

## **Agradecimientos**

A dios por darme esta oportunidad en mi vida y alcanzar un logro más en esta.

A mi familia, por apoyarme siempre en todos mis proyectos, y que sin ellos no habría podido alcanzar esta meta.

A Ellery Anahi que en todo momento ha estado a mi lado en las buenas y en las malas y que sin sus consejos y apoyo no habría podido terminar este proyecto.

Agradezco a todos los amigos del laboratorio de Biotecnología del ITTG que me apoyaron en los momentos de trabajo experimental y que de alguna forma fueron parte importante durante la realización de esta tesis.

Agradezco también el apoyo, amistad y el sincero cariño de la ingeniera bioquímica Leticia del Carmen, desde el inicio de este proyecto, hasta su culminación.

Por otra parte, agradezco infinitamente al director de tesis y a mis revisores, por todo el apoyo y fe depositada en mi persona, así como por su amistad, asesoría académica y personal, desde el inicio de este proyecto, hasta su culminación, fue para mí un honor trabajar a su lado, representa un gran ejemplo a seguir, los admiro y respeto por el amor que le tiene a la ciencia y a la enseñanza.

"2013, Año de la Lealtad Institucional y Centenario del Ejército Mexicano"

DIRECCIÓN  
SUBDIRECCIÓN ACADÉMICA  
DIVISIÓN DE ESTUDIOS PROFESIONALES  
Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, Mayo 30 del **2013**

OFICIO NUM. DEP-CT-137-2013

**C. JORGE MARTÍN GUZMÁN ALBORES**  
PASANTE DE LA CARRERA DE INGENIERÍA BIOQUÍMICA  
EGRESADO DEL INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TUXTLA GUTIÉRREZ.  
P R E S E N T E.

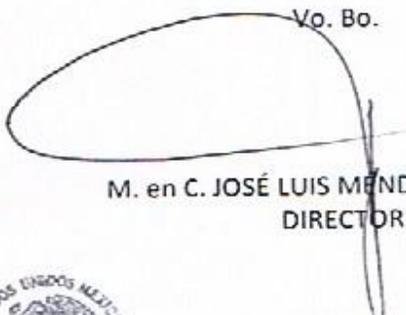
Habiendo recibido la comunicación de su trabajo profesional por parte de los CC. M. en C. HUMBERTO CASTAÑÓN GONZÁLEZ, DR. ARNULFO ROSALES QUINTERO y M. en C. LUCÍA MARÍA CRISTINA VENTURA CANSECO en el sentido que se encuentra satisfactorio el contenido del mismo como prueba escrita, **AUTORIZO** a Usted a que se proceda a la impresión del mencionado Trabajo denominado:

**"DISEÑO Y EVALUACIÓN DE UN REACTOR UASB PARA EL TRATAMIENTO Y AGUAS RESIDUALES DEL I.T.T.G."**

Registrado mediante la opción:  
**I (TESIS PROFESIONAL)**

**ATENTAMENTE**  
**"CIENCIA Y TECNOLOGÍA CON SENTIDO HUMANO"**

  
M.I. APOLINAR PÉREZ LÓPEZ  
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS PROFESIONALES

Vo. Bo.  
  
M. en C. JOSÉ LUIS MÉNDEZ NAVARRO  
DIRECTOR

C.c.p.- Departamento de Servicios Escolares  
C.c.p.- Expediente  
I'JLMN/M'API/l'eeam



Secretaría de Educ. Pública  
Instituto Tecnológico  
de Tuxtla Gutiérrez  
Div. de Est. Profesionales





SUBSECRETARÍA DE EDUCACIÓN SUPERIOR  
DIRECCIÓN GENERAL DE EDUCACIÓN SUPERIOR  
TECNOLÓGICA



SECRETARÍA DE  
EDUCACIÓN PÚBLICA



**SEP**

## **TRABAJO PROFESIONAL**

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL TITULO DE:**

# **INGENIERO BIOQUÍMICO**

**QUE PRESENTA:**

**JORGE MARTÍN GUZMÁN ALBORES**

**CON EL TEMA:**

**“DISEÑO Y EVALUACIÓN DE UN REACTOR  
UASB PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS  
RESIDUALES DEL INSTITUTO TECNOLÓGICO  
DE TUXTLA GUTIÉRREZ”**

**MEDIANTE:**

**OPCIÓN I  
(TESIS PROFESIONAL)**

**TUXTLA GUTIÉRREZ, CHIAPAS**

**MARZO 2013**

## Contenido

1. Resumen.....	i
2. Introducción.....	1
3. Marco teórico.....	2
3.1. Aguas residuales .....	2
3.1.1. Características de las aguas residuales .....	3
3.1.2. Tratamiento de aguas residuales.....	3
3.2. Pretratamientos o tratamientos primarios.....	4
3.2.1. Cribado.....	5
3.2.2. Sedimentación .....	6
3.2.2.1Tipos de sedimentación .....	6
3.3. Desarenadores .....	8
3.4. Homogenización y regulación del caudal .....	10
3.5. Tratamientos secundarios.....	11
3.6. Tratamientos anaerobios.....	12
3.6.1. Principales sistemas de tratamiento anaerobio .....	13
3.7. Reactores UASB.....	15
3.8. Factores que determinan el proceso anaerobio .....	17
3.8.1 Efectos de la temperatura .....	18
3.8.2. Concentración de sólidos.....	19
3.8.3 Requerimientos de pH y alcalinidad .....	20
3.8.4 Relación ácidos volátiles /alcalinidad .....	22
3.8.4.1 Ácidos volátiles .....	22
3.8.4.2 Alcalinidad .....	22
3.8.5 Fermentación ácida.....	23
3.8.6 Fermentación metánica .....	24
3.8.7 Requerimientos de nutrientes.....	25
3.9 Toxicidad.....	25
3.10 Inhibición del proceso anaerobio .....	27
3.11 Factor de mezclado.....	28
3.12 Comparación entre la digestión aerobia y anaerobia .....	29

3.12.1	Degradación anaerobia de la materia orgánica.....	31
3.12.2	Microbiología de la digestión anaerobia .....	34
3.13	Características de los lodos.....	36
3.14	Subproducto: gas metano .....	39
3.15	Aplicaciones y tendencias.....	40
4	Justificación.....	42
5	Objetivos.....	43
5.1.	Objetivo general.....	43
5.2.	Objetivos específicos.....	43
6.	Materiales y métodos.....	44
6.1.	Sitio de muestreo.....	44
6.1.1.	Curva patrón de DQO.....	45
6.1.2.	Caracterización del agua residual.....	46
6.1.3.	Sólidos sedimentables.....	47
6.1.4.	Grasas y aceites.....	47
6.1.5.	Demanda química de Oxígeno (DQO).....	48
6.1.6.	Demanda biológica de oxígeno.....	48
6.1.7.	Determinación de sólidos suspendidos totales (SST).....	48
6.1.8.	Nitrógeno amoniacal.....	49
6.1.9.	pH.....	49
6.2.	Diseño del reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB).....	50
6.3.	Diseño del sedimentador.....	52
7.	Resultados y discusiones.....	54
7.1.	Caracterización del agua residual.....	54
7.2.	Diseño y construcción.....	56
7.3.	Arranque y estabilización del reactor.....	58
7.4.	Evaluación de los sólidos suspendidos totales (SST) en la entrada del sistema y a la salida del reactor UASB.....	59
7.5.	Variaciones de DQO.....	61
7.6.	Evaluación del pH y DQO.....	62
7.7.	Evaluación del desempeño del reactor UASB.....	67
8.	Conclusiones y recomendaciones.....	69

9. Bibliografía.....	71
----------------------	----

### Índice de gráficas, cuadros y figuras

<b>Cuadro 3.1.</b> Diferencia entre los sistemas de tratamiento aerobio y anaerobio. ....	12
<b>Cuadro 3.2.</b> Fermentación alcalina y ácida .....	23
<b>Cuadro 3.3.</b> Reacciones bioquímicas en la digestión anaerobia de la materia orgánica.....	33
<b>Cuadro 6.1.</b> Pruebas fisicoquímicas.....	46
<b>Cuadro 6.2.</b> Caracterización del agua residual.....	46
<b>Cuadro 6.3.</b> Metodología utilizada para el diseño del reactor UASB y sedimentador .....	50
<b>Cuadro 7.2.</b> TRH que aporta cada componente al TRH total del sistema.....	68
<b>Figura 3.1.</b> Diagrama de un modelo típico de hidrociclón Dorrcclone.....	8
<b>Figura 3.2.</b> Reacción general de la digestión anaerobia.....	12
<b>Figura3.3.</b> Reactor UASB.....	17
<b>Figura 3.4.</b> Temperatura en digestión anaerobia.....	18
<b>Figura 3.5.</b> Esquematación de la fermentación metánica.....	24
<b>Figura 3.6.</b> Etapas de la digestión anaerobia.....	32
<b>Figura 6.1.</b> Croquis del sitio de muestreo.....	44
<b>Figura 6.2.</b> Vista frontal del sedimentador y reactor UASB.....	51
<b>Figura 7.1.</b> a) Sistema de tratamiento para aguas residuales en operación, b) perforación en la parte superior del sedimentador para remoción de sólidos sedimentables, c) perforación en la parte superior para remoción de grasas y aceites.....	56

<b>Figura 7.2.</b> Dimensiones del sedimentador y reactor UASB.....	58
<b>Figura 7.3.</b> Concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en la entrada y salida.....	60
<b>Figura 7.4.</b> Variaciones de la concentración de DQO en el afluente y en el efluente durante el tiempo de operación.....	61
<b>Figura 7.5.</b> Evaluación del porcentaje de remoción de DQO y pH para TRH de 24.31 h del reactor UASB.....	63
<b>Figura 7.6.</b> Evaluación del porcentaje de remoción de DQO y pH para TRH de 17.37 h del reactor UASB .....	64
<b>Figura 7.7.</b> Evaluación del porcentaje de remoción de DQO y pH para TRH de 12.16 h del sistema.....	65
<b>Figura 7.8.</b> Porcentaje de remoción de DQO.....	66
<b>Figura 7.9.</b> Porcentaje de remoción de cada etapa.....	67





## 1. Resumen

En el presente trabajo se diseñó, construyó y evaluó el desempeño de un sedimentador unido a un reactor UASB para tratamiento de aguas residuales del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez (ITTG).

En la primera etapa se llevó a cabo el muestreo de aguas residuales del ITTG en época de lluvia y estiaje para cuantificar las variaciones en los parámetros de DQO, DBO<sub>5</sub>, sólidos sedimentables, pH, temperatura, grasas y aceites. El valor promedio de DQO en época de estiaje fue 980.86 mg/L por lo que se clasificó al agua residual del ITTG como “diluida”.

Analizando los resultados obtenidos en los cuales se evidenciaron las oscilaciones en carga orgánica, se tomó el criterio de diseñar un sistema que consta de un sedimentador y un reactor UASB; por lo que para la alimentación solamente se necesitó una bomba peristáltica; el material utilizado en la construcción del sistema fue acrílico de 3 mm de espesor. Se evaluó en desempeño durante 216 días en régimen continuo, tomando como parámetro a la DQO y pH, midiéndose al afluente y efluente a diferentes tiempos retención hidráulica (TRH) del sistema: 24.31, 17.37 y 12.16 h, obteniéndose porcentajes de remoción de DQO de 85, 83.74 y 78.04 % respectivamente. Además se evaluó el porcentaje de remoción con respecto al TRH que aportó cada componente del sistema para el tratamiento de aguas residuales al porcentaje de remoción total; en el sedimentador se obtuvieron porcentajes de remoción de DQO de 13.76, 16.54 y 18 % con TRH de 1.3, 0.9 y 0.66 h respectivamente, mientras que en el reactor UASB los porcentajes fueron de 62.64, 48.92 y 42.65 % con TRH de 23, 16.43 y 11.5 h respectivamente. El pH se mantuvo en un rango de 6-8 durante todo el experimento.



## 2. Introducción

El creciente desarrollo del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, ha contribuido a la generación de residuos sólidos y líquidos, descargados en la mayoría de los casos sin ningún tipo de tratamiento.

Una de las alternativas para el tratamiento de aguas residuales es el tratamiento biológico, en el que se reduce la materia orgánica. Los sistemas más utilizados son el de tipo anaerobio o también llamados RAFA'S (reactor anaerobio de flujo ascendente), dada su adaptabilidad para aguas con alta carga orgánica, siendo la digestión anaerobia la solución más conveniente para transformar la materia orgánica en ácidos grasos volátiles para la producción de metano y dióxido de carbono.

Otra opción sería la construcción de un filtro percolador, el cual es un tipo de biorreactor que por medio de una capa de microorganismos adherida a una capa permeable permite la depuración de agua residual de manera aerobia.

Los efluentes generados por las industrias e instituciones por su alto contenido de contaminantes constituyen uno de los principales aspectos de la problemática medioambiental, haciendo necesario introducir regulaciones legislativas destinadas a proteger el medio ambiente (Arrieta, 1998).

En México el marco legal para la descarga de aguas residuales esta rígido por los límites máximos permisibles de acuerdo a la NOM-002-SEMARNAT-1996.

Dentro del marco del cuidado del medio ambiente el Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez se ha interesado en conocer el contenido de materia orgánica del agua de descarga; realizándose así un trabajo de base a fin de minimizar la carga orgánica en la corriente de salida.

### **3. Marco teórico**

#### **3.1. Aguas residuales**

Las aguas residuales son las corrientes de agua que ya han tenido uso alguno o han sido empleadas durante un determinado proceso de producción; presentando elevados niveles de contaminación por concentraciones de materia orgánica y sólidos. Su descarga directa en los cuerpos receptores de agua alteran y modifican la calidad de la misma, siendo indispensable el tratamiento previo (CEPIS, 1993).

Las aguas residuales pueden ser clasificadas de acuerdo al origen del cual provienen y de acuerdo a la función para la cual fueron empleadas en domésticas, industriales y agrícolas. Las aguas residuales domésticas provienen de las necesidades diarias de la comunidad, incluyendo las aguas sanitarias, mientras las industriales incluyen el agua que ha sido utilizada para el proceso de producción, lavado, y aguas sanitarias de la planta de producción a diferencia de las aguas residuales agrícolas que provienen de la escurrimiento superficial de las zonas agrícolas (Orozco, 1992).

Los vertimientos industriales presentan grandes diferencias en cuanto a sus propiedades físicas y sus constituyentes químicos y biológicos dependiendo de las materias primas empleadas. La mayor parte de los residuos se descargan en las alcantarillas públicas para su tratamiento en las plantas locales de aguas negras, y algunas veces la descarga se hace en un río, canal o en el mar ocasionando la contaminación de cuerpos de agua receptores (Winkler, 1995).

### **3.1.1. Características de las aguas residuales**

La calidad del agua es medida de acuerdo con los parámetros físicos, químicos y biológicos que indican el grado y tipo de contaminación del agua.

Entre los parámetros físicos se encuentran, color, turbiedad, olor, temperatura y conductividad; entre los químicos están parámetros como la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos totales (SST), gases (ácido sulfhídrico y metano), pH y constituyentes químicos inorgánicos como: alcalinidad, cloruros, metales pesados, nitrógeno, fósforo y azufre. Las características biológicas se determinan por los principales grupos de microorganismos y la evaluación de organismos patógenos (CEPIS, 1993).

### **3.1.2. Tratamiento de aguas residuales**

Es un proceso que busca la eliminación de los componentes contaminantes, o con efectos nocivos para el medio ambiente y ajustar la calidad del agua vertida a las especificaciones legales (Dama, 1984).

La mejor forma de tratar un agua residual depende de una serie de factores como son:

- Caudal
- Composición
- Calidad requerida del efluente y las posibilidades de reutilización o vertido a una depuradora municipal.

Así teniendo en cuenta las características y el origen de los vertimientos a tratar es posible diseñar un sistema de tratamiento adecuado mediante el cual se alcance el nivel de depuración requerida, ya sea para reutilización o bajo los estándares que marca la legislación.

El tratamiento de aguas residuales comúnmente es llevado a cabo por medio de de diferentes etapas que disminuye el grado de contaminación en relación con la cantidad de materia orgánica; básicamente son llevados a cabo procedimientos físicos, biológicos y químicos, que constituye las tres principales etapas de los sistemas de tratamiento.

### **3.2. Pretratamientos o tratamientos primarios**

Los pretratamientos de aguas residuales implica la reducción de sólidos en suspensión o el acondicionamiento de las aguas para sus descargas.

Pueden emplearse medios físicos diferentes para lograr la separación de los materiales de mayor tamaño, entre ellos se encuentran: rejas, tamices, auto-limpiantes, tamices inclinados, microfiltros; y para la separación de materiales muy finos es posible montar procesos de desarenación, en donde la sedimentación es la base de la separación. También puede emplearse procesos químicos para la precipitación de sólidos suspendidos y coloidales, con el fin de eliminar los sólidos floculantes y grasas. (Metcalf y Eddy, 1995).

La selección de los procesos de tratamientos de aguas residuales o la serie de procesos de tratamiento depende de un cierto número de factores, entre los que se incluyen:

- a) Características del agua residual: DBO, materia en suspensión, pH, productos tóxicos.
- b) Calidad del efluente de salida requerido.
- c) Costo y disponibilidad de terrenos; por ejemplo, ciertos tratamientos biológicos (laguna, estanques de estabilización) son económicamente viables únicamente en el caso de que se disponga de terrenos de bajo costo.

- d) Consideración de las futuras ampliaciones o la previsión de límites de calidad de vertido más estrictos, que necesiten el diseño de tratamientos más sofisticados en el futuro.

Los tipos fundamentales de tratamientos más utilizados son: el cribado o desbrozo, la sedimentación, la flotación y la neutralización y homogeneización.

### **3.2.1. Cribado**

El cribado, también llamado desbrozo, se emplea para la reducción de sólidos en suspensión de tamaños distintos. La distancia o las aberturas de las rejillas dependen del objeto de las mismas, y su limpieza se hace bien manualmente o mecánicamente. Los productos recogidos se destruyen bien por incineración, o se tratan por procesos de digestión anaerobia o se dirigen directamente al vertedero. Las materias sólidas recogidas se suelen clasificar en finos y gruesos.

Las rejillas de fino tienen aberturas de 5 mm o menos. Generalmente están fabricadas de malla metálica de acero, o en base de placas o chapas de acero perforado y se usan muchas veces en lugar de tanques de sedimentación. Sin embargo, aunque puede llegarse a eliminar entre un 5 y un 25 % de sólidos en suspensión, de un 40 o 60 % se elimina por sedimentación, por esta razón, y también porque el atascamiento es normalmente es un problema, el uso de tamices finos o con abertura pequeña no es muy normal.

Las rejillas o cribas de gruesos tienen aberturas que pueden oscilar entre los 4 y 8 o 9 cm. Se usan como elementos de protección para evitar que sólidos de grandes dimensiones dañen las bombas y otros equipos mecánicos.

A veces se utilizan trituradoras en lugar de las rejillas de gruesos. Estos elementos rompen o desgarran los sólidos en suspensión, que se eliminan por sedimentación, (Ramalho, 2003).

### 3.2.2. Sedimentación

La sedimentación se utiliza en los tratamientos de aguas residuales para separar sólidos en suspensión de las mismas.

La eliminación de las materias por sedimentación se basa en la diferencia de peso específico entre las partículas sólidas y el líquido en donde se encuentran, que acaba en el depósito de las materias en suspensión.

En algunos casos, la sedimentación es el único tratamiento en el que se somete el agua residual. La sedimentación puede producirse en una o varias etapas o en varios de los puntos de procesos de tratamiento. En una planta típica de lodos activos, la sedimentación se utiliza en tres de las fases del tratamiento: 1) en los desarenadores, en las cuales la materia inorgánica (arena, a veces) se elimina del agua residual; 2) en los clarificadores o sedimentadores primarios, que preceden al reactor biológico, y en el cual los sólidos (orgánicos y otros) se separan; 3) en los clarificadores o sedimentadores secundarios, que siguen al reactor biológico, en los cuales los lodos del biológico se separan del efluente tratado, (Ramalho, 2003).

#### 3.2.2.1 Tipos de sedimentación

Pueden considerarse tres tipos de mecanismos o procesos de sedimentación, dependiendo de la naturaleza de sólidos presentes en suspensión.

1. *Sedimentación discreta*. Las partículas que se depositan mantienen su individualidad, o sea, no se somete a un proceso de coalescencia con otras partículas. En este caso, las propiedades físicas de las partículas (tamaño, forma, peso específico) no cambian durante el proceso. La deposición de las partículas de arena en los desarenadores es un ejemplo típico de sedimentación discreta.

2. *Sedimentación con floculación.* La aglomeración de las partículas va acompañada de cambios en la densidad y en la velocidad de sedimentación o precipitación. La sedimentación que se lleva a cabo en los clarificadores o sedimentadores primarios es un ejemplo de este proceso.
3. *Sedimentación por zonas.* Las partículas forman una especie de manta que sedimenta como una masa total presentando una interfase distinta con la fase líquida. Ejemplos de este proceso incluye la sedimentación de lodos activos en los clarificadores secundarios y la de flóculos de alúmina en los procesos de tratamientos de aguas. (Ramalho, 2003)

### 3.3. Desarenadores

La forma convencional de separar arena es utilizando los equipos de sedimentación. Otra posibilidad es la utilización de hidrociclones. La figura 3.1 muestra el diagrama de un modelo típico de hidrociclón, fabricado por *Dorr-Oliver Inc.*, con el nombre comercial de *DorrClone*.

MODELO DE CLASIFICADOR RASTRILLO	A	B	C	D	L	ANCHURA	DORRCLONE	H	d
FP 14 "	2'6"	0-10 1/2"	2-5" 15/18"	4'-3 1/2"	9'5 1/2"	1'9"	Tamaño 12"	1'4 15/16"	2'2 11/16"
SSFR 1'-6" Y 2'0"	5'0"	3'4"	2'2 11/16"	7'8 1/6"	15'6 1/16"	2'9"/3'3"	Tamaño 18"	1'85"	3'5 1/8"
DSFR 3'0" Y 4'0"	4'10"	3'2"	5'0 11/16"	7'6 1/6"	15'6 1/16"	4'6"/5'1"			

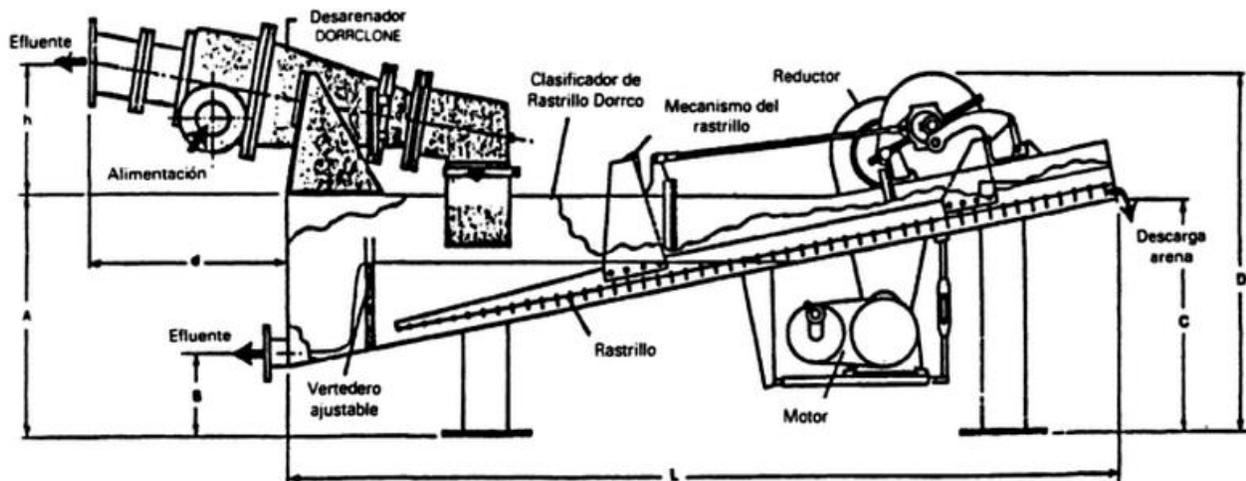


Figura 3.1. Diagrama de un modelo típico de hidrociclón Dorrclone (Ramalho, 2003)

Los ciclones *Dorrclone* son separadores líquido/sólido. Utilizando la energía suministrada por la bomba de alimentación, la fuerza centrífuga separa materiales con diferentes pesos específicos. El ciclón consiste en un cuerpo estático cilíndrico/cónico, con una alimentación tangencial en la sección cilíndrica superior. La descarga del líquido está situada en la parte superior del eje de la máquina, y los sólidos se descargan en la parte opuesta inferior.

Al entrar el agua residual en la cámara cilíndrica, tangencialmente, se establece un flujo espiral o de vórtice. Las fuerzas centrífugas lanzan la arena sobre las paredes del cono donde los sólidos van deslizándose hacia el punto de salida inferior. El agua residual, libre ya de arena, más ligera (contiene todavía los sólidos orgánicos o fracción ligera) circula hacia el centro del vórtice y sale por la parte superior. Los *Dorrclones* más usados en el tratamiento de aguas residuales son de diámetros que oscilan entre 30 y 45 cm de diámetro en la sección cilíndrica, cuando el caudal excede la capacidad de una unidad, se disponen varias instalaciones en paralelo.

La arena recogida en la parte inferior del ciclón entra en un clasificador rascador diseñado para hacer un lavado y eliminar el agua de la arena recogida. En esta fase se separan los materiales biodegradables que han salido acompañando la arena, y se elimina el agua en ella contenida para poder ser más fácilmente transportada al punto de vertido. El clasificador de rasquetas consiste en un tanque, un rascador y el accionamiento del mismo.

El tanque es rectangular con el fondo inclinado. En el extremo superior se descarga la arena. El extremo inferior, donde se derrama el fango, está cerrado parcialmente con un vertedero ajustable que regula el rebosamiento del líquido. La alimentación se hace por la parte superior de la cámara de sedimentación.

El mecanismo de rastrillo consta de varias paletas operadas mecánicamente, y sometidas a un movimiento de vaivén, estando soportado todo el sistema en ambos extremos de la instalación, todo ello movido por un cabezal.

Dicho cabezal está movido, a través de un sistema de engranajes, por un motor eléctrico con un trasmisor por correa y reductor.

El lodo que se introduce en la alimentación se separa rápidamente en dos fracciones: los finos, material que se sedimenta lentamente (en su mayoría materia orgánica), inferiores la malla de separación; y la parte más gruesa, de sedimentación rápida, y que denominamos arena, de mayor tamaño que la malla de separación. La fracción fina se mantiene en suspensión debido a su diferente peso específico y a la agitación producida por el movimiento de vaivén de las paletas del rastrillo.

No siendo posible su sedimentación, los finos pasan con el líquido por el rebosadero. La fracción más gruesa, por otra parte, se hunde rápidamente y es arrastrada por las paletas del rastrillo. La arena sedimentada avanza hacia arriba por el fondo inclinado del tanque. El movimiento de vaivén de las paletas del rastrillo transporta los granos de arena, y separa los finos de menor tamaño de los materiales gruesos, y los mantiene en suspensión hasta que éstos salen con el rebosamiento, las partículas más gruesas se separan por encima del nivel del líquido, siendo finalmente descargadas por la última de las paletas. (Ramalho, 2003).

#### **3.4. Homogenización y regulación del caudal**

La homogenización tiene por objeto uniformizar los caudales y características del efluente cuando los vertidos son irregulares, discontinuos o diferentes de unos momentos a otros, evitando que las descargas puntuales puedan afectar todo el proceso posterior. Para conseguir la homogenización y evitar la sedimentación de sólidos, el depósito o tanque donde se lleve a cabo este proceso debe estar provisto de un sistema de agitación, mecánico o por aire, (Ramalho, 2003).

### **3.5. Tratamientos secundarios**

Los tratamientos secundarios comprenden una gran variedad de procesos biológicos en donde las bacterias y varias poblaciones de microorganismos son los encargados de destruir y metabolizar la materia orgánica soluble y coloidal, reduciendo la DBO y la DQO a valores inferiores a 100 mg/L cuando se trata de sistemas aerobio y anaerobio complementario. La velocidad de degradación depende de la presencia de los microorganismos adecuados, teniendo en cuentas las características metabólicas requeridas en cada una de las etapas del tratamiento seleccionado.

En general los procesos biológicos también llamados procesos de tratamientos secundarios, son utilizados para la conversión de la materia orgánica disuelta y finalmente dividida, en flóculos biológicos sedimentables y en sólidos siendo eliminados en los fangos de sedimentación, generando así la reducción de la materia orgánica (Metcalf y Eddy, 1995).

En un tratamiento secundario no se busca la eliminación de microorganismos patógenos o carga microbiana en general, básicamente se centra en la reducción de la materia orgánica.

Los procesos biológicos se pueden clasificar en dos grandes grupos, aerobios y anaerobios. Los primeros emplean bacterias que se desarrollan en presencia de oxígeno disuelto en el agua, mientras que en los segundos las bacterias sobreviven en ausencia de oxígeno. En ambos casos las poblaciones microbianas convierten la materia orgánica en nueva biomasa o fango, dióxido de carbono y metano.

Las características de ambos tipos de procesos presentan ventajas y desventajas con relación a las características de diseño, condiciones técnico económicas y eficiencia de remoción de la carga contaminante; así los procesos anaeróbicos ofrecen una diversidad de atractivos a diferencia de los procesos aeróbicos, dado que a la tasa a la que se puede llevar a cabo el tratamiento no

está limitada por la tasa a la que se puede suministrar el oxígeno, (Ramalho, 2003).

El anaerobio tiene bajas tasas de producción de lodos residuales, y no requiere la introducción de un sistema de aeración; lo que reduce sustancialmente los costos de operación, siendo su principal desventaja la reducción incompleta de DBO (70- 80 %) (Cuadro 3.1).

**Cuadro 3.1.** Diferencia entre los sistemas de tratamiento aerobio y anaerobio (Arrieta, 1998)

TRATAMIENTO AEROBIO	TRATAMIENTO ANAEROBIO
Rendimientos de eliminación de DQO mayor al 90%.	Rendimiento de eliminación de DQO entre 70-80%.
Gran consumo energético, requerido en la aireación. Genera de 3 a 20 veces más lodos.	Muy bajo consumo energético. Produce bajas cantidades de lodos.
Mayor consumo de nutrientes (DQO: N: P = 100:5:1).	Baja cantidad de nutrientes (DQO: N: P: = 100: 0.5: 01).
Adecuado para DQO > 200 mg/L	Adecuado para DQO mayores a 1500 mg/L
No permite paradas sin sustrato, ni aireación.	Requiere control de olores, y mayor control de pH (6.5-7.5).

### 3.6. Tratamientos anaerobios

Para las aguas residuales de alta carga orgánica (2000- 3000 o más mg DBO/L) la degradación anaerobia puede representar la digestión más conveniente. En dicho proceso la materia orgánica se descompone por la acción de los microorganismos en ausencia de oxígeno produciendo metano y dióxido de carbono (Figura 1). La gran variedad de géneros microbianos predominantes en vertimientos tan fluctuantes y con altos niveles de materia orgánica como son los de la industria de alimentos y bebidas permiten que la digestión anaerobia constituya una buena alternativa para el tratamiento secundario, obteniendo altos porcentajes de remoción , aproximadamente un 90 % (Winkler, 1995).



**Figura 3.2.** Reacción general de la digestión anaerobia (Schroeder, 1990)

Básicamente un reactor anaerobio cerrado, para evitar el contacto del aire, la materia orgánica soluble y coloidal, se transforma en ácidos volátiles que a su vez, se transforma en metano y CO<sub>2</sub>. Estos procesos fermentativos son mediados por diferentes tipos de bacterias que llegan a producir un 65 % de metano en el gas producido, lo cual permite aprovecharlo para mantener la temperatura idónea de la digestión.

Así el tratamiento anaerobio se puede operar en distintos sistemas, variando las condiciones en el flujo de la corriente a tratar, los materiales de construcción y los soportes de acuerdo a las características y los caudales tratados.

### **3.6.1. Principales sistemas de tratamiento anaerobio**

- Reactores de contacto (CSTR). El sistema donde la biomasa no tiene soporte físico y mediante agitación se favorece el contacto bacterias-sustrato, evitando la sedimentación de sólidos en el interior del reactor (Ramalho, 1991).
- Filtro anaerobio. En el interior del reactor un material de relleno actúa de soporte físico para la biomasa, y el agua circula en el interior en dirección ascendente (Fernández, 1996).
- Reactores de lecho fijo. En estos reactores los microorganismos se adhieren al medio inerte, que puede ser cualquiera de los medios usados en los lechos bacterianos. Se destacan reactores de lecho expandido, fundido y reciclado (Hernández, 1992).
- Reactor UASB. Sistema a través del cual el agua residual fluye ascensionalmente a través del fango anaerobio alcanzándose la depuración y la retención de la biomasa por medio de los separadores de tres fases: agua-fango-gas (Arrieta, 1998).

Uno de los sistemas anaerobios más utilizado para el tratamiento de aguas residuales es el sistema UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), dicho sistema fue introducido a mediados de la década de los setenta por Lettinga y colaboradores en la Universidad Agrícola de Wageningen (UAW) en Holanda para el tratamiento de aguas residuales industriales generadas en la industria alimenticia (Orozco y Giraldo, 1986).

En los años 80's se reconoció el potencial de la aplicación de la tecnología UASB para el tratamiento de aguas residuales domésticas industriales en países en vía de desarrollo.

Este tipo de sistema no lleva ningún material de soporte de los microorganismos, pues la propia biomasa produce unos flóculos o granos relativamente densos que actúan de auto soporte. El sistema UASB se adapta muy bien al tratamiento de afluentes con alto contenido de materia orgánica, siendo empleado en casos donde la eliminación o conversión de la misma en metano es el objetivo principal.

Las partes más destacables del reactor UASB son el sistema de alimentación, la distribución del influente y el separador de fases. En este tipo de reactor el agua se reparte por toda la sección inferior a través de una capa densa de fango anaerobio atravesando ésta en su movimiento ascensional, donde la DQO removida es convertida parcialmente en biogás.

El proceso de digestión anaerobia es afectado por múltiples factores como: la temperatura, el tiempo de retención, el pH, la composición química del agua residual, la competencia de las bacterias metanogénicas con las bacterias sulfato-reductoras y la presencia de tóxicos; siendo el principal problema de este sistema la retención de la biomasa dentro del reactor, trabajando con tiempos de retención hidráulicos bajos (velocidades de agua elevadas). La actividad metanogénica potencial de dicha biomasa se ve principalmente afectada por aspectos físicos de diseño (capacidad y tiempo de retención, contacto biomasa-agua, inhibición por

retroalimentación y compuestos tóxicos) del reactor que limitan su capacidad de tratamiento.

### **3.7. Reactores UASB**

Un tipo de reactor anaerobio hoy utilizado muy frecuentemente en el tratamiento de aguas residuales es el reactor UASB (del término inglés: *upflow anaerobic sludge blanket*), el cual es un reactor de flujo ascendente y manto de lodos. El reactor UASB fue desarrollado en Holanda por Lettinga *et al.*, en 1980 y se ha utilizado en industrias de producción de alimentos, plantas azucareras, cervecerías, fábricas de conservas alimenticias, industrias de celulosa y papel, etc.

El agua residual entra por la parte inferior del reactor y sale tratado por la parte superior. El reactor no tiene ningún relleno para soportar el crecimiento biológico. El lodo formado en el reactor puede considerarse dividido en dos zonas; la zona 1, se denomina “lecho o cama de lodos”. Y la zona 2 es la “manta de lodos”. La diferencia entre estas dos zonas es la compactación del lodo obteniéndose en la zona 1 un lodo mucho más compacto que en la zona 2.

La pieza superior del reactor sirve de sedimentador de lodo y colector de gas. La pantalla crea una zona de bajo nivel de turbulencia en donde un 99% del lodo en suspensión se sedimenta y es retornado al reactor. La pantalla sirve también para recuperar el gas que sale por la parte del centro. La biomasa en un reactor UASB está formada por gránulos de 3 a 4 mm. Que tienen altas velocidades de sedimentación y por consiguiente son casi totalmente retenidos en el reactor.

Las principales ventajas que posee el reactor UASB con respecto a otros tipos de reactores anaerobios son las siguientes:

1. Bajo costo de inversión debido a que se ocupan cargas de diseño de 10 kgDQO/m<sup>3</sup>d o más altas; por lo tanto el volumen del reactor es pequeño.

2. Las fermentaciones ácidas y metánica, así como la sedimentación tienen lugar en el mismo tanque. Por lo tanto, las plantas son muy compactas, con considerable economía de espacio.
3. Como no hay relleno, se elimina la posibilidad de corto circuitos y obstrucciones.
4. El consumo de potencia es bajo puesto que el sistema no requiere ninguna agitación mecánica.
5. La retención de biomasa es muy buena y por lo tanto no es necesario reciclar el lodo.
6. La concentración de biomasa es alta (e.g., 8% de sólidos). Por consiguiente el sistema es resistente a la presencia de sustancias tóxicas y fluctuaciones de carga, (Caicedo, 2006).

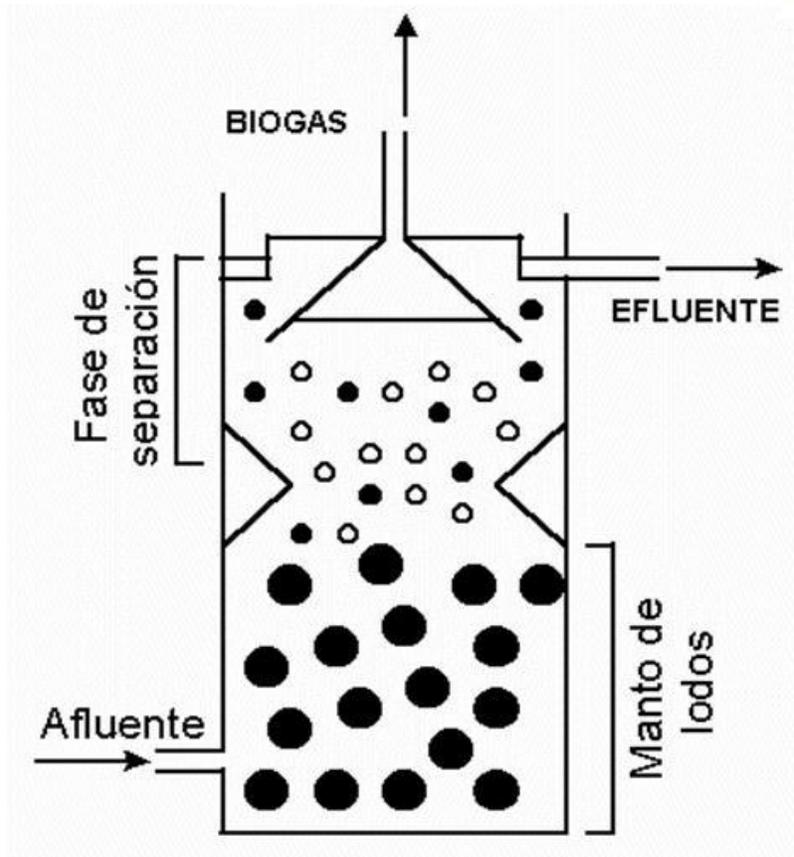


Figura 3.3. Reactor UASB (Caicedo, 2006)

### 3.8. Factores que determinan el proceso anaerobio

La digestión anaerobia está influenciada por una serie de procesos que determinan su eficacia como lo son:

- Temperatura
- Concentración de sólidos
- Mezcla de lodos a digerir
- Ácidos volátiles en los lodos
- Requerimientos de pH y alcalinidad

### 3.8.1 Efectos de la temperatura

Las reacciones anaerobias se desarrollan en un amplio rango de temperaturas, las cual se divide en dos zonas una zona mesofílica, que abarca, entre los 12°C y los 35°C con un óptimo entre los 29 y 33°C; y una termofílica entre los 35°C y los 65°C, con un óptimo alrededor de los 55°C, en general mientras más alta se encuentre la temperatura del sistema la velocidades de reacción son mayores por lo cual más rápidamente se degrada el sustrato, como se muestra en la figura 3.4.

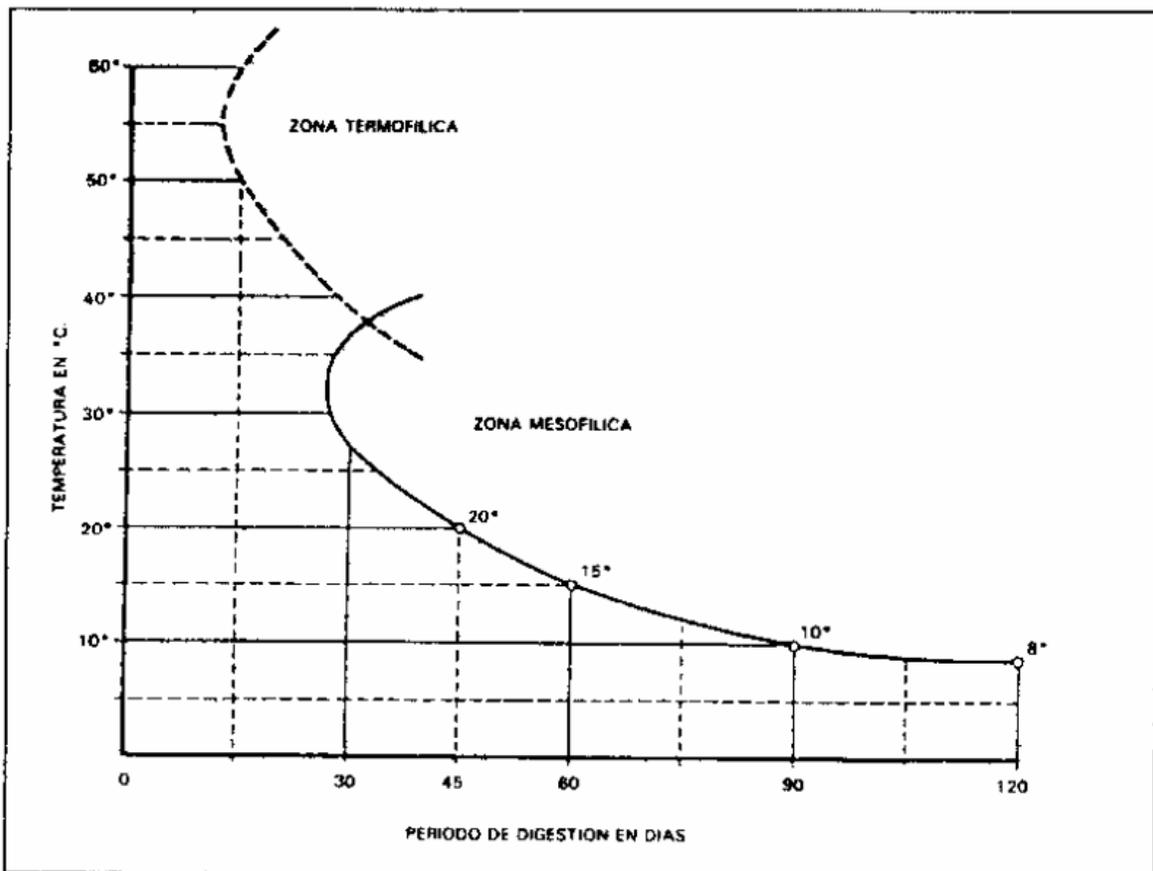


Figura 3.4. Temperatura en digestión anaerobia (Sanz, 2000)

La digestión termofílica permite una permanencia mínima en los estanques por lo cual el diseño de reactores es para un volumen más reducido, mejora la destrucción de bacterias y la deshidratación de lodos. Pero trabajar en este rango requiere mayores necesidades energéticas para el calentamiento y debido a la

sensibilidad excepcional del reactor a los cambios de temperatura, exige un gran control y en consecuencia, no es aconsejable trabajar en este rango. Por lo cual se recomienda una digestión mesofílica a temperatura controlada, (Catalán, 2002).

### **3.8.2. Concentración de sólidos**

Según datos experimentales en la decantación primaria, se consigue reducir con facilidad un 30% de DBO y un 60% de sólidos suspendidos en el agua residual. Análogamente en el tratamiento biológico se puede eliminar hasta el 95% de estos mismos índices. Esta contaminación que se extrae a las aguas residuales es arrastrada por los lodos, ya sea íntegramente (lodo primario) o parcialmente (lodo activado).

En consecuencia, el agua residual, puede llegar a contener entre un 1 y un 10% de sólidos, siendo el resto agua. Dicho lodo contiene una gran cantidad de materia orgánica biodegradable, (Catalán, 2002).

Los productos residuales del proceso serán sólidos inorgánicos, líquidos y gases. Los líquidos deberán ser recirculados al proceso de tratamiento del agua residual con el objeto de disminuir el volumen de lodos a la salida de la digestión. Los gases deberán ser extraídos del digestor y procesados para obtener energía, o simplemente quemados y evacuados sin aprovechamiento.

La materia inorgánica sólida, por su carácter inerte, no debería presentar problemas para su evacuación. El objetivo primordial del proceso de digestión es reducir la materia putrescible a las condiciones más estables. En el proceso de reducción, parte de los sólidos volátiles desaparecen y el contenido total de materia orgánica resulta de este modo inferior en el lodo digerido. Así mismo, por el proceso de recircular el sobrenadante, se consigue una reducción del volumen de lodos.

Por otra parte, a través del proceso de digestión se logra la eliminación de gran parte de los gérmenes patógenos, al someterlos a condiciones ambientales

muy diferentes a las del agua residual. El proceso de digestión mejora también en general, las características del lodo desde el punto de vista de su factibilidad de manejo, aunque esto no pueda considerarse como uno de los objetivos fundamentales del proceso sino como una consecuencia positiva del mismo.

La concentración de sólidos es importante siempre para mantener una buena digestión, al adoptarse un proceso acelerado conviene asegurar que esta concentración sea continua. Las concentraciones normales en los digestores se sitúan entre los 4 y 7%. Es importante mantener una homogeneidad adecuada en los lodos en el digestor, lo que lleva a la necesidad de una agitación para el aseguramiento de una mezcla homogénea.

En el caso de reactores de flujo ascendente y manto de lodos esta condición no es necesaria, pues una agitación dentro del reactor destruiría tanto la cama como el manto de lodos. Por lo cual, la homogeneización debe ser previa, (Catalán, 2002).

### **3.8.3 Requerimientos de pH y alcalinidad**

Los organismos que intervienen en cada fase son diferentes, y debe producirse un equilibrio entre la producción de ácidos y su regresión, para que ambos tipos de organismos puedan coexistir dentro del digestor y encuentren las posibilidades ambientales para su desarrollo (Hernández, 1986).

Concretamente, los organismos productores de ácidos y, por consiguiente, el proceso de digestión suele interrumpirse por el decaimiento de los organismos productores de metano debido a algún cambio ambiental que les hace menos viables. Esta es la razón de que el pH del lodo en digestión sea indicio de que la digestión se está realizando en condiciones adecuadas, ya que, si los organismos productores de metano son inhibidos o destruidos, no se degradan los ácidos producidos y el pH dentro del digestor disminuiría progresivamente. Por debajo del pH 6.2 la supervivencia de los organismos productores de metano sería imposible

y, por consiguiente, cuando en un digestor se alcanza este pH, la digestión puede considerarse como interrumpida, (Catalán, 2002).

El control del pH determina si los distintos procesos se realizan satisfactoriamente. El lodo digerido tiene pH comprendido entre 7 y 8. La reacción alcalina constituye la base que el tratamiento es correcto. Desde el punto de vista del equilibrio ácido-base, puede representarse el líquido de suspensión de un lodo digerido, como una solución acuosa de productos indeterminados y terminales, que se obtienen en el curso de la digestión como son:

- Ácidos volátiles (acético, propiónico, butírico) en equilibrio con sus sales
- El ácido carbónico en equilibrio con su sal ácida el bicarbonato
- El amoníaco en forma de sales

Para un pH y una concentración dada, existe una relación definida entre el ácido y su sal. De la misma forma, para una concentración de  $\text{CO}_2$  dada, solamente existe una relación entre ácido libre y bicarbonato. Los ácidos acéticos, propiónico y butírico son ácidos de igual fuerza, ligeramente superior a la del ácido carbónico que puede considerarse como un ácido débil.

A pH 7, todo el ácido volátil se encuentra en forma de su sal asociada. Con pH comprendido entre 4.1 y 7, el equilibrio ácido base se caracteriza por la presencia de bicarbonato, de ácido carbónico, de acetato y de ácido acético. Cuando los ácidos volátiles aumentan en el líquido intersticial de los lodos de un digestor, una parte de estos ácidos se transforma en sales por la acción sobre el bicarbonato, que constituye una reserva alcalina.

El pH disminuye tanto menos, cuando mayor es la reserva alcalina. A cada una le corresponde un nuevo equilibrio ácido base calculada. El equilibrio térmico exige una homogeneidad en la mezcla del lodo en digestión. El más efectivo de los sistemas, es la recirculación rápida y segura del lodo.

La introducción del lodo, a concentración constante, que mejora el rendimiento de la digestión, se efectúa mezclándolo con el que retorna en los intercambiadores de calor, es decir, amortiguando la caída de temperatura, que se produciría de alimentar el digestor con los lodos fríos, (Catalán, 2002).

### **3.8.4 Relación ácidos volátiles /alcalinidad**

#### **3.8.4.1 Ácidos volátiles**

La concentración de ácidos volátiles, como producto de la fermentación, tiene una gran importancia en el proceso de digestión, pues puede llegar a acidificar el lodo provocando un fallo en el proceso. Los valores óptimos están comprendidos entre 50 y 500 mg/L como ácido acético, siendo un valor extremo 2000 mg/L (Metcalf y Eddy, 1994).

El aumento en la concentración de ácidos volátiles puede venir producido por una sobrecarga de alimentación o por una inhibición de las metanobacterias. A su vez, una gran concentración puede provocar la rotura de la capacidad tampón del fango, disminución del pH y, en consecuencia, inhibición de las bacterias formadoras de metano.

#### **3.8.4.2 Alcalinidad**

La mayor parte de la alcalinidad del fango de digestión está formada por bicarbonato amónico, consecuencia de la combinación del amoniaco con el dióxido de carbono producido en la fermentación ácida (Hernández, 1986). Las respectivas concentraciones de alcalinidad y ácidos volátiles dan como consecuencia la capacidad tampón del sistema. Por ello, el verdadero parámetro de control del proceso, que engloba los tres parámetros anteriores, es la relación llamada ácidos volátiles/ alcalinidad. Es deseable que la capacidad tampón del sistema sea alta, lo cual se traduce que la relación anterior sea baja (entre 0 y 0.1).

Cuando la relación ácidos volátiles –alcalinidad comienza a aumentar quiere decir que algo no anda bien. Al alcanzar valores de 0.5, debido a serios

descensos de alcalinidad, y al llegar a 0.8 o más el pH del contenido del digestor comienza a descender. Por lo tanto, este parámetro parece ser un indicador más eficaz que el pH, puesto que este cambiará cuando ya se haya roto la capacidad tampón del sistema, mientras que la relación ácidos volátiles- alcalinidad es un indicador de dicha capacidad tampón, (Catalán, 2002).

### 3.8.5 Fermentación ácida

La materia orgánica solubilizada es rápidamente convertida, bajo condiciones anaerobias, a ácidos orgánicos. Los principales ácidos producidos son acético, propiónico y butílico con trazas de fórmico, valérico, isovalérico y caproico como se puede observar en el cuadro 3.2.

La fermentación ácida se caracteriza por la disminución del pH, desde valores cercanos a pH neutro hasta valores próximos a 5.0. Es importante hacer notar que, a través, de la etapa de fermentación ácida, no existe reducción apreciable de DBO o DQO, ya que es simplemente una conversión de un tipo de compuesto orgánico a otro. Las bacterias, que llevan a cabo estas dos primeras etapas son las llamadas formadoras de ácidos, son facultativas y muy resistentes a las condiciones ambientales, (Catalán, 2002).

**Cuadro 3.2.** Fermentación alcalina y ácida

<b>Fermentación ácida</b>			
Fangos frescos +	microorganismos	→	CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O + ácidos orgánicos
Substrato complejo	Principalmente formadores	→	Productos de degradación
Carbohidratos	de ácidos (saprofíticos		Productos celulares y otros de degradación
Grasas	facultativos)		intermediaria
Proteínas			
<b>Fermentación alcalina</b>			
Ácidos inorgánicos +	microorganismos	→	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> + Otros productos finales
Productos celulares y otros de degradación	Principalmente formadores de metano (anaerobios)	→	Metano, anhídrido carbónico
intermediaria			H <sub>2</sub> O, SH <sub>2</sub> y productos de degradación

### 3.8.6 Fermentación metánica

Los organismos metánicos sólo fermentan unos pocos compuestos, siendo la mayor parte de ellos producto de otras fermentaciones bacterianas (alcoholes, ácidos volátiles y unos pocos gases). El mecanismo de fermentación metánica se esquematiza en la figura siguiente:

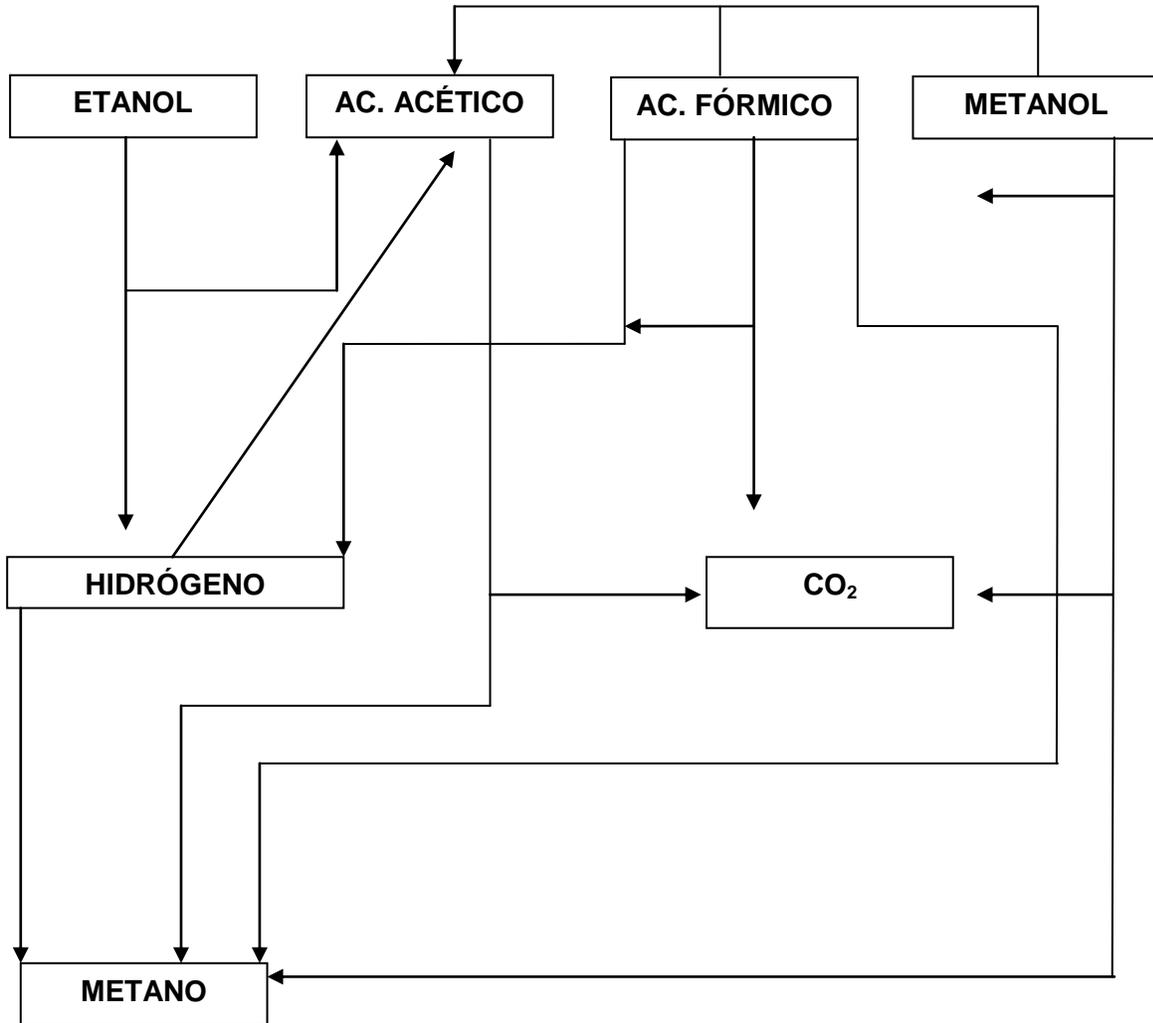


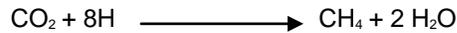
Figura 3.5. Esquematización de la fermentación metánica (Sanz, 2000)

Aunque el metano es producido a partir de todos los ácidos volátiles, al final se obtiene de dos únicas fuentes, de la reducción de dióxido de carbono y de la fermentación de ácido acético. Las relaciones involucradas son:

**Fermentación del ácido acético:**



### **Reducción del dióxido de carbono:**



Las metano-bacterias son estrictamente anaerobias y muy sensibles a las condiciones ambientales, por lo que la etapa de fermentación metánica es la fase limitante del proceso de digestión, (Catalán, 2002).

### **3.8.7 Requerimientos de nutrientes**

Las materias orgánicas que se desean estabilizar son frecuentemente muy complejas. Por lo general, no se puede actuar sobre la materia en sí, que dependen de las características orgánicas del agua residual. En cambio, se puede actuar sobre las concentraciones de los lodos y la frecuencia de alimentación del digestor.

Los microorganismos anaerobios necesitan nutrientes para soportar el crecimiento. Una relación típica para este crecimiento es de DQO: N: P = 100: 1: 0.2, dependiendo de la naturaleza de los compuestos orgánicos para ser biodegradados y la generación de lodos del sistema de tratamiento (Hernández, 1986), (Catalán, 2002).

### **3.9 Toxicidad**

Los metanógenos son comúnmente considerados muy sensibles a los tóxicos, tanto en el agua residual como en los microorganismos envueltos en este proceso. Sin embargo las bacterias metanogénicas al igual que muchos microorganismos, pueden tolerar una extensa variedad de tóxicos; muchos de los compuestos tóxicos son biodegradados en reactores anaerobios, así los metanógenos no son afectados por ellos. Así puede ocurrir la aclimatación a compuestos tóxicos y la

reversibilidad de estos efectos tóxicos. La toxicidad de un compuesto depende de su concentración, su duración en el tiempo, la exposición, etc.

La toxicidad de iones es generalmente atribuido a la cantidad de cationes que a la de aniones, por ejemplo: Sodio, potasio, amonio, sulfito de hidrógeno, etc. Siendo muchos de estos cationes estimuladores de las reacciones de degradación en bajas concentraciones pero tóxicos en altas.

La toxicidad puede ser prevenida por la adición de otros cationes, los cuales actúan como cationes antagonistas. Por ejemplo, los efectos tóxicos del Sodio pueden ser reducidos por la adición de Potasio y reducirlo más aún con la adición de Calcio. Antagonistas pueden ser agregados como sal clorada. Si los antagonistas no están disponibles o son demasiado costosos, la mejor forma de prevenir la toxicidad puede ser la dilución (Metcalf y Eddy, 1994).

El Sulfito de Hidrógeno ha es un compuesto tóxico para los microorganismos anaerobios, especialmente metanógenos. Bajo condiciones estrictamente anaerobias, el Ión Sulfato es bioquímicamente reducido a Sulfito de Hidrógeno ( $H_2S$ ,  $HS^-$ ,  $S^{2-}$ ). La concentración tóxica total de Sulfito de Hidrógeno disuelto, en digestión anaerobia, ha sido reportada entre 200 y 300 mg/L, predominando la forma más tóxica a un pH bajo. Para prevenir la toxicidad por Sulfito de Hidrógeno, deben ser considerados:

- Prevenir la existencia de Sulfito de hidrógeno o Sulfato desde la introducción del agua residual.
- Diluir las aguas residuales bajo el umbral tóxico
- Formar un complejo insoluble o precipitado para remover los Sulfitos desde el reactor anaerobio por adición de hierro o sales de aluminio.
- Eliminar el sulfito desde las aguas servidas

### **3.10 Inhibición del proceso anaerobio**

El proceso de la digestión anaerobia no es ajeno al ataque de numerosos compuestos que de una forma u otra, inciden de manera negativa en el proceso.

Es por consiguiente un requisito, al trabajar con un proceso anaerobio, poder identificar la inhibición de la metanogénesis en una fase temprana para poder prevenir el fracaso del sistema. Los parámetros comúnmente usados para determinar los indicadores de inhibición son:

- ✓ Reducción en la producción de metano
- ✓ Incremento en la concentración de AGV
- ✓ Fallas en la Remoción de DQO
- ✓ Problemas con el pH
- ✓ Pobre estabilidad al someterlo a sobrecargas
- ✓ Respuesta lenta a condiciones de parada y arranque del sistema

Existen sustancias que en cualquier concentración son inhibitorias de la metanogénesis como hidrocarburos clorados, cianuros, detergentes, antibióticos, formaldehídos y ácidos como el fluoracético.

Los efectos de algunos cationes, como Sodio, Potasio, Calcio y Magnesio, en la degradación anaerobia son de gran importancia en el arranque de un reactor anaerobio, al igual que los efectos producidos por el ácido sulfhídrico a 30°C.

Investigaciones realizadas indican que la producción de gas no es una función lineal de la concentración de ácido sulfhídrico y que a concentraciones mayores de 200 mg/l producen severos efectos de inhibición y la producción de gas se detiene por completo. El factor más importante en la inhibición de la metanogénesis por azufre es la habilidad de las bacterias sulfato - reductoras por

competir con las bacterias metanogénicas por el hidrógeno libre y otros donadores de electrones tales como el metanol, acetato y propionato.

La toxicidad de detergentes es importante ya que estos compuestos estarán ocasionalmente presentes en los lixiviados, debido a los residuos de empaques que se encuentran en el relleno. Los detergentes aniónicos y catiónicos causan una inhibición metanogénica del 50% a una concentración de 50 y 20 mg/L respectivamente, (Caicedo, 2006).

### **3.11 Factor de mezclado**

Antiguamente las plantas de digestión anaerobias consistían exclusivamente en un depósito de agua residual cerrada a la atmósfera, en él se producía una estratificación, que de abajo hacia arriba se puede interpretar de la siguiente manera: Sustrato digerido, Sustrato en fase de digestión, efluente clarificado, capa de espuma y gases de digestión.

Al desarrollarse el proceso y llegar a la denominada digestión de alta carga, se estableció que era fundamental que el contenido del digestor fuera mezclado completamente de una forma más o menos continua. Con ello, se consigue reducir sustancialmente el tiempo de digestión.

Las razones que justifican llevar a cabo el mezclado son:

- Lograr un contacto de forma continua entre los microorganismos activos con el sustrato suministrado.
- El sustrato suministrado es uniformemente distribuido y está siempre a disposición de los organismos.
- Se mantiene a niveles mínimos la concentración de productos finales e intermedios, así como a los posibles inhibidores del metabolismo bacteriano.

- Se mantiene una homogeneidad térmica, previniendo la estratificación por este concepto.

Otros objetivos del mezclado han sido consecuencia del problema de la capa de espuma de los digestores, intentando conseguir la rotura de dicha capa o evitar su formación.

En consecuencia, han surgido muchos sistemas de mezclado fundamentalmente basados en el bombeo del agua residual, bombeo del gas a través del licor mezcla del digestor y la agitación mecánica del contenido de la instalación. Cada uno tiene sus ventajas e inconvenientes, pero hay que presuponer el efecto distinto que tienen sobre el proceso de digestión. Así por ejemplo, el grado de agitación del agua residual debe influir en la tasa de solubilidad de los sólidos orgánicos (fase de licuefacción).

Para el caso de reactores UASB el factor de mezclado juega un papel importante, no considerando el reactor como un todo, sino en las distintas etapas que este presenta (cama y manto de lodos), (Catalán, 2002).

### **3.12 Comparación entre la digestión aerobia y anaerobia**

Explicados los fundamentos básicos del proceso de digestión anaerobio, es conveniente comparar las ventajas e inconvenientes en relación con un proceso aerobio. Sin embargo, como en todo asunto técnico no se puede olvidar que en los casos límite será siempre necesaria una comparación directa entre ambos.

En primer lugar, la digestión aerobia se basa en microorganismos que utilizan oxígeno y por lo tanto, son del mismo tipo que los utilizados en el proceso de tratamiento de aguas residuales, tanto en lodos activados, como en lechos bacterianos. La digestión anaerobia utiliza microorganismos anaerobios que se encuentran en el lodo fresco en las cantidades necesarias para el tratamiento, por

lo que el lodo fresco ha de recibir el tratamiento de organismos formados en el digestor. Por otra parte, el costo de inversión en los procesos anaerobios es siempre mayor que en los procesos aerobios. La digestión anaerobia precisa de un depósito de menor tamaño y cerrado, precisando instalaciones costosas para la conducción de gases y la utilización como calefacción de dichos digestores. La digestión anaerobia es más favorable que la aerobia cuando la superficie de terreno disponible para la construcción de la planta es escasa.

Una característica, que puede definir la disyuntiva entre ambos sistemas, es la consideración de si los lodos a digerir son de un tratamiento primarios únicamente o mezclas de primarios y secundarios. Los lodos frescos procedentes del primario, si no han estado mucho tiempo en el decantador antes de su extracción, son más susceptibles a un tratamiento anaerobio. Los lodos secundarios y los que están parcialmente tratados se digieren mejor en forma aerobia.

El sistema de digestión aerobia permite realizar, en todo o en parte, la nitrificación, mientras que este paso no se produce nunca en los digestores anaerobios.

Desde el punto de vista funcional, es preferible el sistema aerobio, ya que el control del sistema anaerobio es mucho más complicado, su tiempo de puesta en marcha mucho más largo.

Por otra parte el digestor anaerobio, al ser un recinto cerrado, ofrece más dificultad para limpieza y simple inspección visual de lo que está ocurriendo dentro, mientras que en el digestor aerobio, para operadores experimentados, es fácil saber lo que está ocurriendo en cada momento y adoptar las medidas correspondientes, en caso de surgir problemas en el funcionamiento del proceso, (Catalán, 2002).

### 3.12.1 Degradación anaerobia de la materia orgánica

La degradación anaerobia de la materia orgánica requiere la intervención de diversos grupos de bacterias facultativas y anaerobias estrictas, las cuales utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados por cada grupo. La digestión anaerobia de la materia orgánica involucra tres grandes grupos tróficos y cuatro pasos de transformación:

#### 1. Hidrólisis

Grupo I: bacterias hidrolíticas

#### 2. Acidogénesis

Grupo I: bacterias fermentativas

#### 3. Acetogénesis

Grupo II: bacterias acetogénicas

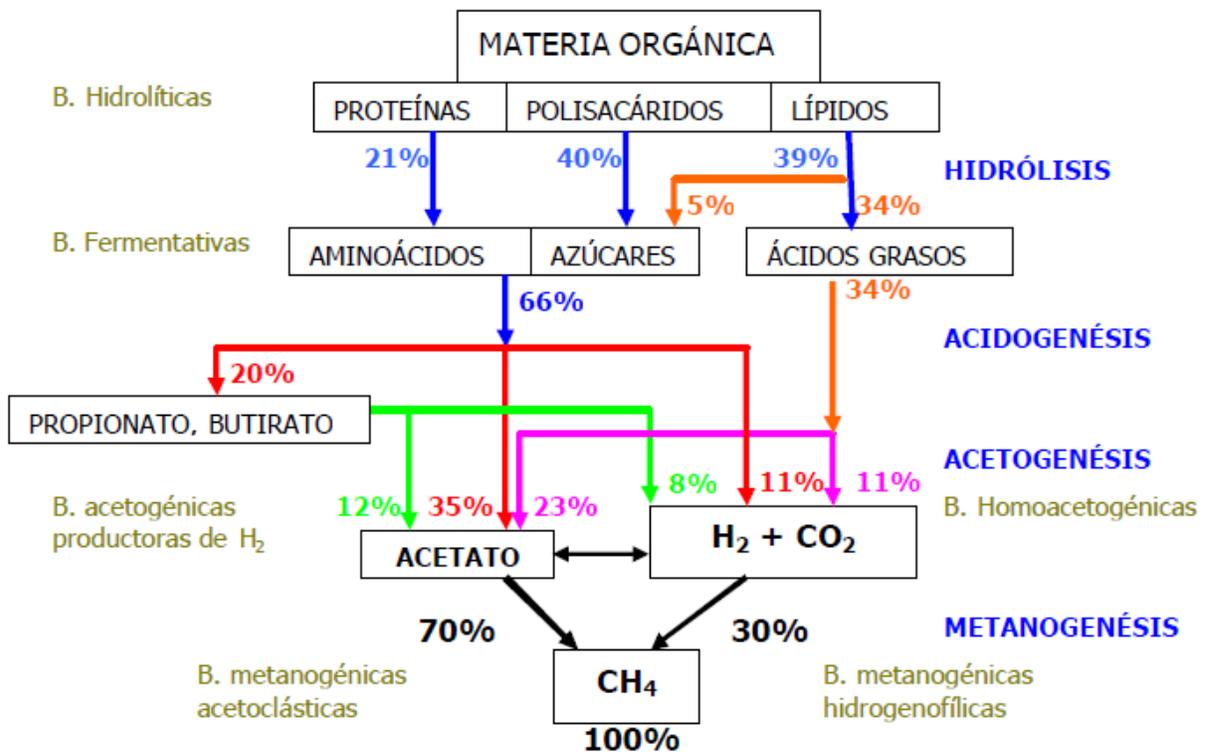
#### 4. Metanogénesis

Grupo III: bacterias metanogénicas

El proceso se inicia con la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos por la acción de enzimas extracelulares producidas por las bacterias del Grupo I. Los productos de esta reacción son moléculas de bajo peso molecular como los azúcares, los aminoácidos, los ácidos grasos y los alcoholes, los cuales son transportados a través de la membrana celular; posteriormente son fermentados a ácidos grasos con bajo número de carbonos como los ácidos acético, fórmico, propiónico y butírico, así como compuestos reducidos como el etanol, además de  $H_2$  y  $CO_2$ . Los productos de fermentación son convertidos a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por la acción de las bacterias del Grupo II, las cuales son conocidas como “bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno”.

Finalmente las bacterias del Grupo III o metanogénicas convierten el acetato a metano y  $CO_2$ , o reducen el  $CO_2$  a metano (Figura 3.6). Estas Transformaciones involucran dos grupos metanogénicos que son los encargados

de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente: acetotróficas e hidrogenotróficas. En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico pueden también ser usados como sustratos del grupo metanogénico (Díaz-Báez, 2002).



**Figura 3.6.** Etapas de la digestión anaerobia (Madigan, 1997, van Haandel, 1994)

Deben ser tomados en cuenta dos puntos importantes, con respecto a los diferentes procesos que ocurren durante la digestión anaerobia de la materia orgánica:

1. Según la Figura 3.6 se observa que solamente cerca del 30% de la materia orgánica afluente es convertida a metano por la vía hidrogenofílica, por lo tanto una condición necesaria para obtener una óptima remoción de la

materia orgánica en un sistema anaerobio, es que la metanogénesis acetoclástica se desarrolle eficientemente.

2. La fermentación ácida tiende a bajar el pH, debido a la producción de ácidos grasos volátiles (AGVs) y otros productos intermediarios, mientras que la metanogénesis solo se desarrolla cuando el pH está cercano al neutro. Por lo tanto, si por alguna razón la tasa de remoción de AGVs a través de la metanogénesis no acompaña a la tasa de producción de AGVs, puede surgir una situación de inestabilidad: baja significativamente el pH del sistema, causando la inhibición de las bacterias metanogénicas. Esta "Acidificación" del sistema es una de las principales causas de falla operacional en los reactores anaerobios. Lo anterior puede ser evitado cuando se garantiza un equilibrio entre la fermentación ácida y la fermentación metanogénica, a través de mantener una alta capacidad metanogénica y una buena capacidad buffer en el sistema (van Haandel, 1994).

En el cuadro 3.3, se consignan las principales reacciones bioquímicas que se llevan a cabo en el proceso de la digestión anaerobia.

**Cuadro 3.3.** Reacciones bioquímicas en la digestión anaerobia de la materia orgánica (Zinder, 1984)

<b>TIPO DE REACCIÓN</b>	<b>ECUACIÓN</b>
Fermentación de glucosa a acetato	$\text{Glucosa} + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2$
Fermentación de glucosa a butirato	$\text{Glucosa} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_4\text{H}_7\text{O}_2 + 2\text{HCO}_3^- + 3\text{H}^+ + 2\text{H}_2$
Fermentación del butirato a acetato e H <sub>2</sub>	$\text{Butirato} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + \text{H}_2$
Fermentación del propionato a acetato	$\text{Propionato} + 3\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + \text{H}_2$
Acetogénesis a partir de H <sub>2</sub> y CO <sub>2</sub>	$\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O}$
Metanogénesis a partir del CO <sub>2</sub> e H <sub>2</sub>	$\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$
Metanogénesis a partir del acetato	$\text{Acetato} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+$

### 3.12.2 Microbiología de la digestión anaerobia

#### Grupo I: Bacterias hidrolíticas – fermentativas

Las bacterias que llevan a cabo las reacciones de hidrólisis y acidogénesis son anaerobias facultativas y los géneros más frecuentes que participan son los miembros de la familia *Enterobacteriaceae*, además los géneros *Bacillus*, *Peptostreptococcus*, *Propionibacterium*, *Bacteroides*, *Micrococcus* y *Clostridium*. Las bacterias con actividad proteolítica son en su mayoría especies de los géneros *Clostridium*, *Peptococcus*, *Bifidobacterium* y *Staphylococcus*. Bacterias como *Anaerovibrio lipolytica* con actividad lipolítica han sido aisladas del rumen; igualmente la *Butyrovibrio fibrisolvens* hidroliza fosfolípidos cuando crece con azúcares fermentables como fuente de carbono.

#### Grupo II: Bacterias acetogénicas

Para que tenga lugar una eficiente metanogénesis, los productos de fermentación como el propionato y el butirato deben ser oxidados a acetato, CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>, esta oxidación es llevada a cabo por un grupo denominado “organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno (OHPA)”, mediante un proceso conocido como acetogénesis. Aunque la mayoría de este tipo de reacciones consume energía, en ambientes anaerobios donde la energía disponible es baja, el acoplamiento de la actividad de las bacterias OHPA con las bacterias consumidoras de H<sub>2</sub> (metanógenos hidrogenofilicos) permite un balance energético favorable. Este último grupo, consume el hidrogeno generado por las OHPA manteniendo una presión parcial de H<sub>2</sub> a un nivel adecuado para que termodinámicamente pueda darse la conversión de los AGV a acetato e hidrógeno. Esta asociación se conoce como “relación sintrófica” o “transferencia interespecífica de hidrógeno”. Solamente un limitado número de especies del grupo OHPA han sido aisladas; probablemente existan más, pero aún no son conocidas.

Dentro de las especies aisladas se pueden mencionar:

- ✓ *Syntrophomonas sapovorans*
- ✓ *Syntrophobacter wolinii*
- ✓ *Syntromonas wolfei*
- ✓ *Syntrophospora bryantii*
- ✓ *Syntrophus buswellii*

Dentro del grupo de acetógenos existe un grupo de bacterias conocidas como “bacterias homoacetogénicas” las cuales son anaerobias obligadas y utilizan el CO<sub>2</sub>, como aceptor final de electrones, produciendo acetato como producto único de la fermentación anaerobia. Aunque este grupo no es un grupo taxonómico definido, en el se incluyen una variedad de bacterias Gram (+) y Gram (-) formadoras de esporas como: *Clostridium aceticum*, *Clostridium formicoaceticum* y *Acetobacterium woodii* (Díaz, 2002).

### **Grupo III: Bacterias metanogénicas**

Las bacterias metanogénicas pertenecen al grupo actualmente conocido como Archaeaea, cuyos miembros presentan características diferentes a las encontradas en Bacteria. Estas características están relacionadas fundamentalmente con la composición química de algunas estructuras celulares. Las bacterias metanoogénicas son anaerobias estrictas y producen metano como principal producto del metabolismo energético. A pesar de los requerimientos estrictos de anaerobiosis obligada y el metabolismo especializado de este grupo, estas bacterias se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza. La actividad metanogénica es mucho mayor en ecosistemas de aguas dulces y terrestres, la menor actividad detectada en océanos, se debe a la alta concentración de sulfatos, condición que favorece la sulfato reducción en sedimentos marinos (Zinder 1998).

Con base en el tipo de sustrato utilizado, las bacterias metanogénicas se subdividen en tres grupos:

Grupo 1: utiliza como fuente de energía  $H_2$  formato y ciertos alcoholes, el  $CO_2$  es el aceptor final de electrones el cual es reducido a metano.

Grupo 2: utiliza una amplia variedad de compuestos que tienen el grupo metilo. Algunas de las moléculas son oxidadas a  $CO_2$ , el cual actúa con aceptor final de electrones y se reduce directamente a metano.

Grupo 3: aunque la mayor parte del metano que se genera en la naturaleza proviene del rompimiento del acetato, la habilidad de catabolizar este sustrato está limitada a los géneros: *Methanosarcina* y *Methanosaeta* (Methanotrix). Es frecuente encontrar en reactores anaerobios, una competencia por el acetato entre estos dos géneros, sin embargo, las bajas concentraciones de acetato que usualmente predominan al interior de los reactores favorece el crecimiento de las *Methanosaeta* (Díaz, 2002).

### **3.13 Características de los lodos**

La composición de los lodos en un sistema en particular dependerá de la composición de los nutrientes de las aguas residuales por tratar, así como de las condiciones de operación de la planta (Winkler, 1999).

Diferentes procesos producen diferentes lodos, y los reportes sobre el comportamiento de los lodos parecen estar en conflicto entre sí. Además, los lodos de un proceso particular pueden mostrar variaciones estacionales (Winkler, 1999).

Las características esenciales de un lodo especifican que debe contener una población microbiana capaz de descomponer una proporción tan grande como sea posible de los nutrientes en las aguas residuales que se purifican, y que debe flocular con facilidad, el profesional a cargo de los tratamientos de aguas residuales tiene entonces la responsabilidad de proveer y mantener condiciones

en la planta de tratamiento que permitan que puedan ocurrir dichos efectos (Winkler, 1999).

En el caso de residuos industriales que no cuenten con una población microbiana, puede ser necesario proporcionarla de otra fuente de lodos microbianos anaeróbicos, y aun en el caso de la digestión de lodos de aguas negras, se acostumbra inocular a un nuevo proceso con lodos anaeróbicos procedentes de un digestor en operación (Winkler, 1999).

La población microbiana tendrá la tendencia de adaptarse por sí sola a los nutrientes disponibles, a menos que haya una falla de balance nutritivo, como la deficiencia de un factor esencial de crecimiento, la presencia de una sustancia inhibidora, tóxica, o una sustancia que pueda ser utilizada como nutriente por sólo un limitado número de microorganismos. Estos necesitarán corrección por suplementación, dilución o siembra con un cultivo microbiano especialmente desarrollado. La adaptación de una población microbiana es un proceso lento, especialmente a los bajos niveles de actividad a los que operan en general los procesos de tratamiento de agua residual. El lodo de un sistema toma aproximadamente el mismo tiempo que el tiempo de residencia de los lodos para reaccionar ante un cambio significativo en la composición de la alimentación, de modo que frecuentes cambios en la composición de las aguas residuales pueden producir un lodo que nunca se adapta en particular a ningún tipo de alimentación (Winkler, 1999).

Las principales condiciones que se deberán encontrar en los reactores anaerobios de flujo ascendente son:

- Una efectiva separación del biogás, del desagüe y del lodo.
- El lodo anaeróbico debe presentar una buena capacidad de sedimentación y, principalmente, se debe desarrollar como un lodo granular.

- El desagüe debe ser introducido en la parte inferior del reactor.

Uno de los aspectos más importantes de los reactores anaerobios de flujo ascendente, es, su capacidad de producir el gránulo típico del lodo anaeróbico. Este lodo presenta una alta actividad específica (i.e. 1.0 g DQO/g SSV.día). Además de estos aspectos se debe citar el bajo valor del IVL (índice volumétrico de lodos), cerca de 50mL/g o menos y la velocidad de sedimentación que varía de 2 a 90 m/h en sistemas no “cargados”. De todas formas, el lodo granulado, con una velocidad de sedimentación de 40m/h, puede flotar en cargas muy altas. Se pueden desarrollar diferentes tipos de lodo granular, tales como bastón, filamentos y “con puntas” y esto depende de varios aspectos como lo son la composición del sustrato y la naturaleza de la puesta en marcha (Mansur, 2002).

La formación del gránulo, resultado de la agregación de bacterias anaerobias, hace posible un alto grado de retención de lodo, lo que es particularmente útil en el tratamiento de aguas residuales industriales (IHI, 2002).

Yu y col., citado por de Smedt (2002) ha definido que la granulación inicia una vez que las aglomeraciones bacterianas alcanzan 0.25 mm. Entre los parámetros del influente que afectan la granulación, se cree que el calcio tiene un efecto positivo en absorción y adhesión de bacterias. Una concentración de calcio de 300 mg/L en combinación con un DQO de 4000mg/L es óptima.

En particular, en la mayoría de configuraciones de reactores, una alta relación de Sólidos Suspendido Totales (SST) /Demanda Química de Oxígeno compromete el proceso de granulación y así el funcionamiento del reactor, requiriendo una preliminar remoción de SST. Como sea, altas concentraciones de Sólidos Suspendidos en el influente implica la disponibilidad de una amplia superficie para una pequeña cantidad de biomasa, resultando en el lavado de la biomasa (De Smedt, 2002).

La presencia de carbohidratos promueve la producción de polisacáridos extracelulares los cuales agrandan las aglomeraciones bacterianas y de ahí en adelante son esenciales en el proceso de granulación (De Smedt, 2002).

La aplicación de una alta carga de un mínimo de 0.6 g DQO/gSSV, se cree que aumenta la granulación (Hulshoff, 2002).

Un alto TRS (tiempo de residencia celular) y consecuentemente un lento crecimiento de los gránulos, se ha visto que presentan una alta resistencia mecánica (Pereboom, citado por De Smedt, 2002).

### **3.14 Subproducto: gas metano**

El gas metano es el principal subproducto de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica del agua residual. El metano es un hidrocarburo combustible, incoloro, de alto valor combustible. Normalmente no se encuentra en grandes cantidades en las aguas residuales sin tratar porque incluso las pequeñas cantidades de oxígeno tienden a ser tóxicas para los organismos responsables de la producción de metano. Ocasionalmente se produce metano como resultado de la descomposición anaeróbica de depósitos acumulados en el fondo. En las plantas de tratamiento, el metano se produce por los procesos de tratamiento anaeróbico que se usan para estabilizar los lodos de las aguas residuales (García, 1996.)

Un beneficio que implica esta tecnología es la sustitución de la leña por el biogás, por lo que previene en gran medida la destrucción de los bosques. Se ha calculado que un 1 m<sup>3</sup> de biogás utilizado para cocinar evita la deforestación de 0.335 ha de bosques con un promedio de 10 años de vida de los árboles (Rodríguez, 2001).

### **3.15 Aplicaciones y tendencias**

Tradicionalmente la digestión anaerobia ha sido utilizada para la estabilización de lodos primarios y secundarios en las plantas convencionales municipales.

Las principales aplicaciones de la tecnología anaerobia se presentan en residuos industriales con alta carga contaminante, por el beneficio que reporta en términos de ahorro energético. Los procesos de estabilización anaerobia también se han venido utilizando para el tratamiento directo de residuos líquidos, especialmente como tratamiento primario.

Las principales aplicaciones se concentran en el tratamiento de efluentes de la industria alimenticia tales como:

- Destilerías
- Cervecerías
- Refinerías de azúcar
- Industria láctea
- Procesamiento de frutas
- Mataderos
- Jugos y refrescos
- Enlatados y conservas, etc.

Por otra parte, en países en vía de desarrollo se ha venido implementando, con numerosos problemas, en el tratamiento de aguas residuales municipales. Recientemente se han venido haciendo aplicaciones con aguas residuales municipales en países industrializados.

Dentro de las nuevas tendencias se manejan procesos relacionados con:

- Sulfato reducción para la remoción y recuperación de metales pesados y azufre.
- Desnitrificación, para la remoción de nitratos.
- Biorremediación, para la destrucción de compuestos tóxicos y peligrosos, (Catalán, 2002).

## 4 Justificación

En la actualidad debido a la crisis ambiental que vivimos, es de gran importancia la búsqueda de nuevas alternativas para el tratamiento de aguas residuales, los sistemas de digestión anaerobia y en especial los reactores UASB (reactor anaerobio de flujo ascendente), representan una alternativa importante para el tratamiento de aguas residuales ya sean de alta o baja carga orgánica, de naturaleza soluble y compleja, dadas las condiciones de operación del mismo.

En los últimos años, el desarrollo de nuevas tecnologías de tratamiento anaerobio, ha permitido acceder a procesos, denominados de alta tasa que han superado los problemas mencionados y han posicionado a esta tecnología como la más revolucionaria en su tipo, ya que permite tratar, no solo aguas residuales de baja carga orgánica y bajas temperaturas, sino que lo hace con niveles de eficiencia superiores al 80 % de remoción de DQO. Una de estas tecnologías es la construcción de reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB).

En base a esto en el presente trabajo se realizó la construcción de un reactor UASB y un sedimentador, evaluando la DQO, sólidos suspendidos totales en la entrada y en la salida, con el objeto de verificar que la unión de un sedimentador con un reactor UASB presenta una mayor remoción y una disminución en la carga orgánica.

## **5 Objetivos**

### **5.1. Objetivo general**

Evaluar la operación de un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez.

### **5.2. Objetivos específicos**

- Determinar los parámetros fisicoquímicos como son: sólidos sedimentables (Ssed), demanda química de oxígeno (DQO), pH, y temperatura en las aguas residuales del ITTG.
- Diseñar y construir un reactor UASB a nivel laboratorio.
- Estabilizar y operar un reactor UASB, empleado para el tratamiento de las aguas residuales del ITTG.

## 6. Materiales y métodos

La metodología de este proyecto se dividió en: muestreo, caracterización del agua diseño y construcción, y por último la evaluación del desempeño del reactor.

### 6.1. Sitio de muestreo

El muestreo se realizó en base a la norma respectiva para aguas residuales NOM-230-SSA1-2002, el punto seleccionado fue la última descarga en la cual se recolectan las aguas residuales de todos los edificios existentes en el Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez. En la figura 6.1 se observa el croquis del ITTG las líneas de descarga y el punto de muestreo.

Los parámetros a analizar fueron los siguientes:  $DBO_5$ , sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, pH, grasas y aceites y DQO.

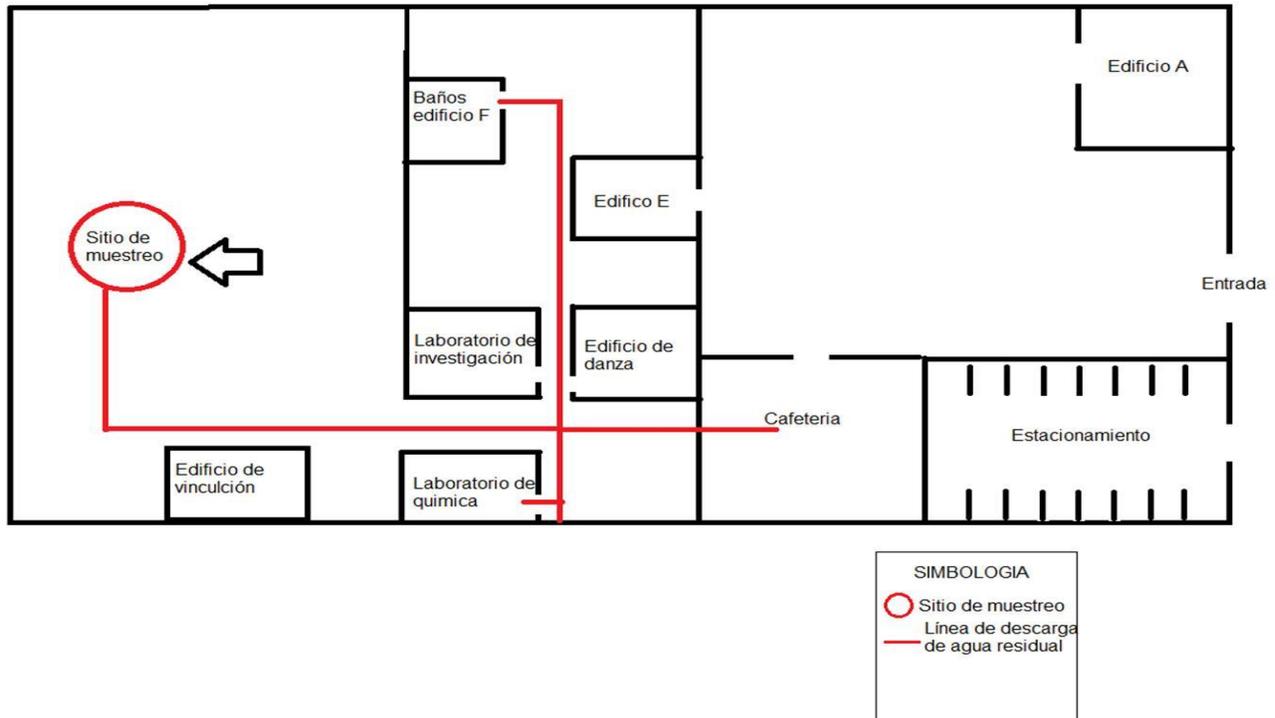


Figura 6.1. Croquis del sitio de muestreo

A cada muestra obtenida se le midió pH temperatura y se guardó a una temperatura de 4°C.

### **6.1.1. Curva patrón de DQO**

Se construyó una curva patrón de DQO para relacionar la absorbancia con concentraciones conocidas de aguas residuales sintéticas, la cual se utilizó para obtener las concentraciones de la muestra problema.

Para construir la curva patrón se realizó lo siguiente:

Se colocó 100 g de biftalato de potasio ( $C_8H_5KO_4$ ) en una estufa a una temperatura de 110 °C durante 1 h para la eliminación de humedad.

Las concentraciones de biftalato de potasio (mg/L) que se propusieron para DQO fueron las siguientes: 0, 300, 600, 900, 100, 1200 y 1500, ya que estas concentraciones están dentro del rango que se maneja en aguas residuales domésticas, como es el caso del agua del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez.

El blanco (concentración 0) se preparó con 2 mL de agua destilada y el resto de las soluciones se digitaron en el kit HACH (marca HACH modelo, DRB200) por dos horas, estas muestras se leen en el espectrofotómetro de la marca HACH modelo DR-5000 a una  $\lambda = 620$  nm.

Con los datos de absorbancia vs concentración se construyó la curva patrón.

### 6.1.2. Caracterización del agua residual

Las pruebas fisicoquímicas efectuadas a las muestras de agua residual (cuadro 6.1), se realizaron en épocas de estiaje y lluvia.

**Cuadro 6.1.** Pruebas fisicoquímicas

<b>Parámetro</b>	<b>Método</b>
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001
DBO <sub>5</sub>	NMX-AA-028-SCFI-2001
Grasas y aceites	NMX-AA-005-SCFI-2000
Sólidos sedimentables	NMX-AA-034-SCFI-2001

Se tomaron muestras cada 4 h con la ayuda de un muestreador; el cual fue diseñado uniendo 3 tubos de pvc de ½” de 1 m cada uno, para después sujetar de él la mitad de una botella de pet y usarlo como un recolector. Una vez tomadas las muestras se depositaron en frascos color ámbar, las cuales fueron transportadas al laboratorio en una hielera, para después realizar las pruebas fisicoquímicas con sus respectivos métodos como se puede observar en el cuadro 6.2.

**Cuadro 6.2.** Caracterización del agua residual

<b>Determinación</b>	<b>Método</b>
Sólidos	Método del cono Himnof
Grasa y aceites	Método soxhlet
DQO	Espectrofotómetro
DBO <sub>5</sub>	Kit Hach
SST	Espectrofotómetro
Nitrógeno total	Kjeldahl1
pH	Potenciómetro

### **6.1.3. Sólidos sedimentables**

Con las muestras que se tomaron se preparó una muestra compuesta (mezcla de muestras de agua residual tomadas en diferentes tiempos) de acuerdo a la NMX-AA-034-SCFI-2001 teniendo un volumen final de 1 L, se depositó en un cono Himnof para después colocarlo en una gradilla y se dejó una hora en reposo. Pasado ese tiempo se midió el volumen del sedimento.

### **6.1.4. Grasas y aceites**

Primeramente se midió el pH respectivo de las muestras, el cual debe ser menor de 2, cuando no se alcanzó ese valor la muestra se acidificó con ácido clorhídrico 1:1 ó ácido sulfúrico 1:1. Posteriormente se prepararon los matraces de extracción introduciéndolos durante 4- 5 horas a la estufa a una temperatura de 103°C - 105°C, después se enfriaron en desecador y se pesaron. El procedimiento se repitió hasta obtener el peso constante de cada uno de los matraces.

Después se preparó el material filtrante colocando un papel filtro en el embudo Büchner, se instaló el embudo en un matraz Kitazato y se agregó 100 mL de la suspensión de tierra de diatomeas-sílice sobre el filtro, posteriormente se aplicó vacío y se lavó con 100 mL de agua destilada.

La muestra de agua residual acidificada se filtró a través del medio filtrante aplicando vacío hasta que cesó el paso de agua. Se midió el volumen del filtrado y el material filtrante se transfirió a un cartucho de extracción.

A continuación el cartucho se secó en una estufa a 103°C - 105°C por un período de 30 min. Transcurrido este período, el cartucho se colocó en el equipo Soxhlet adicionando 200 ml de hexano al matraz de extracción previamente puesto a peso constante. El equipo de extracción se colocó sobre la parrilla de calentamiento una vez hecho esto se controló la temperatura del reflujo, la cual se mantuvo entre 50 y 55 °C y la velocidad de extracción se controló a 20 ciclos/hora durante un período de 4 h. Una vez terminada la extracción se retiró el matraz del

equipo Soxhlet, y el disolvente se evaporó. El matraz de extracción se colocó en el desecador hasta que alcanzó la temperatura ambiente, posteriormente el matraz de extracción se pesó y por diferencia de peso se determinó la concentración de grasas y aceites recuperables, (NMX-AA-005-SCFI-2000).

#### **6.1.5. Demanda química de Oxígeno (DQO)**

Se tomaron 2 mL de la muestra de agua residual y se depositó en un vial, se agitó manualmente y se digestó en el equipo kit Hach (marca HACH, modelo DRB200) por 2 h a 150 °C. Pasado este tiempo se colocaron los viales en una gradilla hasta alcanzar la temperatura ambiente y así poder leer absorbancia en él espectrofotómetro DR-5000 marca Hach a una  $\lambda = 620$  nm, (NMX-AA-030-SCFI-2001).

#### **6.1.6. Demanda biológica de oxígeno**

Se elaboró una muestra compuesta (mezcla de muestras de agua residual tomadas en diferentes tiempos) para la determinación de DBO<sub>5</sub>, se colocó la muestra en la incubadora para DBO modelo 205 marca Hach, y se se incubó durante 5 días a una temperatura de 20°C en la oscuridad. La disminución de oxígeno disuelto (OD), medida por el método Winkler o una modificación del mismo, es posteriormente utilizado para el cálculo de la DBO, (NMX-AA-028-SCFI-2001).

#### **6.1.7. Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)**

Se tomó 5 mL de la muestra y se colocó en un vial de DQO previamente lavado, posteriormente se leyó absorbancia en él espectrofotómetro DR-5000 de la marca HACH, después se eligió el programa SST, finalmente se tomó la lectura a una  $\lambda = 820$  nm.

### **6.1.8. Nitrógeno amoniacal**

Se tomó una muestra del agua residual de 50 mL, posteriormente se diluyó hasta 500 mL con agua destilada. Después se preparó un blanco con 500 mL de agua destilada y se le dio el siguiente tratamiento:

Se añadieron 25 mL de la disolución amortiguadora de boratos y se ajustó el pH a 9.5 con disolución de NaOH 6 N utilizando potenciómetro o papel indicador para verificar. Después se transfirió la disolución a un matraz Kjeldahl y se le añadieron perlas de ebullición.

Después se conectó el matraz Kjeldahl al bulbo del aparato de destilación y se destiló la muestra cuidando que la temperatura del condensador no pasará de 29 °C, recolectando el condensado con la punta del tubo del refrigerante sumergido en 50 ml de la disolución amortiguadora de boratos.

La destilación se completó cuando se recolectaron 300 mL de destilado, incluyendo los 50 mL de la disolución amortiguadora de boratos con la disolución mezcla de indicadores.

Finalmente el destilado se tituló con una solución de ácido sulfúrico 0.02 N hasta que la solución viró de un verde esmeralda a morado.

### **6.1.9. pH**

Para la determinación de pH se recolectó una muestra de 50 ml en cada de muestreo, posteriormente se tomó la lectura de pH con un potenciómetro de la marca Bench Meter®.

## 6.2. Diseño del reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB)

Para el diseño del reactor se propuso un sistema de tratamiento de agua que consta de un reactor UASB y un sedimentador debido a la naturaleza fluctuante del agua residual, con el fin de utilizar únicamente una bomba de alimentación. El diseño se realizó bajo la siguiente metodología (cuadro 6.3).

**Cuadro 6.3.** Metodología utilizada para el diseño del reactor UASB y sedimentador

	<b>Propuestas</b>	<b>Fuente bibliográfica</b>
<b>Sedimentador</b>	$V = (F)(TRH)$	Crites y Tchobanoglous (2000)
<b>Reactor UASB</b>	Reglas heurísticas	Behling <i>et al.</i> , 1997 Lew <i>et al.</i> , 2004

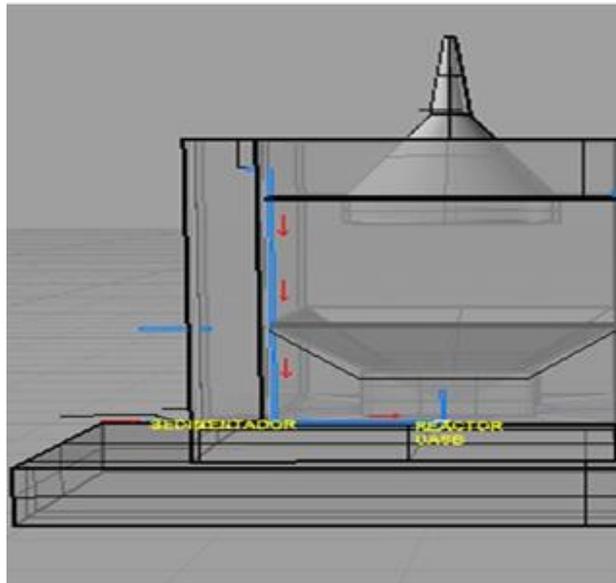
Para el diseño del reactor piloto se tuvieron en cuenta los siguientes aspectos:

- ✓ El TRH puede ser 1, 1.5 ó 2 días, pero por facilidad de seguimiento de las variables de proceso a nivel piloto se decidió tomarlo como un día.
- ✓ El caudal de diseño se determinó teniendo en cuenta la disponibilidad de una bomba peristáltica en el Laboratorio de biotecnología del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, la cual tiene como caudal mínimo de trabajo 0.5 L/h.
- ✓ El reactor cuenta con una campana separadora, pero no se diseñó un post tratamiento al biogás, solamente se propusieron sugerencias para su depuración.
- ✓ El reactor tiene una altura efectiva no inferior a 0.30 m de altura. Se ha encontrado en la literatura que en reactores de baja altura, la producción de biogás es baja debido a la pérdida de lodo, ya que el burbujeo aumenta al incrementarse la carga, y al tener un recorrido tan corto se impide la separación de las dos fases presentándose en algunos casos el lavado (salida) completo del reactor.

El equipo fue construido con acrílico de 3 mm de espesor, ya que este material presenta buena resistencia a la corrosión por CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O. Además este

material permite observar los fenómenos que ocurren dentro del reactor, proporcionando una herramienta adicional para el estudio del sistema a operar.

La parte inferior del reactor UASB se diseñó con una forma de pirámide cuadrangular invertida con el fin de formar un manto de lodos y que éstos no se dispersaran completamente. Además se proveyó de un baffle para evitar en menor proporción que los lodos ascendentes pasaran a la siguiente etapa (figura 6.2).



**Figura 6.2.** Vista frontal del sedimentador y reactor UASB

### 6.3. Diseño del sedimentador

Cálculo del volumen:

$$F = \frac{V}{THR} \quad (\text{Ec. 1})$$

donde:

F = Flujo

V = Volumen

THR = Tiempo de retención hidráulico

Cálculo el área del sedimentador:

$$V = Ah \quad (\text{Ec. 2})$$

donde:

V = volumen

A = área

h = altura

Calculando los lados de la base del sedimentador, tomando en cuenta que será un cuadrado:

$$A = l^2$$

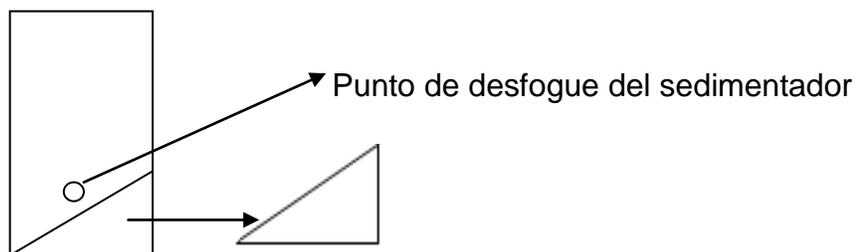
donde:

A = área

$l^2$  = longitud

Cálculo del desnivel del sedimentador:

- 1.- Medición del espesor máximo del lecho de lodos en el sedimentador.
- 2.- Definir la altura del punto de desfogue del sedimentador.
3. Ubicación del deflector.
- 4.- Grado de inclinación del deflector ubicado en el fondo del sedimentador.



Como la base del deflector es igual a 30.48 cm y la altura de 2.54 cm se obtuvo un grado de inclinación de 4.76 °.

En el diseño y construcción del sedimentador se tomó en cuenta la remoción de partículas sedimentadas para evitar una resuspensión y disolución con el agua clarificada (Lekang *et al.*, 2001).

Se propuso que el sistema contara con un sedimentador cuyo TRH fuera como máximo de una hora y media, ya que de aumentar el tiempo, el reactor UASB se ve afectado por la remoción de partículas suspendidas (Elmitwalli *et al.*, 1999; Hulshoff *et al.*, 2004).

## 7. Resultados y discusiones

### 7.1. Caracterización del agua residual

Los resultados de la caracterización del agua residual (cuadro 7.1) muestran 3 valores, el marcado por la norma, durante la época de estiaje y durante la época de lluvia, éstos dos últimos se monitorearon con el fin de conocer la variación que existe entre una época y otra; debido a que el agua de alimentación del reactor fue la generada en el ITTG se debían conocer las condiciones a las cuales podía en un momento determinado estar sometido el sistema, y de ésta manera garantizar el éxito del diseño, con este único objetivo se tuvieron dos períodos de monitoreo, sin embargo en las consideraciones siguientes se tomó exclusivamente la época de estiaje.

En el cuadro 7.1 se observa la temperatura y el pH están por debajo del límite máximo permisible, lo que indica que el sistema no tendría que disminuir estos valores para cumplir con la norma; sin embargo los valores restantes están arriba en época de estiaje, mientras que en época de lluvia sucedió lo contrario, lo que indica situaciones extremas en los dos períodos de monitoreo.

El índice de biodegradabilidad es el coeficiente de  $DBO_5/DQO$ , el cual debe oscilar en un rango de 0.5-0.6 para que el agua residual sea susceptible a ser tratada por un método biológico (Metcalf y Eddy, 1996; Crites y Tchobanoglous, 2000). En el caso particular del agua residual del ITTG el índice fue de 0.55.

El parámetro de la DQO es el principal indicador de la calidad del agua, tan es así que aquellas aguas residuales cuya concentración es menor a 1000 mg/L son denominadas como “diluidas”, éstas presentan todo un reto en cuestión de tratamiento debido a la baja concentración de materia orgánica que presenta una limitante para los microorganismos, y porque no cumplen con la norma para ser vertidas, razones por las cuales han sido objetos de diversas investigaciones en la

cuales se han usado reactores UASB (Lew *et al.*, 2003; Sevilla *et al.*, 2010). La información obtenida del cuadro 7.1 indicó que el agua del ITTG es “diluida”, debido a que la DQO promedio fue de 980.86 mg/L.

**Cuadro 7.1** Comparación entre los límites máximos permisibles de acuerdo a la NOM-002-SEMARNAT-1996 y los resultados de la caracterización de aguas residuales

Parámetros	NOM-002-SEMARNAT-1996	ITTG	
		Época de estiaje	Época de lluvia
Temperatura (°C)	40	27.4(0.54)	27(0.54)
pH	10	7(0.44)	7(0.44)
Materia flotante	Ausencia	Presencia	Presencia
DQO (mg/L)	N.A**	980.86(355.40)	93.6(13.68)
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	60	548.4(204.73)	66.2(9.25)
Grasas y aceites (mg/L)	75	495.15(248.65)	0.172 (0.17)
Sólidos sedimentables (mL/L)	2	20.33(12.3)	2.16(1.6)

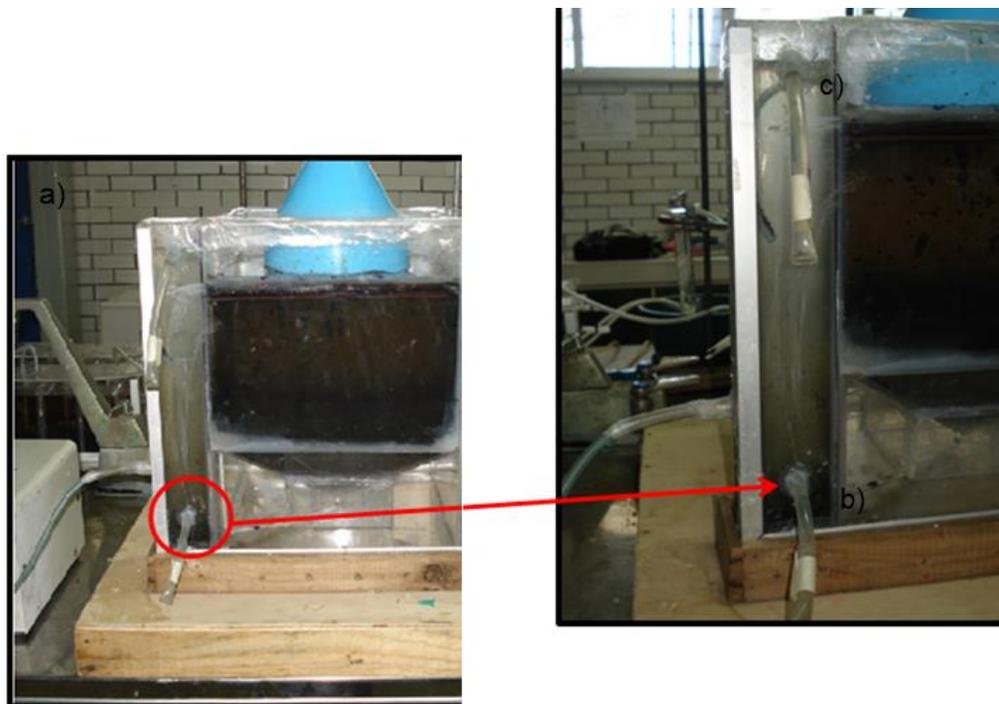
## 7.2. Diseño y construcción

Por las características en cuanto a sólidos sedimentables (10 veces por arriba del límite) y DQO que presentó el agua residual del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, se decidió construir un sedimentador unido a un reactor UASB.

En la figura 7.1-a se puede observar el sistema de tratamiento de agua residual en operación.

En el diseño y construcción del sedimentador se tomó en cuenta la remoción de partículas sedimentadas para evitar una resuspensión y disolución con el agua clarificada (Lekang *et al.*, 2001); con este fin se perforó la parte inferior (figura 7.1-b), además la alimentación se realizó a un tercio (desde la base) de su altura total de esta forma el agua clarificada se ubica totalmente en la parte superior donde inicia la tubería de aluminio de 3 mm de espesor que desciende y por medio de una curvatura asciende y alimenta al reactor UASB.

Se propuso que el sistema contara con un sedimentador cuyo TRH fuera como máximo de una hora y media, ya que de aumentar el tiempo el reactor UASB se ve afectado por la remoción de partículas suspendidas (Elmitwalli *et al.*, 1999; Hulshoff *et al.*, 2004).

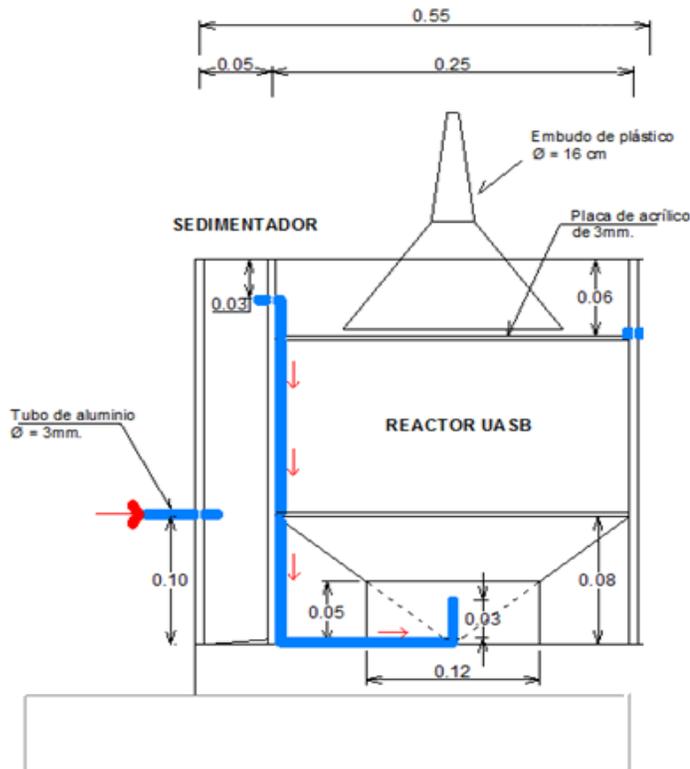


**Figura 7. 1** a) Sistema de tratamiento para aguas residuales en operación, b) Perforación en la parte superior del sedimentador para remoción de sólidos sedimentados, c) Perforación en la parte superior para remoción de grasas y aceites.

En la figura 7.1-c también se observa en la misma dirección del orificio de evacuación de sólidos sedimentables una perforación en la parte superior esto con el fin de drenar en el caso de presentarse un exceso de grasa y de esta forma evitar que sean introducidas al reactor UASB, ya que debido al mayor tamaño de partícula que presentan las grasas con respecto a las células microbianas, evitan la transferencia de masa entre el sustrato y los microorganismos provocando una inhibición del crecimiento, tal como mencionan Benito *et al.*, 2002.

En el caso del el reactor UASB se inoculó con lodos de una planta de tratamiento de agua residuales municipales; la razón por la que se inoculó con lodos de esta procedencia fue que el tipo de agua corresponde a la clasificación de “diluida” igual que la del ITTG; con esto se garantiza que los microorganismos presentes tendrán un sustrato similar al que estaban adaptados lo que favorece la etapa de estabilización del sistema.

La parte inferior del reactor UASB se diseñó con una forma de pirámide cuadrangular invertida con el fin de formar un manto de lodos y que éstos no se dispersaran completamente, lo cual es el principio de la operación de este tipo de reactores. Además se proveyó de un baffle para evitar en menor proporción que los lodos ascendentes pasaran a la siguiente etapa, como se puede observar en la figura 7.2.



**Figura 7.2** Dimensiones del sedimentador y reactor UASB

### 7.3. Arranque y estabilización del reactor.

El arranque del reactor se inició con los cálculos para inocular el reactor UASB, partiendo del volumen del reactor (11.5 L), se inoculó el 50% del volumen, es decir 5.75 L de lodo proveniente de la planta de tratamiento de agua de la colonia el Jobo municipio de Tuxtla Gutiérrez, con un contenido de 17 g/L de sólidos suspendidos totales (SVT).

El arranque del reactor se realizó con un TRH de 24.31 h con un flujo de 0.5 L/h lográndose la estabilización del sistema en 50 días después del arranque.

La alimentación al reactor se hizo mediante una bomba peristáltica Masterflex modelo 77200-62, ubicada en el sedimentador a un tercio de su altura total (tomada desde la base) la cual nos permitió controlar el flujo.

Para estabilizar el reactor UASB se preparó agua sintética debido a las características que presenta el agua residual I.T.T.G. como consecuencia de las precipitaciones pluviales.

Para la preparación del agua sintética se utilizó 0.5 g/L de leche entera en polvo, 1 g/L de alimento seco para perros y 1 gramo de bicarbonato de sodio ( $\text{NaHCO}_3$ ) por cada gramo de DQO y agua destilada.

Las condiciones iniciales para la puesta en marcha del reactor fueron las siguientes:

Flujo = 0.5L/h

DQO = 1000 mg/L

Temperatura = 27 °C

Tiempo de retención hidráulica = 24.31 h

#### **7.4. Evaluación de los sólidos suspendidos totales (SST) en la entrada del sistema y a la salida del reactor UASB**

En la figura 7.3 se muestran las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST) tanto del agua de entrada al sistema de tratamiento como del efluente. Se puede observar que en los primeros días del arranque los resultados fueron negativos debido a la previa inoculación del reactor UASB provocando que los microorganismos del lodo inoculante empezaran con la fase de adaptación.

A partir del día dos se pudo observar una alta remoción en los SST, cabe destacar que los datos arrojan una alta confiabilidad, ya que las desviaciones estándar fueron muy bajas, además de que con esto se pudo constatar que en la mayor parte de las muestras la remoción de los SST fue estadísticamente significativa.

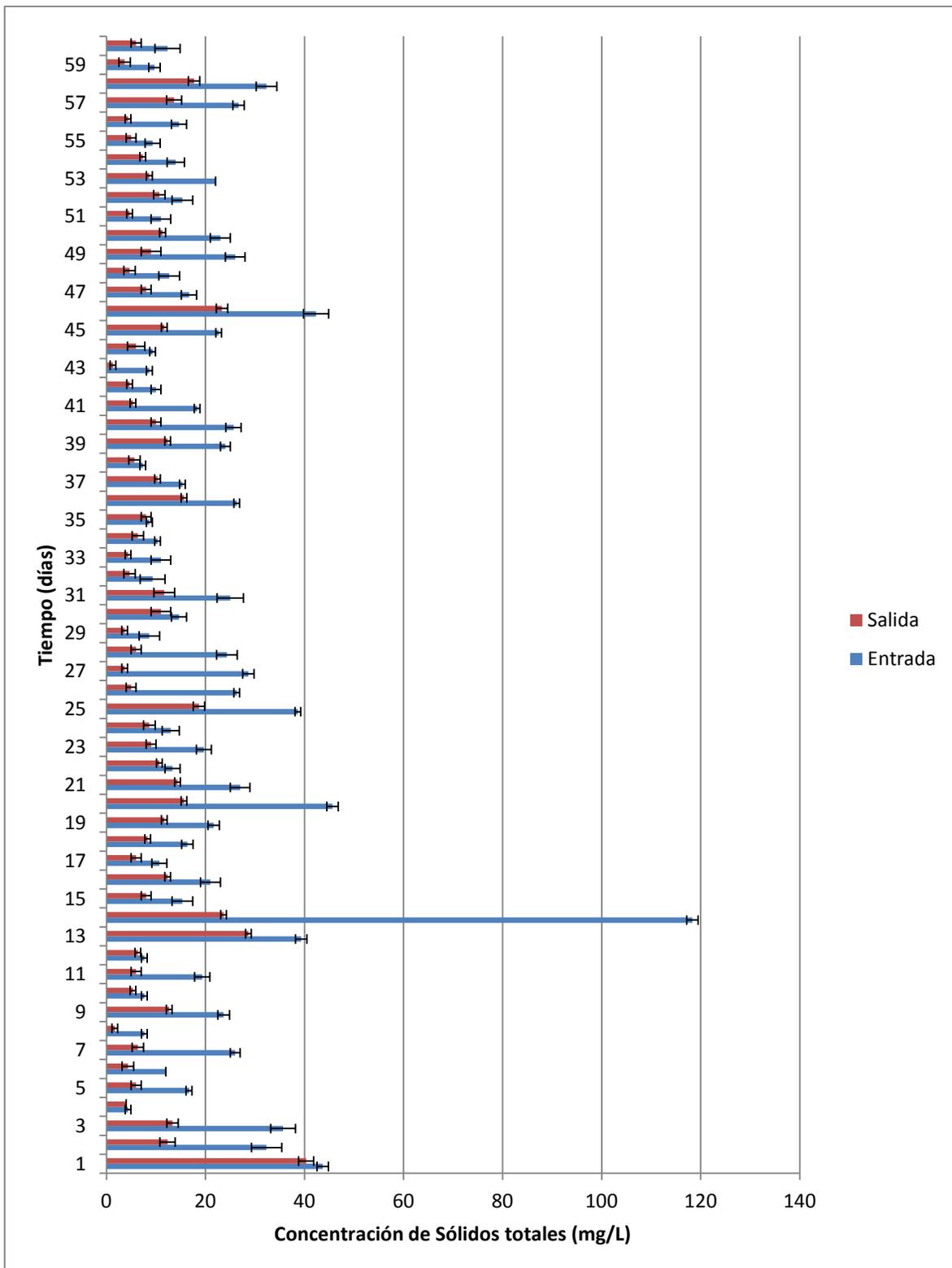
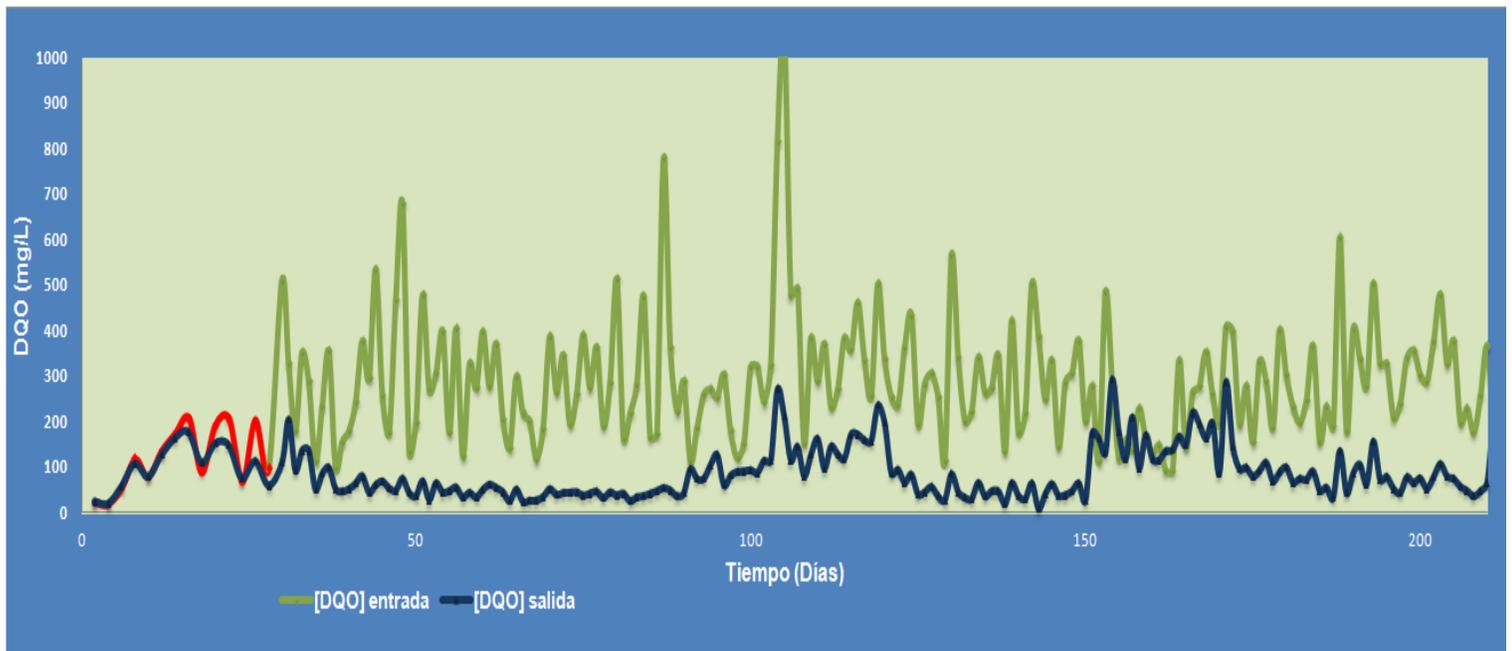


Figura 7.3. Concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en la entrada y salida del reactor UASB

## 7.5. Variaciones de DQO

En la figura 7.4 se muestran las variaciones de DQO. En rojo se indica la época de lluvia, con esta concentración se inició el arranque del sistema, la línea verde indica la época de estiaje ambas pertenecen al afluente, mientras la línea azul indica el efluente.

Es importante observar que las concentraciones fluctúan en rangos altos y bajos, a lo largo de los 200 días de operación del sistema, lo que indica que el sistema está siendo sometido a shock load (Gopala *et al.*, 2008) termino en inglés adoptado para describir los cambios en carga orgánica y que presentan una desventaja al momento de la estabilización haciendo retardado este proceso (Lew *et al.*, 2004).



**Figura 7.4.** Variaciones de la concentración de DQO en el afluente y en efluente durante el tiempo de operación del sistema

Las variaciones son fluctuantes teniendo una concentración máxima de DQO mayor a 1000 mg/L y como mínima 20 mg/L, estas condiciones de cargas orgánicas altas y bajas son una de las principales causas de desestabilización del

sistema (Puñal *et al.*, 2002), aún así el sistema logró una remoción en el estado estable de 85%.

El arranque del reactor UASB juega un papel muy importante en la operación del mismo ya que de éste depende el buen desempeño durante el tiempo que dure la operación. Se inició con el TRH del sistema de 24.31 h, este TRH ha mostrado buena eficiencia debido a que éste lapso de tiempo es suficiente para que se lleve a cabo el contacto de los microorganismos presentes en el lodo con la materia orgánica (sustrato) presente en el agua residual (Rodríguez *et al.*, 2001; Lew *et al.*, 2004).

## **7.6. Evaluación del pH y DQO**

En la figura 7.5 se observa que el pH osciló en un rango de 6-8 lo que indica que los microorganismos tuvieron una actividad eficiente ya que este es el rango de pH en el cual las bacterias presentan mayor eficiencia. El parámetro de pH es de suma importancia en procesos biológicos y lo es aún más en procesos anaerobios; como lo es el reactor UASB que se utilizó en este proyecto. La actividad eficiente de estas bacterias se encuentra en un rango de pH de 6-8, si el pH se acidifica entonces los ácidos grasos volátiles se acumulan debido a que las bacterias acidogénicas tiene su mayor actividad y compite por el sustrato por lo que las bacterias metanogénicas disminuyen su actividad metabólica (Yu y Fang, 2002).

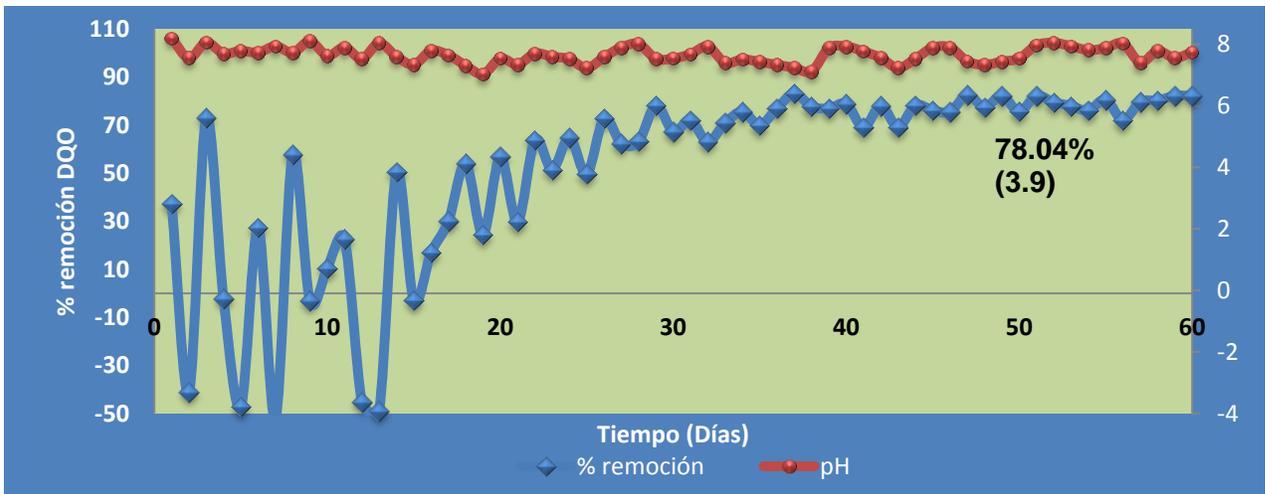
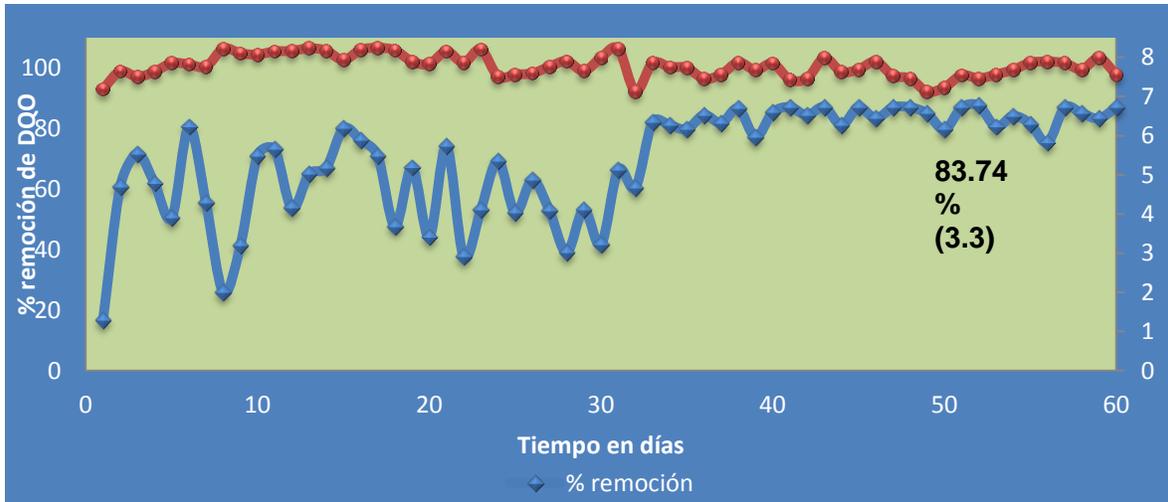


Figura 7.5. Evaluación del porcentaje de remoción de DQO y pH para TRH de 24.31 h del reactor UASB

Con respecto al porcentaje de remoción de DQO la etapa de 0-50 días se denomina etapa de adaptación en la cual los microorganismos se ponen en contacto con el nuevo sustrato; en la figura 7.5 se nota una variación drástica de la DQO y esto es debido a que no todos los microorganismos logran culminar la etapa de adaptación y por lo tanto sucede lavado celular en el reactor.

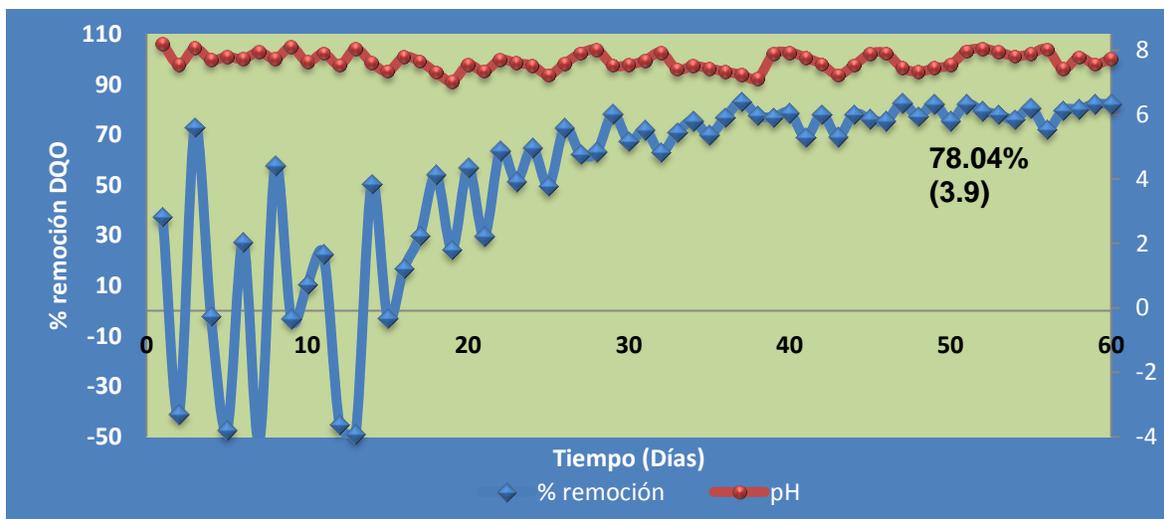
En la figura 7.6 se observa el comportamiento de la concentración de DQO al variar el TRH a 17.37 h; durante los primeros 30 días se observan oscilaciones en el porcentaje de remoción de DQO; lo que indica que sistema nuevamente se encuentra en el período de adaptación pero ahora debido al cambio en carga hidráulica, a diferencia del TRH de 24.31 h donde esta etapa duró 50 días debido a que el sistema tuvo que adaptarse tanto al nuevo sustrato como la carga hidráulica. A partir del día 35 comenzó la etapa de estabilización, logrando 83.74% de remoción.



**Figura 7.6.** Evaluación del porcentaje de remoción de DQO y pH para TRH de 17.37 h del reactor UASB

En la figura 7.7 se muestra el comportamiento del porcentaje de remoción de DQO para un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 12.16 h. En los primeros 15 días se aprecian porcentajes de remoción negativos, esto se debe al aumento en la carga hidráulica, lo que provoca lavado celular de la biomasa adherida y como consecuencia la concentración de carga orgánica aumenta en el efluente, razón por la cual la DQO de salida es mayor que la entrada y por tanto el porcentaje de remoción se vuelve negativo.

A partir del día 16 los valores dejaron de ser negativos pero si oscilantes. El estado estable se logró al día 35; logrando un porcentaje de remoción de 78.04%.



**Figura 7.7.** Evaluación del porcentaje de remoción de DQO y pH para TRH de 12.16 h del sistema

En la figura 7.8 se puede observar una comparación en el comportamiento del porcentaje de remoción con los diferentes tiempos de retención hidráulico.

Las líneas en color negro delimitan el término de un TRH y el inicio del siguiente, en las cuales se observa una disminución drástica en el porcentaje de remoción de DQO que se atribuye al cambio de carga hidráulica, un comportamiento común en sistemas con concentraciones bajas en carga orgánica, lo cual debe tomarse en cuenta al momento de diseñar sistemas de tratamiento (Lettinga y Hulshoff Pol, 1991).

Las líneas de color rojo representan la época de lluvia que se presentó al inicio y al final de la operación del sistema de tratamiento. La carga orgánica se vio drásticamente afectada por la época de lluvia, alcanzó un valor de hasta 20 mg/L de DQO que es una concentración mínima y provoca que los microorganismos se queden sin sustrato y por tanto pasen rápidamente a la fase de muerte en la curva de crecimiento microbiano. Posteriormente el sistema se estabilizó, primero con TRH de 24.31 h y a las concentraciones de carga orgánica e hidráulica en época de estiaje.

Después se cambió el TRH a 17.37 h con lo cual se desestabilizó el sistema, debido a la modificación en carga hidráulica, adaptándose al cambio en carga hidráulica y soportando las variaciones de época de estiaje.

Finalmente el sistema se operó al TRH de 12.36 h, al inicio el sistema sufrió lavado celular ya que el flujo utilizado en este TRH fue de 1 L/h; posteriormente se estabilizó. Cabe mencionar que en ese momento el reactor fue sometido a condiciones de época de lluvia sin modificar el TRH y dio como resultado una desestabilización por la baja carga orgánica; a pesar de ello el TRH no influyó de manera negativa, con lo que se hace notar que en el diseño se tomaron las consideraciones adecuadas para que el sistema en operación pudiera estabilizarse.

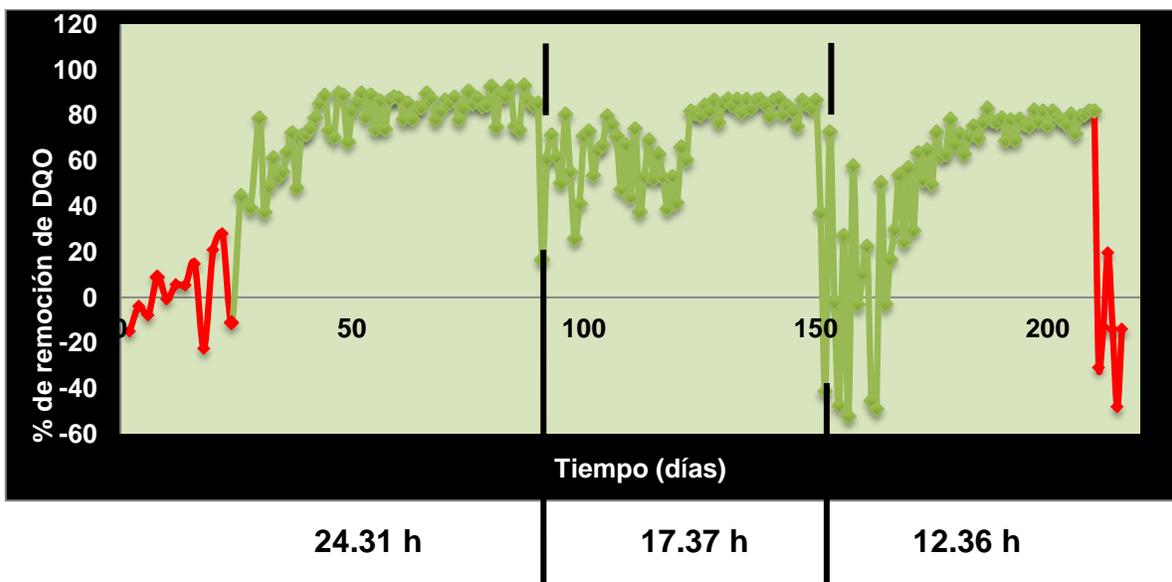


Figura 7.8. Porcentajes de remoción de DQO.

## 7.7. Evaluación del desempeño del reactor UASB

El sistema logró remociones totales de 85, 83.74 y 78.04% para cada uno de los tiempos de retención hidráulica al que fue sometido el reactor, sin embargo la importancia de este sistema radica en el hecho de estar conformado por dos secciones (sedimentador y un reactor UASB), por lo que se evaluó en porcentaje de remoción que aportó cada una de las etapas al porcentaje total del sistema, como se puede observar en la figura 7.9.

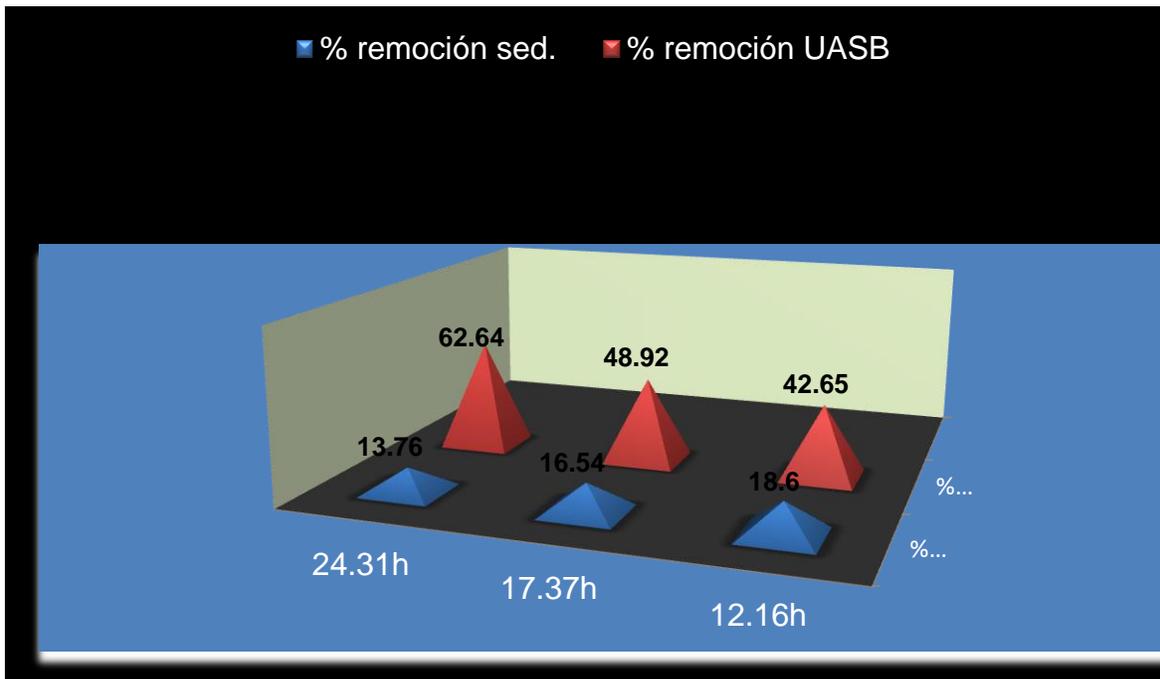


Figura 7.9. Porcentajes de remoción en cada etapa del sistema

Se evaluaron 3 tiempos de retención hidráulica 24.31, 17.37 y 12.16 h. Los parámetros de monitoreo fueron pH y DQO a lo largo del todo el experimento, los cuales fueron evaluados tanto en el afluente como en el efluente.

El modo de operación fue continuo, por lo que el tiempo retención hidráulica se varió cuando el sistema estuvo estable, ya que los valores de DQO se mantuvieron constantes.

Las tomas de muestra para el análisis de los parámetros: pH y DQO se tomaron al agua de entrada (afluente) que estaba contenida en un bidón de plástico de 20 L y al agua de salida (efluente) que fluía por los 6 tubos de aluminio. El volumen recolectado fue de aproximadamente 100 mL en cada intervalo de tiempo, en vasos precipitados de 100 mL y en el sedimentador se tomó la muestra a 2/3 partes desde el fondo.

Los tiempos de retención hidráulica utilizados en el sedimentador y el reactor UASB se muestra en el cuadro 7.2.

**Cuadro 7.2.** TRH que aporta cada componente al TRH total del sistema

<b>TRH total del sistema(h)</b>	<b>Sedimentador</b>	<b>Reactor UASB</b>
<b>24.30</b>	1.30	23
<b>17.36</b>	0.93	16.43
<b>12.16</b>	0.66	11.5

## 8. Conclusiones y recomendaciones

- Los parámetros fisicoquímicos permitieron clasificar el agua residual del I.T.T.G como: diluida, en las dos épocas (estiaje y lluvia).
- Se diseñó y construyó un reactor secuencial que consta de un sedimentador y un reactor UASB, obteniendo buenos resultados debido a las condiciones del agua a tratar, ya que esta presentaba un pH entre 6 y 8 y en este rango las bacterias presentan mayor eficiencia de remoción. El parámetro de pH es de suma importancia en procesos biológicos y lo es aún más en procesos anaerobios; como el reactor UASB que se utilizó en este proyecto.
- La evaluación del desempeño se realizó con TRH de 24.31, 17.37 y 12.16 h, lográndose la estabilización del sistema en los tres tiempos de retención propuestos, el período de arranque fue de 51 días, un tiempo relativamente corto comparado con otros autores, lo que indica que se establecieron las condiciones adecuadas para el diseño del sistema.
- El mayor porcentaje de remoción de DQO fue de 85% y se consiguió con TRH del sistema de 24.30 h, 1.30 h en el sedimentador y 23 h en el reactor UASB.
- Al evaluar cada una de las etapas del sistema de tratamiento, la diferencia del porcentaje de remoción de DQO del reactor UASB entre un TRH y otro fue notable, haciendo notar que cuando el reactor se ve afectado por el cambio de carga orgánica aumenta el porcentaje de remoción de DQO, sin embargo si existe un cambio de carga hidráulica este porcentaje de remoción disminuye.

- El sistema evaluado fue sometido a dos factores principales que propician la desestabilización: las concentraciones oscilantes de carga orgánica y la carga hidráulica, lográndose la estabilización en estos dos tipos de condiciones lo que evidencia que el sistema de tratamiento construido es idóneo para tratar aguas residuales del ITTG.

### **Recomendaciones**

- El sistema podría lograr remociones mayores a las obtenidas en el presente trabajo, para esto se recomienda la construcción de un filtro percolador así como un sistema de recirculación.
- El agua de descarga se puede utilizar para el cuidado y riego de las áreas verdes del instituto.

## 9. Bibliografía

Behling, E., Diaz, A., Colina, G., Herrera, M., Gutiérrez, E., Chacin, E., y otros. (1997). Domestic wastewater treatment using a UASB reactor. *Bioresource Technology* , 239-245.

Benito, J. M., Ríos, G., Ortea, E., Fernández, E., Cambiella, A., Pazos, C. (2002). Desing and construction of a modular pilot plant for the treatment of oil-containing wastewaters. *Desalination* , 5-10.

CEPIS. Manual de disposición de aguas residuales: origen, descarga, tratamiento y análisis de las aguas residuales (1993). Republica Federal Alemana.

Chudoba, P., y Pannier, M. (1994). Nitrification kinetics in activated sluge with both suspended nad attached biomasses. *Water Science and Technology*, 181-184.

Crites, R., y Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Bogotá: Mc Graw Hill.

David Sanz (2000) " Confección de un modelo computacional para el control de digester anaeróbico en plantas de tratamiento de aguas servidas municipales"

Elmitwalli, T. A., Soellner, J., de Keizer, A., Bruning, A., Zeeman, G., y Lettinga, G. (2001). Biodegradability and change of physical characteristics of particles during anaerobic digestion of domestic water . *Water Research*, 1311-1317.

Elmitwalli, T. A., van Dun, M., Bruning, H., Zeeman, G., y Lettinga, G. (1999). The role of filter media in removing suspended and colloidal particles in an anaerobic reactor treating domestic sewage. *Bioresource Technology*, 235-242.

Elmitwalli, T. A., Zandvoort, M. H., Zeeman, G., Bruning, H., y Lettinga, G. (1999). Low temperature treatment of domestic sewage in upflow anaerobic sludge blanket and anaerobic hybrid reactors. *Water Science and Technology*, 177-185.

EPA. (1975). Process desing manual for suspended solids removal. USA: EPA technology transfer publication.

Francisco Javier Caicedo Messa (2006). Tesis: Diseño y construcción y arranque de un reactor UASB piloto para el tratamiento de lixiviados.

Felipe Eduardo Catalán Lorca (2002). Tesis. Modelación del ptoceso de digestión anaerobia de un reactor UASB para aguas residuales.

Gopala, K., Kumar, P., y Kumar, P. (2008). Treatment of low stregh complex wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR). *Bioresource Technology*, 8193-8200.

Guía para el Manejo de Excretas y Aguas Residuales Municipales, Doreen Salazar junio (2003), PROARCA/SIGMA.

Grady, L., Daigger, G. T., y Lim, H. C. (1999). *Biological Wastewater Treatment*. New York: Macerl Dekker.

Hernández, A., Alfaro, I., y Arrieta, R. (1992). *Microbiología Industrial*. Costa Rica: EUNED.

Hernández, A., Alfaro, I., y Arrieta, R. (2003). *Microbiología Industrial*. Costa Rica: EUNED.

Hulshoff, L. W., Castro, S. I., Lettinga, G., y Lens, P. N. (2002). Anaerobic sludge granulation. *Water Research*, 1376-1389.

Hulshoff, L. W., Castro, S. I., Lettinga, G., y Lens, P. N. (2004). Anaerobic sludge granulation. *Water Research*, 1376-1389.

IHI. Ishikawajima- Harima Heavy Industries Co., Ltd. 2002. IHI-UASB System. (En línea). Tokio JP. Consultado 4de agosto de 2012. Disponible en : <http://www.ihico.jp>

Lekang, O. I., Bomo, A. M., y Svendsen, I. (2001). Biological lamella sedimentation used for wastewater treatment. *Aquacultural Engineering*, 115-127.

Lettinga, G., y Hulshoff Pol, W. (1991). UASB process desing for various types of wastewaters. *Water Sciencie and Technology*, 87-104.

Lettinga, G., Roersma, R., Grin, P., de Zeeuw, W., Hulshof Pol, L., van Velsen, L., y otros. (1980). Anaerobic treatment of sewage and low strength wastewater. Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion, Travemunde, Germany , 271–291.

Lew, B., Belavski, S., Admon, S., Tarre, S., y Green, M. (2003). Temperature effect on UASB reactor operation for domestic wastewater treatment in temperature climate regions. *Water Science and Technology*, 25-30.

Lew, B., Tarre, M., Belavski, M., y Green, M. (2004). UASB reactor for domestic wastewater treatment at low temperatures: a comparison between a classical UASB and hybrid UASB-filter reactor. *Water Science and Technology* , 295-301.

Mansur, M. 2002. Tratamiento de aguas residuales en reactores anaeróbicos de, flujo ascendente, en manto de lodos. (En línea) CEPIS. Hojas de divulgación técnica. Consultado el 12 de agosto de 2012. Disponible en: <http://www.cepis.opsoms.org/eswww/proyecto/repidis/publica/hdt/hdt27/hdt027.html>

Metcalf and Eddy “Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales” (Libro); 2° Edición Editorial Labor; 1994.

Metcalf y Eddy. (1996). Ingeniería de aguas residuales. México: Mc Graw Hill.

NMX-AA-005-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

NMX-AA-007-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

Norma oficial mexicana NOM-230-SSA1-2002. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano, residuales y residuales tratadas - método de prueba para muestro.

Oyanedel, V., Garrido, J. M., y Méndez, R. (2003). Nuevos biorreactores híbridos para el tratamiento de aguas residuales. *Ingeniería Química*, 171-178.

Puñal, A., Rodríguez, J., Carrasco, E. F., Roca, E., y Lema, J. M. (2002). Expert system for the on-line diagnosis of anaerobic wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 195-200.

Ramalho, R. S. (1991). Tratamiento de aguas residuales. Barcelona: Reverté.

Ramalho, R. S. (2003). Tratamiento de aguas residuales. Barcelona: Reverté.

Rodríguez, J. A., Peña, M. R., y Manzi, V. (2001). Application of an innovative methodology to improve the starting-up of UASB reactors treating domestic sewage. *Water Science and Technology*, 295-303.

.

Sevilla, S., Solórzano, M., y Bello, R. (2010). Performance of staged and non-staged up-flow anaerobic sludge bed (USSB and UASB) reactors treating low strength complex wastewater. *Biodegradation*, 737-751.

Winkler, M.A. 1999. Tratamiento Biológico de Aguas Residuales. Trad. CA García. Balderas, MX. Editorial LIMUSA. 338p.

Yu, H. Q., y Fang, H. P. (2002). Acidogenesis of dairy wastewater at various pH levels. *Water Science and Technology*, 201-206.

