hongos, protozoarios, animales

Estos organismos toman el oxígeno requerido de los compuestos químicos. Así mismo, existe una clase de organismos que pueden crecer en presencia o ausencia de oxígeno y se llaman *anaerobios facultativos*. En términos de requerimientos de temperatura, hay tres tipos principales de organismos: los *psicrófilos*, que viven a una temperatura de 5 °C a 15 °C; los *mesófilos*, con mucho los más comunes, que viven a temperaturas comprendidas entre 25 y 40 °C y los *termófilos*, que viven a temperaturas de 45 a 65 °C⁽⁶³⁾.

1.4.2 Tipos de Microorganismos.

Por definición, los microorganismos son aquellos organismos muy pequeños que no pueden ser vistos a simple vista, quedando comprendidos en esta categoría un gran número de organismos acuáticos. Los principales grupos de microorganismos presentes en el agua se clasifican como protistas, plantas y animales. Comúnmente, los organismos listados en ésta tabla se caracterizan como *procariontes* o *eucariontes*, dependiendo si el núcleo posee una membrana nuclear.

Los procariontes son estructuras celulares simples y pequeñas (<5 µm) con núcleo primitivo de un solo cromosoma circular, sin membrana nuclear. Se incluyen en este grupo las bacterias, los actinomicetos y las algas verde-azules. Los eucariotas son células más grandes (>20 µm) con una estructura más compleja y un núcleo verdadero que contiene varios cromosomas con membrana celular⁽⁶³⁾. En esta clase de microorganismos se incluyen los hongos, la mayoría de las algas y los protozoarios. Hay un grupo adicional de microorganismos: los virus, que no pueden ser clasificados en ninguna de las dos clases anteriores y, por tanto, se consideran por separado. En los capítulos siguientes se mostrará la importancia del estudio de la microbiología para el tratamiento de los efluentes industriales.

Capítulo 2

Problemática Ambiental de la Industria Textil.

:

2.1 Marco de Referencia sobre las Aguas Residuales en México.

De acuerdo con los últimos datos sobre la disponibilidad de los recursos de agua, el escurrimiento medio anual en la República Mexicana es de aproximadamente 410,000 millones de metros cúbicos y la demanda para satisfacer las necesidades de abastecimiento a las poblaciones para su consumo, industria y agricultura es de 72,500 millones de metros cúbicos ($2,300 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$)⁽⁴²⁾.

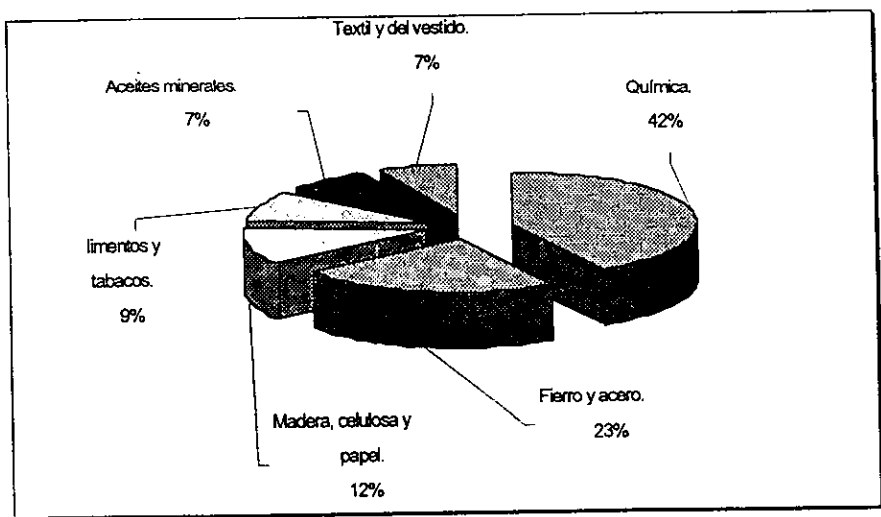
Por otra parte, el agua subterránea disponible, principal fuente de abastecimiento para consumo humano por su calidad, se ha estimado en 110,450 millones de metros cúbicos, con un índice de recarga anual de 31,240 millones de metros cúbicos y una extracción anual de 23,518 millones de metros cúbicos^(3 y 42). Este balance general, aparentemente favorable, presenta por una parte una desigual distribución, ya que el 50% de la precipitación y escurrimiento, ocurre en las cuencas de los ríos más caudalosos del Sureste, propiciando desastres e inundaciones, mientras que en el Norte del País, se presenta sólo un 3% del escurrimiento, en una superficie equivalente al 30% del territorio nacional⁽⁴⁸⁾. Por otra parte, el incremento de la población y de las actividades agrícolas e industriales han contaminado los principales cuerpos de agua y provocado el agotamiento y contaminación de algunos acuíferos, presentándose con ello, problemas de escasez adicional por no reunir las fuentes de abastecimiento una calidad adecuada para ser usada. Así pues, las aguas residuales generadas en México por las poblaciones mayores de 100,000 habitantes y por las actividades industriales, se estiman en $255 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$ y aportan una carga contaminante, expresada como DBO de 1,614,000 $\frac{\text{ton}}{\text{año}}$ ⁽³⁾.

2.1.1 Industrias Generadoras de Aguas Residuales.

El crecimiento económico se ha basado en un uso intensivo de materias primas y energía, que con criterios de eficiencia y rentabilidad económicas, maximiza ganancias aprovechando el "subsidio ecológico" que absorbe el costo de externalidad de la contaminación.

cuadro 2.1
COMPARACIÓN DEL NIVEL DE DESCARGA DIARIO DE DIVERSAS INDUSTRIAS

INDUSTRIAS	VOLUMEN (millones de m ³ /d)
Química.	5.33
Hierro y acero.	2.91
Madera, celulosa y papel.	1.52
Alimentos y tabacos.	1.11
Aceites minerales.	0.65
Textil y del vestido.	0.87



FUENTE: *Memorias del Simposium: Segundo Minisimposio Internacional sobre Remoción de Contaminantes de Aguas y Suelos.* Instituto de Ingeniería y Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México. 17 de Noviembre de 1965.

En este contexto, recursos "abundantes" como el agua y el aire son utilizados indiscriminadamente, ya sea como insumos o como receptores de desechos. En México el proceso de industrialización se inició de manera acelerada en los últimos cincuenta años, con una concentración industrial preponderante en unas cuantas ciudades -entre las que destacan la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

(ZMCM), Monterrey y Guadalajara- y en algunos polos de desarrollo -como Veracruz y la frontera norte-. El país se caracteriza por la conformación de un porcentaje bajo de grandes empresas con tecnologías avanzadas y un gran número de micro, pequeñas y medianas empresas (más de 95%), muchas de ellas con procesos obsoletos. La planta industrial comprende básicamente, cuatro tipos:

1. Manufactureras.
2. Extractivas (minería y petróleo).
3. De la construcción.
4. Eléctrica.

Particularmente con respecto a la generación de aguas residuales, se puede catalogar a seis sectores industriales como los más importantes en cuanto a la generación de aguas residuales, los cuales se presentan en el cuadro 2.1.

2.2 Impacto Ambiental de la Industria Textil en México.

La industria textil contribuye en gran medida a la contaminación de los cuerpos receptores de agua, debido a que en sus descargas, además de residuos de fibras contienen diversas sustancias como residuos de blanqueo, aprestos, mordientes y colorantes entre otros materiales contaminantes que provienen de las diferentes etapas del proceso, donde se realiza la conversión de la fibra natural (algodón y lana) y sintética (de base celulosa: acetato y rayón y las de base polímero acrílico, poliéster y orlón) a tela y otros productos textiles.

La industria textil genera una diversa variedad de aguas residuales, dependiendo del proceso de elaboración, tipo de telas a producir, así como si únicamente produce el textil y/o el acabado del mismo, si las fibras son sintéticas, naturales o mezcla de ambas, etc. De los sectores industriales, la industria textil (específicamente la de producción de telas, acabado y teñido de las mismas), junto con la rama del vestido, participan en la contaminación de los cuerpos receptores, ocupando el sexto lugar de importancia en contaminación debido a la descarga de aguas residuales (cuadro 2.1)⁽⁴²⁾.

2.2.1 La Industria Textil en el Sector Productivo de México.

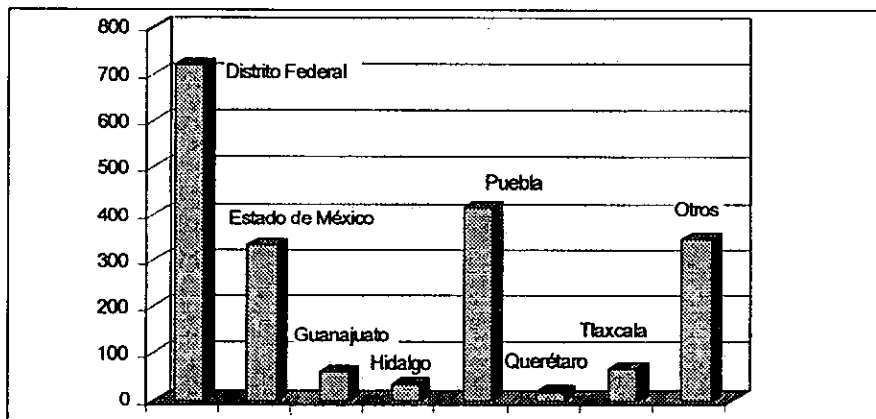
En 1995 la Cámara Nacional de la Industria Textil reportó un total de 1994 empresas dedicadas a la elaboración de textiles de algodón mezcla poliéster-algodón, de estas factorías el 82% se encuentran ubicadas en el centro del país. En el D. F. y los estados de México y Puebla se encuentra concentrado el 73% de las industrias. En el cuadro 2.2 se presenta la distribución de esta industria en México.

La industria textil atraviesa por una problemática que se ve reflejada en el comportamiento de la Balanza Comercial del sector productivo, mostrando niveles de exportación por abajo de las importaciones, lo que se traduce en saldos negativos

crecientes a partir de 1989 en que fue desde 197.1 millones de dólares, hasta 1993 y 1994, donde ha superado los mil millones de dólares, lo cual finalmente viene a significar menores posibilidades de desarrollo para la planta textil nacional⁽⁴⁰⁾.

cuadro 2.2
DISTRIBUCIÓN NACIONAL DE LA INDUSTRIA TEXTIL

ESTADO	No. DE EMPRESAS
Distrito Federal	719
Estado de México	335
Guanajuato	63
Hidalgo	36
Puebla	417
Querétaro	19
Tlaxcala	68
Otros	347
Total	1,994



FUENTE: *Memorias del Simposium: Segundo Minisimposio Internacional sobre Remoción de Contaminantes de Aguas y Suelos*. Instituto de Ingeniería y Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México. 17 de Noviembre de 1995.

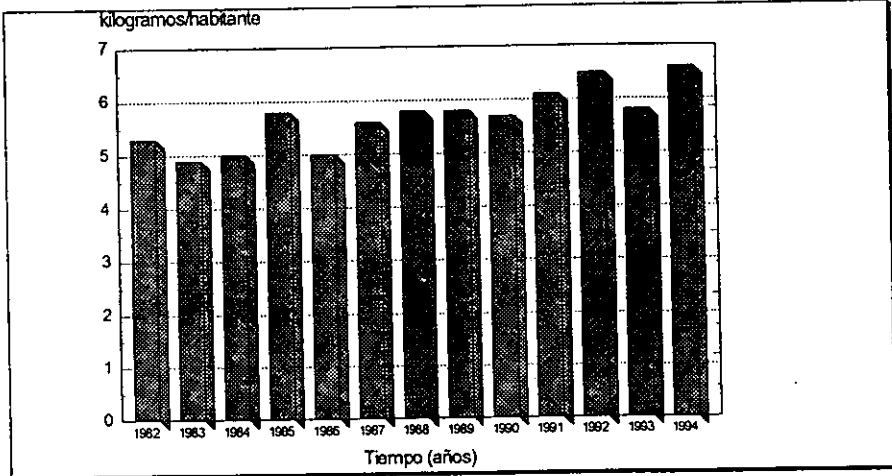
Esto se ve más claramente en la gráfica 2.1a, la cual muestra el comportamiento del Producto Interno Bruto de la industria manufacturera en general.

gráfica 2.1

INDICADORES DE LA INDUSTRIA TEXTIL EN EL SECTOR PRODUCTIVO

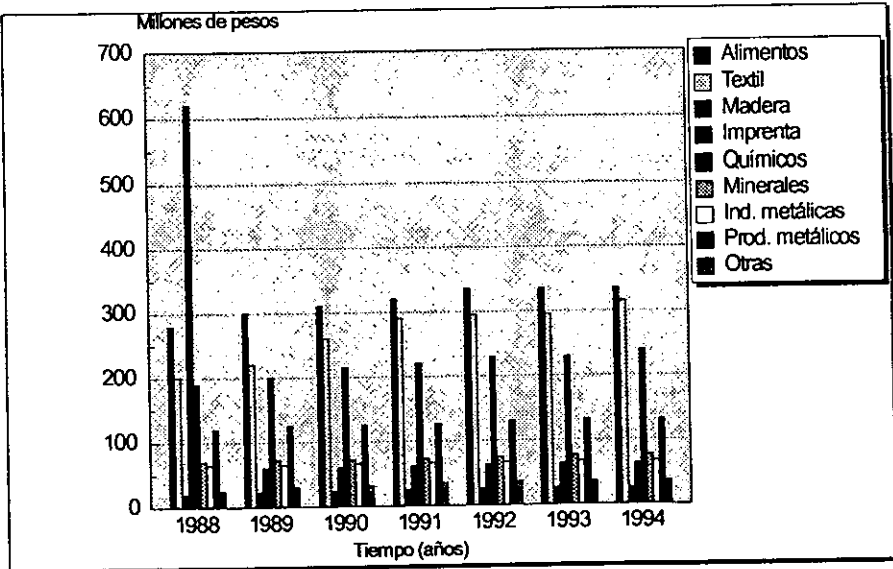
gráfica 2.1a

CONSUMO PERCÁPITA DE PRODUCTOS TEXTILES: FIBRAS BLANDAS



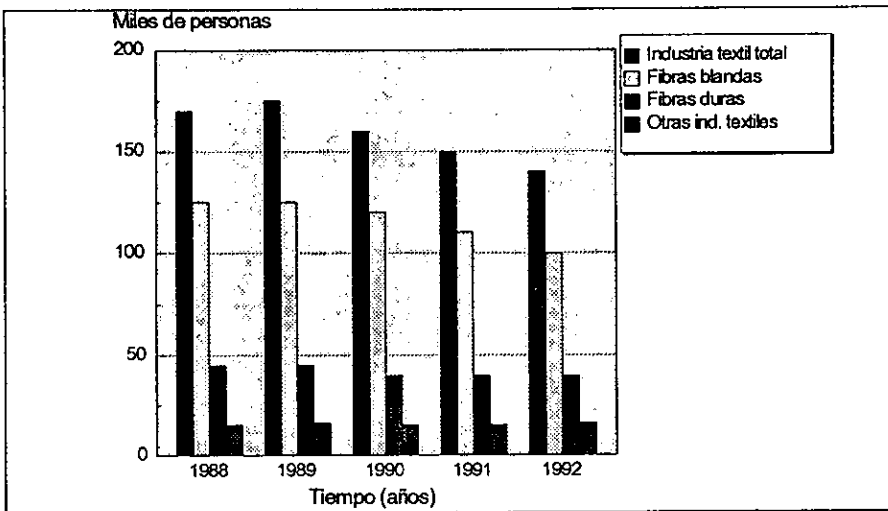
gráfica 2.1b

PRODUCTO INTERNO BRUTO DE LA INDUSTRIA MANUFACTURERA

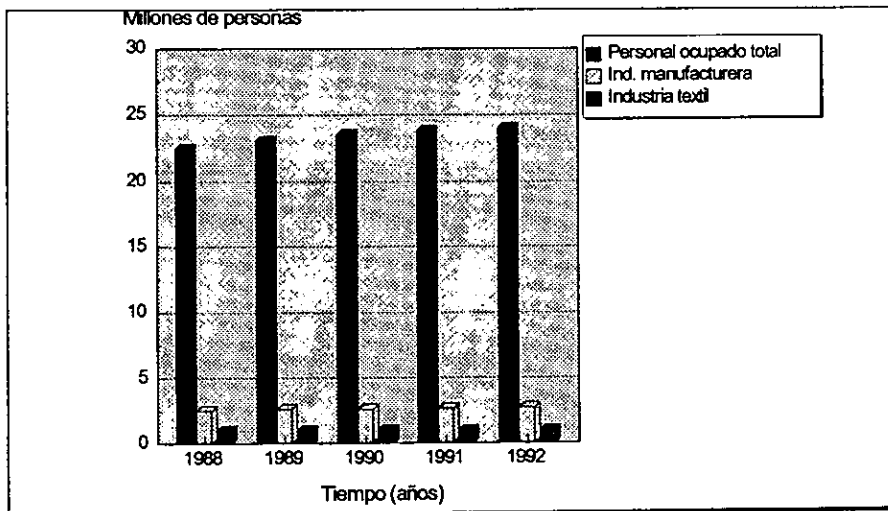


gráfica 2.1 (continuación)

gráfica 2.1c LA INDUSTRIA TEXTIL COMO GENERADORA DE EMPLEO



gráfica 2.1c LA INDUSTRIA TEXTIL COMO GENERADORA DE EMPLEO



FUENTE: *Memorias del Simposium: Segundo Minisimposio Internacional sobre Remoción de Contaminantes de Aguas y Suelos*. Instituto de Ingeniería y Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México. 17 de Noviembre de 1995.

Respecto al empleo que es otro de los indicadores básicos de la actividad textil, se observa que para los años de 1989 a 1992, su tendencia es a la baja, ya que de presentar en el primero de los años citados 170 mil empleos, se pasó a 140 mil plazas, lo que significa una disminución del 17.6%, como puede apreciarse en la gráfica 2.1c. Asimismo, la participación de la industria textil en el personal ocupado total y en el personal ocupado por la industria manufacturera, ha tendido a disminuir ya que de presentar el 0.8 y 6.8% respectivamente, pasó a constituir en 1992 el 0.6 y 5.7%. Esto se muestra en la gráfica 2.1d⁽⁴⁰⁾.

2.2.2 Proceso de Acabados Textiles.

Todos los productos textiles acabados, ya sean telas para ropa, alfombras o cuerdas para neumáticos, tienen su origen en la lana, en el algodón, las fibras sintéticas o una combinación de estas materias. Estas fibras se procesan para adecuarlas a sus usos finales. Entre estos procesos están la remoción de impurezas naturales de la lana y el algodón (tierra, arena, grasa); la eliminación de impurezas del proceso (aprestador, contaminantes metálicos); y el acabado, para impartir cualidades particulares de apariencia, tacto y durabilidad.

Algodón y lana.

Los tres pasos básicos en el procesamiento del algodón y lana son hilado, tejido y acabado (figura 2.1). El hilado y tejido del algodón son procesos secos. El material extraño es removido del algodón bruto por apertura y lavado, lanzado, cardado y peinado. Las fibras individuales se juntan, enderezan, hilan en el hilo y se devanan en bobinas. Para mejorar la fuerza y la tiesura del hilo (urdimbre), se pasa a través de una solución de apresto que controla la abrasión y reduce la fricción. Los agentes aprestadores son almidón, acetato de polivinilo (APV) y carboximetil celulosa (CMC). Este hilo se teje en un paño conocido como género crudo, el cual se manda a la planta de acabado para procesarlo hasta hacer productos comerciales. El proceso de

acabado, húmedo en su mayor parte, comienza con la remoción del aprestador, de la cera natural, pectinas, alcoholes, tierra, aceite y grasa para preparar la tela para los pasos siguientes:

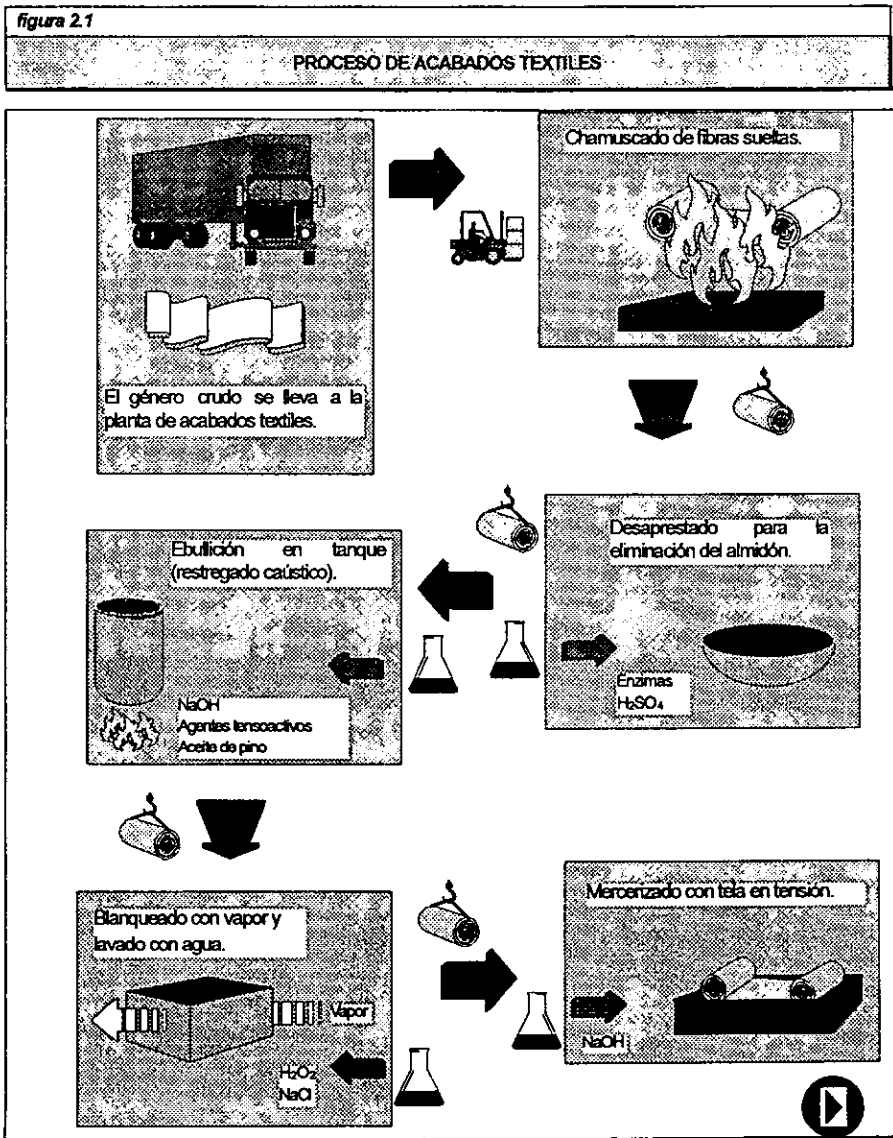
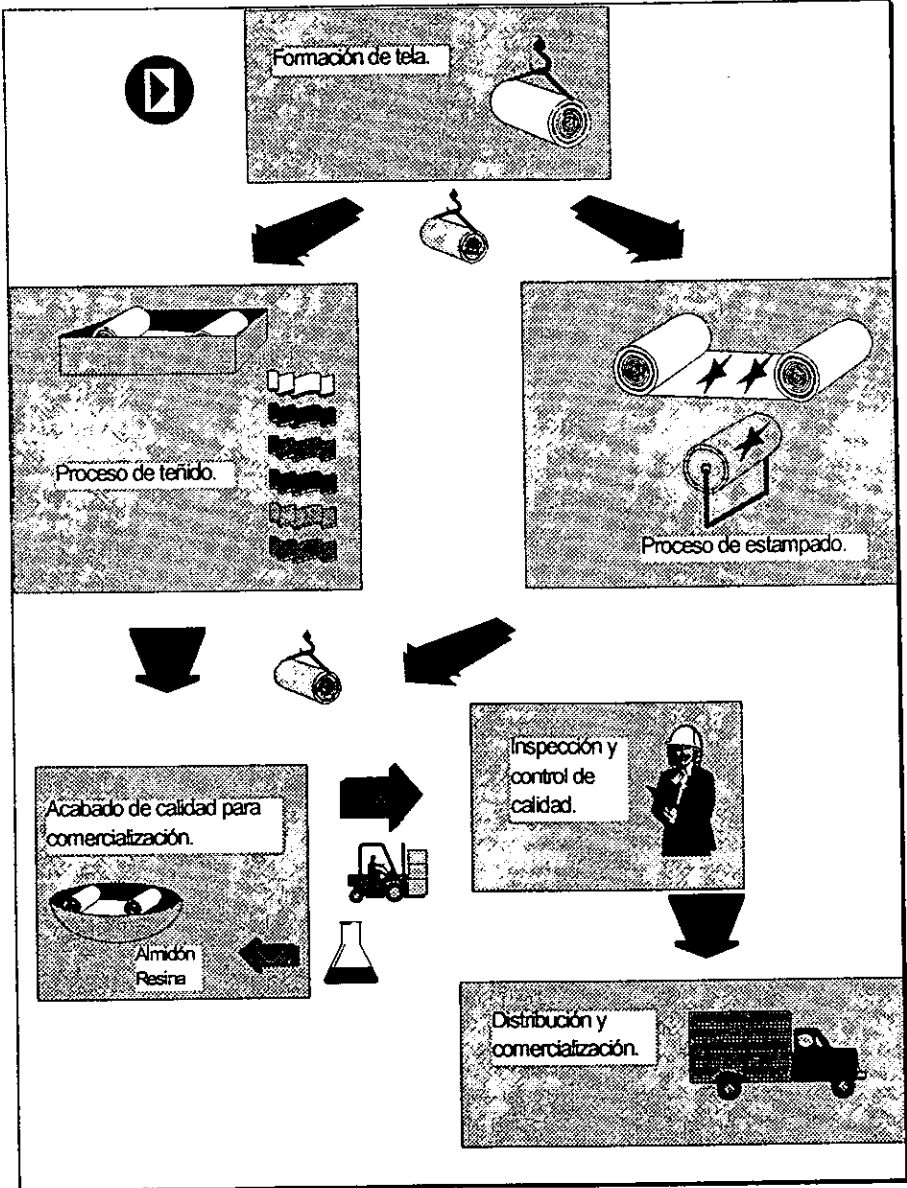


figura 2.1 (continuación)



- *Chamuscado*. La tela pasa entre placas o rodillos calentados o a través de una flama abierta de gas para quemar las fibras sueltas. Las chispas se extinguen cuando la tela pasa a través de una caja con agua.
- *Aprestado*. El almidón se solubiliza por enzimas o por ácido, remojando de 3 - 12 horas. se quita el exceso de licor. después se enjuaga la tela con agua limpia y se procesa a través de un baño cáustico o penetrante.
- *Restregado cáustico*. El género crudo se cuece para quitarle la cera de algodón, la tierra y la grasa. La tela de algodón se satura con un licor que consiste en sosa cáustica, ceniza de sosa, jabón de aceite de pino y agentes tensoactivos y se restrega en un baño de vapor durante una hora. Finalmente, la tela se enjuaga para quitarle el licor de restregado. Esto desarrolla una fibra amarilla y absorbente de celulosa pura.
- *Blanqueado*. Peróxido, hipoclorito o cloro, en combinación con silicato de sodio y sosa cáustica, son aplicados como licor blanqueador y la tela pasa a una cámara de vapor (caja-j) durante una hora aproximadamente. La tela blanqueada se enjuaga con agua y se almacena para ser procesada después.
- *Mercerizado*. La tela blanqueada puede mercerizarse para hinchar la fibra, mejorando así el lustre, la afinidad por el tinte y la fuerza. En el mercerizado, la tela se pasa por una solución de sosa cáustica (20-25% de NaOH) mientras se mantiene bajo tensión; después se pasa por un enjuague con agua, por un baño ácido y por un baño final por agua.
- *Teñido*. Se usan muchos productos químicos diferentes para el teñido:
 - a) *Colorantes directos* que se aplican directamente a la tela.
 - b) *Colorantes de tinta* y *colorantes sulfurosos* que se aplican a la tela en un estado reducido y después se oxidan.
 - c) *Colorantes revelados* y *colorantes de naitol* que se aplican a la tela y se revelan con un agente químico secundario.
 - d) *Colorante negro de anilina* que se oxida en la tela por aire o por vapor.
- *Estampado*. En este proceso se da a la tela un patrón colorido o un dibujo por medio de un rodillo o de una maquina impresora de tramo. Los colores se fijan por vaporización u otro tratamiento.

- ♦ *Acabado final.* En este proceso se incluyen el apresto (con almidón o con resina), la impermeabilización, la incombustibilización o el preencogido.

Materiales sintéticos.

Las fibras sintéticas más comunes son las de base celulosa (acetato/rayón) y las de base polímero (acrílico, poliéster y orlón). El hilo hilado se procesa como las fibras naturales y requiere de apresto para darle fuerza y un recubrimiento protector para el tejido. El hilo de filamento continuo requiere de menos apresto.

Se desarrollan cargas estáticas sobre el hilo sintético durante la mayor parte de los pasos del proceso, por lo que se aplican a la fibra antiestáticos, aceite y lubricantes antes del tejido. Entre estos están el alcohol de polivinilo, las resinas de base estireno, los glicoles de polialqueno, la gelatina y el acetato de polivinilo.

Los procesos de acabados de las telas sintéticas son semejantes a los usados con el algodón e incluyen restregado (remoción de los productos químicos del proceso del tejido), enjuague inicial, blanqueado, segundo enjuague, teñido y acabado final (impermeabilización, protección contra el encogimiento, etc.).

2.2.3 Uso y Requerimientos de Agua en la Industria Textil.

En este tipo de industria la calidad requerida de agua es variable, por lo que es acondicionada o tratada, según los requerimientos específicos de cada empresa. La figura 2.1 muestra el proceso de tratamiento para acondicionar a la calidad requerida, después se distribuye y si es posible, se recircula. El 50% de agua consumida en la industria textil es agua de enfriamiento, que puede ser parcialmente aceptable, mientras que el otro 50% requiere de un tratamiento adecuado para darle las condiciones específicas requeridas. En el proceso de elaboración de la tela la influencia del tipo de agua es tan grande que afecta el comportamiento al tacto de la

tela y en general la calidad de las mismas depende de las características fisicoquímicas del agua.

En general el agua requerida es blanda, para evitar incrustaciones en las tuberías. Debe estar exenta de Fe, Ca y Mg, entre otros iones, para evitar pérdidas de jabón por precipitación de ácidos grasos, porque estas sales son insolubles y al quedar retenidas se adhieren a la fibra, disminuyendo su capilaridad e impidiendo la absorción uniforme de los colorantes, además de que pueden provocar la formación de manchas o sombreado en la tintura, lo que proporciona un aspecto brillante y sólido en los teñidos.

La industria textil consume enorme cantidad de tintes, así como elevadas cantidades de agua, por ejemplo, durante el proceso de teñido y estampado el consumo es de 37 a $40 \frac{\text{L H}_2\text{O}}{\text{m}^2 \text{ de tela}}$ de algodón para una planta grande, por otro lado una industria mediana de acabado de algodón consume de 42 a $50 \frac{\text{L H}_2\text{O}}{\text{m}^2 \text{ de tela}}$. Durante el proceso de teñido un consumo promedio de agua puede ser de 8 a $15 \frac{\text{L H}_2\text{O}}{\text{m}^2 \text{ de tela}}$ (31 y 40).

2.2.4 Características de los Efluentes de la Industria Textil.

El proceso de fabricación de los diferentes productos textiles, a partir de lana, algodón y fibras sintéticas se lleva a cabo mediante una serie de etapas que fueron descritas anteriormente. Etapas en las cuales se emplea un gran número de sustancias tales como pectinas u otros componentes no celulósicos, componentes alcalinos como sosa cáustica y otros que aumentan el pH del agua como almidón, alcohol polivinílico, acetato polivinílico, carboximetil celulosa, etc.

Aunque la mayoría de las etapas que están involucradas en el proceso contribuyen al problema de contaminación, sin duda el restregado, teñido y acabado lo hacen en mayor medida y de estos el teñido, específicamente en el parámetro de color. Por lo que el tratamiento del efluente puede ser muy complicado debido a la presencia de

residuos de productos químicos en el agua cruda de desecho. La contención dentro de la planta y las modificaciones al proceso son necesarias para cumplir con las restricciones a los efluentes. Las características de un agua de desecho típica se muestra en el cuadro 2.3.

cuadro 2.3
CARACTERÍSTICAS DE LOS DESECHOS DE UNA PLANTA TEXTIL

VARIABLE	ACABADO DE LA TRAMA DE ALGODÓN	ACABADO DE LA TELA DE PUERTO DE ALGODÓN	TEÍDO Y ESTAMPADO	TEÍDO DE MATERIA PRIMA EN HELO DE ALGODÓN
Uso de agua (L/lb de tela)	13.5	18	8.3	18
DBO	280-850	100-650	144-630	75-340
SST	45-475	40-485	75-150	25-75
DQO	425-1440	450-1440	570-1360	220-1010
Cromo total	0.04	0.05	ND	0.01
Fenol	0.04	0.27	ND	0.12
Sulfuro	2.72	0.2	ND	ND
Color (ADMI)	325	400	600	600
pH	7-11	6-9	6-9	7-12

ND: No existe información disponible.
Todos los valores, excepto el color y el pH, están en mg/L.

FUENTE: *Memorias del Simposium: Segundo Minisimposio Internacional sobre Remoción de Contaminantes de Aguas y Suelos*, Instituto de Ingeniería y Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de Médico. 17 de Noviembre de 1995

2.2.5 Legislación Ambiental Aplicada a la Industria Textil.

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente establece que todas las descargas de aguas residuales en ríos, cuencas, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua, deberán satisfacer las normas técnicas ecológicas que establezcan los límites máximos permisibles de contaminantes en dichas descargas, a fin de asegurar una calidad de agua satisfactoria para el bienestar de la población y el equilibrio ecológico.

En particular, para el caso de la industria textil se debe tener en cuenta el cumplimiento de la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-014-ECOL/1993; la cual en su artículo 5 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales provenientes de la industria textil, que son los que se muestran en el cuadro 2.4.

cuadro 2.4		
NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-CCA-014-ECOL/1993		
PARÁMETROS	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES	
	Promedio diario	Instantáneo
pH (unidades de pH)	6-9	6-9
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	100	120
Demanda química de oxígeno (mg/L)	200	240
Sólidos sedimentables (mg/L)	1	1.2
Grasas y aceites (mg/L)	1	1.2
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	100	120
Cromo total (mg/L)	1	1.2
Sulfuros (mg/L)	0.2	0.4
Fenoles (mg/L)	0.1	0.2

FUENTE: Diario Oficial de la Federación, Lunes 18 de Octubre de 1993.

2.3 Las Tintas Azo Como Principal Problema de Contaminación de la Industria de Acabados Textiles.

En la empresa de acabados textiles se genera una amplia diversidad de efluentes, producidos por los procesos descritos anteriormente. En estos efluentes existen compuestos inorgánicos (como la sosa cáustica), pero sobre todo se encuentran compuestos orgánicos (almidón, resinas, enzimas, etc.) de los cuales los colorantes sintéticos son de las sustancias más difíciles de degradar.

Los efluentes producidos en los procesos de teñido y estampado representan el problema más importante, debido a que los colorantes textiles en las aguas residuales son difíciles de tratar debido a su habilidad para resistir el desteñido cuando se somete o expone a la acción del jabón o detergente y a condiciones atmosféricas como la lluvia y luz solar entre otros.

2.3.1 Colorantes Usados en la Industria Textil.

Durante el proceso de teñido se utilizan una gran variedad de colorantes que se pueden clasificar en tintas reactivas, tintas metálicas, dispersas, básicas, ácidas, directos, mordantes, etc. Pero los principales colorantes usados a nivel mundial son del tipo *azo dyes* (tintas azo). En la sección siguiente se mostrarán las propiedades generales y específicas de este tipo de compuestos.

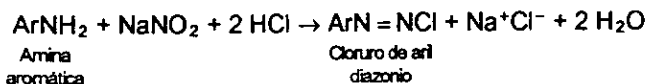
2.3.2 Colorantes Tipo Azo.

Desarrollo y características de las tintas azo.

El uso de las tintas se remonta a tiempos prehistóricos cuando los colorantes fueron usados para teñir pieles, textiles, etc. En las pinturas rupestres fueron también usadas

algunas sustancias de origen natural. Los antiguos jeroglíficos egipcios contienen una descripción de la extracción y técnicas de aplicación. Después de cientos de años, los procesos de entintado se fueron complicando. Pero no fue hasta 1856 que fue creada la primera tinta sintética (llamada "Mauve"). Esto aceleró el desarrollo de otros colorantes sintéticos, como la primer tinta azo desarrollada en 1861. Antes de la primera guerra mundial, casi todos los colorantes eran hechos en Alemania, con un pequeño porcentaje que se fabricaba en Suiza. Hoy, se producen por todo el mundo. La producción de colorantes es aproximadamente de 700,000 toneladas por año^(39 y 40). El color de las tintas y otros colorantes se debe a la presencia de grupos o estructuras químicas orgánicas especiales. Estos compuestos se aplican solubles en agua a la superficie o cuerpo del material a colorear, cubriendo e impregnándose (absorción y adsorción) en el material y formando las estructuras cristalinas de color. Esto es lo que las diferencia de los pigmentos los cuales son partículas de sólidos inorgánicos insolubles de forma cristalina o estructuras particulares usadas para el proceso de coloración.

Un compuesto orgánico es coloreado por la presencia de grupos cromóforos, los cuales contienen un sistema de enlaces conjugados. La absorción de luz que crea la percepción del color, provoca las transiciones electrónicas entre los diferentes orbitales dentro de la molécula. De la larga categoría de las tintas sintéticas en uso, algunas se clasifican como tintas azo. Cerca de 40,000 de éstas se comercian actualmente⁽⁴⁰⁾. Se caracterizan por la presencia de uno o más grupos azo (-N=N-) en asociación con uno o más sistemas aromáticos. Los grupos azo son generalmente enlazados por anillos de benceno o naftaleno. La síntesis de las tintas azo consiste en un proceso de dos pasos. En el primer paso, la *Diazoación*, una amina aromática es convertida en su correspondiente cloruro diazonio:



El segundo paso, *Acoplamiento*, involucra la conversión de la sal de diazonio a un compuesto azo por reacción con un compuesto aromático, el cual contiene un fuerte donador de electrones en el anillo aromático:

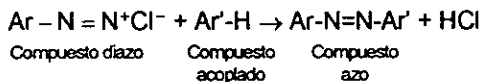
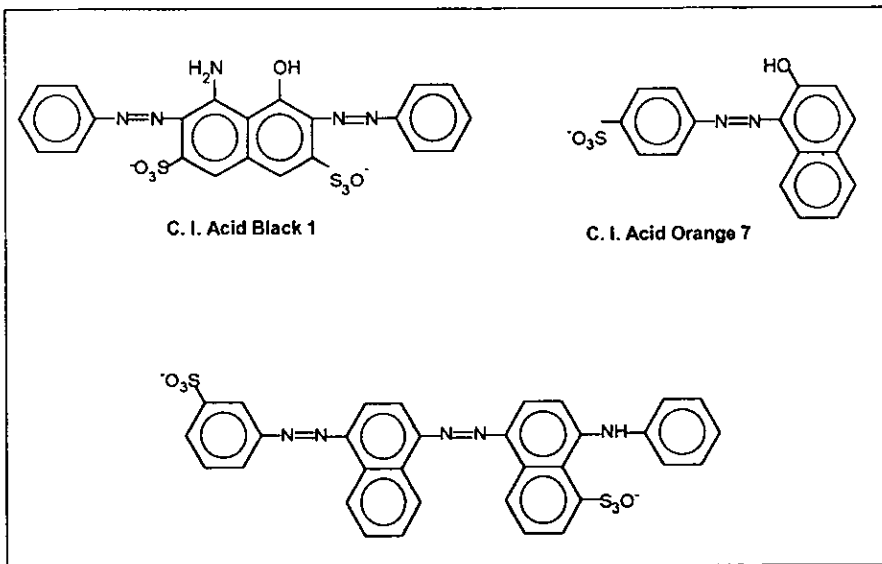


figura 2.2

ALGUNOS EJEMPLOS DE TINTAS AZO USADAS NORMALMENTE EN LA INDUSTRIA



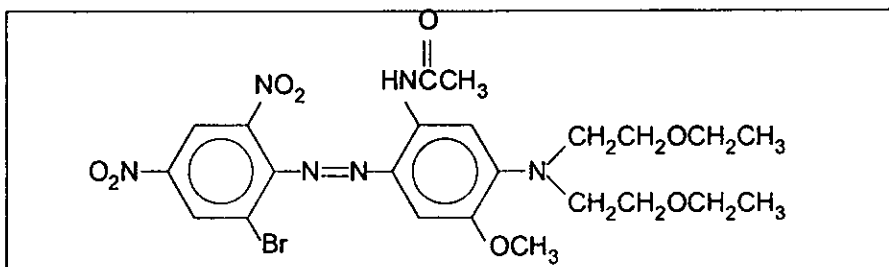
FUENTE: *Memorias del Ciclo de Conferencias: Biodegradación de Compuestos Orgánicos Industriales*. Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. 26 y 27 de Marzo de 1996.

En la figura 2.2 se muestran algunas estructuras de tintas azo comúnmente usadas en la industria.

Como una referencia para este trabajo, se estudió a fondo la degradación de la tinta azo conocida como *azul terasil marino disperso* (nombre comercial: *Terasil Navy GRL-01 200%*), cuya estructura se muestra en la figura 2.3.

figura 2.3

COMPONENTE ACTIVO DEL AZUL TERASIL MARINO DISPERSO



2.3.3 Tratamiento de los Efluentes Contaminados por Tintas Azo.

Los colorantes tipo azo son solubles y son contaminantes inevitables de la industria textil, papelera, alimenticia, cosmetológica y farmacéutica y son conocidas ampliamente como compuestos xenobióticos. La naturaleza no se ha acostumbrado a este tipo de compuestos orgánicos y muy pocos grupos de microorganismos cuentan con los mecanismos para adaptarse y desarrollarse en este tipo de compuestos por lo que, para degradarlos se necesita que los microorganismos se adapten y los degraden. Inicialmente se han realizado muchos esfuerzos en el área ambiental para eliminar el color de estos contaminantes. En años recientes, la investigación se ha enfocado en remover no sólo el color, sino también la toxicidad de los colorantes azo y los productos intermediarios que se producen durante la degradación.

La mayoría de los colorantes azo no pueden ser decolorados en condiciones aerobias, sin embargo, en ambientes anaerobios muchas bacterias pueden degradar estos compuestos hasta sus aminas correspondientes. Normalmente estos colorantes no poseen efectos citotóxicos, carcinogénicos o mutagénicos, pero sí sus aminas. Existen evidencias que sugieren que las aminas aromáticas, resultado de la degradación parcial de los colorantes tipo azo son recalcitrantes bajo condiciones anaerobias.

Las primeras investigaciones acerca de la acción microbiana anaerobia para conocer los productos metabólicos resultantes de la reducción de los colorantes azo usados en los alimentos se realizaron en el intestino de los mamíferos. Posteriormente, estas fueron dirigidas hacia su aplicación en el área ambiental⁽⁷⁾.

La degradabilidad de los compuestos orgánicos (como este tipo de tintas) se estudia en el capítulo 4, como parte del principio del funcionamiento de los bioreactores tipo EGSB.

Capítulo 3

Procesos de Tratamiento Biológico de las Aguas Residuales.

3.1 Desarrollo y Principios del Tratamiento de Aguas Residuales Generadas por las Actividades Industriales.

Hace tiempo y debido a las actividades industriales productoras de artículos y bienes de consumo, se han provocado un gran deterioro de los recursos acuíferos de nuestro país. En México existe el gran problema de contaminación del agua de tales reservas. Asimismo, es conocido el hecho que se han provocado grandes desastres mundiales por la inadecuada disposición de la descarga de estos efluentes.

Con base a lo anterior es necesario que las aguas residuales se traten antes de ser descargadas por procesos químicos, físicos y biológicos o una combinación de estos. Ello depende según la naturaleza de los contaminantes, la calidad del agua que se va a tratar y el grado que se desea alcanzar de pureza. El principal objetivo del agua residual es producir un efluente que puede ser descargado sin causar daños al medio ambiente.

Por lo que en el desarrollo de este capítulo, se mostrarán los tipos de tratamiento biológico y posteriormente en el siguiente su fundamentación desde el punto de vista bioquímico y cinético.

3.2 Clasificación de los Métodos de Tratamiento.

Como se mencionó anteriormente, los métodos de tratamiento pueden clasificarse en químicos, físicos y biológicos, o una combinación de éstos (cuadro 3.1).

- *Procesos físicos.* Son los tratamientos en el que se llevan a cabo cambios a través de la aplicación de fuerzas físicas. Las operaciones típicas incluyen cribado, mezclado, transferencia de gas, sedimentación y filtración.
- *Procesos químicos.* Son operaciones en las cuales la remoción o tratamiento de los contaminantes se realiza mediante la adición de reactivos que llevan a cabo diferentes comportamientos, como cambios de densidad, de solubilidad, de tensión superficial, de pH y elasticidad y por ende, facilita la operación de separación de los contaminantes.
- *Procesos biológicos.* En los procesos biológicos, la materia orgánica contaminante es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en los tanques o reactores. De esta forma pueden obtener la energía necesaria para reproducirse y llevar a cabo sus funciones vitales y la materia orgánica es transformada en nuevas células y otros productos que pueden ser más fácilmente separados del agua.

En esta sección no se pretende explicar los métodos de tratamiento físico y químico que han sido ampliamente estudiados en otros trabajos y por otros autores. Por lo que, el desarrollo de este apartado se enfocará a la explicación de los procesos del tipo biológico.

cuadro 3.1
OPERACIONES, PROCESOS Y SISTEMAS DE TRATAMIENTO USADOS PARA REMOVER LOS PRINCIPALES CONTAMINANTES PRESENTES EN UN AGUA RESIDUAL.

CONTAMINANTES	UNIDAD, PROCESO O SISTEMA DE TRATAMIENTO	CLASIFICACIÓN
Sólidos suspendidos	Cribado y desmenuzado Sedimentación Flotación Filtración Coagulación/sedimentación	F F F F Q/F
Patógenos	Cloración Ozonización	Q Q
Orgánicos refractarios	Adsorción con carbón activado Ozonización	F Q

cuadro 3.1 (continuación)

CONTAMINANTES	UNIDAD, PROCESO O SISTEMA DE TRATAMIENTO	CLASIFICACIÓN
Orgánicos biodegradables	Lodos activados	B
	Filtro percolador	B
	Discos biológicos rotatorios	B
	Lagunas aireadas	B
	Lagunas de oxidación	F/B
	Filtración en arena	B/Q/F
	Físico/químico	F/Q
Metales pesados	Precipitación química	Q
	Intercambio iónico	Q
Sólidos inorgánicos disueltos	Intercambio iónico	Q
	Ósmosis inversa	F
	Electrodialisis	Q
Fósforo	Coagulación/sedimentación con sales metálicas	Q/F
	Coagulación/sedimentación con cal	Q/F
	Remoción bioquímica	B/Q

NUTRIENTES

Nitrógeno	Nitrificación y desnitrificación con biomasa suspendida	B
	Nitrificación y desnitrificación con biomasa fija	
	Arrastre con amoníaco	B
	Intercambio iónico	
	Cloración en el punto de quiebre	Q/F
		Q
		Q

Q=Químicos, F=Físicos y B=Biológicos

FUENTE: *Apuntes del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Octubre de 1993.

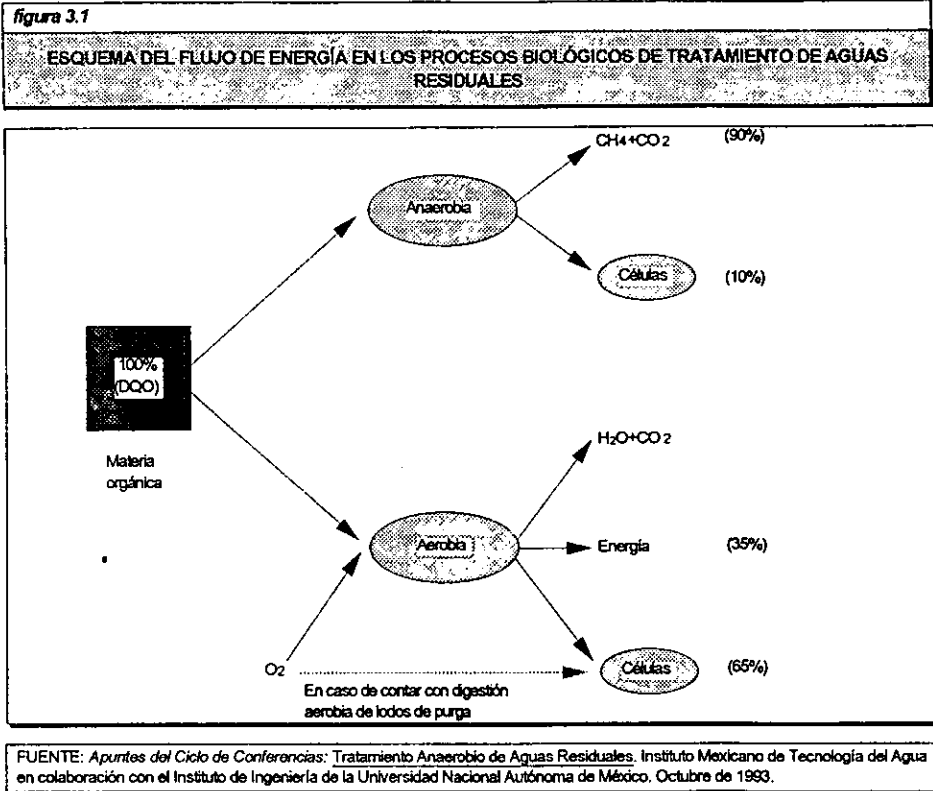
3.3 Procesos Biológicos para el Tratamiento de Aguas Residuales.

El tratamiento biológico de los efluentes contaminados ya sea municipales o industriales, se cree que inició en la antigua china para el tratamiento de aguas residuales caseras usando digestores de lodos (modificados de fosas sépticas) de forma sencilla que al paso del tiempo fueron sofisticándolos para aprovechar al máximo la degradabilidad que observaban. En el presente, se tiene una gran variedad de procesos biológicos que se describirán a continuación. Pero primero, se definirán los tipos de procesos en los cuales se clasifican los tratamientos biológicos.

La principal división entre los procesos biológicos para el tratamiento de las aguas residuales, se hace en base en la forma que los microorganismos utilizan el oxígeno. Se tienen los procesos aerobios (requieren oxígeno) y los anaerobios (requieren ausencia total de oxígeno).

Esto se traduce en sistemas muy diferentes entre sí, tanto en su microbiología como en sus aplicaciones, su ingeniería y su control. Dado que los microorganismos son los responsables de llevar a cabo el proceso biológico, sus características metabólicas determinarán el tipo de aplicación, así como sus ventajas y desventajas. Las principales características de los procesos aerobios y anaerobios, desde el punto de vista energético se esquematizan en la figura 3.1.

En ésta se observa que la energía contenida en la materia orgánica contaminante, utilizada por los microorganismos como demanda química de oxígeno (DQO) o como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es transformada en diversos productos dependiendo del metabolismo aerobio o anaerobio de la célula. En general, una bacteria anaerobia utilizará el 10% de la energía contenida en su alimento o sustrato para funciones de reproducción de gas metano. Por su parte, la bacteria aerobia empleará, en presencia de oxígeno, de un 60 a 65% de la energía del sustrato en la síntesis de nuevas células, mientras que la fracción restante es disipada en forma de calor.



Sistemas aerobios.

La tecnología del tratamiento de aguas residuales por vía aerobia está bien desarrollada y es sin duda la más comúnmente aplicada. La experiencia acumulada y las altas eficiencias en la remoción de materia orgánica son algunas de las razones de su aceptación. Presenta ciertos inconvenientes, pero son aceptados ante la confiabilidad de su tecnología. Existe un buen número de procesos aerobios, los que a su vez se dividen en variantes. En general pueden agruparse en procesos de tipo extensivo (lagunas), procesos de biomasa en suspensión (lodos activados en diversas formas) y procesos de biopelícula (filtros percoladores y biodiscos).

figura 3.2

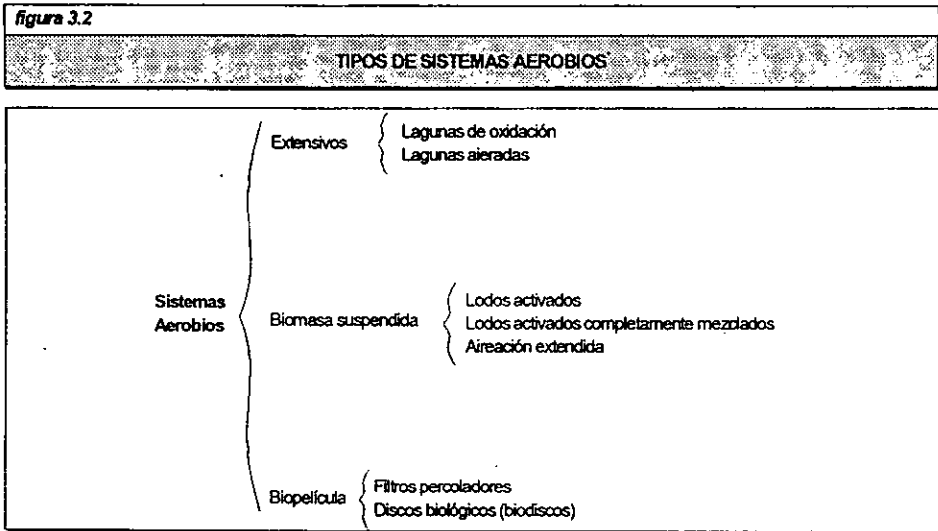
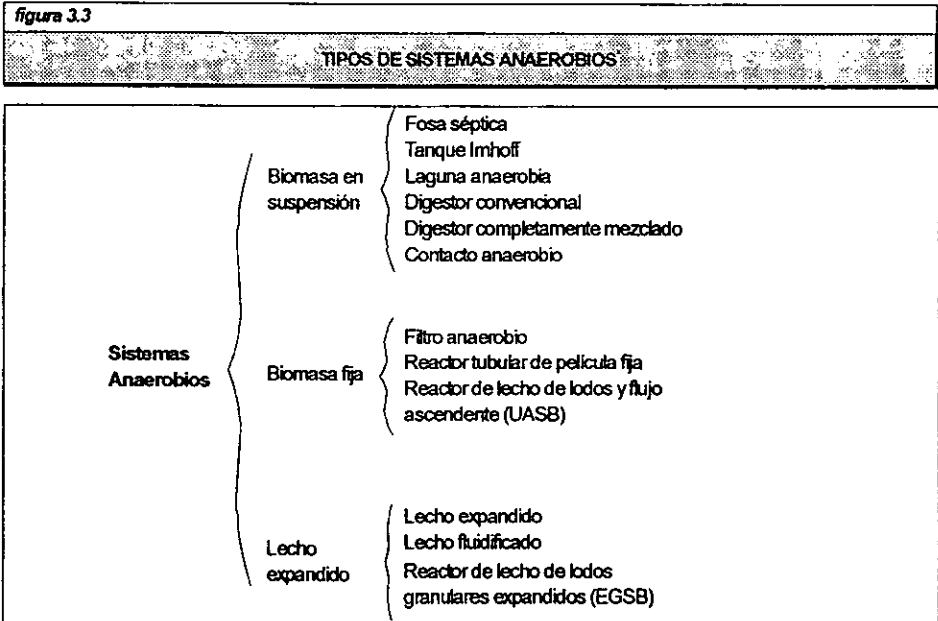


figura 3.3



FUENTE: Apuntes del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, Octubre de 1993.

Sistemas anaerobios.

Para llevar a cabo la digestión anaerobia se han propuesto varios procesos con configuraciones diferentes que buscan optimizar el sistema. Estas configuraciones pueden agruparse por la forma en que se encuentra la biomasa en su interior, lo que origina dos grandes bloques: reactores con crecimiento celular en suspensión y reactores con biomasa fija. En la figura 3.3 se puede observar el agrupamiento de los bioreactores de tipo anaerobio.

Los reactores de tipo anaerobio se dividen en tres generaciones de acuerdo a la evolución tecnológica que presenten, la primera corresponde a aquellos procesos donde la biomasa se encuentra en suspensión; en la segunda generación, los microorganismos son retenidos en el reactor mediante un soporte o bien por sedimentación y los de la tercera generación, donde los microorganismos están adheridos en un soporte que se expande o fluidifica.

3.3.1 Tipos de Tratamiento Anaerobios.

Reactores de 1ª generación.

Los reactores más primitivos son, por un lado la fosa séptica y los digestores de tipo rural con una alimentación semicontinua, de los que se tienen referencias desde el siglo pasado. Estos digestores son utilizados para la producción de biogas a partir de desechos agrícolas y ganaderos, por lo que una descripción detallada cae fuera del tema de este texto. En la actualidad estos sistemas se han difundido considerablemente a nivel doméstico o de granja familiar, sobre todo en países subdesarrollados.

- ♦ *Fosa séptica.* La fosa séptica se considera como un digestor convencional a escala reducida, en donde las condiciones anaerobias estrictas no siempre se cumplen ya que existen zonas anóxicas. Su uso se ha limitado a tratar las aguas de desecho de casas habitación, escuelas, hospitales, etc., generalmente en zonas rurales donde no existe el

servicio de drenaje. Los tiempos de retención en este tipo de sistemas son variables (entre 4 y 10 días).

- ♦ *Tanque Imhoff.* El tanque Imhoff es un sistema un poco más avanzado que la fosa séptica, ya que presenta dos compartimentos, uno de decantación y el otro de digestión. Esto impide en cierto modo que los productos de la hidrólisis de los lodos sean evacuados con el efluente, lo que se traduce en mejores eficiencias de tratamiento. Sus aplicaciones han sido a nivel de pequeñas comunidades y se requiere de una evacuación periódica de lodos (generalmente cada año para el tanque Imhoff y dos años para la fosa séptica).
- ♦ *Lagunas anaerobias.* Este proceso se ha empleado en aguas residuales industriales con temperaturas superiores a las del ambiente y con cierto contenido de sólidos suspendidos sedimentables. Consisten en estanques profundos (hasta 10 metros) en donde prevalecen las condiciones anaerobias, excepto de una pequeña zona de la superficie. La operación de estos sistemas en épocas de invierno presenta bajas considerables en la eficiencia del tratamiento. Un punto particularmente problemático son los malos olores asociados con estos sistemas. Los tiempos de retención reportados en la literatura son muy variables (1.2 a 160 días, con 5 días como valor recomendado).
- ♦ *Digestor anaerobio convencional.* Este sistema se ha aplicado principalmente para la estabilización de los lodos de desecho que provienen del proceso de lodos activados. Consiste de un tanque cerrado sin agitación y sin calentamiento, en donde el desecho a tratar se estratifica en zonas definidas. La parte en donde se lleva a cabo la totalidad del digestor que aunado a la lentitud de la cinética de degradación bajo estas condiciones, se obtienen volúmenes de reactor considerables (tiempos de retención mayores a 30 días).
- ♦ *Digestor anaerobio completamente cerrado.* En este tipo de reactor, se emplea una agitación vigorosa del medio de reacción, acompañada con frecuencia de un calentamiento del reactor, lo que se traduce en mayores eficiencias en la remoción de materia orgánica. Su principal aplicación es en el tratamiento de los lodos de desecho de grandes plantas de lodos activados.
- ♦ *Reactor de contacto anaerobio.* Consiste básicamente en un reactor completamente mezclado acoplado a un sedimentador que separa la biomasa para que sea recirculada al reactor. Con la recirculación, la cantidad de microorganismos en el reactor aumenta al igual que su tiempo de permanencia dentro del sistema, sin que el tiempo de retención hidráulica

se incrementa. Esto resulta en volúmenes de reactor más pequeños y en una mayor estabilidad del proceso. Los tiempos de retención hidráulica son del orden de 5 días y el tiempo de retención celular varía entre 15 y 30 días. Este sistema se ha aplicado en el tratamiento de aguas residuales de industrias alimentarias.

Reactores de 2ª generación.

En estos sistemas se logran menores tiempos de retención hidráulica de 0.5 a 3 días, lo que da como resultado volúmenes de reactor menores y en una mayor estabilidad y facilidad en su operación. Esto se logra al retener la biomasa anaerobia dentro del reactor mediante la formación de una película de microorganismos fijos sobre soportes, o bien por medio de la sedimentación de flocos microbianos con muy buenas características de decantación.

- *Filtro anaerobio.* Se recomienda el filtro anaerobio para aplicarse, inicialmente, en sustratos solubles y medianamente concentrados en materia orgánica. Contiene como material de empaque soportes plásticos o piedras de 3 a 5 cm de diámetro promedio. El área específica no debe ser mayor a $100 \frac{\text{m}^2}{\text{m}^3}$. Este tipo de reactor puede admitir cargas de hasta $10 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ d}}$.
- *Reactor tubular de película fija.* En E. U. A. se desarrolló el reactor tubular de flujo ascendente o descendente. El soporte utilizado, consiste de tubos o placas dispuestas de tal forma que se crean canales verticales. Las relaciones $\frac{\text{área}}{\text{volumen}}$ deben ser mayores de $150 \frac{\text{m}^2}{\text{m}^3}$ y las cargas aplicadas pueden llegar hasta $30 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ d}}$.
- *Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB).* Este tipo de reactor fue desarrollado en Holanda⁽³⁵⁾; este sistema no requiere de soporte para retener la biomasa, lo que implica un ahorro importante en costos. Su funcionamiento se basa en la buena sedimentabilidad y actividad de la biomasa producida dentro del reactor (en forma de granos) y el flujo ascendente. Las cargas orgánicas alimentadas a este reactor pueden llegar hasta $40 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ d}}$.
- *Reactor de lecho de lodos granulares expandidos (EGSB).* Este tipo de reactor utiliza el fundamento de la operación del reactor tipo UASB, con algunas modificaciones que lo hacen más eficiente y con menores tiempos de retención. En el capítulo 5 se estudiará a fondo este tipo de reactor.

Reactores de 3ª generación.

Estos reactores se encuentran aún a nivel piloto o semi-industrial. Son también de película fija pero el soporte utilizado es lo suficientemente pequeño y ligero para que pueda ser fluidificados con la recirculación del efluente. Los dos tipos de reactores, lecho expandido y el de lecho fluidificado, son semejantes entre sí, pero se diferencian en el grado de fluidificación del soporte (20% para el lecho expandido y superior al 50% para el lecho fluidificado). Su avance consiste en tiempos de retención inferiores a 12 horas. Sin embargo, estos sistemas requieren energía para la recirculación y la fluidificación del lecho; además, su operación y arranque son en extremo delicados. Las cargas aplicadas pueden sobrepasar los $40 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ d}}$.

3.3.2 Ventajas y Desventajas entre los Procesos Aerobios y Anaerobios.

Una de las ventajas del tratamiento anaerobio es la baja producción de lodos (células), a diferencia de los procesos aerobios que generan cinco o diez veces más lodos, con sus consecuentes problemas de tratamiento y disposición. Asimismo, la energía contenida en el metano, obtenido por vía anaerobia, puede ser utilizada como energía calorífica directamente o transformada a mecánica o eléctrica según las necesidades existentes en el sitio.

Otro punto es que el proceso aerobio requiere un suministro de oxígeno, lo que representa un costo energético importante. Es así, que mientras el proceso anaerobio es un productor neto de energía, el proceso aerobio la consume. Esta tendencia, se acentúa en los casos en que los lodos de purga de la planta aerobia son digeridos aerobiamente, lo que implica un costo energético adicional. En cuanto a los lodos producidos en el proceso anaerobio, estos están suficientemente estabilizados como para poder ser evacuados directamente, sin un tratamiento previo. Por tanto, se puede considerar la vía anaerobia como altamente eficiente en la conservación de energía,

mientras que en la aerobia integral (agua y lodos), el dispendio energético es considerable.

cuadro 3.2
VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO AEROBIO Y ANAEROBIO

PROCESO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Aerobio	<ul style="list-style-type: none"> • Alta eficiencia en la remoción de materia orgánica • Son procesos relativamente estables 	<ul style="list-style-type: none"> • Requiere aireación • Produce 10 veces más lodo biológico • Inadecuado para tratar residuos líquidos con altos contenidos de materia orgánica • No soporta periodos largos sin alimentación
Anaerobio	<ul style="list-style-type: none"> • Menor profundidad de lodo biológico • Posibilidad de tratar desechos con alto contenido de materia orgánica • Utilización del metano para producir energía • Periodos prolongados sin alimentación • El lodo biológico en el rango termofílico • Periodos prolongados sin alimentación 	<ul style="list-style-type: none"> • Lentitud en el arranque • Adaptación lenta a variaciones en la alimentación • Dificultad en su control • Productos reducidos en el afluente (requiere un postratamiento) • Complejidad en el sistema de distribución • Dificultad en la construcción si son profundos • El agua resultante contiene una alta cantidad de amonio.

FUENTE: *Apuntes del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Octubre de 1993.

Las cargas orgánicas que pueden recibir los reactores anaerobios fluctúan entre 10 y $20 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ d}}$, mientras que en los aerobios son alrededor de 10 veces menores. Esto significa que para un agua con una elevada DQO (superior a $5 \frac{\text{g}}{\text{l}}$), el volumen del reactor anaerobio será menor que el del reactor aerobio en esa misma proporción⁽⁵¹⁾. El cuadro 3.2 presenta en forma resumida las ventajas y desventajas de los procesos aerobio y anaerobio.

La aplicación de los procesos anaerobios en el tratamiento de las aguas residuales muy diluidas, como es el caso del agua residual doméstica, presenta comparativamente menos ventajas. En este sentido, los reactores anaerobios avanzados (de alta tasa) producen un efluente de menor calidad que el proveniente de un proceso aerobio bien operado. Es así que los efluentes tratados por vía anaerobia pueden requerir un postratamiento, ya que conservan aún cierto contenido de materia orgánica y no tienen oxígeno disuelto.

Una de las desventajas de los procesos anaerobios con relación a los aerobios, es el postratamiento de los efluentes. La necesidad de realizar el postratamiento, estará determinada por las condiciones particulares de descarga que le hayan sido fijadas a la empresa. En la mayoría de los casos, el postratamiento será aerobio, por lo que resulta un proceso combinado altamente eficiente en la remoción de los contaminantes, autosuficiente energéticamente y con costos de inversión, operación y mantenimiento sensiblemente menores que los de un proceso totalmente aerobio.

Capítulo 4

Fundamentos del Tratamiento Anaerobio.

4.1 Microbiología y Bioquímica de la Degradación Anaerobia.

Los sistemas de tratamiento biológico del agua residual, se fundamentan en la capacidad de diversos microorganismos para degradar la materia orgánica presente transformándola en biomasa fácil de retirar por decantación. El tratamiento de las aguas residuales no altera ni modifica los procesos naturales de autopurificación, únicamente los optimiza mediante control de las variables que aceleran el proceso natural de degradación.

Los tipos de microorganismo presentes en los procesos de tratamiento de agua residual incluyen virus, hongos, algas, protozoarios, rotíferos, nemátodos y bacterias. Las bacterias actúan sobre la materia orgánica degradándola de la que obtienen la energía necesaria para llevar a cabo sus funciones vitales y la síntesis celular. Por lo que son de suma importancia en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, en donde aceleran la descomposición natural de los materiales orgánicos. Los procesos bioquímicos de degradación que se dan en la digestión anaerobia, son responsabilidad de las bacterias que se encuentran en los reactores y el efluente a tratar constituye el sustrato para los microorganismos.

Las reacciones bioquímicas que tienen lugar en forma natural en los cuerpos de agua o bajo condiciones controladas en las plantas de tratamiento, se clasifican con base al metabolismo de los microorganismos que las llevan a cabo en tres grandes grupos: aerobios, anaerobios y facultativos. Las reacciones aerobias se producen en presencia de oxígeno y las anaerobias en ausencia del mismo. Los microorganismos facultativos actúan en uno u otro de los mecanismos anteriores de acuerdo con las condiciones del medio. Estas reacciones bioquímicas se ven influenciadas por una serie de factores entre los que se encuentran: la presencia de nutrientes, temperatura, pH, contenido de sales y sustancias tóxicas entre otros.

Las reacciones bioquímicas de los procesos de digestión anaerobia comprenden varios estados para la degradación de materiales orgánicos, en donde aún no existe un panorama de estudio estrictamente completo. La conversión completa de sólidos orgánicos biodegradables para productos finales CH_4 y CO_2 fue inicialmente propuesta con tres estados que ocurren simultáneamente con la digestión. Estos son⁽³⁸⁾:

1. *Hidrólisis y fermentación*. La hidrólisis de polímeros biodegradables insolubles.
2. *Acetogénesis*. La producción de ácidos de moléculas pequeñas solubles orgánicas.
3. *Metanogénesis*. Generación de CH_4 .

El conocimiento actual de la microbiología de estos ecosistemas, ha mostrado que la degradación anaerobia involucra básicamente tres grupos de bacterias:

- ♦ Hidrolíticas y fermentativas.
- ♦ Acetógenas.
- ♦ Metanógenas acetodásticas (MA) y metanógenas hidrogenófilas (MH).

El desarrollo de la digestión anaerobia, se establece cuando las bacterias son incapaces de alimentarse de material orgánico particulado, por lo que se deben hidrolizar (romper) inicialmente los polímeros (carbohidratos, proteínas y lípidos) por medio de enzimas extracelulares a polímeros solubles o monómeros como azúcares, aminoácidos y grasas superiores.

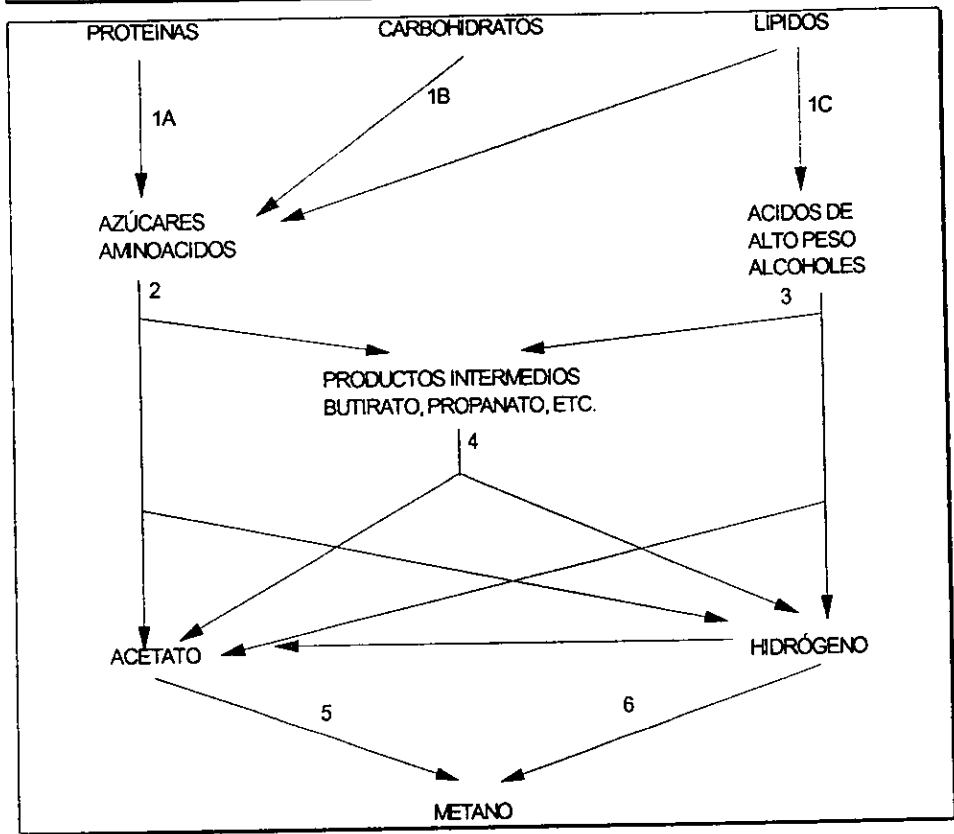
Posteriormente, los azúcares y aminoácidos son utilizados por los organismos fermentadores para producir acetato, CO_2 , hidrógeno y biomasa, mientras que los ácidos grasos superiores son convertidos en ácidos grasos volátiles e hidrógeno, por los oxidantes anaerobios, mediante una reacción de β -oxidación. En la primera etapa los ácidos grasos volátiles (AGV's): acético, propiónico, butírico, isobutírico e isovalérico, representan los principales intermediarios de la digestión anaerobia.

El propionato y el butirato son degradados hasta acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias conocido como OHPA (bacterias acetógenas productoras obligadas de hidrógeno) las cuales deben existir en relación sintrófica con las metanógenas que utilizan hidrógeno. El acetato y el H_2 son los principales sustratos de las bacterias metanógenas. Un aspecto importante dentro del proceso que merece especial atención es la dependencia de las bacterias OHPA sobre las bacterias hidrogenófilas. El hidrógeno de esta etapa proviene de la oxidación del piridín dinucleótido reducido (NADPH). Esta reacción tiene un potencial redox de -0.32 V a pH de 7 y puede inhibirse al aplicar presiones parciales elevadas de H_2 .

Tales condiciones son las que definen la interrelación entre las bacterias OHPA y las metanógenas hidrogenófilas. Estas últimas se encargan de consumir el H_2 producido por la OHPA, manteniendo la presión parcial de dicho gas a los niveles requeridos y así propiciar las condiciones termodinámicas necesarias para que se lleve a cabo la conversión de los ácidos grasos en ácido acético e hidrógeno⁽⁸¹⁾.

Esta relación de *sintrofia*, con base en el hidrógeno, se conoce como *transferencia interespecie de hidrógeno*, e implica un intercambio de hidrógeno entre un organismo quimioheterótrofo y una bacteria metanógena, lo que permite realizar algunas reacciones químicas que pueden ocurrir solamente a baja concentración de hidrógeno. Los pasos de la digestión de materia soluble orgánica desde la parte superior de la figura 4.3 fue considerada para hacer la producción de CH_4 a partir de la degradación de ácidos pesados. La completa digestión anaerobia de lodos fue aquella en que la hidrólisis por enzimas bacteriales extracelulares da moléculas poliméricas insolubles. Otras reacciones interrelacionadas intermedias ocurren dentro del sistema durante el proceso de digestión, que incluyen la formación y excreción de distintos factores de crecimiento por un grupo de microorganismos que son necesarios para la viabilidad y crecimiento de otras especies y la separación del medio de sustancias inhibitorias. Gujer y Zehnder⁽²³⁾ proponen un sistema de seis pasos en la conversión anaerobia de compuestos orgánicos de alto peso molecular a CH_4 y CO_2 (figura 4.1).

figura 4.1
RUTAS DE LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA



1. Hidrólisis.
2. Fermentación.
3. Oxidación (b) anaerobia.
4. Oxidación anaerobia.
5. Descarboxilación de acetato ($\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$).
6. Oxidación de hidrógeno ($\text{CO}_2 + 4\text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$).

FUENTE: *Memorias del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina*. Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Francés de Investigación Científica para el Desarrollo en Cooperación, Universidad Autónoma Metropolitana, Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. 8 y 9 de Noviembre de 1990.

Estos estados comprenden:

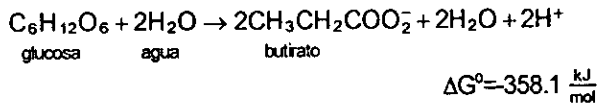
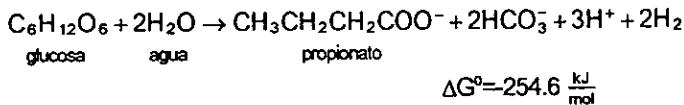
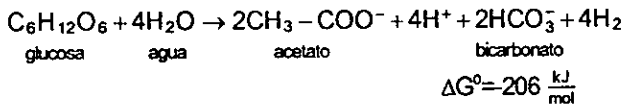
1. Hidrólisis de proteínas, lípidos y carbohidratos.

2. Fermentación de azúcares y aminoácidos.
3. Oxidación anaerobia de ácidos pesados de cadena larga y alcoholes.
4. Oxidación anaerobia de tales intermedios como los ácidos pesados volátiles (con la excepción del acetato).
5. Conversión de acetato a CH₄.
6. Conversión de H₂ a CH₄.

Los lípidos no pueden ser hidrolizados en el primer estado de un prolongado proceso de digestión, sino que lo hacen durante el paso de la fermentación de los ácidos volátiles⁽²³⁾.

4.1.1 Bacterias Formadoras de Ácidos Grasos.

Estas bacterias pueden ser anaerobias, facultativas o estrictas de crecimiento rápido. Fermentan la glucosa para producir CO₂, H₂ y una mezcla de ácidos acético, propiónico y butírico en función de la concentración de hidronio en el medio de acuerdo con las siguientes ecuaciones^(23 y 81):



Donde:

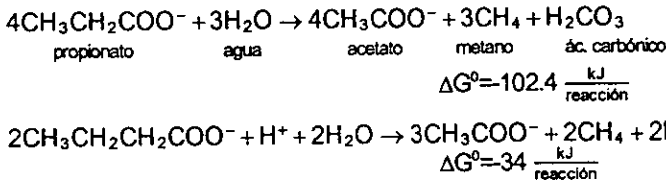
ΔG° = Energía libre de formación (o de Gibbs) a 25 °C y 1 atmósfera de presión. El signo negativo indica que la reacción libera energía.

Las bacterias anaerobias estrictas del género *Clostridium* constituyen una fracción importante de la población anaerobia responsable de la primera etapa, pero se ha reportado también la presencia de otros grupos bacterianos tales como *Bacteroides*,

Bacillus, *Enterobacteriaceae*, *Pelobacter*, *Acetobacterium* e *Ilyobacter*. Debido a la rapidez de las reacciones hidrolíticas y fermentativas de esta etapa, una sobrecarga orgánica produce un exceso de ácidos grasos volátiles, se producen alcoholes y ácidos dicarboxílicos.

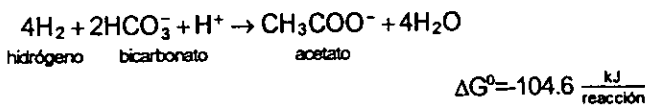
4.1.2 Bacterias Acetógenas Productoras Obligadas de Hidrógeno (OHPA).

Durante la acetogénesis, los productos de la fermentación son convertidos en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por un grupo de bacterias denominadas "bacterias acetógenas productoras obligadas de hidrógeno" (Obligated Hydrogen Producing Acetogen, OHPA)^(23, 63 y 81). Estas bacterias son inhibidas por el hidrógeno que producen y por tal razón, viven en una relación sintrófica con las bacterias metanógenas hidrogenófilas (MH) quienes se encargan de consumir H₂. Su existencia fue deducida, a partir de las limitaciones metabólicas que se conocían de los otros grupos de bacterias. Las bacterias OHPA convierten, en asociación con metanógenas hidrogenófilas, los ácidos propiónico y butírico en ácido acético de acuerdo a:



4.1.3 Bacterias Acetógenas.

Este grupo es capaz de transformar una mezcla de hidrógeno, dióxido de carbono y algunos sacáridos como la glucosa y fructosa, en acetato de acuerdo con la siguiente reacción^(23, 63 y 81):



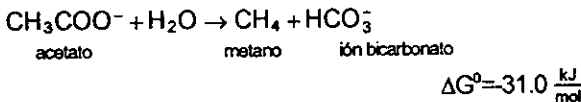
Entre las especies más estudiadas se encuentran: *Clostridium formicoaceticum*, *Acetobacterium wodii*, *Acetobacterium wieringae* y *Clostridium aceticum*.

4.1.4 Bacterias Metanógenas.

Las bacterias metanógenas^(23, 63 y 81) son esenciales para la digestión anaerobia ya que son las únicas que pueden catabolizar la reacción a partir de acetato e hidrógeno para dar como productos gaseosos metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂), en ausencia de energía luminosa o aceptores de electrones como oxígeno (O₂), nitritos (NO₂), nitratos (NO₃) y sulfatos (SO₄²⁻). Se encuentran en la naturaleza en ambientes donde predomina ausencia total de oxígeno. La composición inorgánica de las bacterias metanógenas muestra que contiene los nutrientes esenciales nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) en concentraciones normales, mientras que algunos micronutrientes como níquel (Ni), hierro (Fe) y cobalto (Co), están presentes en concentraciones más altas a diferencia de otros microorganismos, lo que implica un requerimiento particular de estos elementos por dichas bacterias.

4.1.5 Bacterias Metanógenas Acetoclásticas.

Son las bacterias que producen metano a partir del ácido acético^(23, 63 y 81). Normalmente alteran el pH del medio debido a la eliminación del ácido acético y la producción de CO₂ que al disolverse forma una solución amortiguadora de bicarbonato (HCO₃⁻). La reacción de formación del metano es la siguiente:

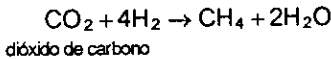


Esta reacción es de suma importancia para la digestión anaerobia dado que produce el 73% del metano. Las bacterias acetoclásticas frecuentemente encontradas en los digestores anaerobios son de los siguientes géneros (figura 4.2a).

Methanosarcina	thermofila
	barkeri
Methanotherix	soehngenii
	conclii

4.1.6 Bacterias Metanógenas Hidrogenófilas.

Utilizan el hidrógeno producido en la oxidación anaerobia para reducir el CO₂ que proviene de la etapa de fermentación a CH₄, según la siguiente ecuación:



$$\Delta G^{\circ} = -131 \frac{\text{kJ}}{\text{reacción}}$$

Esta reacción tiene una doble función en el proceso de la digestión anaerobia, producir metano y eliminar el H₂ gaseoso. El hidrógeno también controla las velocidades a las que el ácido propiónico y el butírico son convertidos en ácido acético de acuerdo con la relación sintrófica. Así, se puede considerar que las metanobacterias utilizadoras de H₂ regulan la digestión anaerobia; los géneros más representativos son (figuras 4.2b, 4.2c y 4.2d):

- Methanobacterium thermoautrophicum.*
- Methanobrevibacter arborphilicus.*
- Methanospirillum hungate.*
- Methanobacterium formicum.*
- Methanobacterium ruminantium.*

figura 4.2

FOTOGRAFÍAS POR CONTRASTE DE FASE DE VARIAS BACTERIAS METANOGÉNICAS

figura 4.2a

METHANOSARCINA BARKERI

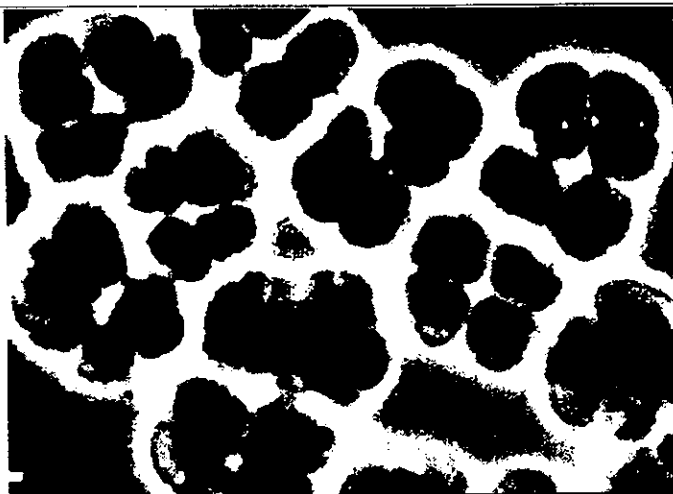


figura 4.2b

METHANOBACTERIUM THERMOAUTOTROPHICUM

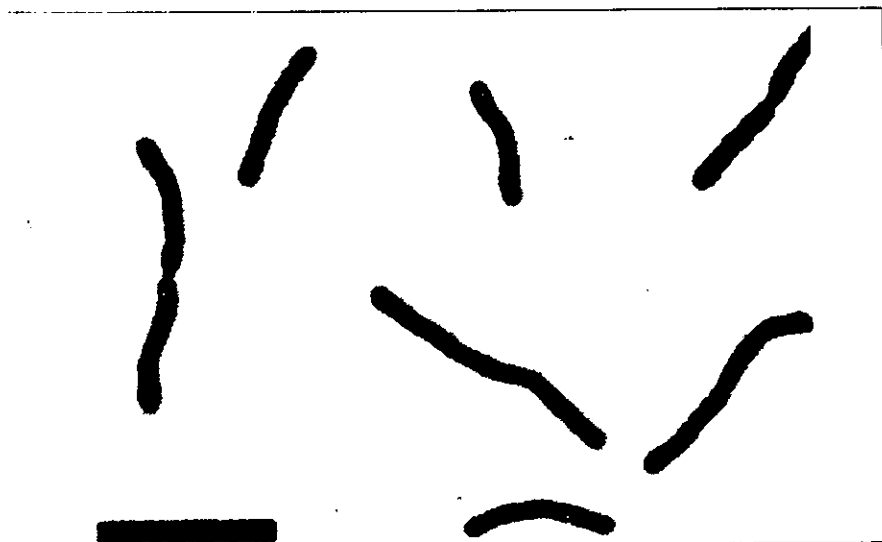


figura 4.2 (continuación)

figura 4.2c **METHANOBACTERIUM RUMINANTUM**

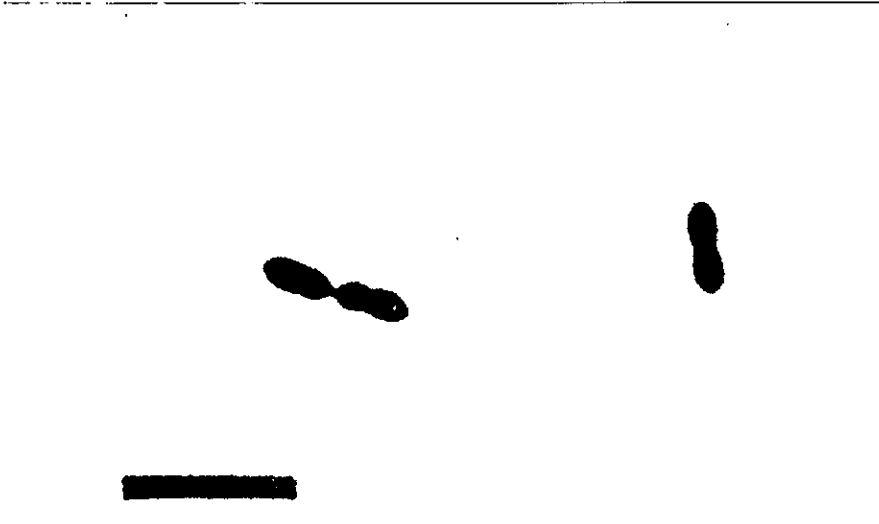
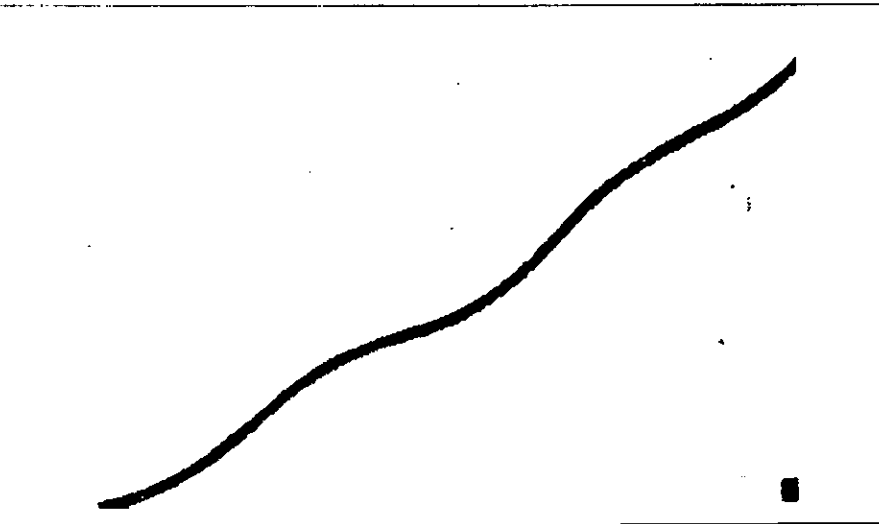


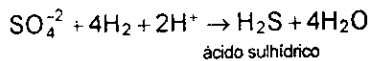
figura 4.2d **METHANOSPIRILLUM**



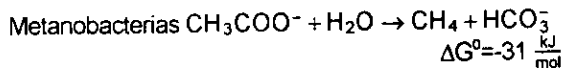
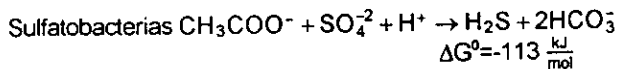
FUENTE: Stanier, R. Y et al. Microbiología, Ediciones Repla, México 1986

4.1.7 Bacterias Sulfatoreductoras (SR).

Otras bacterias presentes en los digestores anaerobios, especialmente cuando hay presencia de sulfatos, son las llamadas sulfatoreductoras, que son organismos capaces de reducir los sulfatos del agua residual a sulfuros de acuerdo a la reacción^(23, 63 y 81):



Estas bacterias utilizan, en medio anaerobio, el sulfato como aceptor final de electrones y la materia orgánica como donador. Su importancia es grande ya que pueden competir con las metanobacterias impidiendo la formación de metano. Aunque en general, las sulfatoreductoras utilizan ácido pirúvico y láctico, algunas pueden utilizar también acético en competencia con las metanobacterias.



De estas dos reacciones, la más favorecida termodinámicamente es la sulfatoreductora. Sin embargo, en un digestor anaerobio esta reacción no se lleva a cabo en forma significativa a menos que los sulfatos se encuentren en concentraciones elevadas; en este caso la producción de H₂S puede provocar problemas de corrosión en los reactores anaerobios.

4.2 Factores Ambientales Relacionados con la Digestión Anaerobia.

Los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia requieren condiciones ambientales específicas, para su crecimiento y actividad óptima, que se verán manifestadas en un incremento de la biomasa, así como en altos porcentajes de remoción de materia orgánica.

Algunos parámetros están claramente tipificados, no así otros en que el intervalo no ha sido bien delimitado. Entre los parámetros ambientales más importantes que inciden en la digestión anaerobia, se encuentran la temperatura, el pH y los nutrientes.

4.2.1 Temperatura.

La temperatura a la que opera un reactor influye de manera importante en la actividad de la biomasa, dado que las reacciones bioquímicas son directamente afectadas por este parámetro. Los microorganismos anaerobios se dividen, de acuerdo con su temperatura, en tres categorías: *psicrófilos* (inferior a 20 °C), *mesófilos* (20 a 40 °C) y *termófilos* (45 a 65 °C).

Las bacterias metanógenas mesófilas tienen una temperatura óptima de 37 °C, con límites entre 30 y 40 °C. Sin embargo, estas bacterias pueden adaptarse para operar fuera de ese intervalo, aunque con eficiencias menores. Los microorganismos presentes, así como las características del proceso difieren en cada intervalo de temperatura (cuadro 4.1).

Se sabe que las bacterias metanógenas pueden permanecer activas a temperaturas de 8 y 10 °C, pero la actividad de la biomasa y la eficiencia del tratamiento anaerobio, disminuyen un 10-20%⁽³⁾ de los valores obtenidos a 35 °C.

cuadro 4.1	
CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA, DE ACUERDO AL INTERVALO DE TEMPERATURA DE LA METANOGÉNESIS	
MESÓFILA (20 a 40 °C)	TERMÓFILA (45 a 65 °C)
<ul style="list-style-type: none"> ·Menos vapor de agua en el gas. ·Mayor población metanógena. ·Menos CO₂ en el gas. ·Balance energético más favorable. ·Mayor experiencia en su aplicación. 	<ul style="list-style-type: none"> ·Mayor actividad. ·Menor TRH. ·Menor formación de lodo. ·Destrucción de microorganismos patógenos. ·Mayor actividad metanógena de la biomasa.
<p>FUENTE: Apuntes del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Octubre de 1993.</p>	

Los cambios de temperatura en el intervalo mesófilo pueden tolerarse, pero cuando la temperatura desciende, la carga de un digester anaerobio también debe ser disminuida de acuerdo con el descenso de la actividad esperada. No es aconsejable incrementar la temperatura de reactores mesofílicos por encima de 40 °C, ya que a temperaturas más altas ocurre un rápido deterioro de las bacterias. Los procesos anaerobios, generalmente, se operan en el intervalo mesófilo de 25 °C a 40 °C.

En el caso de aguas residuales con temperaturas elevadas, la operación termófila a 50 y 60 °C, puede ser adecuada ya que en este intervalo se logran altas velocidades de reacción, pero es poco común por la dificultad de mantener estas temperaturas y por la fragilidad de la población anaerobia que se desarrolla bajo estas condiciones. La temperatura óptima de procesos anaerobios termófilos es de 55 °C con una actividad de la biomasa en un 25 a 50% mayor que la obtenida en condiciones mesófilas.

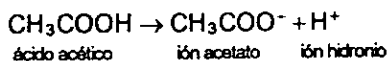
Un problema con los procesos termófilos es el bajo rendimiento másico (50% del rendimiento a 35 °C), que trae como consecuencia arranques y adaptaciones lentos a variaciones de carga orgánica, cambios de sustratos o sustancias tóxicas. Además, las células bacterianas tienen una tendencia a lisiarse rápidamente a altas temperaturas, por lo que sólo pueden existir bajo condiciones de crecimiento exponencial. Existen pocas especies capaces de crecer a altas temperaturas. Por otra parte, las bacterias

termófilas producen altos niveles de AGV's residuales que llegan a ser del orden de $1,000 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$ en lugar de los $300 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$ encontrados en condiciones mesófilas⁽³⁾. En el caso de la metanogénesis termófila, la respuesta a cambios de temperatura súbitos es el paro temporal de la actividad, lo cual frena el proceso si la carga inicial es alta; pero si el cambio de temperatura es gradual, la actividad no se detiene totalmente. Esto trae como consecuencia, una disminución de la estabilidad ecológica en un proceso termófilo y lo hace inadecuado como tratamiento en aquellos casos en donde existen cambios continuos de la temperatura.

4.2.2 pH y Alcalinidad.

De forma similar a la temperatura, el pH en los reactores anaerobios, ejerce una gran influencia sobre la actividad de los microorganismos. El pH óptimo para la actividad de los diferentes grupos involucrados en la digestión anaerobia, depende del grupo al que pertenecen; sin embargo, se sabe que el intervalo en el que todas las bacterias pueden interactuar es alrededor de la neutralidad (6.2 a 7.8) con preferencia entre 7.0 y 7.2⁽³⁾.

En el caso de las bacterias acidogénicas^(23, 63 y 81) el pH óptimo está entre 5 y 6.5 y, para las metanógenas deben estar por arriba de 6.5. Por tanto, el pH de un reactor debe mantenerse en un intervalo de 6.5 a 7.5. Si éste parámetro, se mantiene en el intervalo señalado, se considera que existe una actividad bioquímica balanceada. La influencia del pH sobre la producción de metano, se relaciona principalmente con la creación de ácidos grasos volátiles (AGV's) provenientes de la fase acidógena. Si el proceso de digestión anaerobia no se controla, la producción biológica de los AGV's y del CO₂ tiende a incrementar la acidez en el reactor con la consecuente reducción del pH, como se observa en las ecuaciones siguientes:



4.2.3 Nutrientes.

La digestión anaerobia por ser un proceso biológico requiere^(3, 23, 63 y 81) además de la fuente de carbono, nutrientes inorgánicos esenciales para el desarrollo de las bacterias y la síntesis de nueva biomasa, así como para incrementar la actividad específica de utilización del sustrato. Los nutrientes esenciales son el nitrógeno y el fósforo, (también conocidos como macronutrientes).

El requerimiento de nitrógeno para el proceso anaerobio es sólo una pequeña fracción (0.2 a 0.5) de lo requerido en procesos aerobios. Esto se debe a la baja tasa de crecimiento (síntesis celular) de las bacterias anaerobias. Así mismo, el requerimiento de fósforo es aproximadamente 15% con respecto al nitrógeno. Sin embargo, algunos estudios han comprobado que el requerimiento de nitrógeno depende del volumen de la biomasa y de la cantidad de carbono.

La cantidad de nitrógeno y fósforo necesario para el crecimiento bacteriano, se puede estimar por medio de la fórmula empírica de las bacterias, $C_2H_7O_2N$, donde los constituyentes nitrogenados representan el 18% de la masa celular en peso seco. El rendimiento del crecimiento de las bacterias anaerobias, puede variar de acuerdo con las condiciones de operación del proceso. En algunos casos, se ha detectado que los requerimientos de nitrógeno de algunas aguas residuales, pueden ser hasta del 100%.

Nutrientes traza.

Además de la adición de nitrógeno y fósforo, se han identificado otros elementos necesarios para la actividad de las bacterias metanógenas, denominados micronutrientes, o nutrientes traza, que se requieren en concentraciones de $\frac{mg}{L}$. El cuadro 4.2 muestra la composición de las bacterias metanógenas. El hierro, cobalto y níquel se consideran micronutrientes obligatorios y se requieren en concentraciones de 0.-1.0, 0.1-0.2 y 0.2-0.4 $\frac{mg}{L}$. El Fe es importante para la conversión de ácido acético a

metano, mientras que el cobalto, es necesario en la formación de la Metilcobalamina (coenzima que activa la producción de CH₄).

El tungsteno y el selenio también se reportan como elementos traza requeridos pero no son estrictamente indispensables. El molibdeno se ha identificado como inhibidor de la actividad de las bacterias sulfatoreductoras a bajas concentraciones y estimula la conversión de ácido acético a metano y además, activa a las enzimas involucradas en la degradación de materia orgánica. Otro elemento esencial para el desarrollo microbiano, es el azufre. Los sulfuros son la mayor fuente de este elemento, el cual juega un doble papel: a bajas concentraciones estimula la actividad metanógena y, a elevadas concentraciones (de 100 a 150 $\frac{mg}{L}$) la inhibe. La concentración óptima de sulfuro de hidrógeno no ionizado, reportado en la literatura para el crecimiento metanógeno, varía de 1 a 25 $\frac{mg}{L}$. Además los sulfuros pueden causar la precipitación del hierro, cobalto y níquel.

cuadro 4.2

COMPOSICIÓN ELEMENTAL DE LAS BACTERIAS METANÓGENAS

Elemento	Concentración mg/kg (Células Secas)
N	65,000
P	15,000
S	10,000
Ca	4,000
K	10,000
Mg	3,000
Fe	1,800
Ni	100
Co	75
Mo	60
Zn	60
Mn	20
Cu	10

FUENTE: Apuntes del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Octubre de 1993.

Generalmente, estos elementos están presentes en cantidad suficiente en las aguas residuales. Sin embargo, es aconsejable analizar en el efluente del reactor los niveles

residuales de estos elementos en forma soluble. Van den Berg y Lentz⁽⁷²⁾, reportan que cuando se tratan aguas residuales de industrias alimentarias con alta carga orgánica se requiere adicionar frecuentemente nutrientes para incrementar la digestión anaerobia, por lo que la adición de 1.5 kg de levadura por m³ aumenta la degradación anaerobia en el reactor, ya que al contener una alta fracción de minerales tiene un efecto estimulante.

Por último, debe considerarse que el efecto de algunos cationes sobre los microorganismos dependen en gran medida de la concentración y forma en que éstos se encuentren en el reactor. Una mezcla de estos cationes puede ocasionar efectos más complejos, dado que interactúan de forma antagónica disminuyendo la toxicidad, o bien sinérgica, aumentándola.

4.3 Inhibición de la Digestión Anaerobia.

La presencia de sustancias tóxicas en los sistemas anaerobios provocan la inhibición de la actividad de las bacterias metanógenas y de otros microorganismos involucrados en el proceso de la digestión anaerobia. Sin embargo, los tóxicos presentes en el agua residual con frecuencia están en concentraciones bajas, por lo cual el efecto que ejercen sobre los organismos metanógenos es bacteriostático reversible. Los componentes tóxicos se pueden agrupar en tres categorías⁽³⁾:

1. Aquellos cuya toxicidad está relacionada con el pH, por ejemplo los ácidos grasos volátiles, amoníaco y ácido sulfhídrico (H_2S).
2. Compuestos con una toxicidad inmediata y/o reversible, como el tetracloruro de carbono (CCl_4), cloruro de etileno (CH_2Cl_2) y cloruro de metilo (CH_3Cl) en cuyo caso se habla de un efecto bactericida.
3. Sustancias que con un pequeño aumento de su concentración se vuelven tóxicos, como los iones metálicos.

Todos los compuestos anteriores, se consideran los factores más comunes que llevan a la inestabilidad al proceso de digestión anaerobia.

4.3.1 Inhibición por Ácidos Grasos Volátiles (AGV's).

El proceso de digestión anaerobia en su fase acidógena involucra la producción de AGV's, los cuales al ser degradados por las bacterias OHPA generan el sustrato (ácido acético) necesario para la producción de metano, mediante la acción de las bacterias metanógenas. Sin embargo, un incremento sustancial de los AGV's puede llevar a una reducción del pH, hasta valores en los cuales la actividad metanógena es seriamente inhibida y la producción de biogas puede cesar por completo. Por lo tanto, el incremento de la concentración de AGV's en un reactor anaerobio, indica un desequilibrio entre las poblaciones microbianas. Esta falta de equilibrio puede deberse

a un incremento súbito de la carga orgánica, que estimula la actividad de las bacterias acidógenas, las cuales no se ven afectadas dada su capacidad para tolerar valores de pH bajos, hasta de 4.5 unidades, lo que no sucede con las bacterias metanógenas. Otra causa puede ser la reducción de nutrientes o la infiltración de sustancias tóxicas en el influente que limitan la actividad metanógena.

Se reportan a los ácidos acético y n-butírico⁽³⁾ como estimulantes de la metanogénesis; sin embargo, el n-butírico a una concentración de $10 \frac{g}{L}$ inhibe la metanogénesis. El ácido acético es el menos tóxico de los AGVs, pero se ha observado una inhibición notable del crecimiento microbiano cuando la concentración es de $35 \frac{g}{L}$. El ácido propiónico es un indicador del mal funcionamiento del digestor y ejerce un efecto inhibitorio mayor al del ácido butírico en algunas bacterias metanógenas, ya que éstas pueden ser inhibidas cuando las concentraciones del propiónico exceden los $3 \frac{g}{L}$.

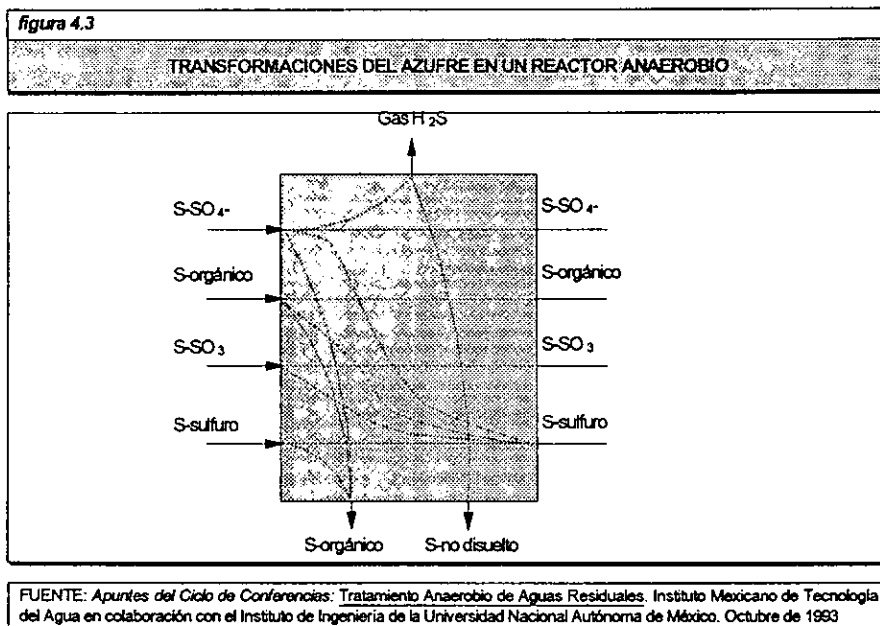
El efecto inhibitorio de los ácidos acético, propiónico y butírico puede reducirse mediante la aclimatación de las bacterias a éstos ácidos. Se ha observado que la bacteria *M. formicicum* soporta concentraciones de ácidos acético y butírico superiores a $10 \frac{g}{L}$, mientras que para el ácido propiónico se presentaron diferentes niveles de toxicidad a concentraciones de 1 y $5 \frac{g}{L}$.

4.3.2 Inhibición por Sulfuros.

En los reactores anaerobios los sulfatos, sulfitos y otros compuestos con azufre son reducidos a ácido sulfhídrico (H_2S) por las bacterias sulfatoreductoras⁽³⁾. Este ácido se puede encontrar dentro del reactor en diferentes formas de acuerdo al pH, la temperatura y la fuerza iónica del medio.

El azufre es un elemento esencial para un buen desarrollo microbiano de la digestión anaerobia. La figura 4.3 muestra las transformaciones que tiene el azufre en un reactor anaerobio. Como se observa, parte del azufre orgánico e inorgánico es utilizado por las

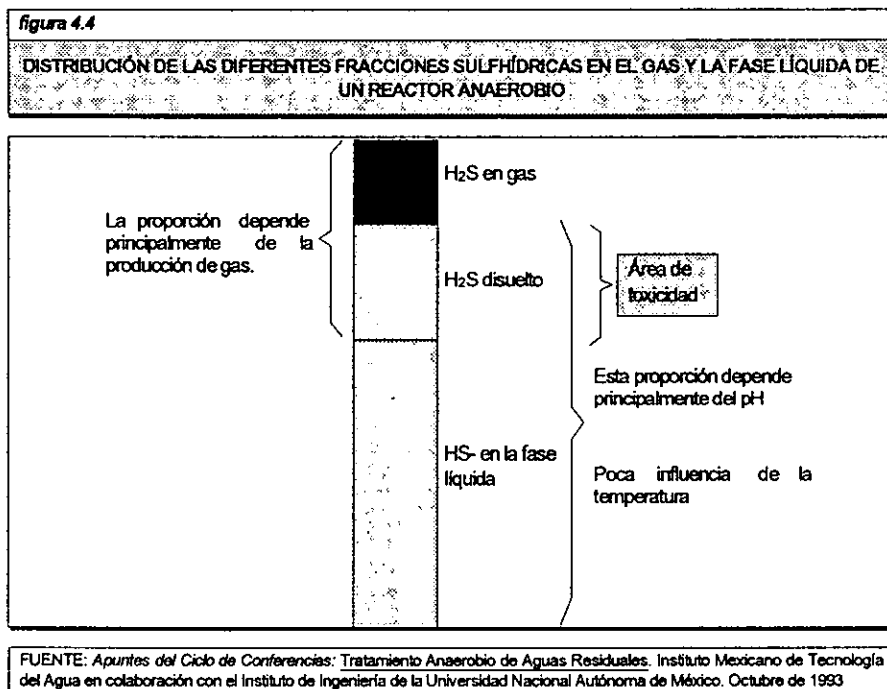
bacterias para la síntesis celular, parte se escapa a la fase gaseosa, hay pérdida en efluente y una fracción queda disuelta en el agua.



La concentración de ácido sulfhídrico (H_2S) en solución acuosa⁽³⁾, juega un doble papel, a bajas concentraciones fomenta la actividad metanógena y a elevadas concentraciones ($150 \frac{mg}{L}$), la inhibe. Por lo anterior, se debe tener presente que el azufre sólo actúa como nutriente hasta una determinada concentración, $25 \frac{mg}{L}$. La figura 4.4 muestra la distribución de las diferentes fracciones sulfhídricas en el gas y en la fase líquida, la región de toxicidad corresponde a la fracción de H_2S en la fase acuosa de un reactor anaerobio.

Los sulfuros se pueden encontrar en forma soluble e insoluble dependiendo de su asociación con cationes. Cuando las sales formadas son insolubles como las de algunos sulfuros metálicos, sus efectos son despreciables en la digestión anaerobia.

La adición de hierro, por ejemplo, puede reducir la inhibición de sulfuros mediante la remoción del azufre (S) como sulfuro ferrosos (FeS).

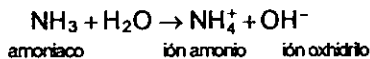


Las bacterias responsables de la generación de sulfuros a partir de sulfatos son las sulfatoredutoras. Los géneros más comunes son la *Desulfovibrio* y algunas fermentativas, que utilizan el azufre de los aminoácidos (metionina y cisteína). Las bacterias sulfatoredutoras producen sulfuro de hidrógeno. Son consumidoras de acetato por lo que compiten por el acético con las bacterias metanógenas; ambas son inhibidas a pH inferiores de 6. La cantidad de sulfatos presentes en el agua residual es de suma importancia en la elección del tratamiento anaerobio; éste se propone para residuos industriales con alto contenido de sulfatos, debido a la formación de sulfuros no ionizados en el reactor.

Se reporta^(3 y 23) que cuando existe una concentración de $250 \frac{\text{mg H}_2\text{S}}{\text{L}}$, en un intervalo de pH entre 6.4 y 7.2, inhibe en un 50% la actividad metanógena de lodo granular disminuyendo la formación de gas. Los mismos autores atribuyen esta resistencia, a la formación de gradientes de pH entre el medio y el interior del grano anaerobio. Se ha observado que a pH de 7.0, la fracción no ionizada es muy grande, por lo tanto cuando hay una buena producción de biogas, el H₂S puede escapar de la solución. Para evitar problemas con los sulfuros, se ha establecido que la relación $\frac{\text{DQO}}{\text{SO}_4}$ en el efluente a tratar sea de 7:10⁽³⁴⁾. Con la digestión anaerobia se han reportado como concentraciones límites de sulfuro disuelto en el influente 200 a 300 $\frac{\text{mg H}_2\text{S}}{\text{L}}$, mientras que la concentración de H₂S en el gas de salida no debe sobrepasar el 6%.

4.3.3 Inhibición por Nitrógeno Amoniacal.

El amoníaco (NH₃) es un compuesto muy común en aguas residuales de origen doméstico, ya que proviene de la degradación de proteínas y aminoácidos. En una solución acuosa, el amoníaco se disocia para formar el ion amonio y el ion oxidrilo de acuerdo a la siguiente reacción:



Aunque el amonio es un amortiguador importante en la digestión anaerobia, concentraciones elevadas de éste pueden inhibir el proceso. Una de las limitantes para evaluar la concentración del nitrógeno amoniacal es que el ion amonio, generalmente se cuantifica como N-NH₃ (nitrógeno como amoníaco), por lo que no es posible distinguir entre uno y otro; además de no precisar las concentraciones que provocan la inhibición completa.

Los efectos inhibitorios del amoníaco hasta ahora conocidos, influyen solamente en la fase metanógena, aunque otras reacciones secuenciales como aquellas donde intervienen las bacterias OHPA podrían directa o indirectamente verse afectadas. Esta

inhibición, se manifiesta con la reducción en la producción de biogas y un incremento en los AGV's. La adaptación de las bacterias metanógenas a elevadas concentraciones de amoniaco, permite mantener el equilibrio bajo choques transitorios de nitrógeno amoniacal, en caso contrario se generaría un incremento rápido de AGV's, con la consecuente incapacidad amortiguadora para compensar una caída de pH.

Se sabe⁽²³⁾ que a una concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH₃) de 1,500 a 3,000 $\frac{\text{mg}}{\text{L}}$, causa la inhibición de las bacterias metanógenas a pH alcalino⁽³⁴⁾. Sin embargo, no existen límites que definan el grado de toxicidad causado por el nitrógeno amoniacal. Con datos experimentales de una planta piloto y bibliográficos se ha observado que:

1. La estabilidad operacional no se afecta en forma importante, por concentraciones de amonio y nitrógeno que excedan los niveles del umbral.
2. La adaptación del sistema a concentraciones muy elevadas de amoniaco libre, no es estimada ya que se considera que existe un mecanismo de antagonismo entre el catión y el ion amonio.
3. Las condiciones de equilibrio mejoran la operación del digestor al adaptar inicialmente los todos a elevadas concentraciones de amonio.

La inhibición de las bacterias metanógenas a concentraciones de 24,000 $\frac{\text{mg}}{\text{L}}$ de amonio con tiempo de exposición de 1 hora, 1 día y 4 días, es altamente reversible obteniendo una rápida recuperación y altas remociones de amonio del sistema. Por lo general, se acepta que altos niveles de amoniaco no ionizado en condiciones de anaerobiosis, son más inhibitorias para la digestión que el mismo ion amonio. En la digestión del estiércol de cerdos, se observó que el incremento de la inhibición se presentaba cuando la concentración de N-NH₃, excedió los 2,000 $\frac{\text{mg}}{\text{L}}$, pero la pérdida de la producción de gas no ocurrió sino hasta los 7,000 $\frac{\text{mg}}{\text{L}}$.

Las bacterias *Methanobacterium formicicum*, fueron inhibidas^(3 y 23) parcialmente en presencia de una concentración total de amoniaco de 3,000 $\frac{\text{mg}}{\text{L}}$ y pH de 7.1; con alguna pérdida en el crecimiento y en la capacidad de formación de CH₄. Mientras que

a $4,000 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$, los microorganismos fueron completamente inhibidos. En el caso de bacterias anaerobias no metanógenas, se ha detectado una eficiente actividad a concentraciones que exceden los $6,000 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$ y a un valor de pH de 8.0. Así, aunque el amoníaco es inhibitorio para las bacterias metanogénicas de la digestión anaerobia, los efectos son reversibles y pueden ser evitados, en cierta medida, por una adaptación de las bacterias.

4.3.4 Metales Pesados.

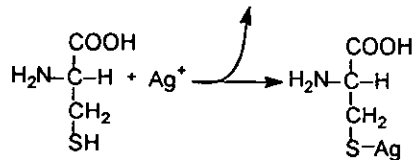
Los metales pesados se reportan como los causantes más comunes de inhibición en los digestores de lodos, debido a su carácter tóxico, aún en forma de sales metálicas en pequeñas concentraciones. Las sales tóxicas son: de cobre, zinc, níquel, plomo, aluminio, cromo hexavalente y hierro.

Los efectos principales que producen los metales pesados sobre la digestión anaerobia son: un incremento en la cantidad de ácidos grasos volátiles y por consiguiente la disminución de la producción de gas. Esto se debe a que las bacterias metanógenas sufren alteraciones metabólicas, originadas por la presencia de sustancias tóxicas. En condiciones anaerobias, los metales se encuentran en diferentes formas:

- ♦ *Solubles.* Son aquellos metales que pueden existir en formas iónicas simples o como compuestos orgánicos e inorgánicos solubles.
- ♦ *Adsorbidos.* En forma de asociaciones químicas, como uniones covalentes entre iones y partículas.
- ♦ *Precipitados.* Como sustancias insolubles formadas en solución, resultado de una reacción química, como hidróxidos, carbonatos, fosfatos y sulfuros.
- ♦ *Asociados a compuestos orgánicos.* Son aquellos metales que están unidos a la materia orgánica insoluble, como componentes de células vivas o formando complejos con productos metabólicos.

Los metales pesados en forma iónica provocan los mayores problemas de inhibición al proceso^(14 y 23). Los efectos se presentan comúnmente a nivel metabólico y son:

1. Alteración en las funciones de la célula, porque disminuyen el potencial energético de la cadena de electrones.
2. Destrucción del metabolismo enzimático.
3. Inactivación de las enzimas, ya que los metales pesados reaccionan con los grupos -SH de los aminoácidos, como se muestra en la siguiente reacción entre un metal como la plata (Ag^+) y una enzima (cisteína):



Los metales pesados en su forma iónica pueden tolerarse en los digestores, si existe una concentración suficiente de sulfuros en el sistema, con los cuales formen sustancias insolubles que no sean tóxicas. Algunos metales pesados pueden ser removidos de los sistemas anaerobios mediante adsorción, como en el caso de los reactores CSTR (Reactor Continuamente Agitado). Estos reactores, toleran residuos que contienen una elevada concentración de sólidos suspendidos los cuales proveen sitios de adsorción para la remoción de los metales.

El efecto de los metales pesados (Cr, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Hg, As, etc.) en la digestión anaerobia, depende de la forma o especies en la que los metales son introducidos al sistema. Algunos resultados^(3 y 23) muestran una mayor tolerancia al efecto inhibitorio de los metales pesados, por los sistemas de película fija con respecto a los de biomasa suspendida, como el CSTR. Esto se debe, a que los tiempos de retención hidráulicos son más cortos y aseguran menos tiempo de exposición al inhibidor. En el caso de los reactores de lecho expandido y fluidizado, la recirculación diluye el influente, con lo que se disminuye el efecto inhibitor sobre las bacterias anaerobias.

La razón de los efectos variables de los metales pesados y de sus sales en la operación de los digestores anaerobios, no son claras. Una explicación es, que la concentración de agentes precipitantes como los sulfuros y los carbonatos varían de sistema a sistema, lo cual, altera las cantidades de metales.

Se ha observado que una dosificación continua de metales pesados, puede inducir a la adaptación y al incremento de la tolerancia entre las especies microbianas presentes. La toxicidad debido a cationes monovalentes (K^+ , Na^+) pueden reducirse por cationes bivalentes (Mg^{+2} , Ca^{+2})⁽³⁾. Por otra parte, es necesaria una mayor investigación sobre aspectos de sinergismo, antagonismo y estimulación por metales pesados en sistemas microbianos anaerobios, con el propósito de establecer los mecanismos y las concentraciones inhibitorias.

4.3.5 Compuestos de Toxicidad Inmediata.

Los compuestos clorados son fuertemente tóxicos para las bacterias metanógenas, aún a concentraciones menores o iguales a $1 \frac{mg}{L}$ ^(3 y 23). Aquellos que contienen una estructura similar a la del metano (CH_4), como el tetracloruro de carbono (CCl_4), el tetracloruro de etileno ($2CH_2Cl_2$) y el cloruro de metilo (CH_3Cl), son los más tóxicos. Una buena producción de gas puede eliminarlos del sistema. Sin embargo, concentraciones en exceso de estos compuestos requieren de varios días para la recuperación de la actividad metanógena. El cianuro (CN^-), al igual que el cloroformo ($CHCl_3$), son muy tóxicos para las bacterias metanógenas, pero su toxicidad es menor para los otros organismos anaerobios. Cuando la concentración de éste compuesto no es muy alta, puede ocurrir una adaptación de las bacterias, pero ésta adaptación puede perderse si se suspende el contacto del lodo con el cianuro.

El formaldehído es un compuesto orgánico que produce la desnaturalización de las proteínas. Altas concentraciones de éste compuesto pueden provocar fallas en un

reactor anaerobio. En este caso, la única solución es remover el formaldehído del agua residual o tratar el agua por un sistema aerobio. Algunas veces es posible transformarlo en azúcar o una mezcla de ácido fórmico y metanol, mediante el incremento del pH y de la temperatura.

Otro compuesto bastante tóxico para los microorganismos anaerobios obligados, como los productores de metano, es el oxígeno. Su acción tóxica, puede llegar a cambiar las condiciones de funcionamiento de un sistema anaerobio y producir graves problemas, como la disminución de la actividad metanógena del lodo y una reducción del crecimiento de la biomasa. Sin embargo, las bacterias facultativas presentes en el reactor ayudan a eliminarlo del medio, lo cual reduce el riesgo de toxicidad.

4.4 Implicaciones para la Aplicación de la Tecnología Anaerobia.

En este capítulo se han mostrado los fundamentos desarrollados para explicar en lo posible la serie de reacciones y eventos llevados a cabo durante la digestión anaerobia. Este análisis ha sido realizado desde una perspectiva microscópica y explica la factibilidad técnica de aplicar o no este tipo de tecnología a un fin específico.

En el tratamiento anaerobio de aguas residuales, el siguiente paso involucra seleccionar la tecnología específica para el proceso particular de tratamiento. En este estudio en particular, la selección de la tecnología se centra en el desarrollo y características de tratamiento por un reactor tipo EGSB que se mostrará en el capítulo 5. Así pues, cuando un proceso de degradación anaerobia ha sido seleccionado y su factibilidad se ha estudiado de acuerdo a la serie de factores y variables mencionados en este capítulo, se lleva a cabo el estudio a nivel laboratorio, con el fin de encontrar los parámetros de diseño y aplicación formal de la tecnología anaerobia. En los siguientes capítulos, se mostrarán las implicaciones ingenieriles de diseño y los estudios formales realizados para la degradación anaerobia de los efluentes de una industria de acabados textiles.

Capítulo 5

El Reactor Anaerobio Tipo EGSB (Explanded Granular Sludge Bed).

5.1 El Concepto EGSB.

Mientras se desarrollaban las experiencias operacionales con la tecnología del Reactor de Lecho de Lodos Anaerobios de Flujo Ascendente (Upflow Anaerobic Sludge Blanket-UASB, el concepto UASB como tal fue desarrollado por Lettinga *et al.* en la Universidad Agrícola de Wageningen, Holanda) en todo el mundo, se desarrolló el proceso de Lecho de Lodos Granulares Expandidos (EGSB) que incorporó el concepto de granulación de lodos que fue desarrollado para el proceso UASB. La principal mejora del sistema EGSB, comparado con otros tipos de tecnologías de lecho expandido o lecho fluidizado anaerobio es la eliminación de los materiales portados debido a un mecanismo de retención de biomasa dentro del reactor.

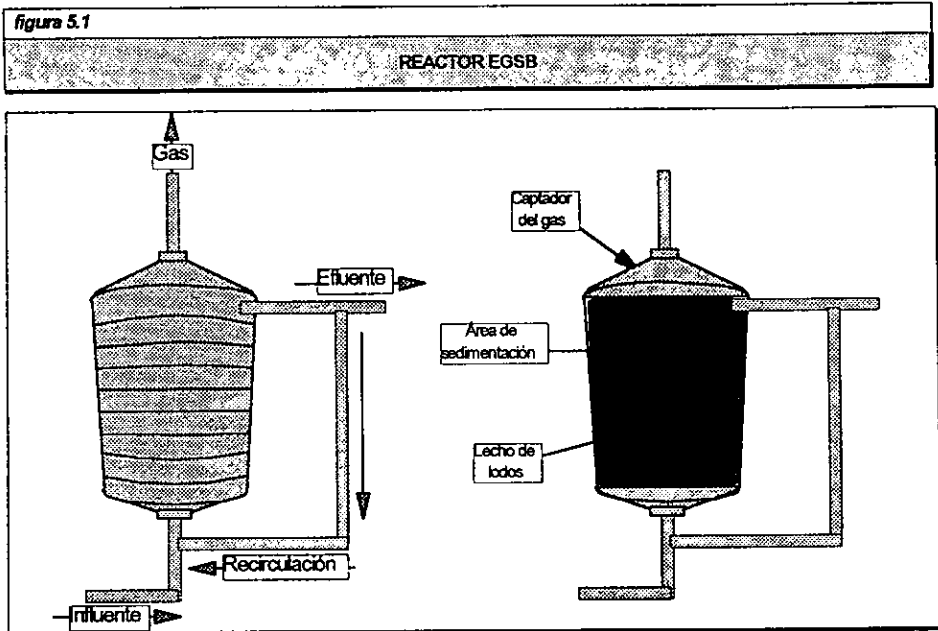
Este proceso puede por consiguiente ser considerado como un proceso UASB de ultra alta velocidad o un lecho fluidizado convencional modificado. Las aplicaciones del EGSB incluyen aguas residuales de cervecerías, plantas químicas, procesos de fermentación y plantas farmacéuticas. El proceso EGSB ofrece varias ventajas inherentes sobre otros tipos de sistemas de tratamiento anaerobio. Por lo que este sistema es diseñado para operar con altas cargas de DQO y es muy eficiente en relación al espacio, requiriendo soportes más pequeños que un sistema UASB. En un reactor EGSB la recirculación y la agitación mecánica son completamente omitidas y el reactor está equipado con un separador gas sólido ubicado en la parte superior. Los principios fundamentales del proceso EGSB son (figura 5.1):

1. La principal modificación que tiene el proceso EGSB y que lo hacen completamente diferente a otros tipos de reactores anaerobios (incluyendo el UASB) es la recirculación. Se recircula parte del efluente del reactor (figura 5.1) a una razón de 5-60 veces el flujo de entrada (influyente). Las razones de esta recirculación obedecen a una mayor optimización del proceso EGSB (mayor remoción de materia orgánica). El sistema, a su vez permite la degradación de influentes (flujo de entrada al reactor) que puedan tener bruscas variaciones en la cantidad de materia orgánica, manteniendo un rango aceptable (sin cambios bruscos) en la cantidad de DQO's del efluente. Más adelante se analizará con detalle esta característica.

2. El lodo anaerobio tiene o puede tener excelentes características de sedimentación una vez que se han obtenido y mantenido condiciones favorables de crecimiento microbiano.
3. El lecho de lodos puede ser considerado como una fase separada del fluido con sus propias características específicas. Un lecho de lodos bien formado frecuentemente forma una fase estable y puede resistir fuerzas de mezclado relativamente altas, esto es, la redispersión del manto requiere una cantidad considerable de energía de mezclado.
4. El "lavado" de los flocos liberado del lecho de lodos puede ser minimizados creando una zona de movimientos casi nulo dentro del reactor, por ejemplo, instalando un dispositivo de separación gas-sólido (DGSS) en la parte alta del digestor.
5. El proceso EGSB (si bien es extremadamente efectivo), consiste solo de dos principales componentes dentro del reactor: el separador de gas en la parte superior del reactor y la distribución de la alimentación en el fondo del tanque.
6. El sistema de distribución de alimentación del influente en el fondo del reactor tiene varias puntos de entrada de alimentación para asegurar el máximo de contacto de los lodos con al agua residual. Esto asegura que la "canalización" en los lodos no ocurra.
7. El reactor EGSB se diseña con forma ligeramente parecida a un "cono truncado invertido". Esto mejora la distribución del influente en el lecho.
8. Una carga volumétrica de $15-30 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ de reactor}}$ de volumen de reactor es rutinariamente tratada de aguas residuales industriales. El tratamiento de cargas más altas es posible dependiendo de las características del agua residual.
9. Altas razones de recirculación crean una capacidad de balanceo hidráulico inherente y admite el tratamiento de aguas residuales que contengan inhibidores (conteniendo claro está sustancias biodegradables).

A la fecha^(39 y 42), el proceso EGSB es por mucho el mejor de los sistemas de alto rendimiento a nivel mundial. En 1984 más de 50 reactores UASB a gran escala estaban en operación y para 1989 había 128 reactores con un volumen total de 230,500 m³ y con algunas excepciones su funcionamiento era satisfactorio. Para 1990, tales procesos fueron modificados (la mayoría de ellos basándose en la tecnología UASB y estudios de la

recirculación del efluente), convirtiéndose así en procesos EGSB de primer orden. En el cuadro 5.1 se muestran las plantas UASB-EGSB a gran escala en uso hasta 1994.



En América Latina la asimilación de la tecnología EGSB fue posterior a su desarrollo e implementación en países desarrollados. Sin embargo, en la literatura hay suficientes reportes que indican que el proceso EGSB es el más popular de los sistemas de alto rendimiento. En Bucaramanga, Colombia, existen 3 reactores EGSB de 3,300 m³ (volumen total), que tratan efluentes domésticos. En la Habana, Cuba, se emplean digestores EGSB para digerir vinazas de destilería en regímenes tanto mesofílicos como termofílicos obteniéndose remociones de materia orgánica del orden de 74%.

Por otra parte, en Montevideo, Uruguay, se utiliza la tecnología EGSB separada en etapas acidogénica y metanogénica para tratar agua residual de la hidrólisis de la celulosa y hemicelulosa, obteniéndose eficiencias de remoción de DQO del orden del 65 al 75%. En

Sao Paulo, Brasil, existe operando un digestor EGSB de 120 m³ para tratar aguas residuales domésticas, el cual reporta excelentes resultados.

En México⁽³⁹⁾ son pocos los grupos que trabajan digestión anaerobia empleando reactores EGSB. El más avanzado es el formado por la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa (UAM-I)/ORSTOM y la Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto de Ingeniería (UNAM-II), los cuales realizan desde investigación básica hasta la operación de un EGSB de mediana escala (50 m³) para tratar los efluentes generados por la misma UAM-I. El éxito de esta tecnología permitió la construcción de un reactor EGSB para una maltera y están terminando otro reactor de este tipo para una empresa que fabrica conglomerado de madera.

cuadro 5.1

PLANTAS UASB-EGSB EN OPERACIÓN HASTA 1994

TIPO DE INDUSTRIA	NÚMERO DE REACTORES	CAPACIDAD DE DISEÑO (Kg DQO/m ³ día)	VOLUMEN (m ³)
Alcohol	20	9-16	52,000
Levadura	5	9-12	9,000
Panadería	1	-	100
Cervecería	12	6-14	20,000
Dulcera	2	-	350
Conservas	3	-	2,800
Químicos	2	7	2,600
Ácido cítrico	1	-	4,200
Café	2	6	1,300
Lácteos	3	6-8	1,400
Destilería	4	-	14,500
Domésticos	2	-	2,200
Lechada	3	-	500
Pulpa y papel	15	4-15	49,300
Proceso de papa	14	5-12	12,800
Lodo residual	1	-	1,000
Rastro	3	4-6	950
Refresquera	1	6-8	200
Almidón	14	8-15	30,500
Azúcar	18	12.5-17	20,100
Vegetales y frutas	3	10	2,800
TOTAL	128		230,500

FUENTE: Memorias del Ciclo de Conferencias: Biodegradación de Compuestos Orgánicos Industriales. Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. 26 y 27 de Marzo de 1986.

5.2 La Recirculación en el Proceso EGSB.

La recirculación en un proceso de degradación anaerobia, es en sí el mayor avance que se planteó y cambió la concepción del sistema UASB (que puede considerarse el precursor del EGSB). La recirculación permite una mayor degradación de la materia orgánica controlándose ésta mediante la regulación del flujo de recirculación (figura 5.1). Son dos las aplicaciones que tiene el uso de la recirculación en los sistemas biológicos y dependen en particular del fluido a recircular, así como también de su aplicación al sistema y éstas son:

1. Recirculación de biogas.
2. Recirculación de efluente.

Para los objetivos de este trabajo, no es aplicable la recirculación del biogas (este sistema de recirculación no se aplica al sistema EGSB). Entonces se analizará la recirculación del efluente.

5.2.1 Recirculación del Efluente Líquido del Reactor.

Son diversos los beneficios que se obtienen con la recirculación del efluente en el sistema EGSB, entre los que se encuentran la regulación del pH de alimentación al sistema, recuperación de alcalinidad y nutrientes, capacidad de alimentar mayores cargas orgánicas, aumento en la eficiencia del sistema, dilución de la DQO y mezclado hidráulico en el reactor.

La operabilidad y flexibilidad del sistema EGSB permite que se puedan degradar aguas residuales industriales de composiciones de materia orgánica variables. Así, si el influente al reactor tiene una alta carga orgánica, se procede a aumentar el flujo de recirculación para mantener la degradación en un nivel aceptable. Por el contrario, si el influente es pobre (en un momento dado) de materia orgánica para degradar, la recirculación se minimiza o se suprime completamente. Los cambios del flujo de

recirculación obedecen a un estudio completo acerca de la degradabilidad del efluente industrial por el reactor EGSB ya que, se ha mencionado anteriormente, los sistemas difieren entre sí cuando la naturaleza y propiedades del efluente industrial varían también. Como dato adicional, se puede decir que las recirculaciones usadas normalmente para reactores EGSB operando en la actualidad, son del orden de 5-60 veces el influente al reactor (de acuerdo a los trabajos de investigación realizados en el Instituto de Ingeniería)^(3 y 39).

5.3 El Dispositivo GSS (DGSS).

Como ya se mencionó, es imprescindible la instalación de un DGSS independientemente de la naturaleza del lodo contenido en el sistema⁽⁶⁶⁾. Su principal función es alcanzar la máxima fracción posible de lodo bajo condiciones operacionales dadas.

cuadro 5.2

PRINCIPALES OBJETIVOS DEL DISPOSITIVO SEPARADOR GAS-SÓLIDO

- Separar el biogas del líquido mezclado y de las partículas de lodo en flotación.
- Prevenir lo más eficientemente posible el lavado de biomasa viable.
- Permitir a los lodos separados el regreso al lecho dentro del reactor.
- Servir como una barrera para evitar la expansión excesiva del lecho de lodos.

En principio el diseño del DGSS debe ser muy simple y no necesariamente constituye una parte costosa del reactor. La pendiente del fondo del sedimentador debe tener entre 45 y 60 ° de inclinación, la distancia entre los deflectores y el DGSS debe ser entre 10 y 20 cm para evitar que el biogas entre a la zona de sedimentación. El diámetro de la tubería que transportará el gas deberá ser suficiente para garantizar la fácil remoción del mismo, particularmente en el caso de que haya espuma. Además de esto se deberá poner especial atención a la tendencia ocasional de los lodos a flotar, para este propósito se tiene que instalar uno o más deflectores enfrente del vertedero para evitar arrastre de lodos.

5.4 Granulación en Reactores EGSB.

Aunque el fenómeno de la granulación es un hecho, aún no ha sido posible unificar criterios en torno al mecanismo y condiciones que favorecen esta forma de agregación debido, en gran parte, a la diversidad de sustratos y condiciones de operación bajo las cuales se ha logrado generar este tipo de lodos. La agregación de la biomasa en forma de granos, es la característica distintiva del reactor anaerobio EGSB, que ha sido utilizado con éxito para el tratamiento de una gran variedad de aguas residuales tanto domésticas como industriales (como se analizó anteriormente). Sin embargo, la granulación no es exclusiva de los reactores EGSB ya que se presenta en otros sistemas anaerobios de tratamiento como los filtros anaerobios, reactores completamente mezclados, los reactores con mampara y flujo ascendente y sobre todo el UASB.

5.4.1 Fenómeno de la Granulación.

El proceso de granulación de los lodos anaerobios es un fenómeno complejo, motivo de amplias investigaciones a nivel mundial. Los factores que la afectan son principalmente, la composición del agua residual, las condiciones de operación del reactor y la estructura de la población bacteriana presente en los lodos de inóculo. Se afirma que la granulación es, en gran parte, un fenómeno metabólico que depende de la disponibilidad de sustratos. La agregación la realizan los propios microorganismos entre sí, quienes favorecen el intercambio de alimentos y presentan sinergias entre las especies encargadas de la transferencia de hidrógeno, lo que estimula el crecimiento bacteriano. Entre los beneficios prácticos de la formación de agregados granulares resalta el hecho que a diferencia de los flocúlos, los granos permanecen intactos aún bajo cortes hidráulicos extremos, además se tiene que^(20 y 50):

1. La agregación bacteriana lleva a ordenar poblaciones heterogéneas de microorganismos sintróficos, en forma de asociaciones multicelulares bajo condiciones fisiológicas favorables.

2. Facilita las relaciones simbióticas entre microorganismos adyacentes.
3. La granulación protege a las células de depredadores como los ciliados anaerobios.
4. Se minimiza la distancia de difusión entre los intermediarios de la fermentación, de forma que los granos son un medio eficiente para conservar cada fracción de energía disponible en un sistema complejo de degradación.
5. Si la composición de la solución en que se encuentra suspendido el grano es desfavorable para el crecimiento bacteriano (por ejemplo, valores extremos de pH), puede crearse un microambiente más favorable dentro del agregado, de modo que aún así, sea posible el metabolismo.

En el caso de la agregación en forma de grano, a diferencia de la biopelícula, no requiere la adición de material de soporte, por lo que la adhesión bacteriana juega un papel importante.

5.4.2 Morfología y Composición Microbiana.

Respecto a la caracterización de los granos⁽⁶¹⁾, no existe una definición clara del lodo granular. Sin embargo, se considera que las características que distinguen a un lodo típicamente granular son: su forma casi esférica (de 0.5 a 5 mm de diámetro), un índice volumétrico de lodos de 10 a 20 $\frac{ml}{g}$ y su elevada actividad metanogénica. Con base en experimentos a nivel laboratorio, utilizando mezclas de ácidos grasos volátiles (AGV's) como sustratos, pueden describirse tres tipos de grano⁽³⁾:

TIPO A	Granos esféricos compactos, constituidos principalmente por bacterias de tipo <i>Methanotrix soehngenii</i> conocidos como granos bacilares.
TIPO B	Son más o menos esféricos con bacterias filamentosas difusamente entretejidas, adheridas a una partícula inerte. El organismo dominante es <i>Methanotrix soehngenii</i> . Se forma generalmente en la etapa de arranque de un reactor anaerobio.
TIPO C	Son granos esféricos formados de bacterias como <i>Methanosarcina</i> y son menores de 0.5 mm de diámetro.

Existe una gran variedad en cuanto a la calidad, morfología y características microbiológicas del lodo granular anaerobio, debido a que son el resultado del desecho

en que se originan. Morfológicamente, algunos granos se observan como pequeños agregados, que vistos al microscopio electrónico de barrido pueden exhibir poros, probablemente para transporte de sustrato, intermediarios y de productos finales como gas y son usualmente de forma irregular. Otros tienen apariencia esférica con cavidades para funciones similares a los poros.

Respecto al color, aquellos cultivados en aguas residuales reales generalmente son negros; se presume que el color negro es debido a la precipitación de sulfuros de hierro y níquel. Los que presentan un color amarillo pajizo, crecen en reactores alimentados con mezclas de ácidos grasos volátiles. Algunos investigadores han intentado evaluar la composición microbiana del lodo granular por medio de microscopía electrónica de transmisión. De acuerdo con sus observaciones, un porcentaje significativo del material bacteriano consiste en organismos semejantes a *Methanothrix*, además de presentarse una amplia variedad de morfotipos en el grano, como microcolonias, distribuidos al azar.

5.4.3 Composición Química de los Granos.

La actividad metanógena específica del lodo granular depende fuertemente de las condiciones experimentales y de la composición del sustrato. Entre más compleja es un agua de desecho, es mayor la fracción de organismos acidificantes, lo que resulta en una menor actividad metanogénica del lodo. La actividad de granos alimentados en un agua real, es siempre menor que la encontrada en cultivos puros ya que una considerable parte del lodo granular consiste, generalmente, de biomasa no metanógena, polímeros extracelulares, sólidos suspendidos biológicamente inertes y organismos muertos. Por otro lado, la actividad metanogénica encontrada en los lodos cultivados en desechos domésticos sugiere la existencia de una gran fracción de organismos no metanógenos y biomasa no viable, así como presencia de materia orgánica inerte dentro de los granos.

5.4.4 Factores que Afectan la Granulación.

Como se mencionó, la granulación es en gran parte un fenómeno metabólico que depende de la disponibilidad de sustratos, de modo que se ve afectada por condiciones ambientales y por aquellas establecidas para la operación de los reactores. Una de las condiciones de operación que rigen el crecimiento asociado de los microorganismos en forma de grano de 0.5 a 5 mm de diámetro⁽⁸¹⁾ y que es comúnmente aceptado como factor relevante, es la presencia de fuerzas de selección (velocidad ascendente), que obligan a las células libres a ser lavadas o expulsadas al exterior del sistema.

Otros factores son: la estrategia seguida para incrementar la carga orgánica; la cantidad de lodo empleado como inóculo, la cual se recomienda que sea de una tercera parte del volumen útil del reactor; y sus características como actividad específica, sedimentabilidad y naturaleza de la fracción inerte. Los polímeros extracelulares juegan un papel importante en la formación de matrices de soporte (o glicocáliz), pero su papel en el proceso de la granulación, no está claramente comprendido. Se conoce relativamente poco acerca de su naturaleza y estructura química, así como de las condiciones de operación que podrían favorecer su formación.

Los polímeros pueden estar presentes en el sustrato o ser producidos por la condensación de moléculas precursoras simples como resultado del metabolismo. La producción de los polímeros extracelulares está afectada por el balance nutricional y/o por la diversidad de la microflora del grano. Así mismo, algunos autores citan que es necesario un suplemento de nutrientes esenciales, en especial de calcio (Ca^{+2}), también carbohidratos que una vez fermentados favorecerán la formación ácidos grasos volátiles en especial acetato que es el principal precursor de la metanogénesis.

Entre los factores ambientales que afectan en forma adversa el fenómeno de la granulación, se tienen⁽³⁾:

- Altos niveles de proteína.
- Concentración de N-NH^+ , superiores a $1,500 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$.
- Niveles elevados de sólidos suspendidos.
- Presencia de compuestos inhibitorios.
- Tipo de agua residual.

5.4.5 Modelo Estructurado en Multicapas del Grano Anaerobio.

La idea generalizada de algunos autores acerca de la configuración del grano, es en el sentido de que los diversos grupos tróficos que lo constituyen están implicados en la degradación de la materia orgánica, se encuentran distribuidos al azar, por lo que no es posible observar una organización interna.

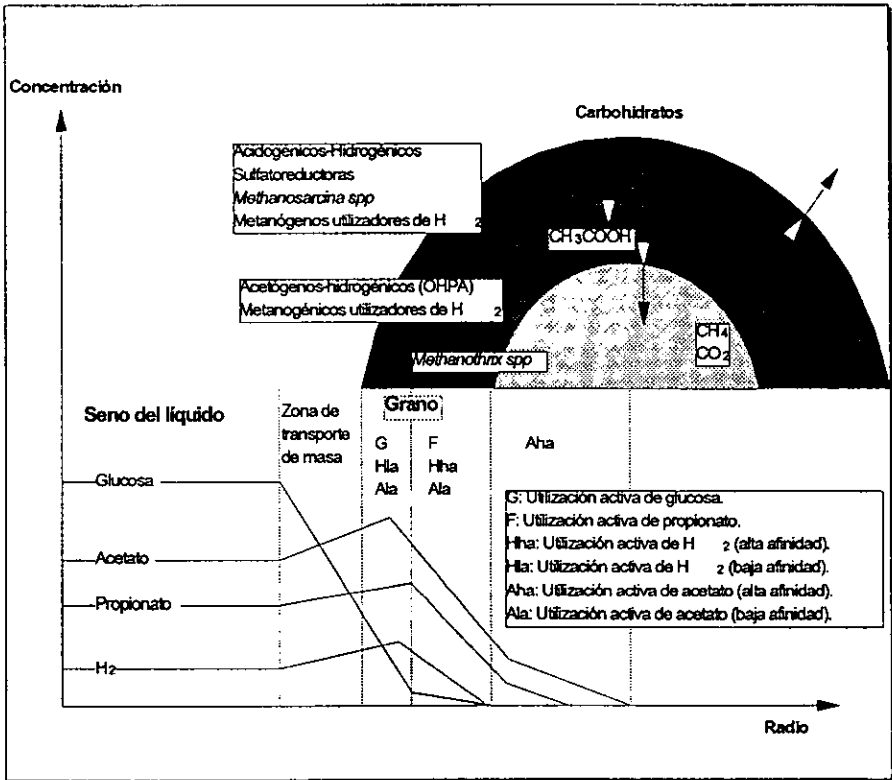
En oposición a esta idea, algunos⁽²²⁾ han propuesto que los agregados anaerobios son consorcios concéntricos, altamente estructurados de acuerdo a un modelo de agregación en multicapas, como resultado de la difusión de los sustratos. En los granos es posible distinguir tres capas (figura 5.2) que a continuación se describen:

Núcleo: Compuesto por una capa central en las que las cavidades está ocupadas por bacterias en forma de filamentosos parecidas a *Methanothrix*.

Capa intermedia: En donde se presentan una gran número de bacterias en forma de cocos y bacilos filamentosos parecidos a *Methanobrevibacter* y en donde la yuxtaposición de bacterias es característica

Capa externa: Los organismos predominantes son de tipo acidogénico, de los géneros *Methanococcus* y *Methanosarcina* y otros filamentosos como *Methanotrix* y *Methanospirillum*.

figura 5.2
MODELO EN MULTICAPAS DEL GRANO ANAEROBIO Y SUS CARACTERÍSTICAS MÁS RELEVANTES



FUENTE: Guil, S. R. and Pauss, A., A Structured Model of the Anaerobic Granule Consortium, Wat. Sci. Technol. No. 25, Vol. 7, 1-10, 1992

El modelo está sustentado en los resultados obtenidos con granos anaerobios mediante técnicas de microscopía electrónica de barrido, de distribución del tamaño de grano y en los gradientes intragranulares de hidrógeno. La apariencia estratificada del

grano ya había sido reportada con anterioridad por otros autores que emplearon reactores alimentados tanto con efluentes industriales como sintéticos.

5.4.6 Lineamientos más Comunes de la Granulación.

Lettinga⁽³⁴⁾, en base a su gran experiencia acumulada en el desarrollo de procesos anaerobios, ha propuesto tomar en cuenta los siguientes lineamientos:

1. El proceso debe ser iniciado a una carga de aproximadamente $0.05 \frac{\text{kg DQO}}{\text{kg sólidos suspendidos volátiles (SSV)} \cdot \text{día}}$.
2. El inóculo debe ser de $10-15 \frac{\text{kg SSV}}{\text{m}^3}$.
3. No se debe de incrementar la carga a menos que los ácidos grasos volátiles estén bien degradados.
4. Las condiciones ambientales para crecimiento deben ser óptimas.
5. Permitir el lavado del lodo voluminoso y poco sedimentable presente en el inóculo y retener la parte pesada del lodo.

Si siguen estos lineamientos se puede tener un lodo con buena sedimentabilidad y alta actividad específica ($0.3 \frac{\text{L CH}_4}{\text{g SSV} \cdot \text{día}}$) en un período de 6-12 semanas, con cargas de hasta $10 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ día}}$.

Este proceso de granulación del lodo se ha observado tanto a nivel de laboratorio como a gran escala, empleando residuales de azúcar de remolacha, de procesamiento de papa y de destilerías. Algo similar ocurre con residuales químicos o petroquímicos. Recientes experimentos indican que el método de arranque determina el posterior desarrollo del lodo ya que una vez que la granulación ha ocurrido se tienen menos problemas en retener la biomasa, debido a que el gránulo empieza a aumentar en peso y tamaño. Además, estos gránulos se acumulan en el fondo del reactor, cerca de la alimentación, por lo que se ven favorecidos sobre los gránulos dispersos en la parte superior debido a la carencia de sustrato en esa zona.

5.5 Volumen , Geometría y Descarga de Lodos de los Reactores EGSB.

El tamaño de un reactor estará determinado por el volumen del material a digerir (carga orgánica volumétrica, B_v) y el tiempo de retención hidráulico requerido (TRH). Estas dos son las principales variables de diseño que tiene influencia en el costo de una planta y una vez decididas no pueden ser cambiadas fácilmente (el diseño se discutirá ampliamente en el capítulo 6). Esto implica que a B_v pequeños o TRH cortos, digestores más pequeños y menos costosos.

La máxima carga superficial (velocidad de flujo) admisible de líquido (por cada m^2 de área superficial) para reactores EGSB con lodos granulados es de aproximadamente⁽³⁾ $3 \frac{m}{h}$ para residuales solubles y de $1-1.25 \frac{m}{h}$ para parcialmente solubles. Aún así, por unas horas al día, pueden ser soportadas velocidades de hasta $6 \frac{m}{h}$ y $2 \frac{m}{h}$ para residuales solubles y parcialmente solubles respectivamente. Bajo estas condiciones, la mayoría de los gránulos serán retenidos en el reactor. Sin embargo, las altas velocidades superficiales pueden resultar en el lavado de lodos poco sedimentables, pero generalmente esto no causa un problema serio.

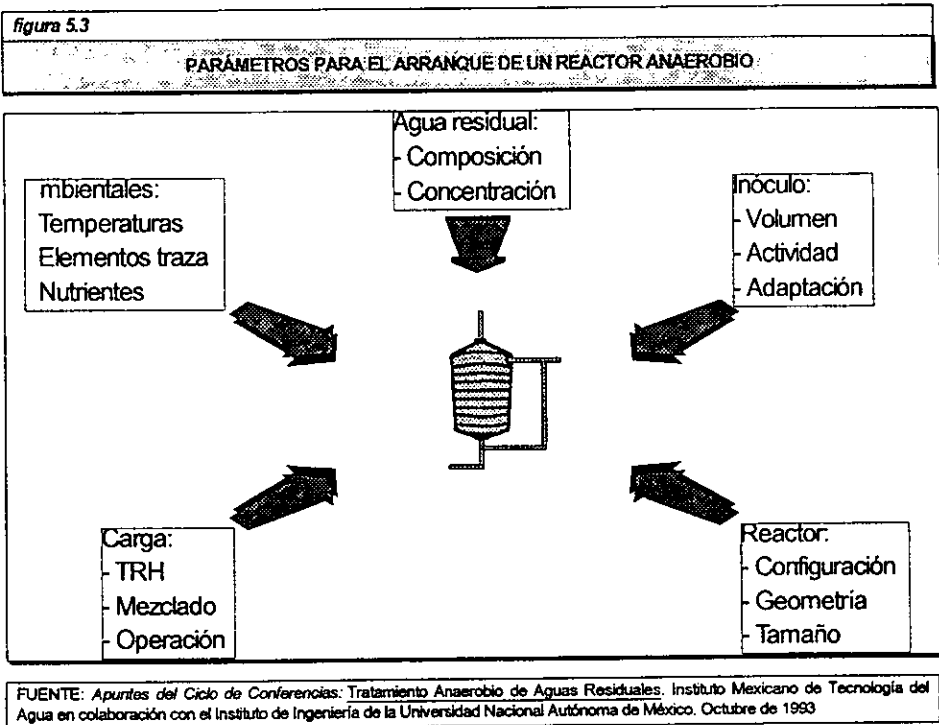
Con respecto a la geometría, la mayoría de los digestores son de área transversal circular pero no todos son cilíndricos. Por ejemplo, los digestores municipales instalados en Dusseldorf ($12,000 m^3$) tienen forma de huevo, 45 m de altura y 22 de diámetro en la parte más ancha. Los digestores cilíndricos son diseñados para tener una área superficial mínima o para un mezclado eficiente usando recirculación del gas. Para el primer caso se ha demostrado que la mínima área superficial ocurre cuando el diámetro es igual a la altura.

Se recomienda que si el volumen del EGSB excede los $400 m^3$ de volumen, es mejor diseñar un reactor modular el cual presenta ciertas ventajas con respecto al reactor de un solo compartimento. Los reactores EGSB de gran escala son generalmente de forma rectangular.

Es necesario prever en el diseño el montaje de válvulas para remover el exceso de lodos del reactor. Generalmente un buen lugar para descargar el exceso de lodos es a la mitad de la altura del digestor, además es recomendable equipar el reactor con 5 o 6 válvulas sobre toda la altura del digestor para poder muestrear lodos y hacer un perfil de los mismos dentro del reactor.

5.6 Inoculación y Arranque del Reactor EGSB.

El arranque de reactores biológicos es una actividad delicada y sumamente importante para lograr el éxito del proyecto y la planta de tratamiento. Durante esta fase, la biomasa se reproduce y se adapta al agua residual, por lo que es un periodo necesariamente inestable y de transición. Debido a las bajas tasas de generación de los microorganismos anaerobios, el arranque de este tipo de reactores es aún más lento y delicado, por lo que requiere de un inóculo adecuado y de la experiencia del responsable. Es indudable que la reducción del tiempo de arranque es uno de los factores clave para incrementar la competitividad de reactores anaerobios de alta tasa de tratamiento.



La duración del arranque depende de parámetros biológicos, químicos y físicos. Como se muestra en la figura 5.3, el arranque está influenciado por la concentración y composición

de las aguas residuales, el volumen, la actividad y adaptación del inóculo, parámetros ambientales (pH, temperatura, nutrientes y elementos traza), parámetros de operación (carga orgánica, TRH y mezclado) y por último la configuración del reactor (geometría y tamaño). Todos estos parámetros presentan una interacción muy estrecha. En todos los reactores, es necesario que el volumen de lodo inóculo sea lo más grande posible y que tenga suficiente actividad y adaptación a las propiedades específicas del agua residual. Las fuentes de inóculo pueden seleccionarse mediante pruebas de actividad sobre el lodo y deberá contener una mezcla de diferentes géneros de bacterias metanógenas. Es preferible hacer una mezcla de diferentes fuentes con biomasa activa que emplear una sola ya que la rapidez de arranque del reactor depende en gran medida de las propiedades de la biomasa microbiana del inóculo (cuadro 5.2)

cuadro 5.2

FACTORES MICROBIOLÓGICOS QUE INFLUYEN EN EL ARRANQUE DE UN REACTOR ANAEROBIO

- Grupos de bacterias dominantes (hidrolíticas, acidógenas, acetógenas y metanógenas) y actividad bioquímica.
- Velocidad de crecimiento de las especies metanógenas.
- Coeficiente de rendimiento de la biomasa.
- Velocidad de adaptación de las bacterias sobre las propiedades del agua residual.
- Capacidad para excretar polisacáridos (granulación).

FUENTE: *Apuntes del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Octubre de 1993

5.6.1 Inoculación.

La selección de una fuente apropiada de inóculo es importante para obtener un arranque rápido y disminuir el tiempo requerido para la formación del grano. Generalmente, si es posible, debe utilizarse una flora bacteriana adaptada al agua residual de interés. Si esto no es posible, el reactor puede inocularse con una mezcla de varios inóculos, para enriquecer y homogeneizar la comunidad bacteriana. Entre

estos se tiene al lodo anaerobio digerido, lodo activado de purga adaptado, estiércol de vaca digerido anaerobiamente, sedimento de lagunas, lodo de fosa séptica. Se debe tener cuidado con el uso de estiércol (debido a que contiene fibras que flotan y estas causan problemas de natas), con los sedimentos y los lodos de fosas sépticas (ya que tiene la posibilidad de un alto contenido de tierra o arcilla) y los lodos activados de purga frescos (por la flotación y baja actividad). Tales características pueden hacer necesario un pretratamiento físico del inóculo en función del tipo de reactor.

Volumen y características del inóculo.

No hay reglas dadas para estimar el volumen conveniente para inocular reactores anaerobios. Un intervalo entre un 10 y un 30% del volumen del reactor, puede considerarse aceptable⁽³⁾. En general, mientras más inóculo se utilice, mayor será la carga de arranque.

El volumen de inóculo y su concentración, asociado con su actividad metanogénica determinada permite fijar la carga orgánica del arranque. En el caso particular del reactor EGSB, es importante contar con un lodo granular que permita arranques rápidos, lo que es posible sobre todo cuando el lodo está adaptado a un agua similar. Como ya se mencionó en el tema de formas de agregación de la biomasa, no todas las aguas residuales favorecen la granulación; aún así se ha reportado que en algunos casos el grano puede mantenerse. Sin embargo, el cambio de agua residual puede provocar la desintegración del grano. Un reactor EGSB puede operar sin lodo estrictamente granular, lo importante es que el lodo tenga una adecuada sedimentabilidad y actividad. En tales casos pueden preverse problemas en la retención de la biomasa inoculada, con limitaciones en el incremento de la carga hidráulica durante el arranque y la posible necesidad de realizar inoculaciones.

El cultivo de un lodo granular puede tomar de 2 a 6 meses en el rango mesófilo y de 10 a 12 meses a temperatura ambiente⁽³⁷⁾. Para lograr esto, el lodo debe alimentarse con

la misma agua residual a tratar, pero diluida, es decir a bajas cargas, las que se aumentarán conforme el lodo muestre señales de actividad. El mantenimiento de velocidades ascendentes en el lecho de lodos cercanas a las de diseño, es sumamente importante para la granulación.

Actividad metabólica.

El conocimiento de la actividad metanogénica de un lodo de inóculo es un elemento importante en su selección y en el planteamiento de la estrategia de arranque del reactor. Se dice que un lodo es de mala calidad cuando presenta una actividad específica y concentración de sólidos suspendidos volátiles baja.

5.6.2 Arranque.

Un aspecto de suma importancia en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales es el arranque del reactor. Debido a la baja velocidad de crecimiento de las bacterias metanogénicas, el arranque de una instalación de este tipo puede requerir varios meses, dependiendo sobre todo de la cantidad de biomasa activa inoculada.

El tiempo de arranque está fuertemente determinado por la velocidad de crecimiento de las bacterias implicadas, así como por el tiempo de residencia del lodo. La tasa de crecimiento depende de la disponibilidad de suficientes nutrientes, la presencia de compuestos inhibidores y la concentración de sustrato. La evolución del arranque puede seguirse mediante la medición de parámetros tales como el pH, determinación de sólidos, DQO's, etc., a la entrada y salida y la actividad metanogénica en la cama de lodos.

De manera particular para los reactores del tipo EGSB y UASB, en el arranque la carga orgánica másica inicial debe ser baja, aproximadamente $1 \text{ a } 2 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ reactor-d}}$ y los ácidos grasos volátiles deben permanecer por abajo de $1 \text{ a } 1.5 \frac{\text{g}}{\text{l}}^{(3)}$.

Si no existe lodo de buena calidad se deberá tener mucho cuidado en el arranque. En tal situación y con lodos con actividades muy bajas, es conveniente activar el lodos en batch (se realiza, colocando el lodo en un recipiente de cierto volumen adecuado al que se le adiciona el agua residual diluida, típicamente puede ser el tanque de almacén de lodos de la planta), paralelamente a la construcción del reactor. En este tipo de reactor es importante controlar la velocidad ascendente del líquido dentro del lecho de lodos. El lodo floculento y aún el granular, puede lavarse en grandes cantidades si se descuida este aspecto. Como regla general, se puede iniciar la alimentación del volumen de agua necesaria para suministrar la carga orgánica deseada, con una velocidad ascendente no mayor a un 25% de la de diseño⁽³³⁾. Si la alimentación se hace durante una fracción del día, el instalar una recirculación con objeto de someter la cama de lodos al efecto hidráulico acelerará la formación del grano. En aguas residuales industriales con alta DQO, el parámetro a controlar durante el arranque será la carga orgánica; en aguas diluidas, el parámetro limitante será la carga hidráulica. En cualquier caso, siempre se presenta el fenómeno de lavado de lodos durante las primeras etapas de arranque, lo importante es limitar esa pérdida mediante un adecuado manejo hidráulico del reactor.

Control del arranque.

Para el control del arranque específico para los reactores biológicos basados en los principios del funcionamiento del EGSB, se muestra en la sección 5.7 el aumento o disminución de las cargas volumétricas y adición de reactivos de acuerdo al monitoreo de las variables de control del reactor.

5.6.3 Manejo del Biogas.

El metano (CH_4) puro es un gas incoloro e inodoro, que constituye entre el 50% a 70% del gas producido por digestión anaerobia, el otro 30 a 50% principalmente es CO_2 ,

con pequeñas cantidades de ácido sulfhídrico (H_2S), nitrógeno (N_2), entre otros. Esta composición está en función de las características que presenta el agua residual a tratar. Por ejemplo, si el agua presenta elevadas concentraciones de sulfatos, el porcentaje de metano disminuye ligeramente pero nunca por abajo del 50%, debido al aumento en ácido sulfhídrico que rara vez alcanza el 4%. El biogas generado a partir de agua residual doméstica tiene una composición de 70% CH_4 , 22% N_2 y 8% CO_2 según las investigaciones realizadas en el Instituto de Ingeniería⁽³⁾.

El gas es más utilizado en aplicaciones de calentamiento, el cual puede emplearse directamente con unidades de almacenamiento de baja presión. Alternativamente el gas de un reactor de cubierta fija, puede entubarse para ser almacenado en un recipiente. Éste puede usarse como combustible en motores que generan energía mecánica o eléctrica, en calderas para generar vapor, para proporcionar iluminación, como gas de cocina y en otros usos, pero su eficiencia en su funcionamiento depende del contenido de metano (CH_4), que para su combustión en motores debe estar prácticamente puro ya que el bióxido de carbono (CO_2) ocuparía espacio de almacenamiento y energía para su compresión, mientras que el ácido sulfhídrico (H_2S) causaría problemas de corrosión.

El biogas generado en los reactores anaerobios como producto de la transformación del material orgánico presente en las aguas residuales, tiene un valor energético que muchas veces no es aprovechado. Esto se debe a que su manejo resulta ser relativamente complicado, debido a que para ciertos usos se tienen que realizar algunos pasos de purificación antes de su almacenamiento y utilización. Estos pasos consisten en el lavado y secado del biogas con objeto de eliminar o disminuir el contenido de H_2S y CO_2 , hasta valores en los cuales su efecto corrosivo es mínimo. El almacenamiento del biogas se realiza en tanques, por lo que se pueden utilizar tanques a presión baja (que tiene una campana flotante), tanques de presión media, cilindros a alta presión y como gas licuado. Conforme aumenta la presión de

almacenamiento, los requerimientos de pureza del biogas se incrementan, haciendo costoso su manejo.

5.6.4 Manejo de Lodos.

El tratamiento y disposición de lodos producto de la depuración del agua es uno de los aspectos más descuidados en México en materia de control ambiental. Esto se debe fundamentalmente a lo costoso de su manejo y de la infraestructura necesaria, puesto que puede llegar a igualar los costos del tratamiento del agua, en varios rubros.

La característica común de los lodos resultantes del tratamiento de aguas es que constituyen un subproducto extremadamente fruido, de poco o nulo valor. Algunos de ellos son químicamente inertes, pero los que proceden de tratamientos biológicos son fermentables y en varios casos nauseabundos. Con contadas excepciones, todos los lodos generados necesitan de tratamiento, el cual puede consistir de estabilización, espesamiento, deshidratación, seguida o no de secado e incineración, o combinación de uno o más de estos métodos, antes de su reuso o disposición final.

La composición del lodo dependerá de la naturaleza y contenido de los materiales inicialmente presentes en el agua y de los procesos de tratamiento a los que se someterá la misma, es decir, tratamientos físicos, químicos o biológicos. Los lodos de purga generados como producto del tratamiento de las aguas residuales en reactores anaerobios tipo EGSB, constituye un problema comparativamente menor en su manejo, debido a que este se encuentra prácticamente estabilizado. Por ello se puede utilizar en terrenos como material de bajo poder fertilizante o mejorador de suelos en terrenos con bajo contenido de materia orgánica. Cabe hacer notar que este uso está en función de las características que presente el lodo ya que si contiene metales pesados y/o sustancias tóxicas, este se limita. En tal caso, es necesario disponerlos en confinamientos controlados o incinerarlos. Por otro lado, el lodo granular generado en

reactores EGSB puede ser vendido como inóculo ya que este lodo presenta muy buenas características de sedimentación y actividad, lo que representaría un aporte en la economía o bien en los costos de inversión de la planta, haciendo más atractivo el tratamiento anaerobio de las aguas residuales.

5.7 Monitoreo Continuo, Control del Arranque y Operación del Proceso del Reactor Biológico EGSB.

Desde hace 20 años han surgido mejores y mayores avances en nuestros conocimientos de la microbiología fundamental y la bioquímica del proceso de fermentación anaerobia para un desarrollo de calidad de estos sistemas de reactores. Uno de los obstáculos que evitan el uso intensivo de los procesos anaerobios, es la carencia de estrategias que aseguren una operación estable.

A continuación se discutirán los fundamentos del control para la operación óptima del proceso EGSB, tanto en su arranque como en su operación normal.

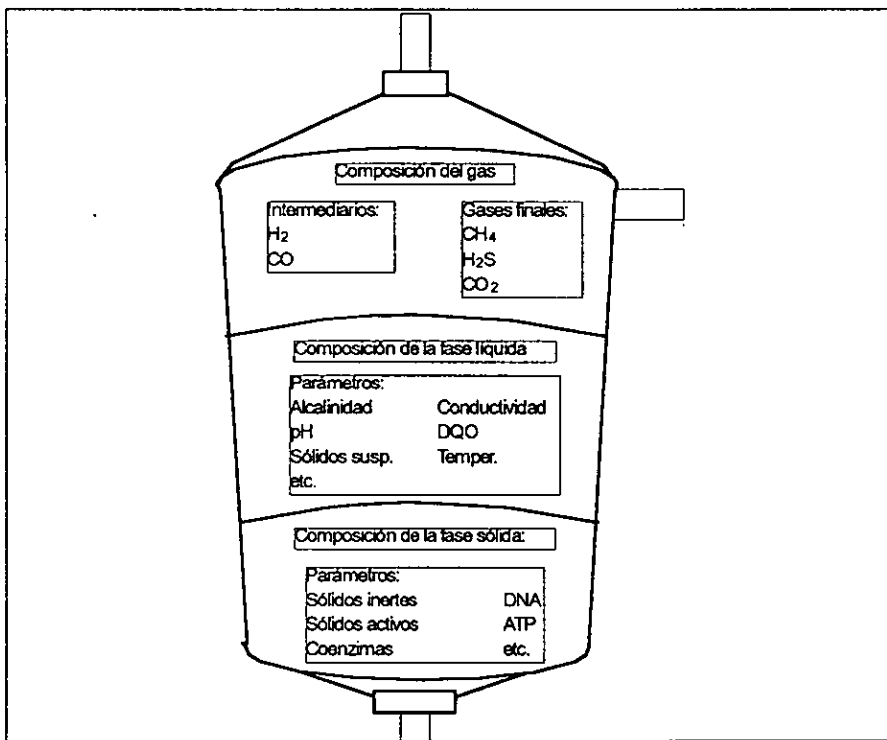
5.7.1 Parámetros de Monitoreo del Reactor Anaerobio.

Muchas estrategias de control son basadas en el monitoreo del número de indicadores de proceso que suministran información complementaria. Idealmente ésta información puede proveer de advertencias que sucesos que pasan en el proceso y así poner acciones de remedio antes de que se presenten situaciones irremediables de falla del proceso.

El proceso de digestión anaerobia se muestra en la figura 5.4 como un proceso de tres fases (sólido-líquido-gas). Cada fase es cerrada con respecto de las otras dos y al mismo tiempo de que la información se obtiene para una fase, esta se relaciona para conocer el estado de las otras dos.

El objetivo es una buena estrategia de monitoreo para caracterizar totalmente el estado del proceso de digestión anaerobia. La realización de este objetivo lleva al proceso de control en orden de producir los resultados deseados.

figura 5.4
FASES DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA



FUENTE: Apuntes del Ciclo de Conferencias: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Octubre de 1993

La estabilidad de operación puede perderse por⁽³⁾:

1. Choque orgánico; causado por un aumento del caudal o en la concentración de sustrato.
2. Infiltración de sustancias tóxicas; las inhiben la actividad metabólica.
3. Cambios en la temperatura; sus efectos en la cinética de crecimiento y consumo de sustrato provocan la acumulación de AGV's.

En general, la secuencia de eventos ante choques orgánicos, cambios de temperatura y la infiltración de sustancias tóxicas son los siguientes:

1. Un aumento en las concentraciones de hidrógeno y de monóxido de carbono.
2. Presencia de dióxido de carbono (CO_2) que no sucede con un incremento en la temperatura.
3. Acumulación de ácidos grasos volátiles.
4. Consumo de la alcalinidad de los bicarbonatos.
5. Síntesis de ácidos grasos de cadena larga (propiónico, butírico, valérico, etc.).
6. Abatimiento de la alcalinidad de los bicarbonatos.
7. Mayor proporción de CO_2 en el biogas.
8. Reducción del valor de pH.
9. Inhibición de la metanogénesis.
10. Acidificación del reactor.

Un proceso anaerobio estable comienza desde el diseño y la definición de los parámetros utilizados para monitorear al sistema. Los parámetros de mayor importancia son:

1. La relación entre los ácidos grasos y la alcalinidad.
2. La producción y composición del gas (metano y dióxido de carbono).
3. El pH.
4. La remoción de sólidos y DQO.

En forma ideal, la información que proporcionen estos parámetros deberá indicar con facilidad el estado del reactor, para poder así tomar decisiones correctivas antes de que el sistema falle totalmente. Un indicador idóneo del estado de un reactor anaerobio será aquel que sea fácil de determinar y que además refleje el comportamiento metabólico del sistema. Varios parámetros han sido propuestos para caracterizar el proceso de digestión anaerobia y estos serán discutidos en las secciones siguientes.

5.7.2 Monitoreo de la Fase Líquida.

Los principales parámetros con los cuales se evalúan la fase líquida son⁽⁴²⁾:

1. Materia orgánica.
2. Ácidos grasos volátiles.
3. Alcalinidad y la relación α .

Materia orgánica.

La demanda química de oxígeno (DQO), es la variable más utilizada en la operación del proceso por su "rapidez", aunque no es posible determinarla en línea. Mediante la filtración se pueden separar las distintas fracciones de la DQO del agua residual, con lo que se obtienen valores de demanda química de oxígeno total, soluble (que es la fracción que teóricamente es removida por los organismos), coloidal y suspendida. El parámetro clave es la DQO total ya que sirve para definir parámetros como carga orgánica volumétrica (B_v , que se definirá en el capítulo 6), másica y las relaciones $\frac{\text{metano}}{\text{DQO}}$, acidificación $\left(\frac{\text{DQO}}{\text{alcalinidad}} + \frac{\text{DQO}}{\text{AGV}} \right)$.

La carga orgánica máxima debe ser controlada para evitar el arrastre de la biomasa, provocado por un aumento en la producción de gas y que se agote la alcalinidad del medio por un aumento de la producción de ácidos en el reactor.

Ácidos grasos volátiles.

Aunque la tendencia del proceso es la producción de ácido acético, cuando se acumula el hidrógeno de las bacterias acidógenas como respuesta de defensa, tienden a tomar la ruta metabólica de los ácidos butírico y propiónico o a polimerizar los AGV's para emplear hidrógeno como reactivo.

Existen dos métodos para determinar los AGV's, uno es por una valoración con hidróxido de sodio que es poco exacto y el otro es por cromatografía de gases. Este

último cuantifica por separado cada ácido graso volátil en un tiempo corto, aunque requiere que la muestra se prepare adecuadamente, mediante su centrifugación y acidificación. La desventaja de este último procedimiento es su alto costo ya que además debe contar con una columna especial para cromatografía la cual es muy cara y su vida útil no es muy grande.

pH, alcalinidad y relación α .

El pH representa la concentración de los iones de hidrógeno en una solución. Durante la degradación anaerobia de la materia orgánica, el valor de pH está relacionado con la concentración de AGV's y otros ácidos inorgánicos presentes en el sistema. Por otro lado, la alcalinidad se define como la capacidad amortiguadora o buffer de un medio acuoso y la relación α es la relación de alcalinidades medidas a un pH de 4.3 y 5.75 (más adelante se profundizará sobre este parámetro).

5.7.3 Monitoreo de la Fase Gaseosa.

Los parámetros usados en la caracterización de la fase gaseosa incluyen la producción de gas y la composición de éste. La velocidad de producción de gas y más específicamente del metano, pueden ser potencialmente un buen indicador del estado metabólico del digestor. Si se reduce la velocidad de producción de metano, cuando se compara por la velocidad del influente de materia orgánica, entonces tenemos una advertencia de la acumulación de productos ácidos solubles en la fase líquida. Desafortunadamente, esto se presenta después del desbalance que mandó la advertencia tardía.

Los gases principales en la fase gaseosa de un digestor anaerobio son CH_4 y CO_2 . Variaciones en las proporciones relativas de ambos gases son típicas de desbalances del digestor. Desafortunadamente las variaciones son significativamente diferentes de

las variaciones usuales a fondo en la fuerza del influente de desechos líquidos que puede producir significativas composiciones de gas y variaciones de la producción cada que aparece una situación de descontrol de proceso. El mejor entendimiento de la microbiología de los digestores anaerobios se muestra en el conocer algunos otros gases que se presentan en cantidades de trazas en la atmósfera del digestor. Estos gases pueden ser potencialmente buenos indicadores de los procesos complejos que ocurren en otras fases del digestor. Una discusión más detallada de los indicadores de H_2 y CO sigue a continuación.

5.7.4 Trazas de Gas (Composición de Gas Intermediario) para el Monitoreo de la Digestión Anaerobia.

Estas existen para obtener el potencial de algunas mediciones del estado metabólico del sistema anaerobio por el monitoreo de la concentración de ciertos gases intermediarios (hidrógeno y monóxido de carbono) los cuales se presentan a niveles de trazas. Un análisis del domo para las trazas de gases pueden mostrar una imagen del proceso de tratamiento en las trazas de gases que están en equilibrio con las otras dos fases. También, en contraste con los ejemplos para la fase líquida, donde se ejemplifica una preparación, procedimiento de extracción, etc. no son realmente adaptadas para la adquisición de datos en línea y los análisis de gas son medibles de tiempo real. El hidrógeno y el monóxido de carbono son indicadores que se discutirán más adelante.

Monitoreo de hidrógeno.

El hidrógeno es un importante intermediario de la metanogénesis. Este se produce durante la fermentación de carbohidratos y otros sustratos y en la subsecuente degradación de pirúvicos y otros ácidos pesados volátiles de alto peso molecular tales como el propionato y el butirato para acetato. Este hidrógeno en los sistemas de digestión anaerobia es usado por metanogénesis para reducir el dióxido de carbono a gas metano. De cualquier manera, la mejor manera de cuantificar la composición del

gas es mediante el análisis del espectrofotómetro, o la cromatografía de gases. En cuanto al volumen del gas, se usa un dispositivo conectado a la salida del efluente gaseoso para medición de volumen por desplazamiento de líquidos.

Monitoreo de monóxido de carbono.

Para determinar la composición completa del monóxido de carbono, se pueden usar los procedimientos descritos para monitorear el hidrógeno. Por otro lado, un procedimiento gravimétrico para la determinación de éste es combinarlo con un reactivo disuelto en agua para después cuantificar la cantidad mediante precipitación de compuesto insoluble.

5.7.5 Monitoreo de la Fase Sólida.

La fase sólida se discute en esta sección y es la combinación de materiales no solubles inmersos en la fase líquida. Esta mezcla se compone de sólidos orgánico e inorgánicos y éstos pueden ser divididos en sólidos orgánicos inertes y células. La medición de las células activas y su estado metabólico es un muy importante parámetro en la definición de las estrategias de control que pueden ser usadas (por ejemplo, determinación del máximo potencial de utilización de sustrato).

Los parámetros químicos en la fase líquida provee pequeña, si acaso información sobre el estado metabólico de los microorganismos. Noyola⁽⁴⁸⁾ encontró altas variaciones en las características microbiológicas y bioquímicas de los digestores anaerobios cuando los parámetros de la fase líquida reflejan las condiciones de estado estacionarias. los parámetros propuestos para la caracterización del estado microbiológico incluyen: conductividad (sólidos), enumeración de células, ácido desoxirribonucleico (DNA), contenido de proteínas, lípidos bacteriales, adenosin trifosfato (ATP), actividades enzimáticas, medición de la actividad metanogénica, microcalorimetría, coenzimas y C1-transporte de metanógenos, e inmunología de

metanógenos. Muchos de estos nuevos desarrollos parecen afianzarse como herramientas para el estudio ecológico de las poblaciones de digestores y quizás otros aspectos de la microbiología y la fermentación anaerobia de metano. Estos monitoreos no se realizan en línea (salvo aquellos que por sus características propias sean así).

5.7.6 Aspectos de Control.

Hickey⁽²⁵⁾ puntualiza que fuera de algunas dificultades para generalizar con respecto al control y estabilidad de la digestión anaerobia, existen un gran número de factores que contribuyen al diseño final del reactor y este conlleva al resultado de una operación estable. En esta observación, las consideraciones de control empiezan en la fase de diseño de la construcción del digestor. Un sistema de digestión puede ser flexible para acomodar las condiciones del control del digestor. Lettinga⁽³³⁾ caracteriza algunos de los factores externos tales como:

1. Las características de las aguas residuales, tales como la temperatura y las variaciones de su naturaleza, tipos y concentraciones de contaminantes (complejidad, composición, fracción disuelta); variaciones diarias, semanales y por temporada de la composición y el DQO; y el pH, contenidos de sales y alcalinidad por bicarbonatos.
2. Factores locales, tales como costos de terreno, costos de mano de obra, materiales de construcción y la necesidad para el establecimiento de un sistema.
3. Restricciones ambientales para la descarga de efluentes y recepción de agua, restricciones para la emisión de compuestos de mal olor y los costos para la disposición de efluentes en los sistemas de drenaje.
4. Grado deseado de sofisticación de la planta de tratamiento con respecto a la automatización, control, construcción, etc.
5. El uso que puede hacerse del biogas y la prevención de expansiones futuras para la planta de tratamiento.
6. Disponibilidad de gasto de calor, costos de energía, costos de químicos, etc.

Noyola⁽⁴⁷⁾ también nota que la operación sucesiva se integra sobre el desarrollo del reactor incluyendo evaluación de desechos, laboratorio y/o instalaciones a escala y diseño ingenieril avanzado. Factores tales como la distribución del flujo y las características de los materiales y el tamaño de éstos obviamente influyen en el control.

Después, la flexibilidad del diseño es muy importante y dictará el tipo y cantidades de los procesos de control que deberán ser empleados. Así también se nota la importancia del ambiente del reactor (temperatura, pH, factores nutricionales, etc.), para mantener este sistema estable.

5.7.7 Control del Arranque y Operación del Proceso y Aumentos de Carga para el Sistema EGSB.

Caracterización fisicoquímica de los efluentes industriales.

Con la finalidad de establecer la carga orgánica inicial de alimentación a los reactores, la presencia de sustancias tóxicas y cantidad de nutrimentos requeridos, se deben analizar las principales propiedades físicas y químicas del efluente industrial como demanda química de oxígeno (DQO) total y soluble, sólidos totales y suspendidos, en sus dos fracciones (volátiles y fijos), pH y metales.

Control del arranque y proceso y aumentos de carga.

Durante el arranque y operación del sistema de tratamiento anaerobio EGSB, se propone una estrategia, la cual consiste en incrementar la carga orgánica, en función del comportamiento que mostrara el reactor.

Dicho comportamiento se evalúa mediante el uso del parámetro de control conocido como la relación de alcalinidades alfa (α) y que se determina a 5.75 y 4.3 unidades de pH. La alcalinidad determinada a 5.75 representa la cantidad de iones bicarbonato al

disolverse CO₂ en la fase acuosa del sistema (esto es debido a que hay que neutralizar los AGV's del reactor adicionando alcalinidad externa -ya sea cal, bicarbonato de sodio, carbonato de sodio o CO₂-). En otras palabras, muestra la capacidad amortiguadora que presenta el sistema para resistir cambios de pH y la alcalinidad a un pH de 4.3 representa la alcalinidad total del sistema.

Para el control de la operación, se estableció esta α de la siguiente forma⁽³⁾:

$$\alpha = \frac{Al_{4.3} - Al_{5.75}}{Al_{4.3}} \quad \dots(5.1)$$

Donde:

Al_{4.3}= Alcalinidad a pH=4.3.

Al_{5.75}= Alcalinidad a pH=5.75.

Y que representa la fracción de alcalinidad total, correspondiente a los ácidos grasos volátiles presentes en el sistema en forma de sales como las de acetato, propionato y butirato. Con base en el parámetro α y de acuerdo al TRH del sistema EGSB, los incrementos de carga se realizan de la siguiente manera:

Transcurrido una unidad de TRH:

si $\alpha < 0.4$	$Q_i = Q_0 \cdot 1.1$	La carga volumétrica aumenta 10%.
si $0.4 \leq \alpha < 0.5$	$Q_i = Q_0$	Se mantiene la misma carga volumétrica.
si $\alpha > 0.5$	Se procede a la recirculación total del efluente (el efluente se usa como alimentación).	

5.7.8 Control del Reactor EGSB Mediante la Recirculación del Efluente.

Influencia del pH y su regulación mediante la recirculación del efluente.

El perfil de valores de pH a través de un reactor EGSB, que usa como sustrato agua residual con alto contenido de carbohidratos, comienza a descender desde la entrada del influente en la parte inferior del reactor hasta un mínimo, en un punto del lecho de lodos donde la concentración de ácidos grasos de cadena corta (AGV's)

principalmente acetato y propionato son máximos. Después de esto, el pH incrementa paulatinamente hasta un valor estable en la parte superior del lecho.

En un sistema EGSB por ejemplo, que trata aguas residuales ricas en proteínas, primero existe una pérdida neta de alcalinidad (y una ganancia neta de acidez) debido a la remoción de amoníaco libre y salino por la conversión a nitrógeno orgánico para la formación de lodo y, segundo, en el lecho de lodos hay una separación parcial de fases, acidogénica y metanogénica, presentándose un incremento en la concentración de AGV's en la zona baja activa del lecho de lodos por la alta presión de hidrógeno. Los AGV's incrementan acidez y reducen alcalinidad. En esta zona, el efecto combinado del nitrógeno y los AGV's causan la caída del valor de pH. Si se comparan influente y efluente, se tiene como efecto global, una pérdida de alcalinidad neta relativamente pequeña en el sistema. De esta manera, la función de la alcalinidad es principalmente para controlar los descensos del valor del pH en la zona de alta presión parcial de H_2 , por lo que la alcalinidad suplementaria es, en efecto, desperdiciada en el efluente.

Recuperación de alcalinidad mediante el uso de la recirculación de efluente.

Se ha determinado de manera muy amplia que en el tratamiento anaerobio, un pH óptimo se encuentra en valores por arriba de 6.6. Con base en esto se ha notado que el pH es uno de los principales parámetros de control para el tratamiento anaerobio. Tomando en cuenta lo anterior, el uso de agentes amortiguadores "buffer" adquiere gran importancia (entendiéndose por agentes amortiguadores o "buffer" en inglés a aquellas sustancias que son capaces de resistir cambios de pH en el medio) ya que una buena capacidad buffer del sistema, resulta en una buena operación del tratamiento anaerobio.

En sistemas que operan normalmente el par ácido-base de carbonato es el agente buffer dominante. Los requerimientos de alcalinidad dependen principalmente del tipo de sustrato, el cual se puede dividir en dos categorías principalmente:

1. Sustratos que no generan buffer interno y, por tanto, dependen de una fuente externa.
2. Sustratos que generan buffer. Como ejemplos son los influentes que contienen proteínas (deaminación), sulfatos (reducción a sulfuros) y/o ácidos grasos de cadena corta (bacterias metanogénicas acetodásticas).

Realizando estudios en un sistema anaerobio y utilizando un sustrato que pertenecía a la primera categoría (aguas residuales con alto contenido en carbohidratos y cero alcalinidad) Sam-Soon⁽⁶⁰⁾, encontró un patrón de comportamiento a través del lecho de lodos del reactor e identificó 3 zonas de formación de producto a través del lecho:

1. *Baja activa*. Fue caracterizada por un insignificante decremento en el pH, un inesperado consumo de nitrógeno inorgánico, acumulación de ácido acético y propiónico y un rápido decremento en la DQO soluble. El límite de la zona baja activa se muestra donde la concentración de ácido propiónico es máxima.
2. *Activa superior*. En esta zona, el valor de pH se incrementa y la concentración de ácidos acético y propiónico disminuyen cerca de cero; por su parte, la DQO disminuye hasta un valor mínimo estable. La parte límite de esta zona se toma donde el flujo de cambio en la concentración de ácidos grasos de cadena corta disminuye cerca de cero.
3. *Inactiva superior*. En esta zona no se presentan cambios en la concentración del producto.

En este trabajo se encontró que la adición de $1.6 \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{mg DQO influente}}$, mantenían el pH por arriba de 6.6; lo cual, en la operación de plantas industriales, la adición de material inorgánico para mantener una alcalinidad de esta magnitud, implica costos operativos muy grandes.

A fin de solucionar el problema en aguas residuales con cero alcalinidad, se ha formulado la reducción de los requerimientos de alcalinidad con base en los siguientes parámetros, al considerar la recirculación del sistema:

$$Al_{i,Req} = C \cdot S_I \cdot \frac{Q_I}{Q_I + Q_R} = C \cdot S_I \quad \dots(5.2)$$

Donde:

$Al_{i,Req}$ = Alcalinidad requerida en el flujo base del influente.

$C = \frac{\text{mg de alcalinidad}}{\text{mg de influente sin recirculación}}$.

Q_I = Flujo de influente base, $\frac{L}{d}$.

Q_R = Flujo de recirculación, $\frac{L}{d}$.

f = relación de recirculación, $\frac{Q_R}{Q_I}$.

S_I = Concentración de DQO en el influente, $\frac{mg}{L}$.

Sam-Soon⁽⁶⁰⁾, supuso que C permanecería substancialmente constante, independientemente de la tasa de recirculación. El factor C se fijó para concentraciones de DQO entre 2,500 y 8,500 $\frac{mg}{L}$ y tasas de recirculación de 3:1. También se recomendó que la tasa de recirculación a utilizar debe diluir el influente en un intervalo de concentración de 1,000-5,000 $\frac{mg\ DQO}{L}$, donde el proceso muestra estabilidad.

Posteriormente se demostró que el factor C no permanece constante y que disminuye en cuanto a la tasa de recirculación aumenta (en contraste con lo supuesto anteriormente). Esto es originado por una producción de alcalinidad generada en el mismo reactor (por la ruptura de proteínas). Sin embargo, en ocasiones, ésta no es suficiente para sustituir el requerimiento de alcalinidad de origen externo. Así también, la tasa de recirculación ejerce un efecto dominante en la reducción de alcalinidad por litro de efluente.

Los requerimientos adicionales, para un sistema de "genera" alcalinidad (segundo grupo), se pueden determinar considerando la alcalinidad del efluente y evaluando si ésta es suficiente para mantener el pH de alimentación por arriba de 6.6. Por otro lado, debido a la adición de la recirculación ya no es posible hablar de una alcalinidad del efluente como tal, es necesario introducir el término de alcalinidad efectiva del influente, las cuales son diferentes a las iniciales por la variación en volumen y por supuesto en

concentración, que resulta de implementar la recirculación. La DQO efectiva se obtienen de la siguiente manera:

$$Al_{I, Ef} = \frac{Al_I \cdot Q_I + Al_E \cdot Q_R}{Q_I + Q_R} \quad \dots(5.3)$$

$$S_{I, Ef} = \frac{S_I}{1+f} \quad \dots(5.4)$$

Donde:

$$Al_{I, Ef} = \text{Alcalinidad efectiva del influente, } \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}}.$$

$$Al_I = \text{Alcalinidad base del influente, } \frac{\text{mg}}{\text{L}}.$$

$$Al_E = \text{Alcalinidad del efluente, } \frac{\text{mg}}{\text{L}}.$$

$$S_I = \text{Concentración efectiva de DQO en el influente base, } \frac{\text{mg DQO}}{\text{L}}.$$

5.7.9 Evaluación de la Eficiencia de Operación del Reactor EGSB.

Para evaluar la eficiencia del funcionamiento del reactor EGSB, no existe un método único de evaluación cuantitativa. Más bien, la evaluación de la eficiencia se basa en la comparación de los parámetros en el influente y el efluente del reactor. En este caso, tal vez el más importante es el porcentaje de DQO removido por el sistema. Esto se calcula por:

$$\%DQO_{T, \text{removido}} = \frac{DQO_{I, T}}{DQO_{E, T}} * 10 \quad \dots(5.5a)$$

$$\%DQO_{S, \text{removido}} = \frac{DQO_{I, S}}{DQO_{E, S}} * 100 \quad \dots(5.5b)$$

La ecuación 5.5a es para calcular el porcentaje de remoción de DQO total y la 5.5b la del soluble. En un reactor cuyo objetivo es la remoción de materia orgánica, estos parámetros son el indicativo de la operación del reactor (cualquiera que este sea). En el capítulo 7 se hará énfasis en el cálculo de estos parámetros indicativos de la eficiencia del reactor EGSB.

Capítulo 6

El Reactor Anaerobio en la Industria Textil.

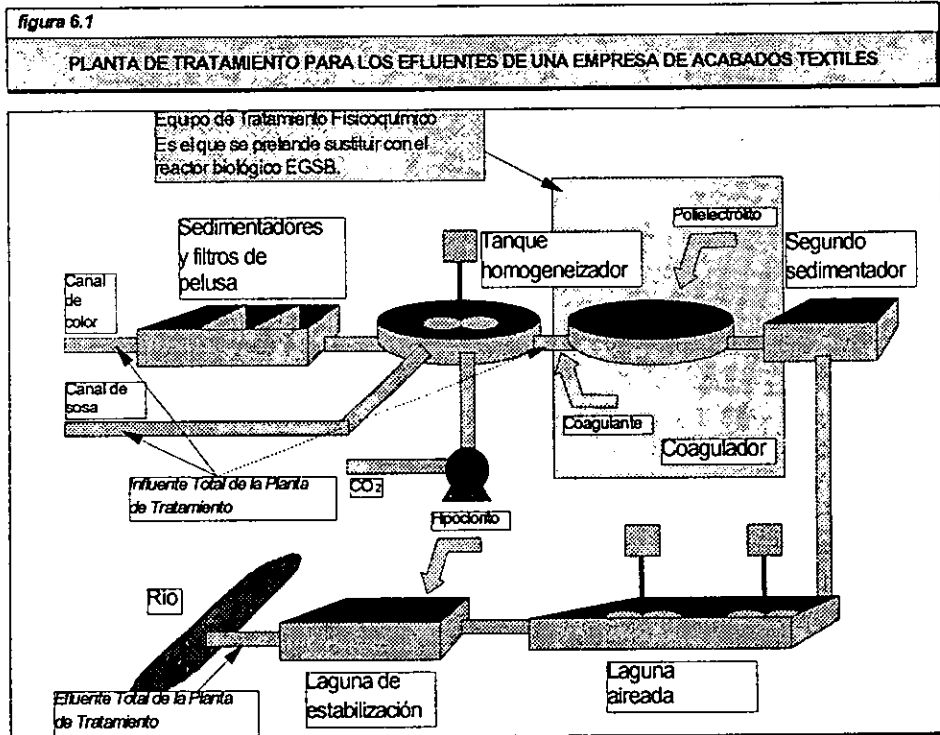
De acuerdo con la propuesta de este trabajo de implementación de tecnología anaerobia, el primer paso fue el reconocimiento de una planta de tratamiento de efluentes (que no contaba con procesos biológicos) perteneciente y en operación para la industria de acabados textiles ACATEX, de San Martín Texmelucan, Puebla. Así pues, se pretende sustituir una parte específica del sistema de tratamiento por el reactor EGSB. Esta parte de la planta es el equipo de tratamiento fisicoquímico, del cual se mencionarán sus características más adelante. Los criterios para la sustitución de tal equipo están en función de las ventajas económicas y operativas del reactor EGSB, en comparación con otros procesos de tratamiento convencionales. Por lo que en este contexto, primero se presenta la planta de tratamiento y se especifica el equipo que se sustituirá con el reactor EGSB, para después de acuerdo con las especificaciones requeridas de operación, se planteará el diseño del reactor de este estudio.

6.1 Descripción de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación para la Industria de Acabados Textiles.

En la planta de acabados textiles ACATEX de San Martín Texmelucan, Puebla, se opera actualmente una planta de tratamiento cuyo proceso de remoción de DQO's se basa en el proceso fisicoquímico (que es frecuentemente utilizado en plantas de tratamiento afines). A continuación se describirá este tratamiento.

La planta de tratamiento (figura 6.1) cuenta con dos canales de entrada (descarga del efluente proveniente de la planta de acabados textiles): un canal con color derivado del teñido de la tela junto con otros contaminantes, como peróxido y materia orgánica (ver sección 2.2) y el otro canal con un mayor porcentaje de sosa cáustica. Después del canal del color esa agua pasa a través de unos pequeños sedimentadores que cuentan con unas rejillas para separar la gran cantidad de pelusa que suelta la tela. Al pasar por estos

sedimentadores esta agua se junta con el efluente del canal de sosa en un tanque homogeneizador que contiene un agitador mecánico de doubles aspas.



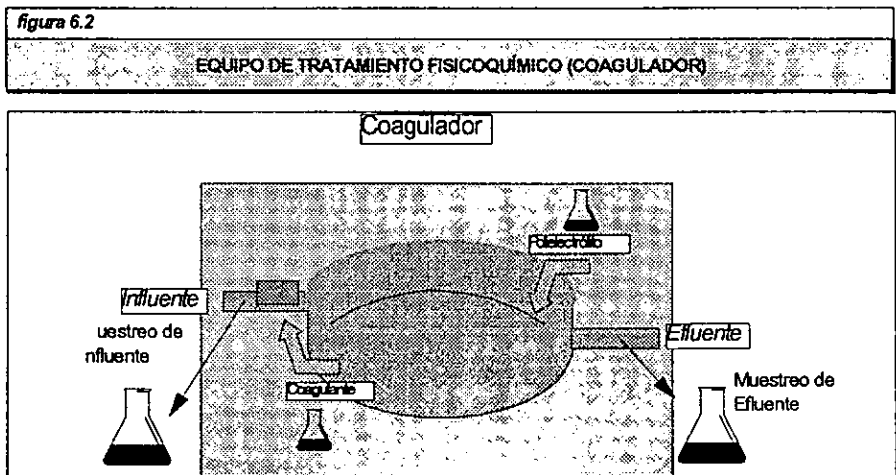
Se bombea CO_2 de un tanque que se encuentra a un costado del tanque homogeneizador para reducir el pH de esta agua de descarga dado que normalmente es mayor de 12, para así bajarlo a 9 o 10 aproximadamente. A la salida del tanque (a la entrada del coagulador) se le agrega sulfato de aluminio como coagulante.

Después pasa a otro tanque donde se le agrega un polielectrolito para la floculación y llega a una zona de sedimentación. Posteriormente pasa a la laguna aireada la cual cuenta con dos hélices, que se colocaron una en medio de la laguna y otra a la orilla de la misma. Así el agua se descarga a una laguna de estabilización, después pasa al tratamiento con hipoclorito y finalmente se lleva al río. A grandes rasgos ese es el funcionamiento de la

planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria de acabados textiles ACATEX.

6.1.1 Características del Equipo de Tratamiento Físicoquímico (Coagulador).

Las características del equipo de tratamiento físicoquímico (coagulador) son las que se muestran en la figura 6.2. El objetivo es, demostrar que el reactor EGSB que sustituirá este equipo podrá operar bajo las mismas condiciones de entrada y por ende, también se obtendrán los mismos, o mejor aún, valores más óptimos de los parámetros de salida especificados en la operación del equipo de la figura 6.2.



6.1.2 Especificaciones y Parámetros de Influyentes y Efluentes de la Planta de Tratamiento Total y del Equipo Físicoquímico (Coagulador).

A continuación se presentan los parámetros más importantes involucrados en la operación de la planta de tratamiento y del equipo físicoquímico en particular. El seguimiento mediante el muestreo aplicado para la obtención de los valores del cuadro

6.1, se realizó durante los meses de Mayo de 1995 a Febrero de 1996 (de acuerdo con los datos reportados por el Instituto de Ingeniería).

cuadro 6.1					
PARÁMETROS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO TOTAL Y DEL EQUIPO COAGULADOR					
Parámetros	Planta de Tratamiento Total		Equipo Fisicoquímico (Coagulador)		
	Influente	Efluente	Influente	Efluente	%DQO Removido Promedio
pH	11-12	7-8	9-10	7,5-8,3	Máximo: 75
DQO ₅ (mg/L)	-	-	630-3,000	500-2,000	Normal: 35,5
DQO ₇ (mg/L)	850-3,500	92-250	850-3,500	585-2,510	Mínimo: 11,6

FUENTE: Análisis determinados a los efluentes de la planta de acabados textiles (ACATEX), Laboratorio de Bioprocesos Ambientales, Instituto de Ingeniería, UNAM.

6.2 Propuesta de Sustitución del Equipo de Tratamiento Físicoquímico por el Reactor EGSB.

Cuando se especifica y delimita un problema de tratamiento de aguas residuales industriales, aparece el problema de decidir cual de todos los procesos existentes es la mejor opción. Es aquí donde entran factores técnicos y económicos que en última instancia son los que determinan el equipo a emplear. El objetivo principal es tener un agua residual saliente de límites de batería de la planta de acabados textiles, con sus parámetros de calidad dentro de los límites establecidos para empresas textiles (capítulo 2, sección 2.2.5). Es claro señalar, que el incremento de los costos de tratamiento están en función de la calidad de agua de salida. Por lo tanto, hay que evaluar los sistemas a emplear. En este caso compararemos el sistema del reactor EGSB, con el equipo físicoquímico (coagulador) para el tratamiento de los efluentes de la planta de acabados textiles.

6.2.1 Comparativo de los Procesos de Tratamiento Físicoquímico (Coagulador) y Biológico (Reactor EGSB).

Se realizó un análisis de los procesos de tratamiento (coagulador físicoquímico y EGSB), donde se observa que otros factores involucran más costos en la operabilidad y eficiencia de los sistemas⁽⁴⁸⁾.

- ♦ *Producción de agua de desecho.* Por un balance de materia se deduce que el reactor EGSB genera alrededor de $810 \frac{\text{kg SST}}{\text{d}}$, el cual se encuentra parcialmente estabilizado. Por su parte, en el coagulador se generan aproximadamente $1,300 \frac{\text{kg SST}}{\text{d}}$, valor obtenido de un análisis efectuado del consumo de sulfato de aluminio durante el año 1996.
- ♦ *Eficiencia de remoción.* En la prueba de tratabilidad en el Laboratorio de Bioprocesos Ambientales se obtuvo en el reactor EGSB eficiencia de remoción en DQO total (DQO_T) y soluble (DQO_S) de 61 y 60% y de 40 a 70%. En el estudio de campo, el coagulador remueve el contenido de DQO_T, DQO_S y color en 13, 17 y 39%, respectivamente.
- ♦ *Requerimiento de sedimentadores.* Para el reactor EGSB no es indispensable, sin embargo para el proceso físicoquímico lo es por sedimentar los flocos formados durante la coagulación.

- **Costos de construcción.** Los costos para la construcción se consideran mayores para el caso del reactor EGSB, porque los volúmenes son importantes, dado que el tiempo de retención que debe permanecer el agua residual en contacto con los microorganismos es alto. Por el contrario, para el coagulador son de menor tamaño ya que los tiempos para que sucedan las reacciones de estabilización y agrupación son de alrededor de 10 a 15 min.
- **Necesidades de un tanque de igualación y lecho de secado de lodos.** Ambos sistemas lo requieren para evitar la alimentación de sobrecargas de agua residual y el lecho de secado para eliminar el contenido de humedad y disponer más fácilmente del lodo (aunque para el reactor, la cantidad de lodos es mucho menor que el coagulador).
- **Mantenimiento.** En este sentido mayor mantenimiento para el coagulador por acumulación en los tanques de sedimentación.
- **Control estricto del proceso.** Igual para los dos.

Realizando el sumario de las ventajas y desventajas del coagulador:

Ventajas.	Desventajas.
<ul style="list-style-type: none"> ·Aplicable a efluentes domésticos industriales. ·Bajos tiempos de retención hidráulica (mayor velocidad de tratamiento). ·Procesos de alta tasa (se tratan grandes cantidades de efluentes en menor tiempo). ·Aplicable en aguas residuales con gran cantidad de tóxicos. ·Construcción relativamente simple. ·Requerimientos de energía relativamente bajos. 	<ul style="list-style-type: none"> ·Se requiere de adición de reactivos. ·Elevado consumo de reactivos. ·Requerimientos de una unidad de sedimentación. ·Elevada producción de lodos. ·No se aplica a aguas residuales con alto contenido de materia orgánica.

Realizando ahora el sumario de las ventajas y desventajas del reactor EGSB:

Ventajas.	Desventajas.
<ul style="list-style-type: none"> ·Soportas altas cargas orgánicas. ·Construcción y constituciones relativamente simples. ·Con inóculo apropiado puede arrancarse de forma inmediata. ·Aplicable a pequeña y gran escala. ·Operación comparativamente simple. ·Procesos ampliamente probados. 	<ul style="list-style-type: none"> ·La granulación es lenta y no necesariamente controlable. ·No todas las aguas favorecen a la granulación. ·Requerimientos de inóculos de diferentes características. ·Riesgo de flotación de los granos durante el arranque. ·Arranque lento si no se cuenta con el inóculo adecuado. ·Requerimiento de energía para la expansión del lecho. ·No se aplica a efluentes con alto contenido de sólidos suspendidos.

Determinando los requerimientos de insumos de los dos sistemas, el reactor EGSB requiere de:

- Inóculo anaerobio, para inocular el sistema.
- Energía eléctrica, para el funcionamiento de las bombas de alimentación y recirculación.

El proceso fisicoquímico requiere de:

- Energía eléctrica, para llevar a cabo el mezclado del agua residual para que se lleve a cabo la reacción de floculación-coagulación.
- Reactivos, para favorecer la floculación de los componentes del agua residual, tales como el polielectrólito 622 y 510 y sulfato de aluminio.

Posiblemente una comparación de costos entre los sistemas de tratamiento de aguas residuales sea el factor definitivo entre la selección de procesos destinados a tal fin.

cuadro 6.2
CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO FISICOQUÍMICO (COAGULADOR) Y BIOLÓGICO (REACTOR EGSB) PARA LA SELECCIÓN DEL SISTEMA MÁS IDÓNEO A APLICAR EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DE ACABADOS TEXTILES ACATEX

CARACTERÍSTICAS	REACTOR ANAEROBIO EGSB	COAGULADOR (FISICOQUÍMICO)
Requerimiento de insumos.	±	+
Producción de lodos de desecho.	±	+
Eficiencia de remoción.	-	±
Aditamentos o equipos posteriores.	-	+
Costos por construcción.	+	-
Requerimiento de tanque de igualación.	+	+
Mantenimiento.	±	+
Control estricto del proceso.	-	+
Requerimiento de personal.	±	±
Costo de consumo de insumos.	-	+
Pretratamiento de sus efluentes.	+	+
Total:	5	9
SIMBOLOGÍA: +=1, ±=0.5, -=0. Quien presente mayor puntaje queda fuera.		

El cuadro 6.2 muestra la comparación de costos entre el coagulador y el reactor EGSB; lo cual nos indica que el proceso anaerobio consumirá menos insumos que los aplicados al equipo fisicoquímico.

Entonces, de acuerdo a lo reportado en el cuadro 6.2, se puede afirmar que el reactor EGSB es una opción viable y eficiente de sustitución del equipo de coagulación-floculación de la planta de tratamiento de efluentes textiles de la empresa ACATEX. Sin embargo, para implementar el uso de este equipo biológico se debe hacer una evaluación de la operación del reactor EGSB a nivel planta piloto, dado que hasta ahora solamente se han tomado en cuenta los criterios teóricos de operación del reactor y los valores de ciertos parámetros que fueron generados por un estudio a nivel laboratorio.

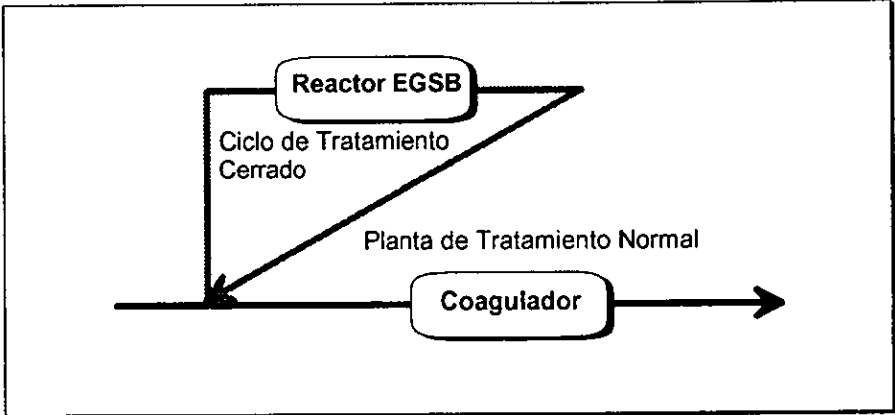
6.2.2 Propuesta para la Evaluación del Trabajo de un Reactor EGSB a Nivel Planta Piloto para la Planta de Tratamiento de Efluentes de la Planta de Acabados Textiles ACATEX.

Después del análisis anterior para determinar que es factible (desde el punto de vista operativo-teórico y económico) sustituir el equipo fisicoquímico (coagulador) por el reactor EGSB en la planta de tratamiento especificada en la figura 6.1. Sin embargo, antes de proceder al diseño y construcción de este equipo, primero se debe evaluar la operación de este reactor bajo condiciones reales de operación de la planta.

Es así que se especifica para tal análisis un proyecto como el de la figura 6.3, el cual trabajará con una parte del influente que entra al coagulador y su efluente (después de ser analizado) entrará de nuevo a este equipo. Como puede apreciarse, se trata de un ciclo cerrado delimitado solamente para estudiar la operación de un reactor EGSB mediante la evaluación de los parámetros correspondientes. Por lo que en los puntos subsecuentes se mostrará el diseño y operación de este reactor, después, en el capítulo 7 se mostrarán los parámetros y las conclusiones derivadas de tales valores.

figura 6.3

PROPUESTA PARA LA OPERACIÓN DE UN REACTOR EGSB A NIVEL PLANTA PILOTO (CICLO CERRADO) PARA LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE LA EMPRESA ACATEX



6.3 Diseño del Reactor EGSB para el Tratamiento de los Efluentes de la Industria Textil.

Después de decidir que el proceso anaerobio es la mejor opción de sustitución del equipo coagulador, sigue el paso de diseño del reactor. Por supuesto que el diseño está determinado por las características del efluente textil (que se muestran en el cuadro 6.3).

Estos parámetros que indican el nivel de contaminación, también son los límites extremos de calidad del efluente textil. Es decir, el diseño contemplará que se utilizarán las condiciones extremas para un funcionamiento óptimo y nunca se rebase la capacidad del sistema.

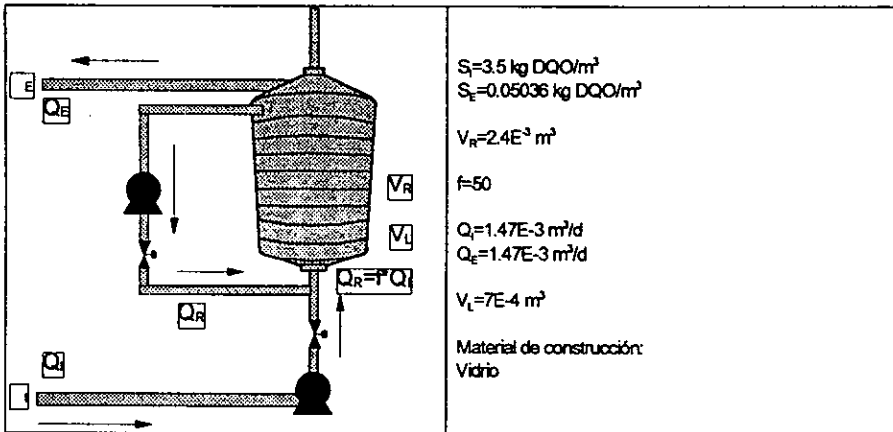
cuadro 6.3	
CARACTERÍSTICAS DE LOS DESECHOS DE UNA PLANTA TEXTIL	
VARIABLE	MAGNITUD
Flujo de salida (m ³ /d)	50-61
DQO ₇ (mg/L)	800-3,500
DQO ₅ (mg/L)	630-3,000
T (°C)	15-35
pH (sin unidades)	11-12

FUENTE: Análisis determinados a los efluentes de la planta de acabados textiles (ACATEX), Laboratorio de Bioprocesos Ambientales, Instituto de Ingeniería, UNAM.

Los parámetros mostrados son los límites extremos del efluente textil de la empresa ACATEX. Después de determinaciones y evaluación de los mismos durante cerca de 6 meses.

6.3.1 Obtención de Parámetros en Laboratorio.

En el Laboratorio de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería de la UNAM, se desarrolló un proceso a nivel laboratorio para el tratamiento de las aguas residuales de la industria de acabados textiles ACATEX, de San Martín Texmelucan, Puebla. Después de una serie de ensayos y pruebas para el funcionamiento óptimo de un bioreactor de tipo EGSB a nivel laboratorio, se tuvo en operación el sistema siguiente:



Donde:

V_R = Volumen de reactor (m^3).

V_L = Volumen de lodos (m^3).

Q_I = Gasto del influente ($\frac{m^3}{d}$).

Q_E = Gasto del efluente ($\frac{m^3}{d}$).

S_I = Concentración de sustrato en el influente ($\frac{kg\ DQO}{m^3}$).

S_E = Concentración de sustrato en el efluente ($\frac{kg\ DQO}{m^3}$).

f = Factor de recirculación. En este caso, la recirculación es 50 veces más veces que el influente.

Como se puede observar, el sistema es de pequeña capacidad. Para el diseño formal del reactor, necesitamos el parámetro de escalamiento de proceso. Este parámetro se discute en la sección siguiente.

6.3.2 Carga Orgánica Volumétrica (B_v).

La carga orgánica volumétrica (B_v) es la cantidad de sustrato (kg DQO) que se introduce por unidad de volumen (m^3 de reactor) por unidad de tiempo al día⁽³⁾.

Este es el parámetro más utilizado en el diseño de reactores anaerobios, aún cuando no toma en cuenta la verdadera variable de diseño, que es el contenido de sólidos suspendidos volátiles activos (biomasa) del reactor. Sin embargo, no todos los reactores tiene igual cantidad de biomasa por unidad de volumen. Es por esto que aunque la B_v , realmente no es la variable de diseño más adecuada, por tradición se sigue empleando y es útil con fines comparativos⁽³⁾. El cálculo de la carga orgánica volumétrica es como sigue:

$$B_v = \frac{Q_i \cdot S_i}{V_R} \quad \left(\frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ d}} \right) \quad \dots(6.1)$$

Donde:

$$B_v = \text{Carga orgánica volumétrica} \left(\frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ d}} \right).$$

$$V_R = \text{Volumen de reactor (m}^3\text{)}.$$

$$Q_i = \text{Gasto del influente} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right).$$

$$S_i = \text{Concentración de sustrato en el influente} \left(\frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3} \right).$$

Para el caso específico de un reactor EGSB, la ecuación 6.1 cambia por causa de la recirculación, debido a que el flujo usado en el reactor es la suma de los flujos de recirculación y del influente. Pero además, la carga orgánica (S) es particular a cada corriente, por lo que la ecuación 6.1 es:

$$B_v = \frac{(S_i \cdot Q_i + S_R \cdot Q_R)}{V_R} \quad \dots(6.2)$$

Ahora, sabemos que de acuerdo a la operación del reactor:

$$S_R = S_E \quad \dots(6.3)$$

Y que de la relación de recirculación:

$$Q_R = f \cdot Q_i \quad \dots(6.4)$$

Por lo que la relación B_v puede quedar:

$$B_v = \frac{(S_i \cdot Q_i + S_E \cdot f \cdot Q_i)}{V_R} \quad \dots(6.5)$$

$$B_v = \frac{Q_1(S_1 + S_E \cdot f)}{V_R} \quad \dots(6.6)$$

Sustituyendo las variables de la operación del reactor a nivel laboratorio, tenemos que:

$$B_v = 3.686 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ d}} \quad \dots(6.1.R)$$

6.3.3 Escalamiento a Planta Piloto.

Es claro señalar que el primer parámetro de diseño es el volumen del reactor cuando se va a escalar a otro nivel. Por lo que la ecuación 6.6 arreglada para obtener el volumen es:

$$V_R = \frac{Q_1(S_1 + S_E \cdot f)}{B_v} \quad \dots(6.7)$$

Por lo que el primer paso para la etapa de escalamiento, es decidir cuánto del total de efluente existente se va a tratar con el reactor.

Determinación del efluente a tratar.

El efluente total de salida de la planta de acabados textiles (según el cuadro 6.2) es de:

$$Q_{\text{Total de efluente de planta}} = 60.984 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \quad \dots(6.2.R)$$

De acuerdo a algunas experiencias en el uso de sistemas biológicos para el tratamiento de efluentes, se puede tomar de un 3 a 5% del total del efluente para hacer un estudio aceptable de la operación del reactor EGSB. Así tomamos el 5%:

$$Q_1 = (0.05) \cdot 60.984 = 3.0492 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \quad \dots(6.3.R)$$

∴

Determinación de la concentración de sustrato (DQO) en el influente.

La concentración de sustrato del influente (S_1), es la misma que la usada para el reactor a nivel laboratorio:

$$S_1 = 3.5 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3} \quad \dots(6.4.R)$$

Ahora de acuerdo con los principios del funcionamiento de reactor UASB, la carga hidráulica que va a tratar el reactor es la del influente (ya determinada) y la recirculación. A continuación, se calculará la recirculación para este sistema.

Fijación de la concentración del sustrato en el efluente.

Para el diseño de este sistema, se toma como base el nivel de degradación obtenido cuando se opera el equipo fisicoquímico. Así, el nivel de remoción máximo de DQO de este tratamiento es de 75%. Los valores del porcentaje de remoción (tabla 6.1) para el equipo a sustituir, servirán de base para evaluar la operación del reactor EGSB.

$$S_E = (1 - 0.75) \cdot 3.5 = 0.875 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3} \quad \dots(6.5.R)$$

Determinación de la recirculación por la concentración del DQO en el influente.

Sam-Soon⁽⁶⁰⁾ concluyó que para concentraciones de DQO en el influente en el intervalo de 2 a 5 $\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$, el tamaño de la carga (es decir, aumento o disminución del influente tomado del efluente total, o de la recirculación) es independiente de la concentración de la DQO del influente y por tanto, la determinación de la recirculación depende de la concentración de sustrato del influente total (influente más recirculación) que entra al reactor. Por lo que la carga orgánica volumétrica total que entra al reactor (influente más recirculación) es:

$$S_{i, \text{total}} \cdot (Q_i + Q_R) = S_i \cdot Q_i + S_E \cdot Q_R \quad \dots(6.8)$$

Donde:

$$S_{i, \text{total}} = \text{Concentración de sustrato (DQO) total que entra al reactor EGSB} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right).$$

Despejando Q_R , la ecuación queda:

$$Q_R = \left(\frac{S_i - S_{i, \text{total}}}{S_{i, \text{total}} - S_E} \right) \cdot Q_i \quad \dots(6.9)$$

Al comparar con la ecuación 6.4, tenemos que el factor de recirculación es:

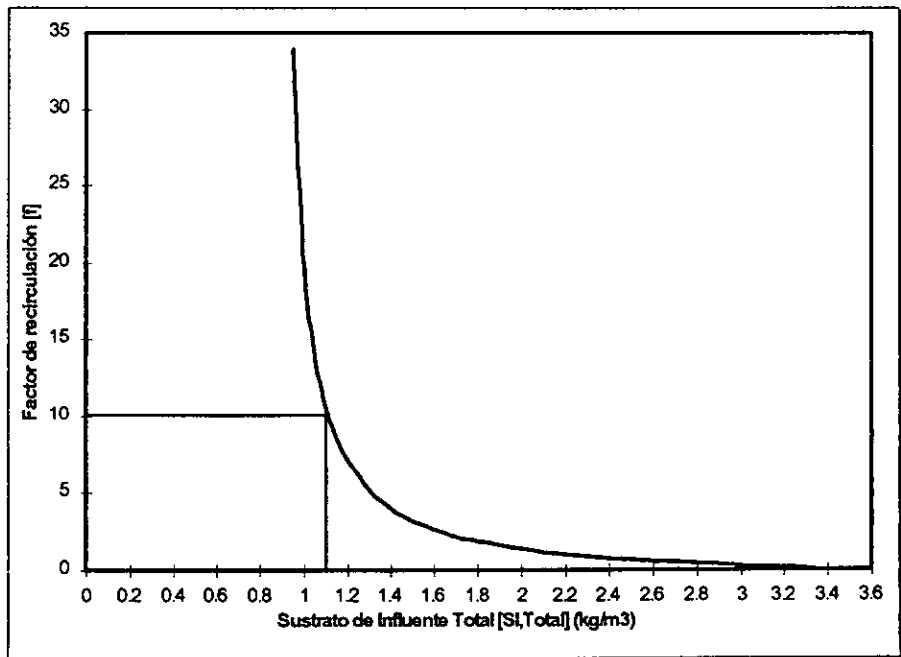
$$f = \frac{S_i - S_{i, \text{total}}}{S_{i, \text{total}} - S_E} \quad \dots(6.10)$$

Por lo tanto, la ecuación 6.10 nos muestra la relación entre la recirculación y la concentración de sustrato total (DQO) del influente. Como puede observarse, el sustrato total que entra al reactor tiene un valor intermedio entre el influente y el efluente de salida del reactor. Al dar valores a la relación (considerando a S_i y S_E ya definidas y valoradas según 6.4.R y 6.5.R respectivamente), se genera el cuadro 6.4 (siendo $0.875 < S_{i, total} < 3.5$).

cuadro 6.4

COMPORTAMIENTO DE LA RECIRCULACIÓN CONTRA SUSTRATO DE INFLUENTE TOTAL

$S_{i, total}$ (kg/m ³)	f	$S_{i, total}$ (kg/m ³)	f
0.95	34	1.8	1.83
1	20	2	1.33
1.1	10.66	2.2	0.98
1.11	10.17	2.6	0.52
1.15	8.54	3	0.23
1.2	7.07	3.2	0.12
1.4	4	3.5	0



De acuerdo con el cuadro 6.4, entonces la recirculación se estabiliza alrededor de una concentración total de influente de $1.11 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$. Menores factores de recirculación no tienen un cambio apreciable en la concentración de sustrato total que entra al sistema y mayores valores de este factor de recirculación provocan pequeños cambios de la concentración del sustrato total del influente ($S_{i, \text{total}}$). Por lo que el valor se fija (según la gráfica del cuadro 6.3) en:

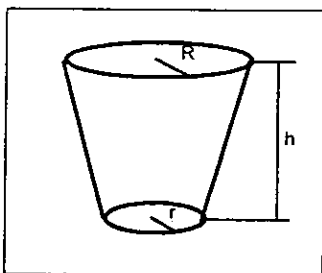
$$f=10 \quad \dots(6.6.R)$$

Determinación del volumen y dimensiones del reactor.

Entonces, los resultados calculados se sustituyen en la ecuación 6.7 para obtener el volumen del reactor:

$$V_R=10.13 \approx 10 \text{ m}^3 \quad \dots(6.7.R)$$

Después de obtener V_R , se obtienen las medidas para diseñar el tanque del reactor EGSB. Según algunos estudios del Instituto de Ingeniería de la UNAM, la forma del reactor recuerda un tanto a la de un cono truncado invertido, debido a que así se tiene una mejor distribución del influente y también una mayor sedimentabilidad de los granos del lodo anaerobio. Entonces la ecuación del volumen de un cono truncado es:



$$V = \frac{1}{3} \pi \cdot h \cdot (r^2 + rR + R^2) \quad \dots(6.11)$$

Donde:

h = Altura (m).

R = Radio mayor (m).

r = Radio menor (m).

Cambiando los radios por diámetros $R = \frac{D}{2}$ y $r = \frac{d}{2}$ y el volumen por volumen del reactor queda:

$$V_R = \frac{\pi}{12} \cdot h \cdot (d^2 + dD + D^2) \quad \dots(6.12)$$

De acuerdo con los parámetros específicos de diseño para el reactor EGSB, existen relaciones de proporción entre los diámetros y la altura, las cuales son:

$$D=1.04 \cdot d \quad \dots(6.13a)$$

$$h=2 \cdot d \quad \dots(6.13b)$$

Sustituyendo 6.13a y 6.13b en 6.12 y simplificando:

$$V_R = \frac{\pi}{12} \cdot 6.2432 \cdot d^3 \quad \dots(6.14)$$

Despejando d queda:

$$d = \sqrt[3]{\frac{12}{\pi \cdot 6.2432} \cdot V_R} \quad \dots(6.15)$$

Sustituyendo 6.7.R en 6.15:

$$d=1.8289 \text{ m} \quad \dots(6.8.R)$$

Y de acuerdo con 6.13a y 6.13b:

$$D=1.9021 \text{ m} \quad \dots(6.9.a.R)$$

$$h=3.6779 \text{ m} \quad \dots(6.9.b.R)$$

Es así que el reactor EGSB queda dimensionalmente especificado para operar en el rango propuesto. Por último, queda el obtener la cantidad de lodos que se ocuparán proporcionalmente al valor de volumen de lodos especificados en el laboratorio ($V_L=7E-4 \text{ m}^3$ de lodos cuando $V_R=2.4E-3 \text{ m}^3$). Entonces, se usa la siguiente relación:

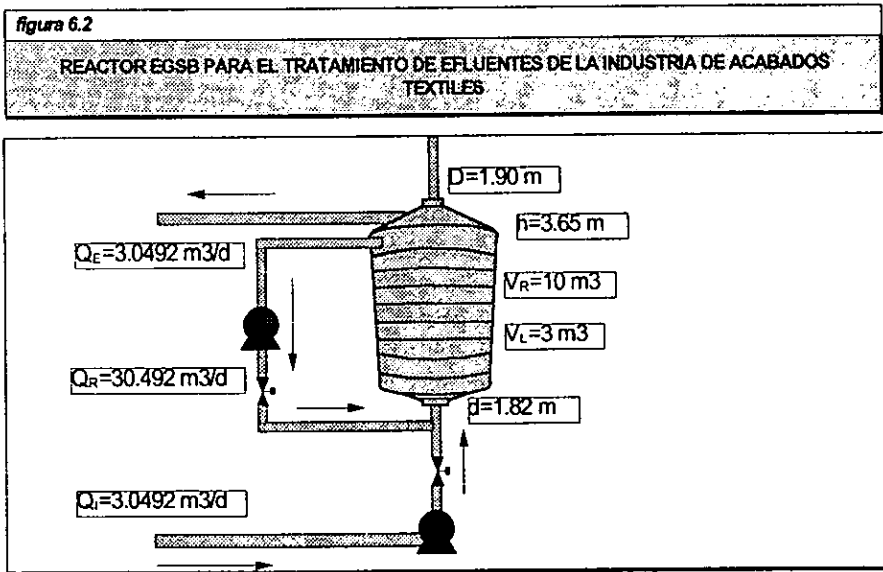
$$V_L = \frac{V_{L, \text{ laboratorio}}}{V_{R, \text{ laboratorio}}} \cdot V_R \quad \dots(6.16)$$

Sustituyendo queda:

$$V_L=2.91 \approx 3 \text{ m}^3 \quad \dots(6.10.R)$$

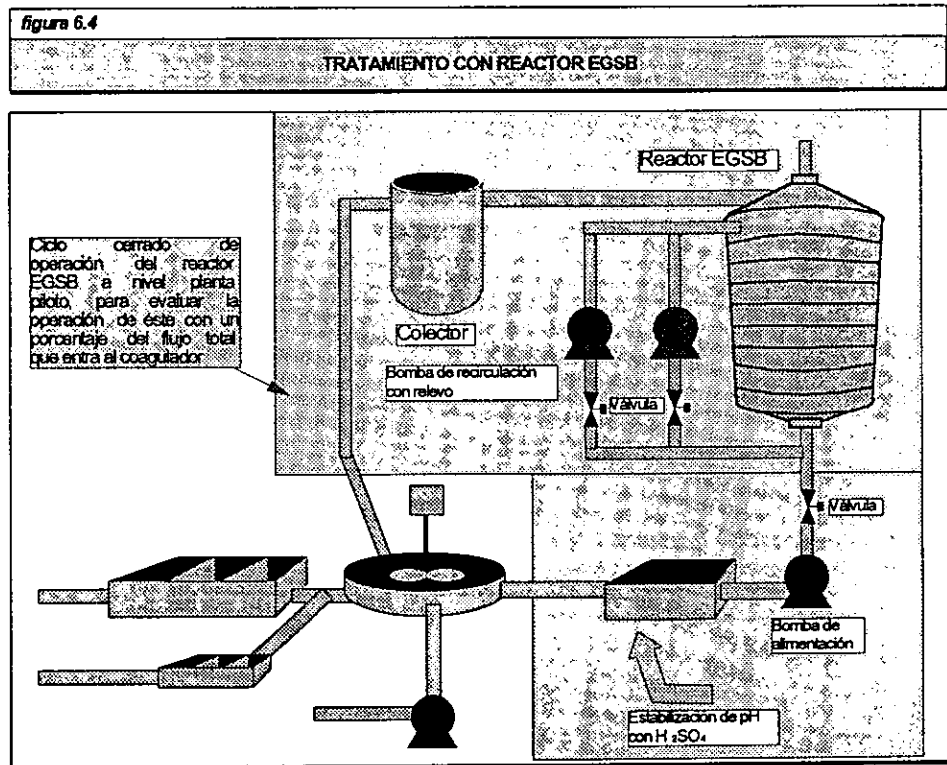
Que representa un 30% del volumen total del reactor. Por lo que los parámetros de diseño y operación del reactor EGSB quedan totalmente especificados para el

tratamiento de efluentes de una industria de acabados textiles (figura 6.4). Sobre el sistema que se empleó para la planta piloto de tratamiento de efluentes, cabe hacer mención que no se colocó algún dispositivo de recolección de biogás, tanto para la cuantificación como para la utilización de éste. Aunque el sistema de cubierta del reactor EGSB permite operar el reactor sin este aditamento.



6.4 Acondicionamiento y Operación de un Sistema de Tratamiento con un Reactor Tipo EGSB en Planta Piloto para los Efluentes de la Industria de Acabados Textiles.

Después de analizar y diseñar el reactor EGSB para el tratamiento de los efluentes ya especificados, se procede a la explicación del arranque y control específicos del reactor EGSB.



6.4.1 Descripción del Sistema de Tratamiento.

La operación del reactor anaerobio EGSB a colocar en esa planta, tomando parte del proceso que se describe en la sección 6.1.1 (figura 6.1) es el siguiente: del tanque

homogenizador se bombea agua a una pileta. Esta se llena y se toma lectura del pH. Si el pH se encuentra entre 7 y 7.2 se alimenta directamente al reactor, se regula el flujo de entrada conforme el flujo de salida para tener un tiempo de retención hidráulico óptimo. Pero si no alcanza ese pH se ajusta con H_2SO_4 hasta alcanzar el pH deseado.

En la salida del efluente (que es el agua residual ya tratada) se encuentra un colector, que es realmente un tambo de plástico cortado transversalmente con unas gomas que sirven como tres separadores. El objeto de esto era que pasaran lo mínimo de sólidos si es que los hubiese. Al final, el efluente es llevado de nuevo al coagulador. A grandes rasgos este es el proceso y la operación de un sistema EGSB que se emplearía para sustituir el coagulador los efluentes de una empresa de acabados textiles.

6.3.2 Inoculación y Arranque.

La inoculación consistió en agregar un 25% en volumen de lodos con respecto al volumen total del reactor (10 m^3). El lodo empleado procedía de un reactor a nivel industrial tipo EGSB, que trataba efluentes de una maltera, ubicada en Grajales, Puebla. La alimentación o sustrato fueron efluentes de la industria de acabados textiles ACATEX. Una vez adicionado el inóculo se completó el volumen del reactor con los efluentes textiles. Después se adicionó un 5% en volumen de lodos (con respecto al volumen total del reactor). Se mantuvo al reactor en estas condiciones durante 2 semanas con el objeto de acondicionar el lodo al sustrato para que, posteriormente se diera paso al arranque del sistema.

6.3.3 Control del Arranque y Operación del Sistema.

Los aspectos del control del sistema anaerobio EGSB ya fueron descritos y analizados en el capítulo 5 en la sección 5.7.

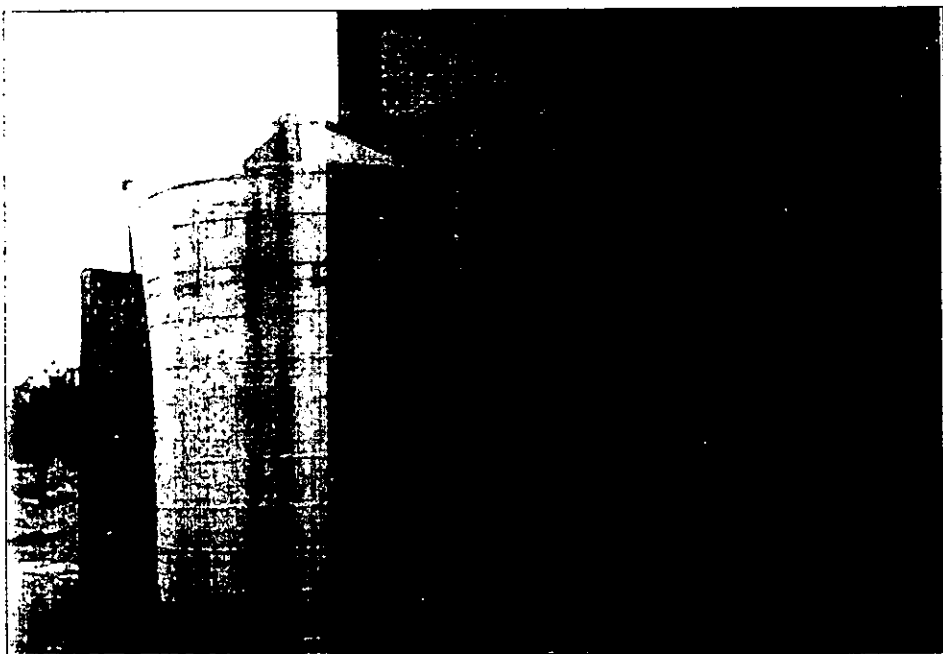
6.5 Operación del Reactor EGSB en la Industria de Acabados Textiles.

La operación del reactor en la industria de acabados textiles, ya se describió en forma explícita en la sección 6.2. En la presente sección se muestran algunos de los equipos y componentes del tratamiento de los efluentes de una empresa de acabados textiles con un reactor EGSB, diseñado ya en la sección anterior.

Por lo que en las figuras siguientes, las fotografías corresponden a la planta de tratamiento de aguas residuales mediante la tecnología EGSB, en la planta de acabados textiles ACATEX de San Martín Texmelucan, Puebla.

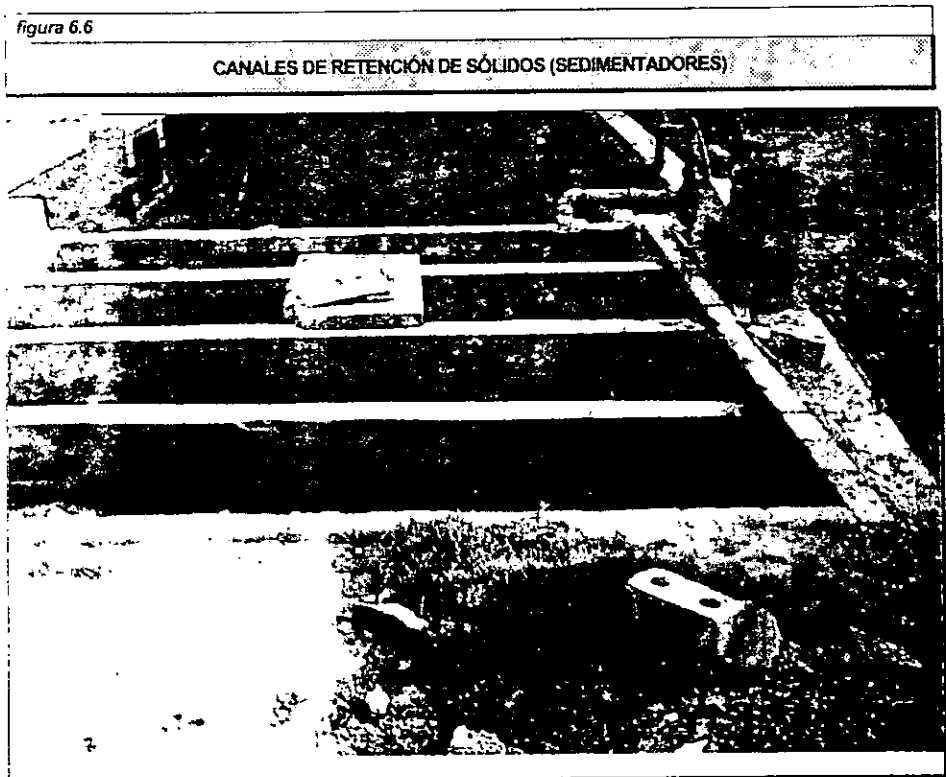
figura 6.5

REACTOR ANAEROBIO EGSB



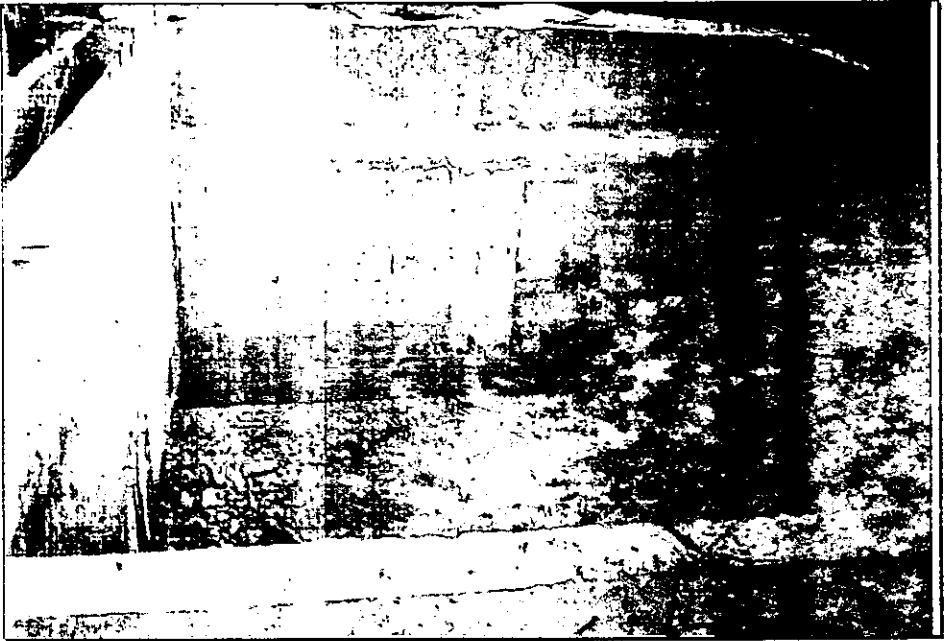
En la figura 6.4 se muestra el reactor EGSB empleado para el tratamiento de las aguas residuales. Las dimensiones y especificaciones son las encontradas en la sección 6.3.3.

En la figura 6.5 se muestran los canales de retención de sólidos, donde se lleva al color al tanque homogeneizador. En estos canales se sedimentan la mayor parte de los sólidos suspendidos no orgánicos.



La pileta (o laguna de neutralización) donde se estabiliza el pH para después llevarlo al reactor, se muestra en la figura 6.6. Aquí es donde se ajustan los pH de entrada (que en la práctica pueden ser muy básicos por el empleo de NaOH en algunos de los procesos de acabado) con H_2SO_4 .

figura 6.7

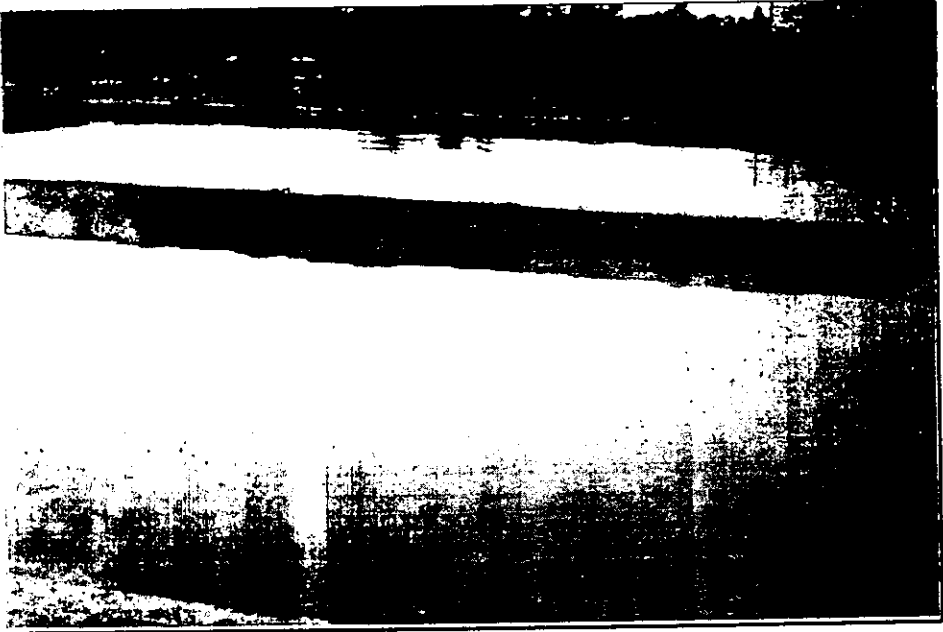
PILETA (LAGUNA DE NEUTRALIZACIÓN)

Para la estabilización de los efluentes del reactor, y sedimentar los sólidos (que pueden ser biomasa activa o sólidos de soporte de ella), se emplean lagunas de sedimentación a la salida del reactor (figura 6.7). El propósito es mantener los efluentes del reactor EGSB libres de biomasa y materia suspendida debido al arrastre hidráulico. Naturalmente, cuando el proceso de tratamiento arranca, se arrastran niveles importantes de materia hasta que se estabilice la operación del reactor.

Cuando el proceso se estabiliza, la cantidad de sólidos arrastrados es pequeña. Aún así, pueden existir variaciones en la corriente de entrada, o pérdida de biomasa activa por variaciones de condiciones durante la operación (temperatura, pH, etc.).

figura 6.8

LAGUNA DE SEDIMENTADORES



El empleo de un aerador para el postratamiento de los efluentes del reactor, es una medida de seguridad para eliminar las trazas de gases y compuestos volátiles que hayan salido en el efluente (figura 6.8).

El objetivo es procurar que el efluente contenga el mínimo de contaminantes especificados en la normatividad especificada en la sección 2.2.5. Otra de las razones del aerador es la eliminación completa de gases, debido a que el reactor en planta piloto no cuenta con las tuberías para llevar al biogás a cuantificación y tratamiento. Aunque la mayor parte se elimina por la parte superior del reactor (ya que sí cuenta con el dispositivo separador).

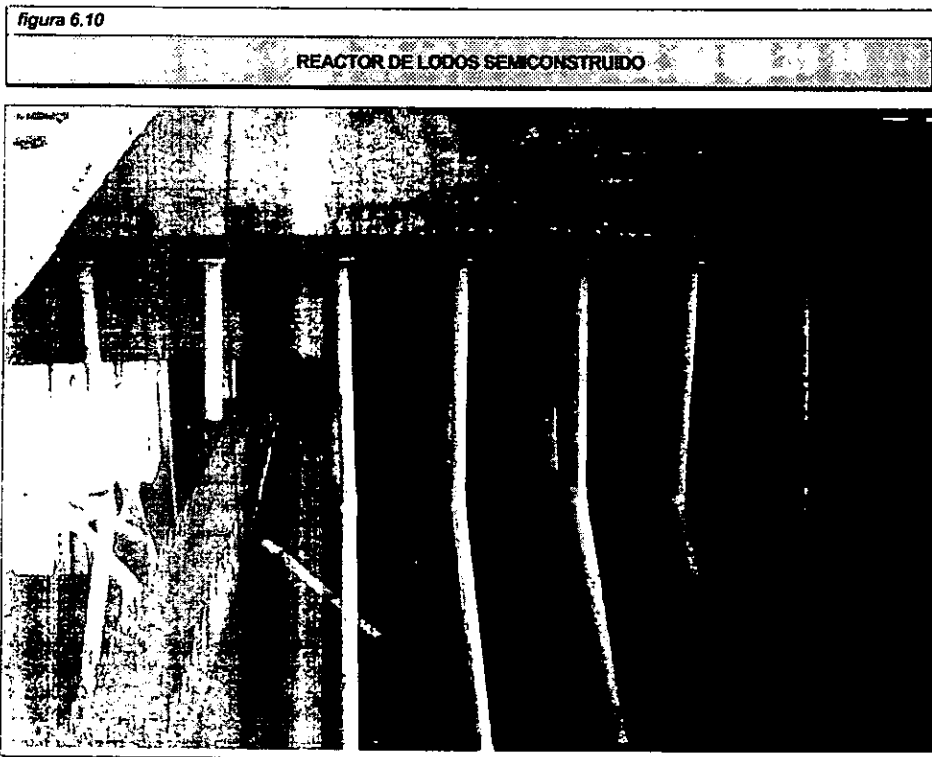
figura 6.9

AERADOR



6.6 El Objetivo Futuro: una Planta para el Tratamiento del Efluente Total de la Industria de Acabados Textiles.

Después de realizar los estudios completos del sistema de planta piloto para la degradación de los efluentes especificados, el siguiente paso es llevar el proceso a un tamaño tal que pueda tratar el 100% del efluente de acabados textiles. Este paso involucra un estudio completo de factibilidad (técnica, económica y ecológica), que a su vez cuenta con los niveles de eficiencia del tratamiento en planta piloto.

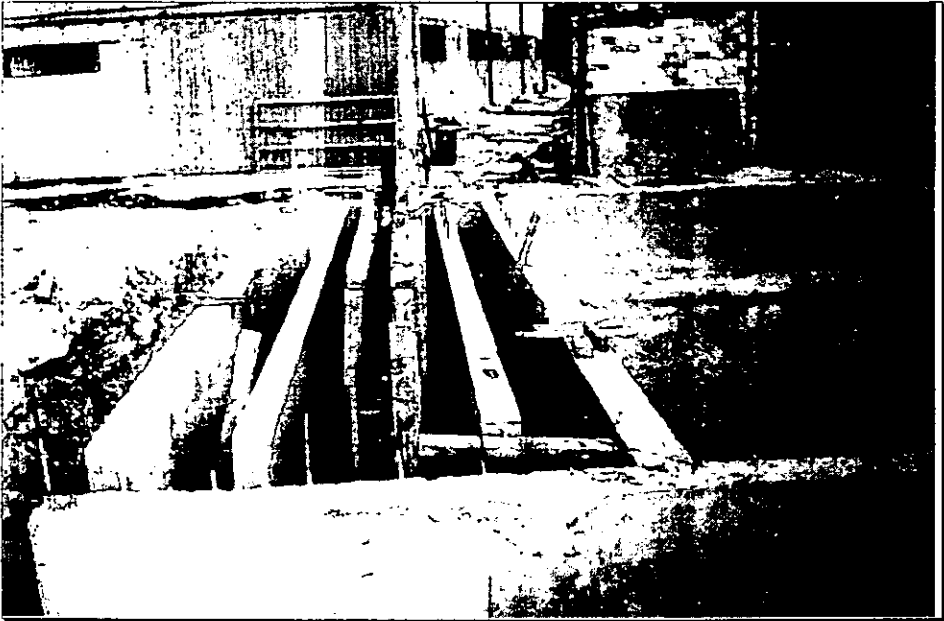


En el caso particular de la empresa textil ACATEX, se había dado luz verde a la construcción de la planta completa de tratamiento (proyectada a terminarse en 1999). En la figura 6.9 se muestra el reactor de lodos anaerobios con recirculación (basado en el

proceso EGSB) que operará en el futuro, y en la figura 6.10 los canales sedimentadores que llevarán los efluentes al reactor.

figura 6.11

CANALES DE RETENCIÓN DE SÓLIDOS



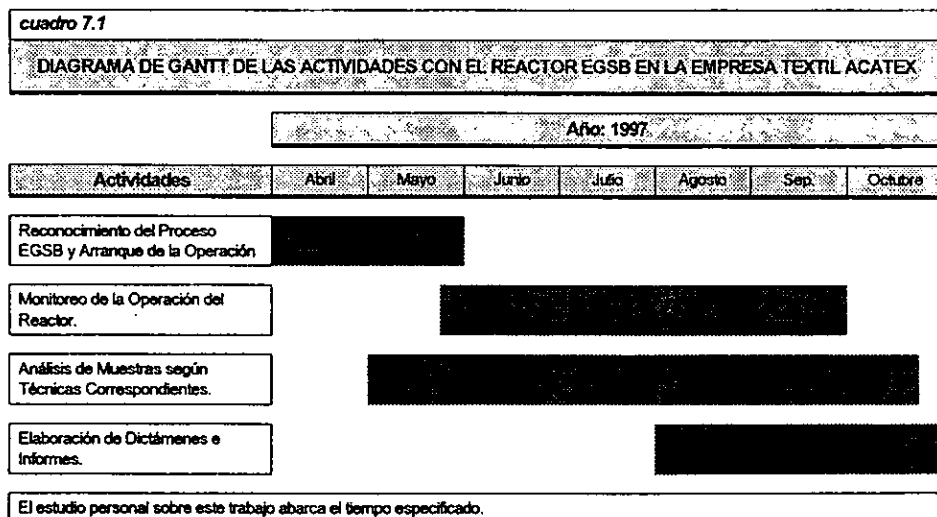
En el capítulo 7, se mostrarán y analizarán los resultados que presentó la operación del reactor EGSB. De acuerdo a esos resultados, se tomó la decisión de la construcción de la planta de tratamiento de la que algunos equipos en construcción se muestran aquí.

Capítulo 7

Análisis de Resultados de la Operación del Reactor EGSB.

7.1 Tiempo de la Operación del Sistema EGSB en la Empresa de Acabados Textiles ACATEX.

Para el sistema de tratamiento a nivel piloto de los efluentes de la planta de acabados textiles ACATEX, de San Martín Texmelucan, Puebla, se llevó a cabo un plan de trabajo que incluye la fase de operación y control del proceso anaerobio. Así entonces, los resultados que a continuación se presentan se encuentran dentro del tiempo especificado en el cuadro 7.1.



Cabe señalar que la operación de este reactor en la industria de acabados textiles ACATEX ya se había llevado a cabo desde hace tiempo (finales de 1996). Sin embargo, el proceso no llevaba continuidad y tenía paros de operación durante tiempos indeterminados. Por lo que en este trabajo tuvo que realizarse un estudio completo desde las bases y fundamentos (ya presentadas en este trabajo) hasta la operación continua del sistema. Aún con ello y para el mejor conocimiento de la operación del reactor se han retomado algunos de los resultados generados antes.

7.2 Procedimientos de Determinación de Parámetros.

Las normas oficiales usadas para determinar los parámetros para el estudio de la operación del reactor EGSB (y algunos más), se mencionan en el cuadro 7.2.

cuadro 7.2		
NORMAS OFICIALES PARA DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS		
Parámetro	Norma	Descripción
Muestreo	NMX-AA-3	Aguas residuales-Muestreo.
Sólidos sedimentables	NMX-AA-4	Determinación de sólidos sedimentables en aguas residuales-Método del cono Imhoff.
Grasas y aceites	NMX-AA-5	Aguas-Determinación de grasas y aceites-Método de extracción soxhlet.
pH	NMX-AA-8	Determinación de pH-Método potenciométrico.
DQO	NMX-AA-30	Análisis de aguas-Demanda química de oxígeno-Método de reflujo del dicromato.
Sólidos	NMX-AA-34	Determinación de sólidos en agua-Método gravimétrico.
Alcalinidad		La alcalinidad se determina mediante las técnicas del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater publicado por el APHA, AWWA y WPCF, 1995.

7.3 Resultados de la Operación del Reactor EGSB.

Los resultados que se presentan a continuación han sido generados de acuerdo a los procedimientos de muestreo y técnicas de análisis específicas para tal fin. En la sección 7.3 se analizarán los resultados que se presentan aquí.

7.3.1 Flujo de Operación, Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) y Acumulado.

El tiempo de retención del influente en el reactor también es un indicativo de su operación correcta, dado que todos los parámetros que se analizaron se grafican contra tiempo de retención hidráulica (TRH) acumulado. Esto es:

$$TRH = \frac{V_R}{Q_i} \quad \dots(7.1)$$

$$TRH_{acumulado} = TRH_i + TRH_{i-1} \quad \dots(7.2)$$

Donde:

V_R = Volumen de reactor (L).

Q_i = Flujo de salida del reactor $\left(\frac{L}{s}\right)$.

TRH_i = Tiempo de retención hidráulica (días).

TRH_{i-1} = Tiempo de retención hidráulica anterior (días).

En el cuadro 7.3 y gráfica 7.1 se muestra la retención hidráulica de operación del reactor EGSB.

cuadro 7.3		
TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRÁULICA DEL REACTOR		
FLUJO (L/s)	TRH (días)	TRH (ACUMULADO) (días)
0.053	2.17	2.17
0.053	2.17	4.34
0.047	2.46	6.51
0.047	2.46	8.97
0.042	2.75	11.43
0.044	2.60	14.18
0.042	2.75	16.78

cuadro 7.3 (continuación)

FLUJO (litros)	TRH (hrs)	TRH (ACUMULADO) (hrs)
0.042	2.75	19.53
0.040	2.89	22.28
0.042	2.75	25.17
0.040	2.89	27.92
0.044	2.60	30.82
0.038	3.04	33.42
0.040	2.89	36.46
0.042	2.75	39.35
0.042	2.75	42.10
0.044	2.60	44.85
0.044	2.60	47.45
0.044	2.60	50.06
0.042	2.75	52.66
0.042	2.75	55.41
0.042	2.75	58.16
0.038	3.04	60.91
0.040	2.89	63.95
0.042	2.75	66.84
0.038	3.04	69.59
0.044	2.60	72.63
0.044	2.60	75.23
0.042	2.75	77.84
0.042	2.75	80.58
0.041	2.82	83.33
0.041	2.82	86.15
0.040	2.89	88.96
0.040	2.89	91.87
0.040	2.89	94.76
0.040	2.89	97.66
0.047	2.46	100.55
0.040	2.89	103.01
0.047	2.46	105.90
0.047	2.46	108.36
0.044	2.60	110.82
0.044	2.60	113.28
0.044	2.60	115.89

7.3.2 Alcalinidad.

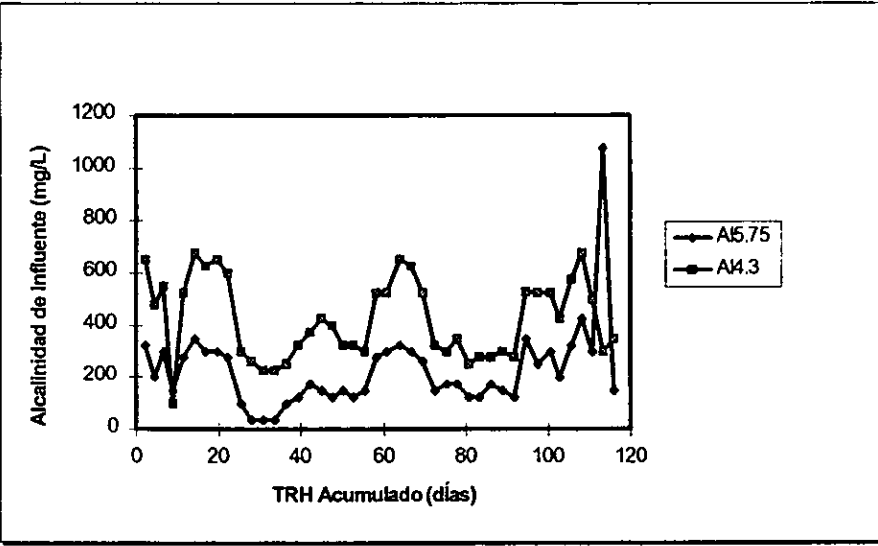
La alcalinidad, como se mencionó antes, es un parámetro que permite conocer la capacidad de amortiguamiento en el reactor. La alcalinidad se muestra en el cuadro 7.4 (influyente), 7.5 (efluente) junto con el cálculo de α (relación de alcalinidades, cuadro 7.6) para cada determinación del efluente del reactor. Más adelante se analizará el funcionamiento del reactor anaerobio EGSB en base al estudio de alcalinidad relacionándola con las otras variables generadas durante el tiempo de operación.

cuadro 7.4

MONITOREO DE LA ALCALINIDAD DEL INFLUENTE

TRHACUMULADO (días)	Al ₁ (mg/L)	Al ₂ (mg/L)
2.17	325	650
4.34	200	475
6.51	300	550
8.97	150	100
11.43	275	525
14.18	350	675
16.78	300	625
19.53	300	650
22.28	275	600
25.17	100	300
27.92	37.5	262.5
30.82	37.5	225
33.42	35	225
36.46	100	250
39.35	125	325
42.10	175	375
44.85	150	425
47.45	125	400.25
50.06	150	325
52.66	125	325
55.41	150	300
58.16	275	525
60.91	300	525
63.95	325	650
66.84	300	625
69.59	262.5	525
72.63	150	325
75.23	175	300
77.84	175	350
80.58	125	250
83.33	125	275
86.15	175	275
88.98	150	300
91.87	125	275
94.76	350	525
97.66	250	525
100.55	300	525
103.01	200	425
105.90	325	575
108.36	425	675
110.82	300	500
113.28	1075	300
115.89	150	350
Promedio:	228.43	423.06

gráfica 7.1
MONITOREO DE LA ALCALINIDAD DEL INFLUENTE



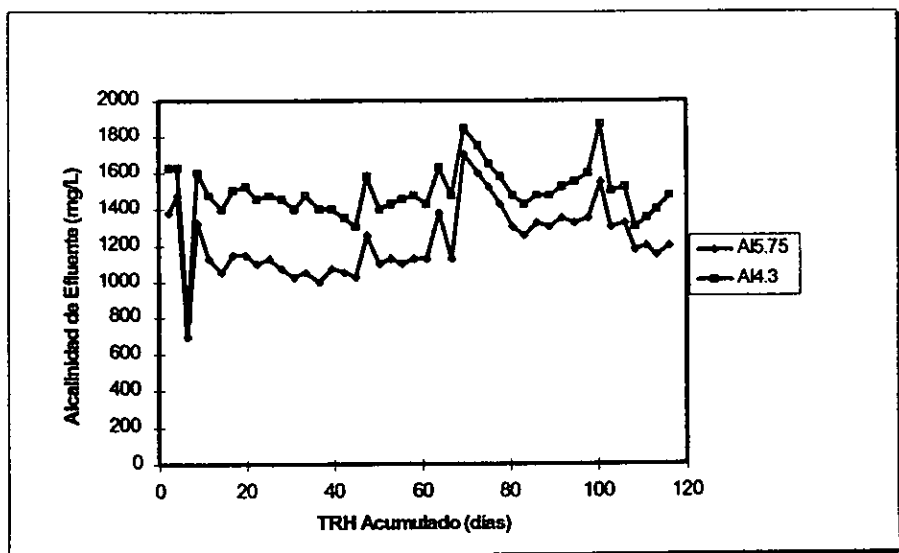
cuadro 7.5
MONITOREO DE LA ALCALINIDAD DEL EFLUENTE Y α

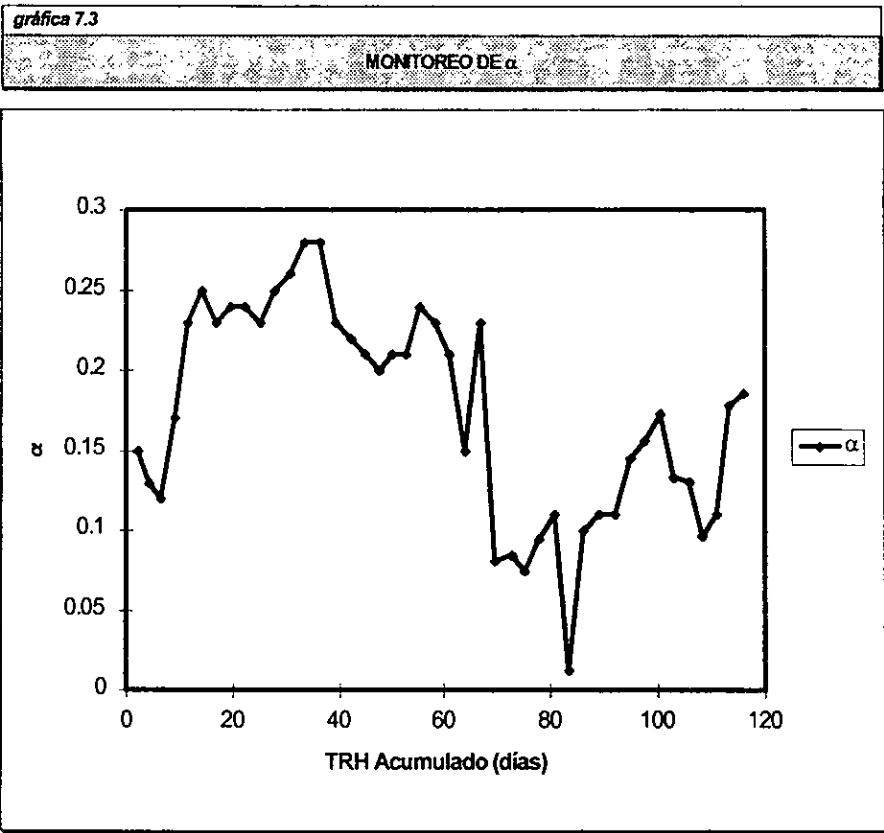
TRH ACUMULADO (días)	Al ₁ (mg/L)	Al ₂ (mg/L)	α
2.17	1375	1625	0.15
4.34	1475	1625	0.13
6.51	700	800	0.12
8.97	1325	1600	0.17
11.43	1125	1475	0.23
14.18	1050	1400	0.25
16.78	1150	1500	0.23
19.53	1150	1525	0.24
22.28	1100	1450	0.24
25.17	1125	1475	0.23
27.92	1075	1450	0.25
30.82	1025	1400	0.26
33.42	1050	1475	0.26
36.46	1000	1400	0.28
39.35	1075	1400	0.23
42.10	1050	1350	0.22
44.85	1025	1300	0.21
47.45	1250	1575	0.20
50.06	1100	1400	0.21
52.66	1125	1425	0.21
55.41	1100	1450	0.24
58.16	1125	1475	0.23

cuadro 7.5 (continuación)			
TRH ACUMULADO (días)	Al _{5.75} (mg/L)	Al _{4.3} (mg/L)	σ
60.91	1125	1425	0.21
63.95	1375	1625	0.15
66.84	1125	1475	0.23
69.59	1700	1850	0.081
72.63	1600	1750	0.085
75.23	1525	1650	0.075
77.84	1425	1575	0.096
80.58	1300	1475	0.11
83.33	1250	1425	0.0127
86.15	1325	1475	0.1
88.98	1300	1475	0.11
91.87	1350	1525	0.11
94.76	1325	1550	0.145
97.66	1350	1600	0.158
100.55	1550	1875	0.173
103.01	1300	1500	0.133
105.90	1325	1525	0.131
108.36	1175	1300	0.096
110.82	1200	1350	0.11
113.28	1150	1400	0.178
115.89	1200	1475	0.186
Promedio:	1,222.09	1,485.4	0.17

gráfica 7.2

MONITOREO DE LA ALCALINIDAD DEL EFLUENTE





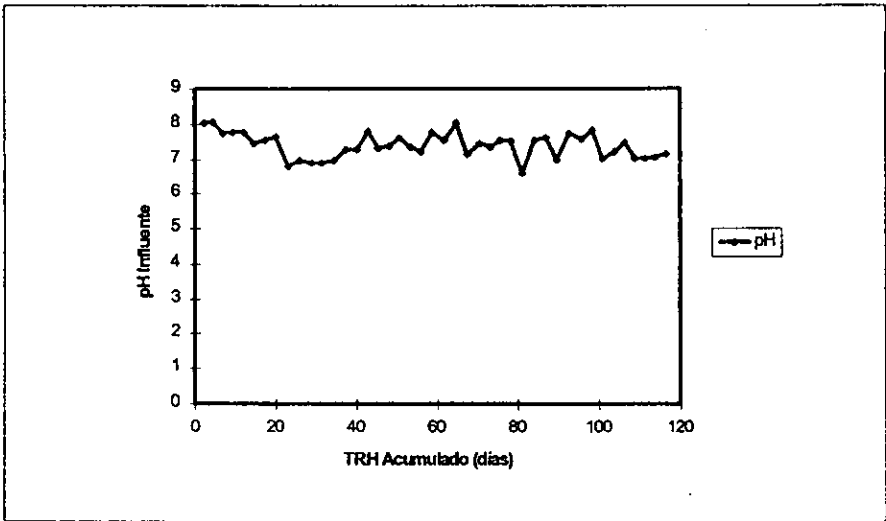
7.3.3 pH.

El monitoreo del pH se muestra en el cuadro 7.6 y las gráficas 7.4 y 7.5. Cabe mencionar que la determinación de pH se realiza de manera rápida y confiable (con un potenciómetro debidamente calibrado para tal fin).

cuadro 7.6		
MONITOREO DEL pH		
TRH ACUMULADO (dias)	pH INFLUENTE	pH EFLUENTE
2.17	8.01	7.22
4.34	8.06	7.19
6.51	7.78	7.52
8.97	7.78	6.48
11.43	7.78	7.46
14.18	7.45	7.17
16.78	7.55	7.14
19.53	7.65	6.45
22.28	6.8	7.7
25.17	6.95	7.45
27.92	6.9	7.6
30.82	6.9	7.45
33.42	6.95	7.65
36.46	7.28	7.93
39.35	7.29	8.21
42.10	7.8	7.59
44.85	7.32	7.64
47.45	7.39	7.56
50.06	7.59	7.87
52.66	7.33	7.5
55.41	7.2	7.86
58.16	7.78	7.46
60.91	7.55	7.14
63.95	8.01	7.22
66.84	7.14	7.54
69.59	7.43	7.85
72.63	7.55	7.84
75.23	7.54	7.8
77.84	7.44	7.75
80.58	6.98	7.73
83.33	7.53	7.8
86.15	7.6	7.82
88.98	7	7.83
91.87	7.23	8.4
94.76	7.58	8.1
97.66	7.84	7.98
100.55	7.61	7.88
103.01	7.2	7.9
105.80	7.46	7.92
108.36	7.01	7.75
110.82	7.02	7.8
113.28	7.04	7.81
115.89	7.14	7.79
Promedio:	7.63	7.39

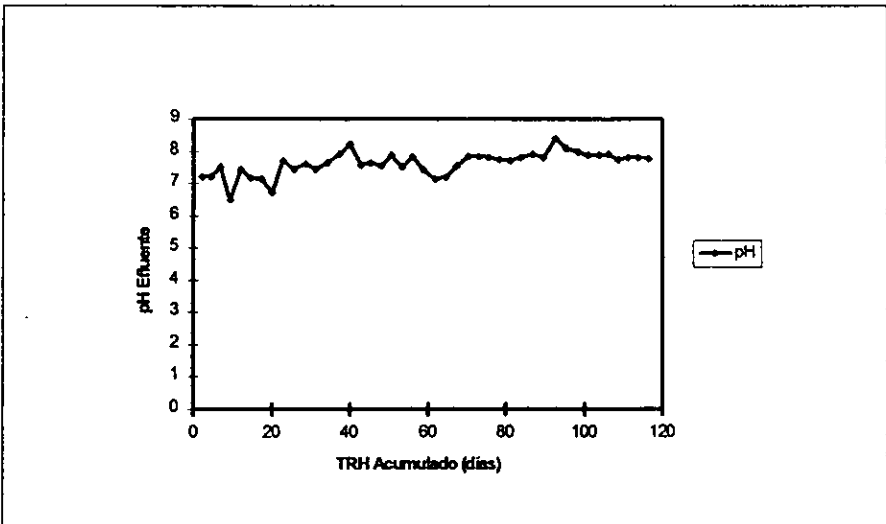
gráfica 7.4

MONITOREO DEL pH DEL INFLUENTE



gráfica 7.5

MONITOREO DEL pH DEL EFLUENTE



7.3.4 Concentración de Sustrato (DQO).

El monitoreo de la concentración de sustrato tanto en el influente como en el efluente del reactor es el indicativo más importante de la operación del sistema. Y depende efectivamente de varios parámetros (como pH y alcalinidad). Los resultados de las determinaciones de DQO se muestran en los cuadros 7.7 (influente) y 7.8 (efluente), junto con sus respectivas gráficas. También se presenta el porcentaje de remoción de DQO (cuadro 7.10).

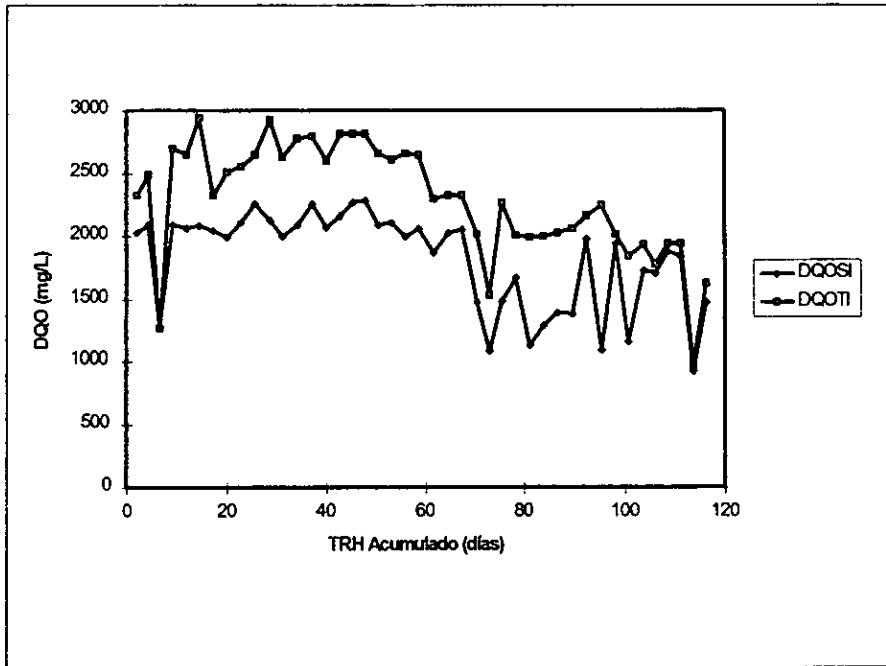
cuadro 7.7		
MONITOREO DE DQO DEL INFLUENTE		
TRH ACUMULADO (días)	DQO _i (mg/L)	DQO _e (mg/L)
2.17	2021.05	2321.05
4.34	2092.30	2492.30
6.51	1280.00	1264.00
8.97	2092.11	2694.73
11.43	2064.93	2649.34
14.18	2080.00	2940.00
16.78	2043.75	2325.00
19.53	1967.50	2512.00
22.28	2110.00	2550.00
25.17	2259.26	2648.15
27.92	2129.63	2925.62
30.82	1999.99	2629.63
33.42	2092.59	2779.77
36.46	2259.49	2791.13
39.35	2069.62	2601.26
42.10	2164.55	2810.12
44.85	2268.48	2810.12
47.45	2287.50	2816.50
50.06	2088.60	2658.22
52.66	2103.89	2610.38
55.41	1999.99	2653.84
58.16	2064.93	2649.34
60.91	1870.12	2298.69
63.95	2021.05	2321.05
66.84	2048.70	2325.00
69.59	1473.21	2017.85
72.63	1084.83	1536.74
75.23	1482.55	2267.44
77.84	1674.41	2005.81
80.58	1133.72	1983.48
83.33	1288.23	1994.11
86.15	1393.02	2023.25
88.98	1387.28	2063.58
91.87	1982.85	2165.17
94.76	1099.08	2247.72
97.66	1941.17	2011.97
100.55	1158.62	1837.58

cuadro 7.7 (continuación)

TRH ACUMULADO (días)	DQO ₅ (mg/L)	DQO _T (mg/L)
103.01	1724.14	1931.03
105.90	1704.54	1772.73
108.36	1874.99	1943.18
110.82	1840.90	1943.18
113.28	931.03	972.41
115.89	1479.45	1623.28
Promedio:	1,817.54	2,268.79

gráfica 7.6

MONITOREO DE DQO DEL INFLUENTE



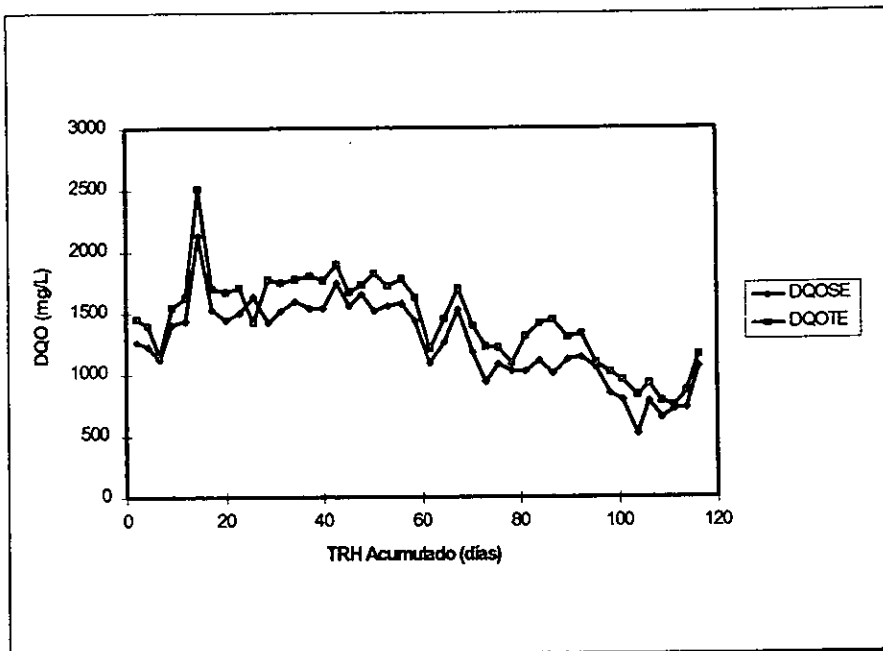
cuadro 7.8

MONITOREO DE DQO DEL EFLUENTE

TRH ACUMULADO (dias)	DQO ₅ (mg/L)	DQO ₅ (mg/L)
2.17	1263.15	1452.63
4.34	1230.76	1399.99
6.51	1120.00	1152.00
8.97	1405.26	1547.36
11.43	1433.46	1620.77
14.18	2128.00	2512.00
16.78	1525.00	1700.00
19.53	1443.75	1668.75
22.28	1500.00	1706.25
25.17	1629.63	1425.92
27.92	1425.92	1777.78
30.82	1518.52	1740.80
33.42	1592.59	1777.77
36.46	1537.97	1803.79
39.35	1537.97	1765.82
42.10	1746.83	1898.73
44.85	1556.96	1670.88
47.45	1650.00	1725.00
50.06	1518.98	1822.78
52.66	1558.44	1714.28
55.41	1576.92	1769.22
58.16	1437.78	1620.77
60.91	1090.90	1207.79
63.95	1263.15	1452.63
66.84	1525.00	1700.00
69.59	1178.57	1392.58
72.63	939.75	1228.90
75.23	1081.39	1220.69
77.84	1028.06	1098.83
80.58	1029.06	1308.13
83.33	1111.76	1419.41
86.15	1011.62	1447.67
88.98	1127.16	1300.56
91.87	1137.92	1327.58
94.76	1056.87	1090.91
97.66	847.06	1023.53
100.55	793.10	956.53
103.01	517.24	826.07
105.90	784.09	920.45
108.36	647.73	784.09
110.82	715.90	749.99
113.28	724.14	868.96
115.89	1068.49	1160.95
Promedio:	1,256.21	1,436.27

gráfica 7.7

MONITOREO DE DQO DEL EFLUENTE



cuadro 7.9

DQO TOTALES DE INFLUENTE Y EFLUENTE

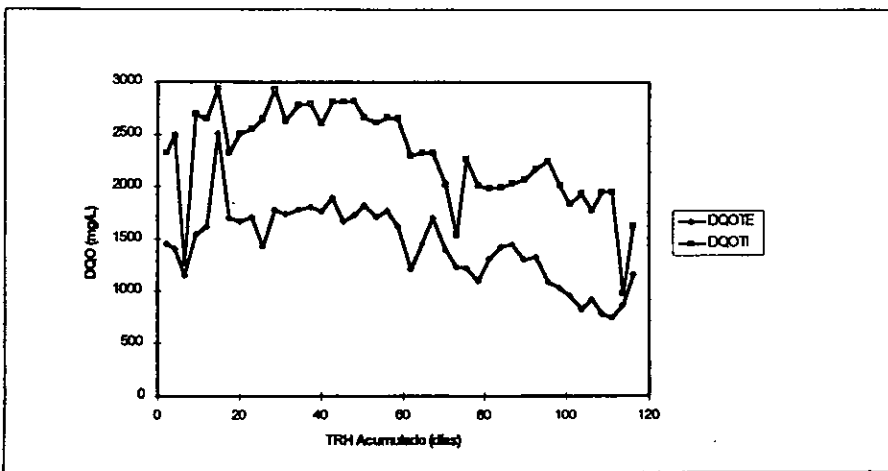
TRH ACUMULADO (días)	DQO _i (mg/L)	DQO _e (mg/L)
2.17	2321.05	1452.63
4.34	2492.30	1399.99
6.51	1264.00	1152.00
8.97	2694.73	1547.36
11.43	2649.34	1620.77
14.18	2940.00	2512.00
16.78	2325.00	1700.00
19.53	2512.00	1668.75
22.28	2560.00	1706.25
25.17	2648.15	1425.92
27.92	2825.92	1777.78
30.82	2828.63	1740.80
33.42	2779.77	1777.77
36.46	2791.13	1803.79
39.35	2601.26	1765.82
42.10	2810.12	1898.73

cuadro 7.9 (continuación)

TRH ACUMULADO (días)	DDO ₅ (mg/L)	DDO ₂₀ (mg/L)
44.85	2810.12	1670.88
47.45	2816.50	1725.00
50.06	2658.22	1822.78
52.66	2610.38	1714.28
55.41	2653.84	1769.22
58.16	2649.34	1620.77
60.91	2298.69	1207.79
63.95	2321.05	1452.63
66.84	2325.00	1700.00
69.59	2017.85	1392.58
72.63	1536.74	1228.90
75.23	2267.44	1220.69
77.84	2005.81	1098.83
80.58	1983.48	1308.13
83.33	1994.11	1419.41
86.15	2023.25	1447.67
88.98	2063.58	1300.56
91.87	2185.17	1327.58
94.76	2247.72	1090.91
97.66	2011.97	1023.53
100.55	1837.58	956.53
103.01	1931.03	826.07
105.60	1772.73	920.45
108.36	1943.18	784.09
110.82	1943.18	749.99
113.28	972.41	868.96
115.89	1623.28	1160.95

gráfica 7.8

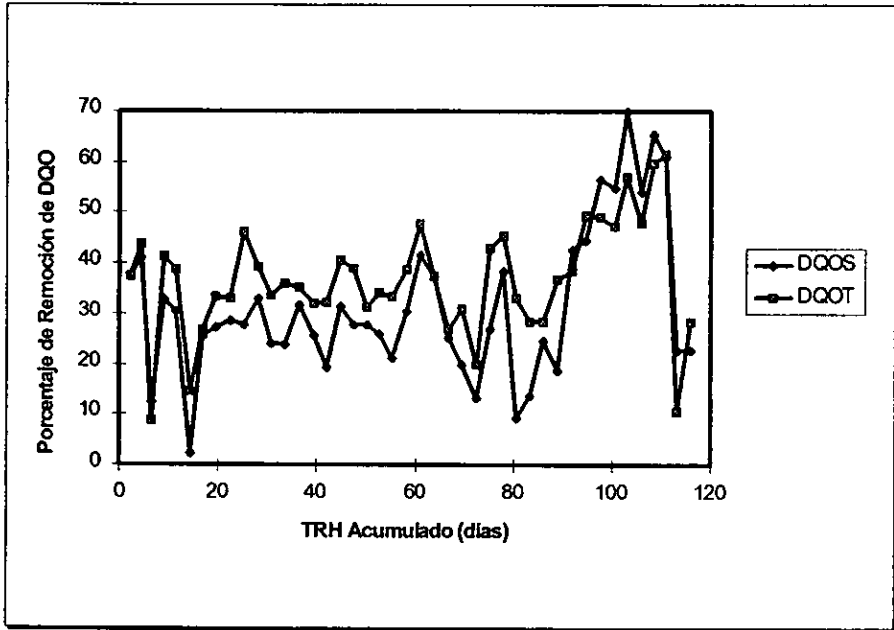
DDO TOTALES DE INFLUENTE Y AFLUENTE



cuadro 7.10		
PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE DQO		
TOTA ACUMULADO (Días)	% REMOCIÓN DQO SOLUBLE (DQO _s /DQO _t * 100)	% REMOCIÓN DQO TOTAL (DQO _t /DQO _t * 100)
2.17	37.5	37.41
4.34	41.17	43.82
6.51	12.5	8.8
8.97	32.83	41.49
11.43	30.56	38.82
14.18	2.3	14.55
16.78	25.38	26.88
19.53	27.3	33.5
22.28	28.57	33.08
25.17	27.86	46.15
27.92	33.04	39.24
30.82	24	33.8
33.42	23.89	36
36.46	31.9	35.37
39.35	25.68	32.11
42.10	19.29	32.42
44.85	31.66	40.54
47.45	27.86	38.88
50.06	27.77	31.42
52.66	25.92	34.32
55.41	21.15	33.33
58.16	30.56	38.82
60.91	41.66	47.65
63.96	37.5	37.41
66.84	25.3	26.8
69.59	20	30.97
72.63	13.33	20
75.23	27	43
77.84	38.54	45.21
80.58	9.23	33.03
83.33	13.09	28.3
86.15	24.6	28.44
88.98	18.75	36.97
91.87	42.6	38.4
94.76	44.64	49.2
97.68	56.36	49.12
100.55	54.9	47.16
103.01	70	57
105.90	54	48
108.36	65.45	59.84
110.82	61.11	61.4
113.28	22.72	10.63
115.89	22.77	28.48
Promedio:	31.46	36.68

gráfica 7.9

PORCENTAJE DE DQO SOLUBLE Y TOTAL REMOVIDO



7.4 Análisis de los Resultados de la Operación del Reactor EGSB.

Para un sistema del tipo EGSB en el tratamiento de efluentes especificados anteriormente, el parámetro que nos indica la eficiencia de la remoción de materia orgánica (y por ende, la eficiencia de la operación del reactor) es la relación de concentración de sustrato (DQO) a la entrada y a la salida del reactor. Así, mientras mayor porcentaje de sustrato remueva el sistema, mayor será la eficiencia del reactor.

Pero para explicar la eficiencia del reactor en base a esta variable, conviene hacer primero el análisis de los parámetros determinados para el monitoreo y control de este reactor.

En primer lugar, haciendo un recuento de las condiciones que afectan la digestión anaerobia y de acuerdo con las gráficas de pH (gráficas 7.4 y 7.5), el proceso anaerobio se ve favorecido con un pH ligeramente básico ($7 < \text{pH} < 7.2$). Aunque por la operación de la planta de acabados textiles, el pH se tiene que disminuir por ser demasiado básico al venir de la planta (mayor de 10), por lo que se modifica ya sea adicionando CO_2 o H_2SO_4 .

De acuerdo a la gráfica de alcalinidad de efluente (gráfica 7.2) y α (gráfica 7.3), observamos que la capacidad amortiguadora del sistema es alta, ya que α no pasa de 0.3 y esto indica que se puede aumentar la carga volumétrica del sistema en 10%. Por lo que en este sistema se trató de incrementar la carga volumétrica (con el aumento de influente) como lo específica del procedimiento ya analizado en la sección 5.7.8. Sin embargo, al aumentar la carga volumétrica de acuerdo con los criterios de α , se obtuvo un límite máximo de flujo de influente que fue de $0.05 \frac{\text{L}}{\text{s}}$. Valores más altos de Q , provocarían que el comportamiento hidráulico del reactor cambiara a un nivel de transición previo al arrastre de lodos.

Ahora bien, el reactor no está especificado (desde el diseño) para manejar este flujo máximo (ya que se observó una deficiente y casi nula remoción de DQO) y por lo tanto los flujos que se manejaron para la operación del reactor están alrededor del flujo de diseño.

Además, el reactor trabaja a $\text{pH} > 7$ por lo que no se corre un peligro inminente de acidificación del reactor.

Esta es la explicación del por qué ya no se aumenta la carga de acuerdo al parámetro α del efluente (si $\alpha < 0.4$, se aumenta 10%). Aunque, el sistema tal como fue operado tiene una amortiguación bastante aceptable, tal que se pudiera aumentar el flujo de influente sin provocar demasiada desestabilización del sistema, pero al optar por la mayor eficiencia de remoción del proceso, no se cambia esta carga.

De acuerdo con la operación del sistema, los parámetros de la concentración de sustrato del influente y efluente (DQO), se muestran en las gráficas 7.6, 7.7 y 7.8. Comparando las gráficas, se muestra que existe remoción de DQO total y soluble, esperada dentro de lo especificado sobre la operación del reactor.

En la gráfica de DQO total (gráfica 7.8), se puede observar que en los primeros 30 días se buscaba la estabilización de la operación normal del sistema y de 30 a 90 días se obtuvieron las mejores remociones de DQO (y por ende, mayores porcentajes de remoción), debido al ajuste del pH con CO_2 , sin adicionar H_2SO_4 . Esto puede deberse a que el H_2SO_4 es un compuesto muy agresivo y difícil de degradar aún con la presencia de bacterias sulfatoreductoras en el lecho de lodos anaerobios. Con CO_2 , además de ajustar de manera menos agresiva el pH, se favorecen los equilibrios bioquímicos de algunas reacciones de biosíntesis (como por ejemplo, la de producción de metano). Posterior a los 90 días, el proceso se desajusta debido a fallas del equipo y el volver a utilizar el ácido sulfúrico.

Puede observarse en los resultados de DQO contra tiempo de retención, que la concentración en el influente sufre de variaciones asociadas con los procesos que generan los efluentes de la planta textil. Las causas de estas variaciones son muchas: algunas veces se cambian las especificaciones de la tela a comercializar, por lo que algunos procesos de

acabado no se realizan. En otras ocasiones, se emplea más agua de la especificada en estos procesos, por lo que cambian las concentraciones.

En otro orden de ideas, existen otras explicaciones (muy particulares) para cada resultado presentado que no fueron realizadas por mi persona (y que por lo tanto, no se presentan en el contenido de este reporte). Pero, pueden sintetizarse tales explicaciones exponiendo los puntos de estudio propuestos en el capítulo 4 para las variaciones de la actividad de los reactores del tipo EGSB (y sobre todo para procesos anaerobios).

Es así que, de un modo generalizado, la eficiencia promedio del reactor es del 36.68% (para DQO total). Si se compara con el porcentaje de remoción especificada en el diseño (de 75%), se puede decir que debido a los problemas antes mencionados nunca se pudo alcanzar la remoción máxima del reactor EGSB (la máxima que se alcanzó fue de alrededor del 70%). Sin embargo, si se compara con el resultado promedio del DQO del efluente del equipo de tratamiento fisicoquímico (35.5%), observamos que es la remoción es ligeramente mayor en el reactor EGSB. Esto nos indica que el reactor realiza un trabajo equivalente de eficiencia operativa al del equipo fisicoquímico, con la diferencia de que el proceso biológico es mucho más barato.

Conclusiones

El problema de la generación de las aguas residuales industriales es amplio, complicado y económicamente difícil de resolver. Aún cuando paralelo a los problemas que causa se han desarrollado procesos para disminuir y en su caso eliminar los parámetros que las caracteriza como problemas ambientales, no se ha llegado a una solución única y eficiente.

Particularmente, la industria de acabados textiles tiene efluentes con características especiales. Una de ellas, es la presencia de tintas azo (*azo dyes*) usadas para el teñido de telas y que provocan que el tratamiento de tales efluentes sea difícil por la persistencia de estas tintas a condiciones ambientales extremas y a la acción de reactivos para su degradación eficiente (aún siendo estas tintas de carácter orgánico).

Surgen así (debido a un desarrollo acelerado de la biotecnología) los tratamientos biológicos para la eliminación de materia orgánica de aguas residuales industriales. Muchos procesos de tratamiento biológico se han propuesto y estudiado, pero tal vez uno de los más revolucionarios y con mejores perspectivas de implementación es el reactor tipo EGSB (Expanded Granular Sludge Bed-lecho de lodos granulares expandidos). La tecnología de este reactor (y que lo hace tan específico) se explica en el capítulo 5.

Para implementar esta tecnología a una escala mayor (de planta piloto), se necesita un estudio de la degradabilidad a nivel laboratorio para encontrar los parámetros (como la carga orgánica volumétrica B_v) que permitan establecer los criterios de diseño y realizar el mismo a un determinado tamaño (todo esto analizado en el capítulo 6). Estos parámetros nos permitieron concluir que la degradabilidad es aceptable y eficiente al quedar dentro de las especificaciones que son afines al tratamiento fisicoquímico. Es decir, se diseña el reactor de acuerdo a la operación del equipo de tratamiento fisicoquímico para que se pueda establecer el comparativo entre los dos sistemas de remoción de materia orgánica, para llevar a cabo el diseño y la construcción del reactor EGSB a nivel planta piloto (siguiente paso antes de implementar una planta completa de tratamiento de aguas residuales).

Después del diseño (escalamiento) del reactor EGSB (el cual trataría un 5% del efluente total de la planta de acabados textiles ACATEX), el problema principal fue encontrar una eficiencia aceptable (óptima) de la operación de este reactor. La estimación de los parámetros de calidad del agua para determinar la eficiencia de la operación del reactor, se realizó siguiendo las especificaciones de monitoreo y control del reactor mostradas en el capítulo 5 y en el cuadro 7.2 del capítulo 7.

Por lo que de acuerdo con los resultados arrojados por el monitoreo de la operación de este sistema, se tiene que:

- La carga orgánica volumétrica (B_v) del reactor depende única y exclusivamente de las condiciones del proceso anaerobio (especificaciones del agua a tratar y naturaleza del lecho anaerobio en concordancia con el diseño del reactor) y no de las magnitudes de la carga volumétrica del influente.
- El sistema presenta amortiguaciones excelentes, ya que aunque se aumente la carga de agua a tratar, no se acidifica el proceso anaerobio.
- La implementación de la tecnología EGSB para el tratamiento por vía biológica de las aguas residuales provenientes de la industria textil (acabados textiles), resultó ser una opción adecuada para los fines propuestos, siempre y cuando no se use H_2SO_4 para la estabilización del pH.
- Es necesario el postratamiento de los efluentes del reactor (capítulo 6), debido a que al especificar los efluentes del reactor de acuerdo a los efluentes del proceso fisicoquímico, estos aún deben ser postratados para caer dentro de las especificaciones de normatividad correspondientes.
- El proceso de degradación anaeróbica llegó a remover en promedio el 36.68% del DQO total del influente bajo las especificaciones vistas en los capítulos 5, 6 y 7.
- El lodo anaerobio puede durar un tiempo indefinido siempre y cuando se mantengan las especificaciones del capítulo V.

Es así que tal vez un monitoreo de mayor tiempo y sin utilizar el ácido sulfúrico como procedimiento de control del pH, podría arrojar mejores remociones de DQO aún sin aumentar el flujo de influente al reactor.

**ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA**

Bibliografía

1. *Alibhai, K. R. K. and Forster, C. F. (1986), Physicochemical and Biological Characteristics of Sludge Produced in Anaerobic Upflow Sludge Blanket Reactors*, *Enz. Microb. Tech.*, 6, 601-606.
2. *APHA, AWWA and WPCF. (1985), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 16th edition. Washington, D. C.
3. *Apuntes del Ciclo de Conferencias (Octubre 1993): Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en colaboración con el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.
4. *Balch, W. E. et. al. (1979), Methanogens: Reevaluation of a Unique Biological Group*, *Microbiol. Rev.*, 2:43, 260-296.
5. *Bull, M. A. et. al. (1984), The Distribution of Bacterial Activity in an Anaerobic Fluidized Bed Reactor*, *Wat. Res.* 1017-1020.
6. *Chiu-Yue Lin, Kazuaki Sato, et. al. (1986), Methanogenic Digestion Using Mixed Substrate of Acetic, Propionic and Butyric Acids*, *Water Research*, 3:20, 385-394.
7. *Chung, King-T. et. al. (1978), Reduction of Azo Dyes by Intestinal Anaerobes*, *Applied and Environmental Microbiology*, Edición de Marzo; 558-562.
8. *CNA (1991), Programa Nacional de Saneamiento*.
9. *Colleran, E. (1988), Report on the Technological Aspects of Granulation*. In *Granular Anaerobic Sludge: Microbiology and Technology*. Lettinga G., Zehnder, A. J. B., Grotenhuis J. T. C. and Hulshoff Pol L. W. (eds.), Pudoc Wageningen, p. 237-240.
10. *Constant, M. et. al. (1989), Biogas End-Use in the European Community*. Elsevier Applied Science.
11. *Constant, M. et. al. (1988), Final Report: "Biogas Plants in Europe. An Updated Data Bank"*. CEC Contract EN3B-0016-B(S).
12. *Craveiro, A. M. (1991), Evolution and Present Situation of Full Scale Anaerobic Digestion of Industrial Wastewater in Brazil*. In *Sixth International Symposium on Anaerobic Digestion*. Sao Paulo, Brazil.
13. *De Zeeuw (1988), Granular Sludge in UASB Reactors*. In *Granular Anaerobic Sludge: Microbiology and Technology*, Lettinga, G., Zehnder, A. J. B., Grotenhuis, J. T. C. and Hulshoff Pol. W. (eds.), Proceedings of the GASMAT-Workshop, Lunteren, Pudoc Wageningen, The Netherlands, 18-33.
14. *Diario Oficial de la Federación, 18 de Octubre de 1993 y 6 de Enero de 1997.*

-
15. *Dugan, R. P. (1972), Biochemical Ecology of Water Pollution. Plenum Press, New York, N. Y.*
 16. *Eckenfelder, W. W. et. al. (1988), Anaerobic Versus Aerobic Treatment in the USA In Anaerobic Digestion. Hall E. R. and Hobson P. N. (eds.), Pergamon Press, 105-114.*
 17. *Emcon Associates (1980), Methane Generation and Recovery from Landfills. Ann Arbor Science Publishers, Inc. San Jose California.*
 18. *Gorris, L. G. M. and Van Deursen, J. M. A. (1988), Biofilm Development in Lab Scale Methanogenic Fluidized Bed Reactors in G. Lettinga (eds.). Granular Anaerobic Sludge, Microbiology and Technology, Pudoc, Wageningen, Netherlands, 87-95.*
 19. *Gorris, L. G. M. et. al.(1989), Biofilm Development in Laboratory. Methanogenic Fluidized Bed Reactors. Biotechnol. Bioeng., 33, 687-693.*
 20. *Grotenhuis, et. al. (1991), Role of Substrate Concentration in Particle Size Distribution of Methanogenic Granular Sludge in UASB Reactors. Wat. Res. 1:25 , 21-27.*
 21. *Guerrero Dimas, M. E., et. al., Biodegradación Anaerobia de Colorantes Tipo Azo Vía Sulfato-Reductoras.*
 22. *Guít, S. R. and Pauss, A. (1992), A Structured Model of the Anaerobic Granule Consotium. Wat. Sci. Technol. 7:25, 1-10.*
 23. *Gujer, W. and Zehnder, J. B. (1983), Conversion Processes in Anaerobic Digestion. Wat. Sci. Technol., 15, 127-167.*
 24. *Hall, R. E. (1991), Anaerobic Treatment of Wastewater in Suspended Growth and Mixed Film Processes. End Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and municipal Wastes. Joseph F. Malina, Frederick G. Pohland (eds.), TECHNOMIC, 7:7, 41-118.*
 25. *Hickey, F. P. et. al. (1991), Start-Up Operation, Monitoring and Control of High-Rate Anaerobic Treatment Systems. Wat. Sci. Tech., 8:24, 207-215.*
 26. *Hickey, R. F. and Owens, R. W. (1981), Methane Generation from High-Strength Industrial Wastes with the Anaerobic Biological Fluidized Bed. Biotechnol. Bioeng. Symp., 11, 399-611.*
 27. *Hulshoff Pol, L. (1989), The Phenomenon of Granulation of Anaerobic Sludge. Doctoral Thesis. Wageningen Agricultural University, Netherlands.*
 28. *Jackson, G. B. (1993), Applied Water and Spentwater Chemistry, a Laboratory Manual. Van Nostrand Reinhold, New York.*
-

-
29. Jenkins, S. R. et al. (1992), *Measuring the Usable Carbonate Alkalinity of Operating Anaerobic Digesters*. Res. J. Wat. Pollut. Contrl. Fed., 63, 28-34.
 30. Jongitud, F. V. et al. (1982), *Digestión Anaerobia de Desechos Agrícolas y Domésticos en Zonas Rurales*. 1ª Etapa, Instituto de Ingeniería, UNAM.
 31. Kemmer, F. N. y McCallion, J. (1990), *Manual del Agua: Su Naturaleza, Tratamiento y Aplicaciones*. Editorial Nalco Chemical Company, McGraw Hill.
 32. Lauwers, A. M. et al. (1989), *Variation of Parameters Affecting the Start-Up of Methanogenic Fluidized Bed Reactors*. Biotechnol. Lett., 11, 907-912.
 33. Lettinga, G. et al. (1983), *Design, Operation and Economy of Anaerobic Treatment*. Wat. Sci. Tech., 8/9:15, 177-196.
 34. Lettinga, G. et al. (1980), *Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) Reactor Concept for Biological Wastewater Treatment, Especially for Anaerobic Treatment*. Biotechnology and Bioengineering, 22, 699-734.
 35. Lettinga, G. and Hulshoff pol W. (1991), *UASB-Process Design for Various Types of Wastewater*. Wat. Sci. Tech., 8:24, 87-107.
 36. Lin, S. H. et al. (1995), *Treatment of Textile Wastewater by Fento's Reagent*. Journal Enviromental Sci. Health, 1:30, 89-98.
 37. Mahoney, E. M. et al. (1987), *The Effect of Calcium on Microbial Aggregation During UASB Reactor Start-Up*. Wat. Sci. Tech. 249-260.
 38. McCarty, P. L. (1964), *Anaerobic Waste Treatment Fundamentals*. Public Works. 95, 9-12.
 39. Memorias del Ciclo de Conferencias (26 y 27 de Marzo de 1996): *Biodegradación de Compuestos Orgánicos Industriales*. Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.
 40. Memorias del Simposium (17 de Noviembre de 1995): *Segundo Minisimposio Internacional sobre Remoción de Contaminantes de Aguas y Suelos*. Instituto de Ingeniería y Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México.
 41. Memorias del Segundo Taller (1992): *Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina*. La Habana, Cuba.
 42. Memorias del Ciclo de Conferencias (8 y 9 de Noviembre de 1990): *Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina*. Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de
-

-
- México, Instituto Francés de Investigación Científica para el Desarrollo en Cooperación, Universidad Autónoma Metropolitana, Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.
43. *Metcalf & Eddy Inc. (1991), Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse. Editorial McGraw-Hill.*
 44. *Mosey, F. E. (1983), Kinetic Descriptions of Anaerobic Digestion. In Third International Symposium on Anaerobic Digestion, USA, 37-53.*
 45. *Mosey, F. E. (1983), Mathematical Modelling of the Anaerobic Digestion Process: Regulatory Mechanism for the Formation of Short-Chain Volatile Acids from Glucose. Wat. Sci. Technol., 15, 209-232.*
 46. *Nagle, D. P. and Wolfe, R. S., Methanogenesis. Chemical and Biochemical Fundamentals; University of Illinois, Urbana, IL., USA, 425-438.*
 47. *National Academy of Sciences (1977). Methane Generation from Human, Animal and Agricultural Wastes.*
 48. *Noyola, R. A. (1991), Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Primer Diplomado Internacional de Química Ambiental del Agua, Fac. Quim., UNAM.*
 49. *Noyola, R. A. (1990), Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales: Una Experiencia de Adaptación de Tecnología en México. Conferencia sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina. II-UNAM, México, D. F., 24-45.*
 50. *Noyola, R. A. y Bustamante, B. N. (1992), Evolución del Inóculo en un Reactor Anaerobio de Lecho de Lodos a Escala Industriales. En Memorias del VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cocoyoc, Mor.*
 51. *Noyola, R. A. (1992), Reactores Anaerobios de Segunda y Tercera Generación. Bioprocesos Anaerobios para el Tratamiento de Efluentes Industriales, Curso Organizado por UAM-ORSTOM-HMP, México, D. F.*
 52. *Nyns, E. J. (April 1988), Status of Biogas Plants in Europe. Typical CEC (Commission of European Communities) Demonstration Cases. Proc. Seminar "Energy from Biomass and Wastes" (CEC-FINEP), Belo Horizonte, Brazil.*
-

-
53. Pauss, A. et al. (1990), Review of Alls Plants in Europe, Anaerobic Digestion: Workshop. G. E. Richard editor, Holwell Laboratories, Oford G. B., 11-15.
54. Pauss, A. et al. (1990), Liquid-Gas Mass Transfer in Anaerobic Processes: Inevitable Transfer Limitations on Methane and Hydrogen in the Biomethanation Process. Appl. Env. Microbiol., 6:56, 1636-1644.
55. Rafii, F. and Cerniglia, C. E. (1993), Localization of the Azoreductase of Clostridium perfringens by Inmuno-Electron Microscopy. Microbiology, 27, 143-145.
56. Razo Flores, E., et al. (1993), Algunos Aspectos Acerca del Proceso de Digestión Anaerobia, Parte III: El Reactor UASB. Revista Latinoamericana de Microbiología, 35, 469-475.
57. Rodríguez Rodríguez, G., et al. (1993), Algunos Aspectos Acerca del Proceso de Digestión Anaerobia, Parte II: Bioquímica de la Metanogénesis. Revista Latinoamericana de Microbiología, 35, 459-468.
58. Rojas, Ch. O. (1988), La Alcalinidad como Parámetro de Control de los Ácidos Grasos Volátiles en Digestores. En el Manual del Curso de Tratamiento Anaeróbico de Aguas Residuales -Microbiología y Bioquímica-. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, d1-d31.
59. Rojas, Ch. O. (1988), Factores Ambientales que Inciden en la Aplicación de los Procesos Anaerobios. Manual Curso: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales -Microbiología y Bioquímica-. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
60. Sam-Soon, P. A. et al. (1988), Pelletization in Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactors. In Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy, 55-60.
61. Speece, R. E. (1983), Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment. JWPCF, 1:37, 416-427.
62. Speece, R. E. and McCarthy, P. L. (1964), Nutrient Requirements and Biological Solids Accumulation in Anaerobic Digestion. Adv. wat. Pollut. Res. Proc. of the International Conference on Water Pollution Research. 2, 305-322.
63. Stanier, R. Y. et al. (1986), Microbiología. Ediciones Repla, México.
64. Stronach, S. M. et al. (1986), Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment. Ed. Springer-Verlag, New York.
-

-
65. Switzenbaum, M. S. and Jewell, W. J. (1989), *Anaerobic Attached Film Expanded-Bed Reactor Treatment*. Ed. JWPCF, 52, 1953-1965.
 66. Tchobanoglous, G. and Schroeder, E. D., *Water Quality Characteristics, Modeling, Modifications*. Ed Addison-Wesley Publishing Company.
 67. Tebbut, T. H. Y. (1990), *Fundamentos del Control de la Calidad del Agua*. Ed. Limusa.
 68. Tholozan, L., et. al. (1988), *Reductive Carboxylation of Propionate to Butyrate in Methanogenic Ecosystems*. Applied and Environmental Microbiology, Edición de Febrero, 441-445.
 69. Tiiche, A. and Viera, M. M. S., *Discussion Report on Reactor Design of Anaerobic Filters and Sludge Bed Reactors*. Wat. Sci. Tech. 8:24, 193-206.
 70. Trulear, G. M. and Characklis, G. W. (1982), *Dynamics of Biofilms Processes*. JWPCF, 91:54, 1288-1301.
 71. Van den Berg, L. and Lentz, C. P. (1979), *Comparison Between up and Down Anaerobic Fixed Film Reactor of Varyng Surface-To Volume Ratios for the Treatment Bean Bleaching Waste*. Proc. of the 34th Industrial Waste Conference, Purdue.
 72. Van den Berg, L. and Lentz, C. P. (1970), *Food Procesing Waste Treatment by Anaerobic Digestion*. Natl. Res. Council of Canada, 15981, 47-53.
 73. Walker, R. and Ryan, A. J. (1971), *Some Molecular Parameters Influencing Rate of Reduction of Azo Compounds by Intestinal Microflora*. Xenobiotica, 4/5:1, 483-486.
 74. Weigant, W. M. (1988), *The Spaghetti Theory on Anaerobic Granular Sludge Formation, or the Inevitability of Granulation*. In a Granular Anaerobic Sludge: Microbiology and Technology. Lettinga, G., Zehnder, A. J. B., Grotenhuis, J. T. C. and Hulshoff Pol. W. (eds.), Proceedings of the GASMAT-Workshop, Lunteren, Pudoc Wageningen, The Netherlands, 146-152.
 75. Weiland, P. and Rozzi, S., *The Start-Up, Operation and Monitoring of High-Rate Anaerobic Treatment Systems*. Discussers Report. Wat. Sci. Tech., 8:24, 257-277.
 76. Weiland, P. and Thomson, H. (1990), *Operational Behavior of an industrial Fixed Bed Reactor for Biomethanation of Alcohol Slops from Differents Crops*. Wat. Sci. tech., 1/2:22, 385-394.
 77. Winkler, M. (1986), *Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho*. Editorial Limusa, México.
 78. Yatome, C. et. al. (1981), *Biodegradability of Azo and Triphenylmethane Dyes by Pseudomonas pseudomallei 13NA*. JSDC, 97, Edición de Abril, 166-169.
-

-
79. Young, J. C. and McCarty, P. L. (1969), The Anaerobic Filter for Waste Treatment. JWPCF, 41, 160-173.
80. Young, J. C. (1991), Factors Affecting the Design and Performance of Upflow Anaerobic Filters. Wat. Sci. Tech., 24, 133-155.
81. Zehnder, B. J. (1988), Biology of Anaerobic Microorganisms. John Wiley and Sons, USA, Cap. 13.