



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO**

FACULTAD DE QUIMICA



EXAMENES PROFESIONALES  
FACULTAD DE QUIMICA

**TRATAMIENTO ANAEROBIO DEL AGUA RESIDUAL  
DEL PROCESO DE PANIFICACION**

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

**QUIMICA DE ALIMENTOS**

P R E S E N T A :

**ANABELL OSUNA ESCOBAR**





Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

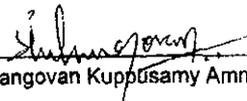
**Jurado asignado:**

Presidente	Prof. Ma. del Rocio Santillana Hinojosa
Vocal	Prof. Hilda Elizabeth Calderón Villagómez
Secretario	Prof. Ilangovan Kuppusamy Ammal
1er.Suplente	Prof. Landy Irene Ramírez Burgos
2º.Suplente	Prof. Alfredo Salazar Zazueta

**Sitio donde se desarrolló el tema:**

Instituto de Ingeniería  
Edificio 5  
Ciudad Universitaria

**Asesor del tema:**

  
Dr. Ilangovan Kuppusamy Ammal

**Supervisor técnico:**

  
Ing. Roberto Briones Méndez

**Sustentante:**

  
Anabell Osuna Escobar

## DEDICATORIAS

En primer lugar gracias a Dios, por darme la vida y permitirme llegar hasta aquí.

A mi madre, Gloria Escobar Yamamoto por que jamás existirá una forma de agradecerle una vida de lucha, sacrificio y esfuerzo constantes para llegar a realizar una de mis más grandes metas.

A mi tía, por ser como una madre y la mejor amiga, quien ha compartido experiencias buenas y malas, que me han dado gran enseñanza.

A mis amigos, por estar siempre conmigo y motivarme para seguir adelante.

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por la formación que me brindó.

A el Dr. Ilangovan Kuppusamy, por la oportunidad dada para la realización de este trabajo.

A el Ing. Roberto Briones Méndez, por todo el apoyo y paciencia.

A el Instituto de Ingeniería de la UNAM, por darme las facilidades necesarias para realizar este trabajo.

## INDICE

<b>1.Introducción</b>	<b>1</b>
1.1 Objetivo general	3
1.2 Objetivos particulares	3
<b>2.Antecedentes</b>	
2.1 El pan	4
2.1.1 Ingredientes básicos	4
2.1.2 Harina	5
2.1.3 Agua	7
2.1.4 sal	8
2.1.5 Azúcar	9
2.1.6 Levadura	10
2.1.7 Materia grasa	11
2.1.8 Leche	12
2.2 Principales etapas del proceso	13
2.2.1 Amasado	14
2.2.2 Fermentación	14
2.2.3 Cocción	15
2.3 <i>Legislación aplicada para descargas de efluentes</i>	17
2.4 Digestión anaerobia	19
2.4.1 Etapas de la digestión anaerobia	20
2.4.2 Factores ambientales relacionados con la digestión anaerobia	26
2.4.2.1 Temperatura	26
2.4.2.2 pH y alcalinidad	28
2.4.2.3 Nutrientes	30
2.4.2.4 Nutrientes traza	32

2.4.3 Inhibición de la digestión anaerobia	34
2.4.3.1 Inhibición por ácidos grasos volátiles (AGV's)	35
2.4.3.2 Inhibición por sulfuros	36
2.4.3.3 Inhibición por nitrógeno amoniacal	38
2.4.3.4 Metales pesados	40
2.4.3.5 Compuestos de toxicidad inmediata	43
<b>3. Materiales y métodos</b>	
3.1 Reactor EGSB a escala laboratorio	44
3.2 Pruebas fisicoquímicas	45
<b>4. Resultados y discusión</b>	47
<b>5. Conclusiones</b>	56
<b>6. Bibliografía</b>	57
<b>7. Anexo</b>	
7.1 Glosario	61
7.2 Técnicas analíticas	62

## 1. INTRODUCCION

La contaminación del agua se genera por el desarrollo de las actividades económicas del hombre y el aumento de la población, distinguiéndose la industria por el riesgo de incorporar materias tóxicas en los cuerpos receptores y así mismo, no dejan de ser importantes fuentes de contaminación las aguas residuales generadas por los usos domésticos y agrícolas, las primeras por su contenido de materia orgánica y microorganismos patógenos y las segundas por la presencia de compuestos tóxicos.

Hoy en día el manejo del agua adquiere importancia ya que, independientemente de las características físicas, sociales y económicas que existen se reconoce que la disponibilidad del agua de calidad adecuada para los diferentes usos, se torna cada vez más escasa; al mismo tiempo, los ecosistemas acuáticos se deterioran, por lo cual su conservación adquiere gran relevancia.

Cualquier cuerpo de agua es capaz de asimilar cierta cantidad de contaminación, sin mostrar efectos serios, debido a los factores de dilución y autopurificación que están presentes. Si hay contaminación adicional, se altera la naturaleza del cuerpo receptor de agua y deja de ser adecuado para sus diferentes usos. Por ello, es de gran importancia comprender los efectos de la contaminación y conocer las medidas de control disponibles para el manejo eficiente de los recursos hídricos.

Para mejorar esta situación se aplican tecnologías para purificar corrientes de desechos industriales y domésticos, en general las aguas residuales pueden ser tratadas, según la naturaleza de los contaminantes, por procesos físicos, químicos y biológicos o una combinación de éstos. Los procesos biológicos a su vez se pueden subdividir en aerobios y anaerobios.

*En los últimos años, la digestión anaerobia se ha convertido en una alternativa tecnológica atractiva para el tratamiento de aguas residuales por su facilidad en operación y bajos costos en su mantenimiento y consumo de energía, comparada con los tratamientos biológicos aerobios y los fisicoquímicos.*

Actualmente, los sectores industriales que utilizan el tratamiento anaerobio a escala real son; cervecerías, leche y sus derivados, frutos y vegetales, rastros y empacadoras de carne, pescados y mariscos, jugos concentrados, destilerías de alcohol, farmacéuticas, textil, fabricación de químicos, pulpa y papel entre otros..

El presente trabajo esta orientado, al tratamiento de aguas residuales que se descargan del proceso de producción de una factoría de panificación, mediante el uso de un reactor anaerobio de lodo granular y lecho expandido cuyas siglas en inglés son EGSB (Expanded Granular Sludge Blanket), con el propósito de cumplir con los niveles de calidad que establece la normatividad vigente. Estudio que se realizó en las instalaciones de la coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería de la UNAM.

## 1.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el tratamiento de las aguas residuales que descarga una industria panificadora, mediante un reactor anaerobio del tipo EGSB a nivel laboratorio, con el fin de cumplir con los límites máximos permisibles que fija la norma de Ecología NOM-001-ECOL,1996 Así como establecer el postratamiento adecuado para este propósito.

## 1.2 OBJETIVOS PARTICULARES

Evaluar la tecnología EGSB, para tratar el agua residual que descarga una industria panificadora.

Determinar la máxima carga orgánica a la que puede alimentarse el reactor EGSB; sin que presente alteraciones en la eficiencia de remoción de materia orgánica, mediante la disminución gradual en el tiempo de retención hidráulico (TRH).

Proponer el tren de tratamiento apropiado para efectuar el tratamiento de estos efluentes.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 El pan

Es el producto alimenticio más importante consumido en todos los hogares, siendo en los estratos más bajos su única fuente nutritiva, ya que además es de bajo costo, lo que lo hace estar al alcance de cualquier persona. Por esto la industria de los alimentos se ha preocupado de la tecnología empleada en él y de aumentar su valor nutricional (Kent, 1991).

Los ingredientes básicos del pan son : harina, agua, sal y levadura, los cuales son llevados a un proceso de fermentación y de cocción a altas temperaturas (mayores a 200 °C), que inactivan a hongos y levaduras.

Por ser un producto de consumo diario siempre se encuentra a la venta en forma fresca y cualquier alteración que pueda presentar es detectable a simple vista, por lo que se evitará su consumo.

#### 2.1.1 Ingredientes básicos

La función del panadero consiste en ofrecer las harinas de los cereales de forma atractiva, digestible y apetitosa.

El pan se hace con una masa cuyos principales ingredientes son: harina de trigo, agua, levadura, azúcar y sal. Se puede añadir otros ingredientes como harina de otros cereales, grasa, harina de malta, harina de soya, alimentos de levadura, emulsionantes, leche y productos lácteos, fruta, gluten y muchos más. En los siguientes párrafos se revisarán los más importantes:

### 2.1.2 Harina

A través de las fases de la molienda del trigo se obtienen una serie de productos de características químicas diversas. Siendo la harina el producto que se obtiene en mayor porcentaje.

Se prefiere la harina de trigo para la obtención de un pan esponjoso (tabla 2.1), ya que al ser mezclada con agua y bajo condiciones apropiadas de trabajo mecánico, origina una masa elástica y cohesiva. Esto se debe a la existencia de dos proteínas que al hidratarse forman una sustancia elástica llamada Gluten.

Tabla 2.1 Composición típica de la harina para panificación (Kent,1991).

Componentes	Concentración g/100 g SS
Proteína	10.6
Lípidos	1.3
Glúcidos	68.38
Calcio	28
Fósforo	150
Hierro	38
Vit B1	400
Vit B2	150

De acuerdo a su contenido proteico y utilización se clasifican en:

*Harinas para pastas.- llamadas también harinas extrafuertes, estas presentan un 14 % de proteína o gluten. Son usadas en productos que no necesitan fermentación y por su alta concentración proteica forman una estructura rígida y resistente.*

Harinas para pan.- Se obtienen generalmente de los trigos fuertes o semifuertes; su riqueza proteica debe ser de 9 a 14 %, estas condiciones intermedias son ideales para la elaboración de pan.

Harinas para repostería.- Conocidas también como harinas débiles, ya que su contenido de proteína o gluten es de 7.5 a 9.5 %.

La harina está compuesta por muchos elementos importantes en la formulación del pan, entre estos están los glúcidos de los cuales uno de ellos que sobresale tanto por su cantidad como por su función, es el almidón ya que al entrar en contacto con el agua hidrata la masa en el amasado, y provee un sustrato para la fermentación. Mientras más empaquetados estén los gránulos de almidón, existirá mayor cohesión entre ellos y se mejorará la solidez de la miga (Quaglia,1991).

Algo interesante de destacar es que el contenido de almidón en la harina varía inversamente con el de la proteína, es por esto que en la panificación se busca valores intermedios ya que estos dos componentes son indispensables en la formulación del pan.

Entre los carbohidratos restantes los cuales cumplen una función importante en la panificación están: disacáridos como maltosa, sacarosa, y monosacáridos como glucosa y fructosa, que sirven de sustrato o alimento a las levaduras.

Las proteínas, como la gliadina y la glutenina las cuales al hidratarse forman una estructura diferente llamada Gluten; este complejo tiene propiedades elásticas y de esponjamiento de gran valor para la fabricación de pan. La gliadina confiere al gluten plasticidad y elasticidad, mientras que la glutenina comunica solidez y estructura.

Los lípidos están solo en pequeños porcentajes en la composición de la harina, se encuentran presentes en mezclas complejas y parte de estos están asociados a la proteína donde contribuyen a la formación de gluten.

El porcentaje de sales minerales presentes en la harina es pequeño y depende de factores como variedad de trigo, tipo de terreno, fertilización y clima. Este pequeño porcentaje influye extraordinariamente en la calidad y comportamiento de la masa, ya sea participando en la formación del gluten, fortaleciéndolo o como alimento mineral para las levaduras.

La harina contiene cantidades apreciables de ciertas vitaminas como son B1 y B2, niacina, biotina, etc. las que aumentan su valor nutricional.

Las enzimas presentes en la harina son sustancias de origen proteico que actúan como catalizadores biológicos, tienen una importancia fundamental en las características tecnológicas de los productos. Entre estas tenemos Amilasas, Proteasas, Levulasa, Maltasas, entre otras (Kent,1991).

### 2.1.3 Agua

El agua es uno de los ingredientes fundamentales en la elaboración del pan, su calidad tiene una influencia notable en la tecnología de la panificación y en los productos de ella obtenidos. Esta agua debe ser potable lo que implica apta para el consumo, libre de contaminantes y microorganismos.

Las funciones principales del agua en la masa son:

1. Las sustancias minerales disueltas en el agua confieren facilidad para trabajar la masa.
2. Participa en la hidratación de los almidones y formación del gluten.
3. Mantiene y determina la consistencia de la masa.
4. Hace posible el desenvolvimiento de la levadura.
5. Solvente de la sal y azúcar agregadas a la masa.
6. Hace posible la acción de las enzimas.

A parte de las funciones en la masa, cumple con otras referentes a la limpieza de equipos y uniformes.

Es importante que el agua esté en una proporción adecuada y medida constantemente al incorporarla a la masa, ya que las proteínas y los almidones la van integrando o absorbiendo, esto hace que deje de ser agua y pase a ser kilos de masa (Quaglia,1991).

#### 2.1.4 Sal

La sal de cocina o cloruro sódico, constituye un elemento indispensable para la masa del pan, esta debe poseer las siguiente características:

- De bajo costo, se usa sal tal y como se extrae de las salineras, no refinada.
- En solución acuosa debe ser limpia y sin sustancias insolubles depositadas en el fondo.
- Debe contener sales de calcio y de magnesio.
- Debe ser salada y no amarga.

Funciones:

1. Actúa principalmente sobre la formación del gluten ya que la gliadina es menos soluble en agua con sal, obteniéndose así mayor cantidad de gluten.
2. Obtención de masa más compacta que aquella que no posee sal, haciéndola mas fácil de trabajar.
3. Regula la fermentación, porque no permite que la levadura fermente desordenadamente.
4. Retarda el crecimiento de microorganismos fermentativos secundarios como son los productores de ácido acético.
5. Favorece la coloración superficial del pan.
6. Por su higroscopicidad (capacidad de absorción de agua) influye en la duración y en el estado de conservación del pan.

## 2 1.5 Azúcares

Los azúcares presentes en la masa pueden ser de cuatro tipos:

- Los presentes en la harina, de los cuales solo el 1% de estos son capaces de fermentar.
- La maltosa, azúcar derivada de la acción de la alfa amilasa sobre el almidón presente en la harina; esta clase de azúcar es más susceptible a fermentar.
- La lactosa, azúcar no susceptible de fermentar que procede de la leche, está presente solo en la formulación de algunos tipos de pan.
- Azúcares añadidos.

Entre los azúcares añadidos es la azúcar obtenida de la caña o de la remolacha la que generalmente se adiciona a las masas para pan (Quaglia, 1991).

Funciones:

1. Alimento para la levadura: el azúcar añadida es rápidamente consumida por la levadura, mientras tanto las enzimas convierten el azúcar complejo en mono y disacárido los cuales pueden ser consumidos por la levadura, de esta manera se tiene una fermentación más uniforme.
2. Colorante del pan: el color café característico proviene de la caramelización de los azúcares residuales que se encuentran en la corteza de la masa después que la misma ha fermentado.
3. Actúa acentuando las características organolépticas como son la formación del aroma, color de la superficie.
4. Aumenta el rango de conservación ya que permite una mejor retención de la humedad, manteniendo más tiempo su blandura inicial, retrasando el proceso de endurecimiento.

### 2.1.6 Levadura

Se entiende por levaduras un grupo particular de hongos unicelulares caracterizados por su capacidad de transformar los azúcares mediante mecanismos reductores o también oxidantes. Su reproducción es por gemación, particularmente activa en aerobiosis.

Para la fermentación de masas primarias se emplean levaduras del género *Saccharomyces cerevisiae*, capaz de fermentar azúcares produciendo anhídrido carbónico y alcohol.

En el comercio se encuentra la levadura seca activa y la levadura en barra. La levadura seca activa es la obtenida de cepas de diferentes géneros, donde las células se desecan hasta tener una humedad inferior al 8 %. Esta levadura es resistente al desecamiento, a las concentraciones elevadas de azúcares y a algunos inhibidores como el propionato de calcio. Esta es mas resistente conservándola a temperatura ambiente que en barra, ya que esta última pierde más del 6.55 % de su actividad en cuatro meses a 4 °C.

La levadura en barra o fresca, es usada más a nivel casero, la sustitución de la levadura en barra por la levadura instantánea o seca se efectúa teniendo en cuenta que la funcionalidad de esta última es tres veces superior a la levadura en barra, por lo que se emplea una cantidad igual a cerca de un tercio de la normalmente utilizada.

La levadura cuenta en su organización con un conjunto de enzimas las cuales son su principio activo y le permiten metabolizar y reproducirse, entre ellas se tiene:

- Invertasa; transforman azúcar de caña en levulosa y dextrosa.
- Maltasa; transforma maltosa en dextrosa.
- Zimasa; transforma azúcar simple en gas y alcohol.
- Proteasa; actúa sobre proteínas extrayendo materias nitrogenadas que la levadura necesita y por ende suaviza el gluten acondicionándolo.

### 2.1.7 Materia grasa

Las grasas son una de las sustancias que con más frecuencia se emplean en pastelería y en la elaboración de productos de horneado. Su empleo como mejorante de las características de la masa y como conservante viene corroborándose en numerosas investigaciones, esta depende de su propiedad emulsionante.

El tipo de grasa presente en el pan puede tener diversos orígenes, ya sea animal, como manteca de cerdo, mantequilla o de origen vegetal como aceites y margarina.

Funciones:

1. Los lípidos actúan como emulsionantes, ya que facilitan la emulsión, confiriéndole a esta mayor estabilidad respecto a la que se puede obtener solamente con proteínas.
2. Retarda el endurecimiento del pan y mejora las características de la masa.
3. Al añadirle grasas emulsionantes a la masa se forma una sutil capa entre las partículas de almidón y la red glutínica, todo esto otorga a la miga una estructura fina y homogénea, además, le da la posibilidad de elongarse sin romperse y retener las burbujas de gas evitando que se unan para formar burbujas más grandes.

Los efectos que tiene al contener excesos de grasa en el pan son los siguientes:

- Pérdida de volumen.
- Textura y gusto grasoso.
- El pan tendrá características de masa nueva (fresca).

### 2.1.8 Leche

La leche utilizada comúnmente en panificación es la leche en polvo descremada, por sus múltiples razones de orden práctico, tales como: su uniformidad, su facilidad de manejo, la ausencia de necesidad de refrigeración, su precio, su mínima pérdida por fácil empleo, bajo espacio al almacenar y duración.

La leche ejerce así mismo un marcado efecto *tampón* o *buffer* sobre las reacciones químicas de la masa, las que ocurren como resultado de las fermentaciones (Quaglia, 1991).

#### Funciones:

1. Mejora el aspecto y color del pan: La lactosa de la leche que no es fermentada por la levadura, otorga un rico color dorado a la corteza, resultado de las reacciones de pardeamiento no enzimático de estas con las proteínas bajo influencia del calor en el horno.
2. Ayuda a que se forme una corteza fina: Debido a que la leche capta humedad y la *retiene*, evita la migración desde la corteza hacia el medio ambiente.
3. Aumenta el valor nutritivo del pan: La caseína, la cual representa alrededor del 75 % de las proteínas de la leche, es una proteína casi perfecta, desde el punto de vista del balance de aminoácidos, por lo cual aumenta a niveles altos el valor nutritivo. Además, la lisina presente en la leche, contribuye a solucionar la deficiencia del contenido de este aminoácido en la harina de trigo. Además la leche aporta minerales y vitaminas.
4. Mejora la conservación del pan.
5. Mejora sabor y aroma.

## 2.2 Principales etapas del proceso

Las principales etapas del proceso de panificación se presentan en la figura 2.1.

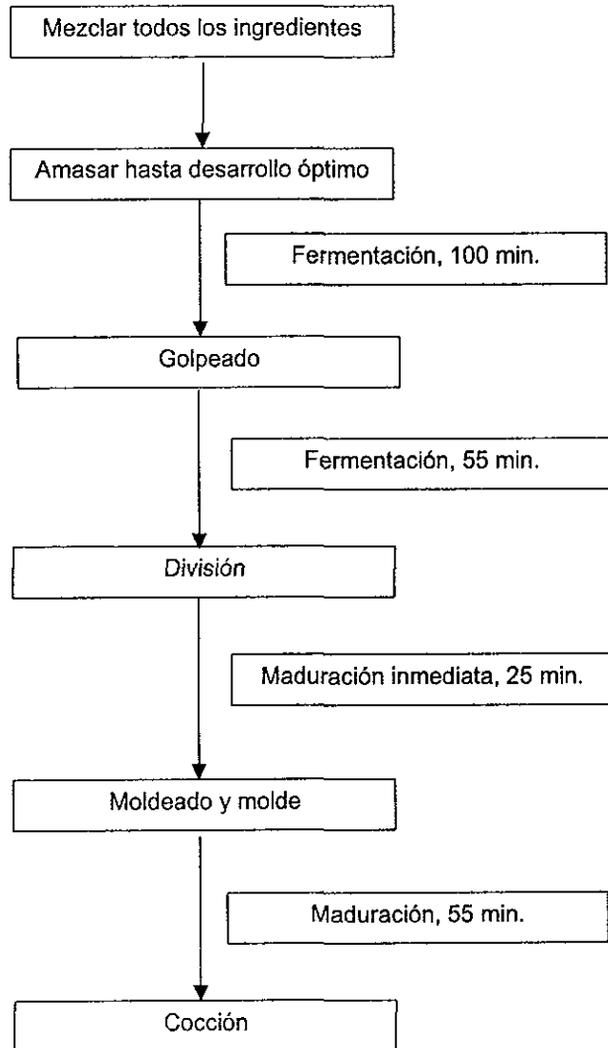


Fig.2.1 Proceso de elaboración de pan (Hoseney, 1991)

### 2.2.1 Amasado

Permite la absorción de agua por las proteínas y los gránulos de almidón. La cantidad de agua a mezclar con la harina para conseguir una consistencia estándar por regla general es de 55 - 61 partes por 100 partes de harina, aumentándose proporcionalmente con los contenidos de proteína y almidón lesionado de la harina.

También permite el desarrollo de elasticidad y la extensibilidad del gluten, debido a la oxidación al aire de los grupos sulfidrilos y al reagrupamiento de los enlaces disulfuro, ocurre un cambio en la distribución de las proteínas de la harina, lo que favorece la retención del gas producido en la fermentación, el gluten a la vez es suficientemente extensible para permitir que "suba" la pieza (Hoseney, 1991).

Durante el amasado se forma una red de proteínas y de glicolípidos en torno a los gránulos de almidón, los cuales sufren en la superficie un inicio de gelatinización y la liberación de amilosa. Esta red deformable sería responsable de las propiedades de la masa ya mencionadas.

### 2.2.2 Fermentación

Es uno de los procesos más importantes, el cual está a cargo de las levaduras. La cepa utilizada es la *Saccharomyces servisiae*.

El proceso de fermentación comprende todo el periodo desde que termina la mezcla hasta que entra al horno.

Las enzimas principalmente implicadas en la fermentación panaria son las que actúan sobre los carbohidratos:  $\alpha$ -amilasa y  $\beta$ -amilasa y la maltasa, invertasa y el complejo zimasa en levaduras.

El almidón de la harina se degrada a disacárido maltosa por las enzimas amilasa; la maltosa se fracciona a glucosa (dextrosa) por la maltasa; la glucosa y fructosa se fermentan a dióxido de carbono y alcohol por el complejo zimasa.

La fermentación más importante que ocurre en este proceso es la fermentación alcohólica, en la cual se produce el anhídrido carbónico, alcohol, vapor de agua, además de productos aromáticos, como aldehídos y cetonas que son responsables del sabor del pan. En la fermentación alcohólica se produce la descarboxilación del piruvato en acetaldehído y reducción de este a etanol acoplada con la generación del poder oxidativo bajo la forma de NAD<sup>+</sup> (nicotin adenin dinucleótido). Otro tipo de fermentación que se produce es la láctica, la cual se realiza en menor cantidad.

Hay que evitar la producción de la fermentación butírica, ya que estropea el sabor del pan por la producción de ácido butírico (Hoseney, 1991).

### 2.2.3 Cocción

El proceso de cocción de las piezas de masa consiste en una serie de transformaciones de tipo físico, químico y bioquímico, que permite obtener al final del mismo un producto comestible y de excelentes características organolépticas y nutritivas.

La temperatura del horno oscila entre 220 a 275 °C y la duración de la cocción varía según el tamaño y tipo de pan (tabla 2.2).

Durante el desarrollo de la cocción existe una disminución de las moléculas de agua que alcanzan la superficie y se evaporan, y por ello existe un gradual aumento de la temperatura sobre la superficie externa que provoca la formación de la corteza, tanto más gruesa cuanto más dure esta fase de la cocción.

Tabla 2.2 Duración de la cocción para diferentes tamaños de pan (Hoseney, 1991).

Tiempo, en mín.	Peso del pan, en g
45 - 50	2000
30 - 40	900
20 - 30	500
13 - 18	Pan más pequeño

Al final, en caso de que el flujo de agua cese completamente, se llega al punto de carbonización.

Además, ocurre la volatilización de todas aquellas sustancias que tienen una temperatura de evaporación inferior a 100 °C y en particular del alcohol etílico y de todas las sustancias aromáticas que se forman tanto en la fermentación, como en la cocción (aldehídos, éteres, ácidos, etc).

Al aumentar la temperatura del horno hay dilatación del gas y aumento de la presión del vapor de agua, con lo cual la masa sufre un rápido aumento de volumen que alcanza el máximo desarrollo después de un tiempo (5-10 minutos), variable con el peso, la forma y la calidad de la masa. El desarrollo de la masa está relacionado con tres factores, concentración del gas, elasticidad y resistencia de la masa, y su capacidad de retención del gas.

A temperatura inferior a 55 °C, la levadura continua activa por lo que la fermentación prosigue; sólo alcanzado los 65 °C la actividad de la levadura cesa y al mismo tiempo comienza la coagulación del gluten y la parcial dextrinización del almidón .

El almidón se degrada a dextrinas, mono y disacáridos a las altas temperaturas que se expone la parte externa de la masa. También se produce pardeamiento no enzimático proporcionando así el dulzor y el color de la corteza. La cocción da lugar

al aroma de la corteza. El aroma de la fermentación está enmascarado por el aroma formado en las reacciones de Maillard y las de caramelización (Hoseney, 1991).

### **2.3 Legislación aplicada para descargas de efluentes.**

El agua de abastecimiento de la red es empleada en el proceso, así como en el lavado de la maquinaria, para uso en la preparación de alimentos en su cafetería, y los servicios sanitarios. Para el proceso debe cumplir con ciertas características como son libre de contaminantes y microorganismos.

El agua residual que se genera en el proceso junto con la de servicios sanitarios y cafetería generalmente, se descargan sin recibir tratamiento. El efluente que se vierte del proceso de producción contiene principalmente sólidos tales como harina, grasa, azúcares y sales inorgánicas.

Hoy en día, la industria panificadora se encuentra regulada en sus descargas de aguas residuales por la NOM-001-ECOL,1996. En donde se especifican los límites máximos permisibles de contaminantes y el tipo de cuerpo receptor al que se destinan las descargas residuales así como en ríos, cuencas, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua (tabla 2.3).

Tabla 2.3 Límites máximos permisibles para contaminantes tóxicos NOM -001-ECOL., 1996.

PARÁMETROS (miligramos por litro, sacpto cuando se especificque)	RIOS		EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS				Suelo Uso de riego Agrícola		Humedales Naturales					
	Uso Público Urbano		Uso en riego agrícola		Uso Público Urbano		Uso Público agrícola		Recreación		Explotación Pesquera, navegación y otros usos		Estuarios		Suelo Uso de riego Agrícola		Humedales Naturales	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Temperatura, en °C	40	40	N.A.	N.A.	40	40	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y aceites	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia flotante	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Sólidos sedimentables, en mil/l	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Sólidos suspendidos totales	75	125	100	175	40	60	75	125	75	125	100	175	75	125	N.A.	N.A.	75	125
Demanda Bioquímica de oxígeno	75	150	100	200	30	60	75	150	75	150	100	200	75	150	N.A.	N.A.	75	150
Nitrógeno total Kjeldhal	15	25	15	25	5	10	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fosforo total	10	20	10	20	5	10	10	20	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	10	20	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Arsénico	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cianuro	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0
Cromo	0.5	1.0	1.0	1.5	0.5	1.0	1.0	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	0.005	0.01	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.2	0.4	0.5	1.0	0.2	0.4	0.5	1.0	0.2	0.4	0.2	0.4	0.2	0.4	0.2	0.4	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

A: ausente; P.M., Promedio mensual; P.D., Promedio diario; N.A. No aplica

## 2.4 Digestión anaerobia

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

Los tipos de microorganismos presentes en los procesos de tratamiento de agua residual incluyen virus, hongos, algas, protozoarios, rotíferos, nemátodos y bacterias. Las bacterias que son responsables de la degradación de la materia orgánica en los sistemas anaerobios.

Las bacterias actúan sobre la materia orgánica degradándola de la cual obtienen la energía necesaria para llevar a cabo sus funciones vitales y la síntesis celular. Por lo que son de suma importancia en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, en donde aceleran la descomposición natural de los materiales orgánicos.

Los procesos bioquímicos de degradación que se dan en la digestión anaerobia, son responsabilidad de las bacterias que se encuentran en los reactores y el afluente a tratar constituye el sustrato para los microorganismos (Zehnder *et al*; 1980).

Las reacciones bioquímicas que tienen lugar de forma natural en los cuerpos de agua o bajo condiciones controladas en las plantas de tratamiento, se clasifican con base en el metabolismo que efectúan los microorganismos en tres grandes grupos: aerobios, anaerobios y facultativos. Las aerobias se producen en presencia de oxígeno y las reacciones anaerobias en ausencia del mismo. Los microorganismos facultativos actúan en alguno de los mecanismos anteriores de acuerdo con las condiciones que prevalecen en el medio (Guyot, 1990).

Las reacciones bioquímicas que tienen lugar en los sistemas de tratamiento de agua residual, se ven influenciadas por una serie de factores entre los que se encuentran: la presencia de nutrientes, temperatura, pH, contenido de sales y sustancias tóxicas entre otros.

#### 2.4.1 Etapas de la digestión anaerobia

La mineralización de la materia orgánica por un sistema microbiológico mixto en condiciones de ausencia de oxígeno (o fuertemente reductoras), se denomina digestión anaerobia.

El esquema más ampliamente aceptado de la digestión anaerobia de un sustrato complejo con materia orgánica en suspensión, es el que involucra tres etapas: hidrólisis y fermentación, acetogénesis y metanogénesis.

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

- Hidrolíticas y fermentativas
- Acetógenas (OHPA)
- Metanogénas acetoclásicas (MA)
- Metanogénas hidrogenófilas (MH)

Posteriormente, se propuso que el flujo de sustratos pasa por seis distintos procesos de conversión, incluidos en las tres etapas, como se muestra en la figura 2.2

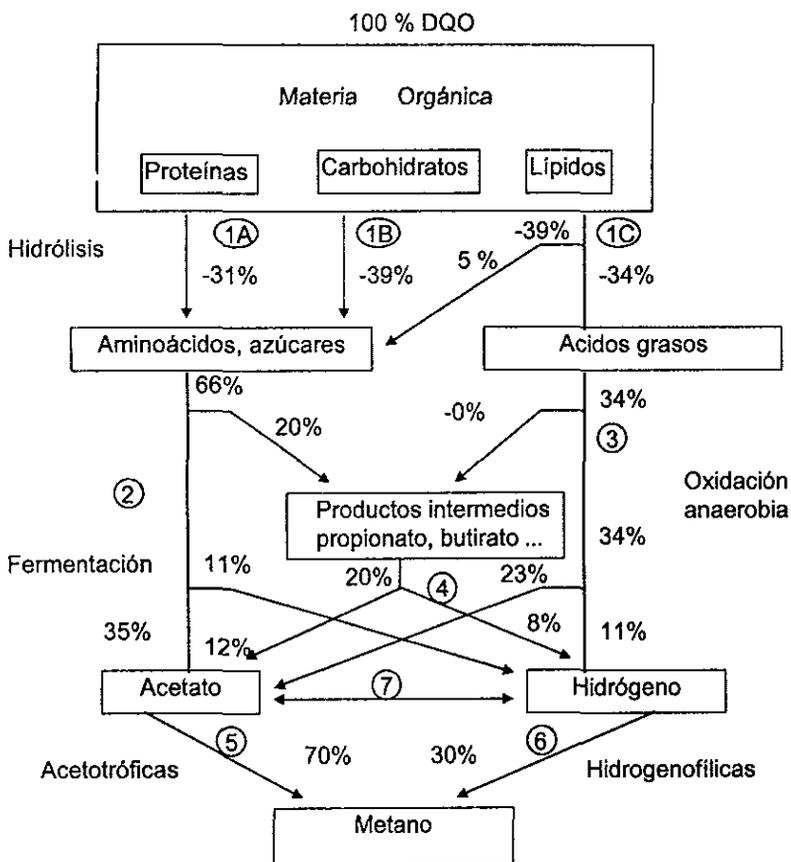


Fig. 2.2 Flujo de sustratos en los distintos procesos de conversión.  
(Gujer y Zehnder, 1983)

### **1. Hidrólisis (ruptura) y fermentación**

- a. Hidrólisis de polímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos).
- b. Fermentación de aminoácidos y azúcares.

### **2. Acetogénesis (producción de ácido acético)**

- c. Oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes ( $\beta$ -oxidación).
- d. Oxidación anaerobia de productos intermedios como ácidos volátiles (AGV's) excepto el acetato.

### **3. Metanogénesis (generación de metano)**

- e. *Conversión de acetato en metano.*
- f. Formación de metano a partir de  $H_2$  y  $CO_2$

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

Posteriormente, los azúcares y aminoácidos son utilizados por los organismos fermentadores para producir acetato,  $CO_2$ , hidrógeno y biomasa, mientras que los ácidos grasos superiores son convertidos en ácidos grasos volátiles e hidrógeno, por los oxidadores anaerobios, mediante una reacción de  $\beta$ -oxidación.

En la primera etapa los ácidos grasos volátiles (AGV's): acético, propiónico, butírico, isobutírico e iso-valérico, representan los principales intermediarios de la digestión anaerobia.

El propionato y el butirato son degradados hasta acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias conocido como OHPA (bacterias acetógenas productoras obligadas de hidrógeno), las cuales deben existir en relación sintrófica con las metanógenas que utilizan hidrógeno. El acetato y el  $H_2$  son los principales sustratos de las bacterias metanógenas (Rustrian, 1992).

Un aspecto importante dentro del proceso que merece atención especial es la dependencia de las bacterias OHPA sobre las bacterias hidrogenófilas (MH).

El equilibrio entre la oxidación del propionato, descarboxilación del acetato y oxidación del hidrógeno es crucial para tener un proceso de digestión anaerobia estable.

Las bacterias metanógenas son esenciales para la digestión anaerobia ya que son las únicas que pueden catabolizar la reacción a partir de acetato de hidrógeno para dar como productos gaseosos metano ( $CH_4$ ) y dióxido de carbono ( $CO_2$ ), en ausencia de energía luminosa o aceptores de electrones exógenos como oxígeno ( $O_2$ ) de nitritos ( $NO_2$ ), nitratos ( $NO_3$ ), y sulfatos ( $SO_4^-$ ).

La composición inorgánica de las bacterias metanógenas muestra que contiene los nutrientes esenciales nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) en concentraciones normales, mientras que algunos micronutrientes como níquel (Ni), hierro (Fe) y cobalto (Co), están presentes en concentraciones más altas a diferencia de otros microorganismos, lo que implica un requerimiento particular de estos elementos por dichas bacterias.

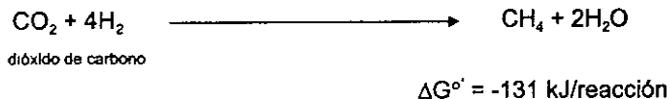
Las bacterias metanógenas acetoclásicas son las bacterias que producen metano a partir de ácido acético. Normalmente alteran el pH del medio debido a la eliminación del ácido acético y la producción de  $CO_2$  que al disolverse forma una solución amortiguadora de bicarbonato ( $HCO_3^-$ ). La reacción de formación de metano es la siguiente:



Durante la metanogénesis, la velocidad de crecimiento obtenida con acetato ( $\mu_{\text{HAc}}$ ) es  $0.014 \text{ h}^{-1}$ . Esta reacción es de suma importancia para la digestión anaerobia dado que produce el 73 % del metano.

Las bacterias acetoclásicas frecuentemente encontradas en los digestores anaerobios pertenecen a los siguientes géneros: *Metanosarcina* y *Methanothrix*.

Las bacterias metanógenas hidrogenófilas utilizan el hidrógeno producido en la oxidación anaerobia para reducir el  $\text{CO}_2$  que proviene de la etapa de fermentación a  $\text{CH}_4$  (Hickey *et al*; 1989) según la siguiente reacción:



La velocidad de crecimiento obtenida con hidrógeno ( $\mu_{\text{H}_2}$ ) es de  $0.06 \text{ h}^{-1}$  durante la metanogénesis. Esta reacción tiene una doble función en el proceso de la digestión anaerobia, por un lado producir metano y, por el otro, eliminar el  $\text{H}_2$  gaseoso.

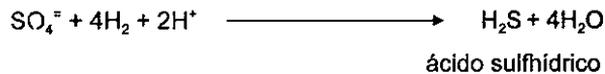
Al consumir hidrógeno regulan la producción de ácidos y la mezcla de éstos generados por las bacterias acidógenas. El hidrógeno también controla las velocidades a las que el ácido propiónico y el butírico son convertidos en ácido acético de acuerdo con la relación sintrófica. Por consiguiente, se puede considerar que las metanobacterias utilizadoras de  $\text{H}_2$  regulan la digestión anaerobia; los géneros más representativos son:

*Methanobrevibacter arboriphilicus*

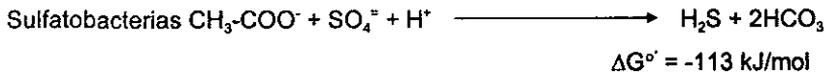
*Methanospirillum hungate*

*Methanobacterium formicicum*

Las bacterias sulfatoreductoras están presentes en los digestores anaerobios, especialmente cuando hay presencia de sulfatos, que son organismos capaces de reducir los sulfatos del agua residual a sulfuros de acuerdo a la reacción:



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



De estas dos reacciones, la más favorecida termodinámicamente es la sulfatoreductora. Sin embargo, en un digestor anaerobio esta reacción no se lleva a cabo en forma significativa a menos que los sulfatos se encuentren en concentraciones elevadas; en éste caso la producción de H<sub>2</sub>S puede provocar problemas de corrosión en los reactores anaerobios.

## 2.4.2 Factores ambientales relacionados con la digestión anaerobia

Los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia requieren condiciones ambientales específicas, para su crecimiento y actividad óptima, que se verán manifestadas en un incremento de la biomasa, así como en altos porcentajes de remoción de materia orgánica. Algunos parámetros están claramente tipificados, no así otros cuyo intervalo no ha sido bien delimitado. Entre los parámetros ambientales más importantes que inciden en la digestión anaerobia, se encuentran la temperatura, el pH y los nutrientes (Briones e Ilangovan, 1997).

### 2.4.2.1 Temperatura

La temperatura a la que opera un reactor influye de manera importante en la actividad de la biomasa, dado que las reacciones bioquímicas son directamente afectadas por este parámetro.

Los microorganismos anaerobios se dividen, de acuerdo con su temperatura, en tres categorías: psicrófilos (inferior a 20 °C), mesófilos (20 a 40 °C) y termófilos (45 a 65 °C). Las bacterias metanógenas mesófilas tienen una temperatura óptima de 37 °C, con límites entre 30 y 40 °C. Sin embargo, estas bacterias pueden adaptarse para operar fuera de ese intervalo, aunque con eficiencias menores (Gujer y Zehnder, 1983) Los microorganismos presentes, así como las características del proceso difieren en cada intervalo de temperatura (tabla 2.4).

Se sabe que las bacterias metanógenas pueden permanecer activas a temperaturas de 8 y 10 °C, pero la actividad de la biomasa y la eficiencia del tratamiento anaerobio, disminuyen un 10-20 % de los valores obtenidos a 35 °C (Stronach *et al.*, 1986).

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

Tabla 2.4 Características del proceso de digestión anaerobia, de acuerdo al intervalo de temperatura en que se efectúa la metanogénesis (Moreno *et al*; 1993).

Mesofílica (20 a 40 °C)	Termofílica (45 a 65 °C)
Menos vapor de agua en el gas	Mayor actividad
Mayor población metanógena	Menor TRH
Menos CO <sub>2</sub> en el gas	Menor formación de lodo
Balance energético más favorable	Destrucción de microorganismos patógenos
Mayor experiencia en su aplicación	Equilibrio microbiano frágil
	Mayor actividad metanógena de la biomasa

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

Un problema con los procesos termófilos es el bajo rendimiento másico (50 % del rendimiento a 35 °C), que trae como consecuencia arranques y adaptaciones lentos a variaciones de carga orgánica, cambios de sustratos o sustancias tóxicas. Además, las células bacterianas tienen condiciones de crecimiento exponencial. Existen pocas especies capaces de crecer a altas temperaturas. Por otra parte, las bacterias termófilas producen altos niveles de AGV's residuales que llegan a ser del orden de 1000 mg/L en lugar de los 300 mg/L encontrados en condiciones mesófilas.

En el caso de la metanogénesis termófila, la respuesta a cambios de temperatura súbitos es el paro temporal de la actividad, lo cual frena el proceso si la carga inicial es alta; pero si el cambio de temperatura es gradual, la actividad no se detiene totalmente. Esto trae como consecuencia, una disminución de la estabilidad ecológica en un proceso termófilo, y lo hace inadecuado como tratamiento en aquellos casos en donde existen cambios continuos de temperatura.

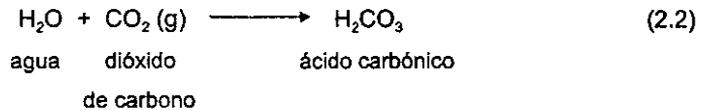
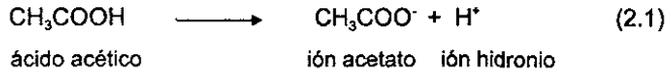
#### 2.4.2.2 pH y alcalinidad

De forma similar a la temperatura, el pH en los reactores anaerobios, tiene gran influencia sobre la actividad de los microorganismos. El pH óptimo para la actividad de los diferentes grupos involucrados en la digestión anaerobia, depende del grupo al que pertenecen; sin embargo, se sabe que el intervalo en el que todas las bacterias pueden interactuar es alrededor de la neutralidad (6.2 a 7.8) con preferencia entre 7.0 y 7.2 (Mc Carty, 1964).

En el caso de las bacterias acidogénicas el pH óptimo está entre 5 y 6.5 y, para las metanógenas debe estar por arriba de 6.5. Por tanto, el pH de un reactor debe mantenerse en un intervalo de 6.5 a 7.5. Si éste parámetro, se mantiene en el intervalo señalado, se considera que existe una actividad bioquímica balanceada. La influencia del pH sobre la producción de metano, se relaciona principalmente con la

concentración de ácidos grasos volátiles (AGV's) provenientes de la fase acidógena.

Si el proceso de la digestión anaerobia no se controla, la producción biológica de los AGV's y del  $\text{CO}_2$  tiende a incrementar la acidez en el reactor con la consecuente reducción del pH (ecuaciones 2.1 y 2.2).



La regulación de pH en un reactor anaerobio, se lleva a cabo mediante un sistema ácido-base, que es el resultado de las reacciones que ocurren durante los procesos de degradación con la consecuente generación de alcalinidad.

La alcalinidad, es la capacidad amortiguadora de un sistema para mantener un determinado pH, por lo que, para mantener un nivel óptimo de pH es necesario tener una buena capacidad amortiguadora (Speece, 1983) Esta alcalinidad amortigua los cambios bruscos del pH mediante los sistemas ácido-base, carbónico, ortofosfórico y del amonio ( $\text{NH}_4$ ).

Otro punto de gran importancia, es la influencia del pH sobre la forma y proporción en que se presentan algunos compuestos que son tóxicos para el proceso de la digestión anaerobia como el amoníaco, el  $\text{H}_2\text{S}$  y los AGV's. En aguas residuales que no contienen suficiente alcalinidad, el pH del reactor puede controlarse mediante la medición de materiales alcalinos por medio de un sistema de control automático y monitoreo. Sin embargo, bajo circunstancias específicas se ha logrado tratar aguas residuales ácidas, sin la adición de algún agente químico neutralizante, como es el caso de las vinazas provenientes de la fermentación del alcohol.

Otra forma de adicionar alcalinidad al sistema, se logra mediante la recirculación del efluente neutralizado por el propio sistema, para alcalinizar el afluente.

Es importante señalar, el cuidado que se debe tener con el uso de agentes químicos en reactores anaerobios. Por ejemplo, la cal es uno de los álcalis más baratos, pero su precipitación como carbonatos de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) causa serios problemas de acumulación de sólidos no deseables. Además, grandes cantidades de un catión simple como  $\text{Na}^+$ , que se agregan para el control de pH, pueden llegar a ser potencialmente tóxicas. En estos casos, es preferible utilizar mezclas de neutralizantes, tales como hidróxido de calcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), hidróxido de sodio ( $\text{NaOH}$ ) y hidróxido de potasio ( $\text{KOH}$ ) para el control de pH.

#### 2.4.2.3 Nutrientos

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

El requerimiento de nitrógeno para el proceso anaerobio es sólo una pequeña fracción (0.2 a 0.5) de lo requerido en procesos aerobios. Esto se debe a la baja tasa de crecimiento (síntesis celular) de las bacterias anaerobias. Así mismo, la necesidad de fósforo es aproximadamente 15 % con respecto al nitrógeno.

Sin embargo, algunos estudios han comprobado que el requerimiento de nitrógeno depende del volumen de biomasa y la cantidad de carbono; para obtener 60 m<sup>3</sup> de metano se requiere de 1 kg de nitrógeno (Speece y McCarty, 1964). Para una buena operación de la digestión anaerobia se necesita mantener la relación C:N en 75:1.

La cantidad de nitrógeno y fósforo necesario para el crecimiento anaerobio, se puede estimar por medio de la fórmula empírica de las bacterias, C<sub>2</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N, donde los constituyentes nitrogenados representan el 18 % de la masa celular en peso seco.

Si se asume que el 10 % de la DQO es biodegradable es convertida a nuevas células (el rendimiento de crecimiento celular es de 0.1 kg SSV/kg DQO removida), se puede entonces, calcular los requerimientos de nitrógeno y fósforo.

Por convención, la cantidad de N y P necesarios para el crecimiento son expresados como proporciones de DQO, con la cantidad de Nitrógeno normalizada a 7. Así, los nutrientes requeridos pueden ser descritos por la relación DQO:N:P.

Si la adición de nutrimentos es necesaria. El nitrógeno generalmente, se agrega como urea, amonio acuoso o cloruro de amonio. Una concentración de N-NH<sub>4</sub> alrededor de 10 a 50 mg/L en el efluente del reactor indica que la concentración de nitrógeno no es limitante. El fósforo puede adicionarse como ácido fosfórico o como alguna sal fosfatada.

El rendimiento del crecimiento de las bacterias anaerobias, puede variar de acuerdo con las condiciones de operación del proceso. En algunos casos, se ha detectado que los requerimientos de nitrógeno de algunas aguas residuales, pueden ser hasta del 100 %.

#### 2.4.2.4 Nutrimientos traza

Además de la adición de nitrógeno y fósforo, se han identificado otros elementos necesarios para la actividad de las bacterias metanógenas, denominados micronutrimientos, o nutrimentos traza, que se requieren en concentraciones de mg/L. La tabla 2.5 muestra la composición de las bacterias metanógenas.

El hierro, cobalto y níquel se consideran micronutrimientos obligatorios y se requieren en concentraciones de 0.5-1.0, 0.1-0.2 y 0.2-0.4 mg/L respectivamente. El níquel es esencial para las bacterias metanógenas debido a que es constituyente del citocromo de la coenzima  $F_{420}$ . El Fe en concentraciones de 0.3 a 0.9 mM, es importante para la conversión de ácido acético a metano, mientras que el cobalto, es necesario en la formación de Metilcobalamina (coenzima que activa la producción de  $CH_4$ ) (Lester, 1987).

El tungsteno y el selenio también se reportan como elementos traza requeridos pero no son estrictamente indispensables (Speece, 1983).

El molibdeno se ha identificado como inhibidor de la actividad de las bacterias sulfatoreductoras a bajas concentraciones. Una concentración de 420 mM estimula la conversión de ácido acético a metano y, además activa a las enzimas involucradas en la degradación de materia orgánica.

Otro elemento esencial para el desarrollo microbiano, es el azufre. Los sulfuros son la mayor fuente de este elemento, la cual juega un doble papel: a bajas concentraciones estimula la actividad metanógena y, a elevadas concentraciones (100 a 150 mg/L) la inhibe.

La concentración óptima de sulfuro de hidrógeno no ionizado, reportado en la literatura para el crecimiento metanógeno, varía de 1 a 25 mg/L (Speece, 1983). Además los

sulfuros pueden causar la precipitación del hierro, cobalto y níquel. Generalmente, estos elementos están presentes en cantidad suficiente en las aguas residuales. Sin embargo, es aconsejable analizar en el afluente del reactor los niveles residuales de estos elementos en forma soluble.

Tabla 2.5 Composición elemental de las bacterias metanógenas  
(Moreno *et al*; 1993)

Elemento	Concentración en mg/kg células secas
N	65000
P	15000
S	10000
Ca	4000
K	10000
Mg	3000
Fe	1800
Ni	100
Co	75
Mo	60
Zn	60
Mn	20
Cu	10

Van Der Berg y Lentz, (1970) reportan que cuando se tratan aguas residuales de industrias alimentarias con alta carga orgánica se requiere adicionar frecuentemente nutrientes para incrementar la digestión anaerobia, por lo que la adición de 1.5 kg de levadura/m<sup>3</sup> aumenta la degradación anaerobia en el reactor, ya que al contener una alta fracción de minerales tiene un efecto estimulante. La tabla 2.6 representa la concentración de algunos metales nutrimentos en función de la DQO del agua residual.

Tabla 2.6 Metales nutrimentos requeridos por la biomasa anaerobia en función de la concentración de DQO en el agua (Van Der Berg y Lentz, 1970).

Elementos	Concentración del metal en mg/L	
	10 g DQO/L	50 g DQO/L
Fe	0.5 - 20	3 - 100
Ni	0.05 - 3	0.3 - 15
Co	0.05 - 2	0.3 - 10
Mo	0.01 - 0.05	0.05 - 0.2

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

#### 2.4.3 Inhibición de la digestión anaerobia

La presencia de sustancias tóxicas en los sistemas anaerobios, provocan la inhibición de la actividad de las bacterias metanógenas, y de otros microorganismos involucrados en el proceso de digestión anaerobia (Kugelman y Chin, 1971). Sin embargo, los tóxicos presentes en el agua residual con frecuencia están en concentraciones bajas, por que el efecto ejercido sobre los organismos metanógenos es bacteriostático reversible. Los compuestos tóxicos se pueden agrupar en tres categorías:

1. Aquellos cuya toxicidad está relacionada con el pH, por ejemplo los ácidos grasos volátiles, amoníaco y ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ).

2. Compuestos con una toxicidad inmediata y/o irreversible, como el tetracloruro de carbono ( $\text{CCl}_4$ ), cloruro de etileno ( $\text{CH}_2\text{Cl}_2$ ) y cloruro de metilo ( $\text{CH}_3\text{Cl}$ ) en cuyo caso se habla de un efecto bactericida.
3. Sustancias que con un pequeño aumento de su concentración se vuelven tóxicos; como los iones metálicos.

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

#### 2.4.3.1 Inhibición por ácidos grasos volátiles (AGV's)

El proceso de digestión anaerobia en su fase acidógena involucra la producción de AGV's, los cuales al ser degradados por las bacterias OHPA generan el sustrato (ácido acético) necesario para la producción de metano, mediante la acción de las bacterias metanógenas. Sin embargo, un incremento sustancial de los AGV's puede llevar a una reducción del pH, hasta valores en los cuales la actividad metanógena es seriamente inhibida y la producción de biogás puede cesar por completo. Por lo tanto, el incremento de la concentración de AGV's en un reactor anaerobio, indica un desequilibrio entre las poblaciones microbianas (Mawson *et al*; 1991).

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

De acuerdo con algunos autores, la disminución en la tasa de remoción de los AGV's a pH ácidos puede atribuirse a la existencia de elevadas concentraciones de AGV's sin ionizar en el sistema. La naturaleza no ionizada de éstos, les permite penetrar la

membrana celular más eficientemente que los AGV's ionizados, y una vez asimilados, disminuyen el pH intracelular afectando la actividad bacteriana.

Ianotti y Fisher, (1984) reportan a los ácidos acético y n-butírico como estimulantes de la metanogénesis; sin embargo, el n-butírico a una concentración de 10 g/L inhibe la metanogénesis. El ácido acético es el menos tóxico de los AGV's, pero se ha observado una inhibición notable del crecimiento microbiano cuando la concentración es de 35 g/L.

El ácido propiónico es un indicador del mal funcionamiento del digestor y ejerce un efecto inhibitorio mayor al del ácido butírico en algunas bacterias metanógenas, ya que éstas pueden ser inhibidas cuando las concentraciones de propiónico exceden los 3 g/L.

El efecto inhibitorio de los ácidos acético, propiónico y butírico puede reducirse mediante la adaptación de las bacterias a estos ácidos. Se ha observado que la bacteria *Methanobacterium formicicum* soporta concentraciones de ácidos acético y butírico superiores a 10 g/L, mientras que para el ácido propiónico se presentaron diferentes niveles de toxicidad a concentraciones de 1 y 5 g/L.

#### 2.4.3.2 Inhibición por sulfuros

En los reactores anaerobios los sulfatos, sulfitos y otros compuestos con azufre son reducidos a ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ) por las bacterias sulfatoreductoras. Este ácido se puede encontrar dentro el reactor en diferentes formas de acuerdo al pH, la temperatura y la fuerza iónica del medio. A un pH inferior a 6, prácticamente, el total de azufre reducido se encuentra en forma de  $H_2S$  no disociado.

Parte del azufre orgánico e inorgánico es utilizado por las bacterias para la síntesis celular, parte se escapa a la fase gaseosa, hay pérdida en el efluente y una fracción queda disuelta en el agua.

La concentración de ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ) en solución acuosa, juega un doble papel, a bajas concentraciones fomenta la actividad metanógena y a elevadas concentraciones (150 mg/L, Speece, 1983), la inhibe. Por lo anterior, se debe tener presente que el azufre sólo actúa como nutriente hasta una determinada concentración, 25 mg/L.

Los sulfuros se pueden encontrar en forma soluble o insoluble dependiendo de su asociación con cationes. Cuando las sales formadas son insolubles como las de algunos sulfuros metálicos, sus efectos son despreciables en la digestión anaerobia. La adición de hierro, por ejemplo, puede reducir la inhibición de sulfuros mediante la remoción del azufre (S) como sulfuro ferroso ( $FeS$ ).

Las bacterias sulfatoredutoras producen sulfuro de hidrógeno. Son consumidoras de acetato, por lo que compiten por el acético con las bacterias metanógenas; ambas son inhibidas a pH inferior a 6 (Widdel, 1988).

La cantidad de sulfatos presentes en el agua residual es de suma importancia en la elección del tratamiento anaerobio; éste se propone para residuos industriales con alto contenido de sulfatos, debido a la formación de sulfuros no ionizados en el reactor.

Koster, (1986) reportan que una concentración de 250 mg  $H_2S/L$ , en un intervalo de pH entre 6.4 y 7.2, inhibe en un 50 % la actividad metanógena de lodo granular disminuyendo la formación de gas, por tanto la pérdida de la producción de gas es lineal a la concentración de sulfuros. Los mismos autores atribuyen esta resistencia, a la formación de gradientes de pH entre el medio y el inferior del grano anaerobio.

Se ha observado que a pH de 7.0 la fracción no ionizada es muy grande, por lo tanto cuando no hay una buena producción de biogás, el H<sub>2</sub>S puede escapar de la solución. Para evitar problemas con los sulfuros, se ha establecido que la relación DQO/SO<sub>4</sub> en el afluente a tratar sea de 7:10 (Lettinga *et al*; 1980).

Para la digestión anaerobia se han reportado como concentraciones límites de sulfuro disuelto en el influente de 200 a 300 mg H<sub>2</sub>S/L, mientras que la concentración de H<sub>2</sub>S en el gas de salida no debe sobrepasar el 6 %.

#### 2.4.3.3 Inhibición por nitrógeno amoniacal

El amoníaco (NH<sub>3</sub>) es un compuesto muy común en aguas residuales de origen doméstico, ya que proviene de la degradación de proteínas y aminoácidos y su concentración puede alcanzar hasta 7.0 g/L. Aunque el amonio es un amortiguador importante en la digestión anaerobia, concentraciones elevadas de éste pueden inhibir el proceso. La constante de disociación del sistema es  $1.85 \times 10^{-5}$  molar a 35 °C.

Una de las limitantes para evaluar la concentración del nitrógeno amoniacal es que el ión amonio, generalmente, se cuantifica como N-NH<sub>3</sub> (nitrógeno como amoníaco), por lo que no es posible distinguir entre uno y otro; además de no precisar las concentraciones que provocan la inhibición completa.

Los efectos inhibitorios del amoníaco hasta ahora conocidos, influyen solamente en la fase metanógena, aunque otras reacciones secuenciales como aquellas donde intervienen las bacterias OHPA podrían directa o indirectamente verse afectadas. Esta inhibición, se manifiesta con la reducción en la producción de biogás y un incremento en los AGV's.

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

Se sabe que una concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) de 1500 a 3000 mg/L, causa la inhibición de las bacterias metanógenas a pH alcalino. Sin embargo, no existen límites que definan el grado de toxicidad causado por el nitrógeno amoniacal. Con datos experimentales de una planta piloto y bibliográficos se ha observado que:

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

La inhibición de las bacterias metanógenas a concentraciones de 24000 mg/L de amonio con tiempo de exposición de 1 hora, 1 día y 4 días, es altamente reversible debido a que se obtiene una rápida recuperación y altas remociones de amonio del sistema.

Por lo general, se acepta que los altos niveles de amoníaco no ionizado en condiciones de anaerobiosis, son más inhibitorias para la digestión que el mismo ión amonio.

Las bacterias *Methanobacterium formicum*, fueron inhibidas parcialmente en presencia de una concentración total de amoníaco de 3000 mg/L y pH de 7.1; con alguna pérdida en el crecimiento y en la capacidad de formación de CH<sub>4</sub>. Mientras que a 4000 mg/L, los microorganismos fueron completamente inhibidos. En el caso de

bacterias anaerobias no metanógenas, se ha detectado una eficiente actividad a concentraciones que exceden los 6000 mg/L y a un valor de pH de 8.0.

Así, aunque el amoníaco es inhibitorio para las bacterias metanogénicas de la digestión anaerobia, los efectos son reversibles y pueden ser evitados, en cierta medida, por una adaptación de las bacterias.

#### 2.4.3.4 Metales pesados

Los metales pesados se reportan como los causantes más comunes de inhibición en los digestores de lodos, debido a su carácter tóxico, aun en forma de sales metálicas en pequeñas concentraciones. Las sales tóxicas son: de cobre, zinc, níquel, plomo, aluminio, cromo hexavalente e hierro. Los efectos principales que producen los metales pesados sobre la digestión anaerobia son: un incremento en la cantidad de ácidos grasos volátiles y por consiguiente la disminución de la producción de gas. Esto se debe a que las bacterias metanógenas sufren alteraciones metabólicas, originadas por la presencia de sustancias tóxicas.

En condiciones anaerobias, los metales se encuentran en diferentes formas (Gould y Genttelli, 1975):

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

complejos con productos metabólicos.

Los metales pesados en forma iónica provocan los mayores problemas de inhibición al proceso. Los efectos que se presentan comúnmente a nivel metabólico son:

- Alteración en las funciones de la célula, porque disminuyen el potencial energético de la cadena de electrones.
- Destrucción del metabolismo enzimático, incluso a la alcohol deshidrogenasa.
- Inactivación de las enzimas, ya que los metales pesados reaccionan con los grupos -SH de los aminoácidos.

*Los metales pesados en su forma iónica pueden tolerarse en los digestores, si existe una concentración suficiente de sulfuros solubles en el sistema, con los cuales formen sustancias insolubles que no sean tóxicas.*

Algunos metales pesados pueden ser removidos de los sistemas anaerobios mediante adsorción, como en el caso de los reactores CSTR (reactor continuamente agitado). Estos reactores, toleran residuos que contienen una elevada concentración de sólidos suspendidos, los cuales proveen sitios de adsorción para la remoción de los metales.

El efecto de los metales pesados (Cr, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Hg, As, etc.) en la digestión anaerobia, depende de la forma o especies en la que los metales son introducidos al sistema. La adición de níquel como sulfato de níquel a 272 mg/L, no produce ningún efecto en la digestión; mientras que 30 mg/L como nitrato de níquel reduce en un 80 % la producción de gas. La adición de 500 mg/L de cloruro de níquel, origina una pequeña reducción en la producción de gas; pero 1000 mg/L disminuye en forma severa la *producción de éste*.

Por otra parte, la recuperación de un filtro anaerobio, después de los efectos tóxicos del níquel, en función de la concentración del metal y del tiempo de exposición del sistema.

A tiempos menores de 1 día, concentraciones de níquel de hasta 800 mg/L, provocaron una pequeña reducción en la producción de gas, pero está cesó por completo cuando se agregaron 2400 mg/L de níquel al sistema por un período de una hora.

Estos resultados muestran una mayor tolerancia al efecto inhibitorio de los metales pesados, por los sistemas de película fija con respecto a los de biomasa suspendida, como el CSTR. Esto se debe a que los tiempos de retención hidráulicos son más cortos y aseguran menos tiempo de exposición al inhibidor. En el caso de los reactores de lecho expandido y fluidizado, la recirculación diluye el afluente, con lo que se disminuye el efecto inhibitor sobre las bacterias anaerobias (Espinosa, 1998).

El cobre (Cu) también inhibe a la digestión anaerobia, cuando está presente como sulfato de cobre a concentraciones de 200 y 300 mg/L; sin embargo, cuando está presente como hidróxido de cobre, con 520 mg/L los efectos fueron despreciables.

El cromo (Cr) se distingue porque algunas de sus sales, principalmente las de sulfatos, son solubles. Una concentración de 100 mg/L en estado trivalente (Cr(III)), produjo una reducción del 80 % en la producción de gas, pero el mismo metal cromo (IV), a 430 mg/L, causó sólo muy pequeñas reducciones en la evolución de gas.

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

Se ha observado que una dosificación continua de metales pesados, puede inducir a la adaptación y al incremento de la tolerancia entre las especies microbianas presentes.

La toxicidad debida a cationes monovalente ( $K^+$ ,  $Na^+$ ) puede reducirse por cationes divalentes ( $Mg^{++}$ ,  $Ca^{++}$ ).

#### 2.4.3.5 Compuestos de toxicidad inmediata

Los compuestos clorados son frecuentemente tóxicos para las bacterias metanógenas, aun a concentraciones menores o iguales a 1 mg/L. Aquellos que contienen una estructura similar a la del metano ( $\text{CH}_4$ ), como el tetracloruro de carbono ( $\text{CCl}_4$ ), el tetracloruro de etileno ( $\text{CH}_2\text{Cl}_2$ ) y el cloruro de metilo ( $\text{CH}_3\text{Cl}$ ), son los más tóxicos. Una buena producción de gas puede eliminarlos del sistema. Sin embargo, concentraciones en exceso de estos compuestos requieren de varios días para la recuperación de la actividad metanógena.

El cianuro ( $\text{CN}^-$ ), al igual que el cloroformo ( $\text{CHCl}_3$ ), es muy tóxico para las bacterias metanógenas, pero su toxicidad es menor para los otros organismos anaerobios. Cuando la concentración de éste compuesto no es muy alta, puede ocurrir una adaptación de las bacterias, pero esta adaptación puede perderse si se suspende el contacto del lodo con el cianuro.

El formaldehído es un compuesto orgánico que produce la desnaturalización de las proteínas. Altas concentraciones de este compuesto pueden provocar fallas en un reactor anaerobio. En este caso, la única solución es remover el formaldehído del agua residual o tratar el agua por un sistema aerobio. Algunas veces es posible transformarlo en azúcar o una mezcla de formato y metanol, mediante el incremento del pH y de la temperatura.

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

### 3. MATERIALES Y METODOS

#### 3.1 Reactor EGSB a escala laboratorio

La prueba de tratabilidad del agua residual de la industria panificadora en laboratorio se realizó en un sistema conocido como reactor anaerobio de lecho expandido y flujo ascendente (EGSB, por sus siglas en inglés), el cual está construido de un tubo de vidrio con las siguientes características: diámetro interno 7 cm, altura de 50 cm cuenta con un volumen total de 2.4 L y útil de 2.2 L, en su parte superior se instaló un sistema que tiene la función de separar las tres fases que se dan en el proceso, que son la sólida-líquida y gaseosa. En la parte inferior presenta una configuración en forma de cono, para favorecer la distribución de agua de alimentación en la cama de lodos (figura 3.1).

La alimentación del agua residual al reactor y recirculación del efluente se logran mediante el uso de bombas del tipo peristáltica (bombas rotatorias) marca Cole-Parmer, de 1-100 y 6-600 rpm. Además el sistema cuenta con una trampa de biogás; para separar el gas del vapor de agua que se genera a esa temperatura y que es arrastrado por el flujo de gas. Esta trampa se encuentra conectada a un registrador para cuantificar el volumen de biogás producido durante el día.

El reactor operó bajo condiciones de temperatura de  $35 \pm 2$  °C, y la inoculación se llevó a cabo utilizando lodo anaerobio granular proveniente de un reactor que trata efluentes de una maltería ubicada en la comunidad de Grajales, Puebla. El volumen empleado fue de 800 ml.

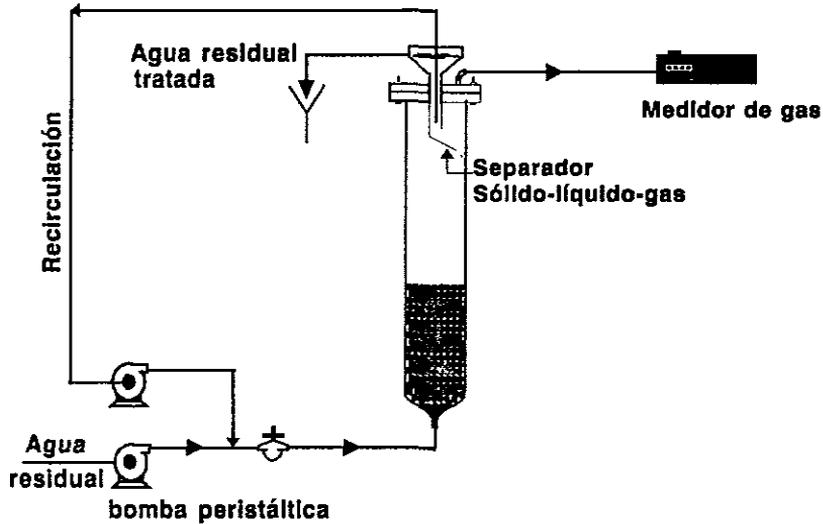


Figura 3.1. Arreglo experimental del reactor EGSB a escala de laboratorio

### 3.2 Pruebas fisicoquímicas

Para tener un apropiado control del funcionamiento del reactor EGSB se realizaron pruebas fisicoquímicas a la entrada y salida del sistema, que se presentan en la tabla 3.1.

La determinación de los parámetros fisicoquímicos se realizaron de acuerdo a las técnicas estandarizadas (APHA, 1998). A continuación se describe cada una de ellas.

Tabla 3.1 Pruebas fisicoquímicas realizadas al reactor EGSB para su control.

Parámetro	Frecuencia
Temperatura, en °C	Diario
pH	"
Alcalinidad a pH 5.75, en mgCaCO <sub>3</sub> /L	"
Alcalinidad a pH 4.3, en mgCaCO <sub>3</sub> /L	"
Relación de alcalinidad ( $\alpha$ )	"
DQO <sub>total</sub> en mg/L	"
DQO <sub>soluble</sub> en mg/L	"
SST, SSV, SSF, en mg/L	"
TRH, en días	"

#### 4. RESULTADOS Y DISCUSION

Para llevar acabo esta investigación, se inicio con la caracterización fisicoquímica del agua residual que se descarga del proceso de producción de pan, con el propósito de conocer los componentes que están presentes, su concentración, así como el nivel de biodegradabilidad del agua residual.

A continuación se presentan los resultados obtenidos de la caracterización del agua residual, con la cual se alimentó el reactor anaerobio de lecho de lodo granular expandido (EGSB), estos se presentan en la tabla 4.1.

Tabla 4.1 Caracterización del agua de la industria panificadora.

Parámetro	Concentración, en mg/L
pH	5.9
SST	456
SSV	442
SSF	14
ST	1494
STV	1260
STF	234
SDT	1038
SDV	818
SDF	220
DQO <sub>5</sub>	1303
DQO <sub>t</sub>	1895
DBO <sub>5</sub>	936
Sulfatos	53.5
Nitrógeno Amoniacal	4.5
Nitrógeno Total	53
Grasas y aceites	140

En la tabla 4.1 se observa que el agua residual presenta una relación de DQO/DBO de 2.0, que es indicativo que el agua es biodegradable y puede tratarse mediante un proceso biológico.

También se aprecia que cuenta con una elevada concentración de nitrógeno orgánico, grasas, aceites y sólidos suspendidos, lo cual pone de manifiesto que el agua es difícil de tratar y que puede causar ciertos efectos adversos al proceso de tratamiento.

En la tabla 4.2 se presenta la caracterización fisicoquímica del inóculo empleado para operar el reactor EGSB, en esta se observa que el lodo anaerobio presenta un índice volumétrico de lodo (IVL) relativamente bajo y carece de buena sedimentabilidad.

Con respecto a la fracción granular del lodo, se tiene un elevado porcentaje en tamaño de grano mayor a 0.6 cm (malla 30), lo que nos indica que este lodo presenta características granulares. Aunque el porcentaje de 0.4 cm en tamaño de grano sea menor debido probablemente a que pueda disgregarse en el proceso, y por lo cual el floculo tenga un porcentaje mayor al anterior.

Tabla 4.2 Caracterización fisicoquímica del inóculo

Parámetro	valor	valor	valor
Índice volumétrico de lodo, (ml/g)	8.30		
Velocidad de sedimentación, (m/h)	3.03		
Sólidos suspendidos, (g/L)			
SST, (g/L)	49.23		
SSV, (g/L)	28.36		
SSF, (g/L)	20.87		
Sólidos, (g/L)	>malla 30	>malla 40	<malla 40
SSV, (g/L)	10.34	1.62	6.2
Porcentaje de grano	39.39	1.54	59.05
Actividad metanogénica, (gCH <sub>4</sub> -DQO/SSV.d)	1.7		

El inóculo presenta una actividad metanogénica de 1.7 g CH<sub>4</sub> DQO/SSV.día que se considera alta de acuerdo con Noyola (1994), un lodo con las características del empleado puede mostrar una actividad al acetato de entre 0.5 y 1.5 g CH<sub>4</sub> DQO/SSV.día, (Aguilar, 1998) ya que el valor de actividad al acético es el principal parámetro a considerar en una prueba de este tipo.

Posterior a esto se inició con el período de operación del reactor anaerobio de lecho de lodos expandido (EGSB). En la tabla 4.3 se presentan los resultados promedio del periodo de operación, en ella se aprecia el comportamiento global del sistema con el agua residual alimentada. Por mencionar algunos de los parámetros incluidos en ella, se observa que se tiene una eficiencia de remoción en la DQO total y soluble del 88.62 y 86.18 % respectivamente. La relación alfa, que es el parámetro de control, se mantuvo por debajo del valor establecido de 0.4 para que no se presentaran problemas de acidificación en el sistema.

Tabla 4.3 Resultados promedio de la operación global del reactor EGSB

Párametro	Afuente	Efluente	Eficiencia, en %
pH	6.00	7.10	
Relación de alcalinidad		0.26	
DQO <sub>t</sub> (mg/L)	2229.51	253.64	88.62
DQO <sub>s</sub> (mg/L)	1379.62	190.64	86.18
ST (mg/L)	1763.11	859.27	51.26
STV (mg/L)	1328.66	448.27	66.26
STF (mg/L)	434.45	411	
SST (mg/L)	554.89	70.43	87.30
SSV (mg/L)	539.94	46.52	91.38
SSF (mg/L)	14.95	23.91	
CH <sub>4</sub> (%)			61.92
Prod. De gas, en L/d		0.47	
CO <sub>2</sub> , en Kg DQO/m <sup>3</sup> d	1.42		

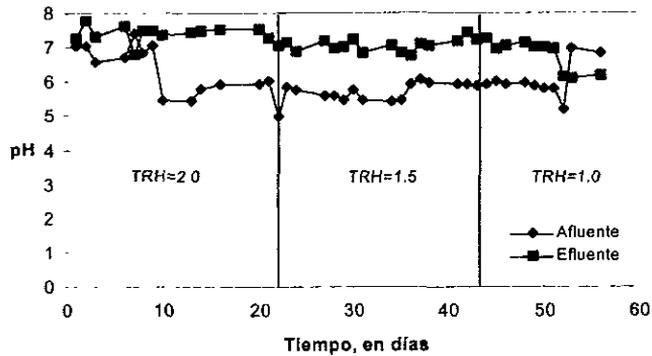


Fig. 4.1 Evolución del pH en el reactor anaerobio EGSB

El pH es un parámetro básico de control y da buen funcionamiento del reactor EGSB. En la figura 4.1 se observa que en las tres etapas, el pH del afluente permanece constante en 6.0 unidades, mientras que el pH del efluente se mantiene en promedio de 7.1 unidades, esto debido a que la cama de lodos amortigua el pH del afluente (la literatura marca que para un funcionamiento óptimo de un reactor anaerobio, el pH de alimentación debe oscilar cerca de la neutralidad (Moreno, *et.al*;1993).

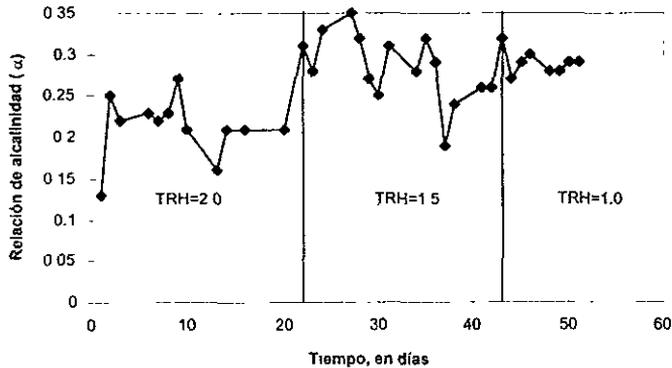


Fig. 4.2 Evolución de la relación ( $\alpha$ ) en el efluente del reactor EGSB.

La alcalinidad, es la capacidad amortiguadora de un sistema para mantener un determinado pH. Esta alcalinidad amortigua los cambios bruscos del pH mediante los sistemas ácido-base, carbónico, ortofosfórico y del amonio (Moreno, *et al*; 1993).

En la figura 4.2, la relación de alcalinidad conocido como ( $\alpha$ ) para el efluente no muestra cambios bruscos, por el contrario se mantiene en el intervalo de 0.13 a 0.35 y como promedio en 0.26 unidades, obteniendo de esta manera un mejor amortiguamiento dentro del sistema, atribuida a la disminución en la generación de ácidos grasos volátiles (AGVs) y mejorando la transformación de la materia orgánica a sus productos finales que son metano ( $CH_4$ ) y bióxido de carbono ( $CO_2$ ), llevadas a cabo por la digestión anaerobia y la metanogénesis.

Esto concuerda con lo mencionado por Rojas (1988), en el cual propuso una relación ( $\alpha$ ) entre ambas alcalinidades [ $\alpha = (\text{alc. } 4.3 - \text{alc. } 5.75)/\text{alc. } 4.3$ ], definiendo que un sistema puede tener un excelente capacidad buffer cuando esta relación se aproxime a 0.2. Para digestores anaerobios, una correcta operación se logra con valores de  $\alpha$  de 0.4 como máximo que representará un 60 % en la capacidad buffer.

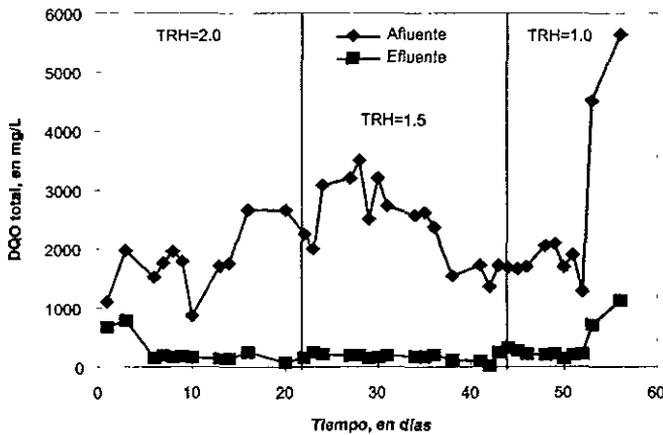


Fig. 4.3 Comportamiento de la DQO<sub>t</sub> durante la operación del reactor.

La determinación de la cantidad de materia orgánica conocida como DQO en forma total y soluble se muestran en las figuras 4.3 y 4.4 respectivamente. En ellas se observa que existe una disminución constante de la DQO. En general existe una *eficiencia de remoción de la DQO promedio de 88.62 % como total y 86.18 % como soluble respectivamente, la cual se muestra en la figura 4.5.*

Esta transformación de materia orgánica tiene como producto final el biogás producido por esta degradación, que en su gran mayoría está constituido por metano y bióxido de carbono, y tal producción es en promedio de 61 al 63 % volumen por día.

Es importante hacer notar que no existía diferencia significativa en la remoción de materia orgánica (DQO<sub>i</sub> y DQO<sub>s</sub>) para cada una de las etapas probadas. Lo que pone de manifiesto que el sistema puede soportar mayor carga de alimentación. Sin embargo, al final de la tercera etapa se presenta una disminución en la eficiencia por tanto, siendo conservadores estas serían las condiciones más drásticas a las que deberá operar el sistema anaerobio, para conservar su buen funcionamiento.

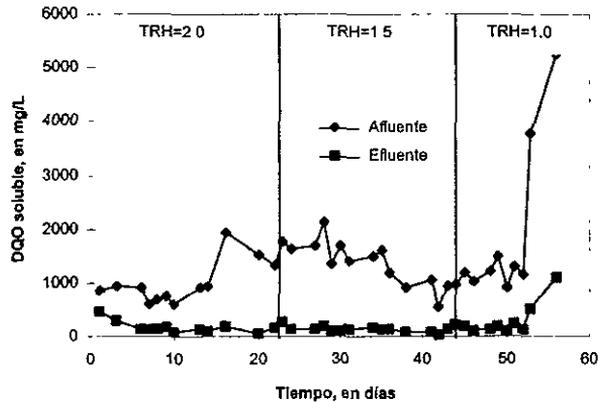


Fig. 4.4 Comportamiento de la DQO<sub>s</sub> durante la operación del reactor.

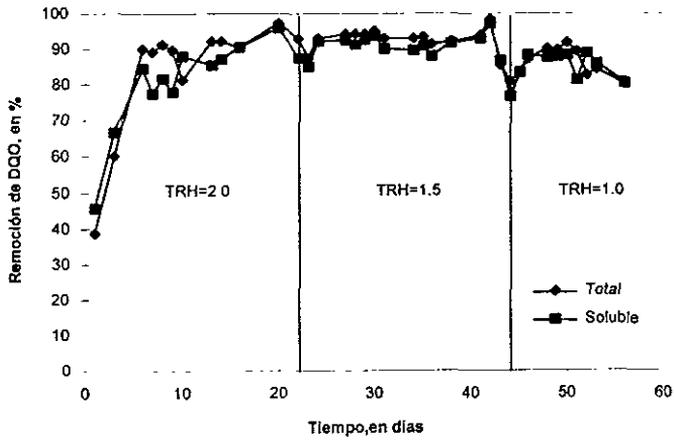


Fig. 4.5 Eficiencia de remoción de la DQO total y soluble durante la operación del reactor.

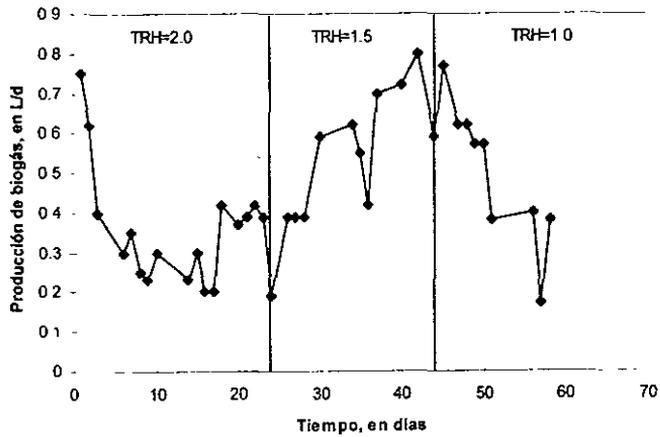


Fig. 4.6 Producción de biogás durante la operación del reactor EGSB.

Un aspecto importante de la operación del reactor es la producción de biogás, la cual se presentó de forma disminuida, aparentemente, no se refleja con la reducción de materia orgánica, esto quizá se debe a que en un sistema como estos al recircularse el efluente, se mezcla con el afluente y se libere en otras zonas. Motivo por el cual no se cuantifique en forma real el biogás. En la figura 4.6 se muestra la producción de biogás durante la operación. En cuanto al contenido de metano ( $\text{CH}_4$ ) esta se mantiene en promedio de un 61 al 63 % en las tres condiciones probadas.sss

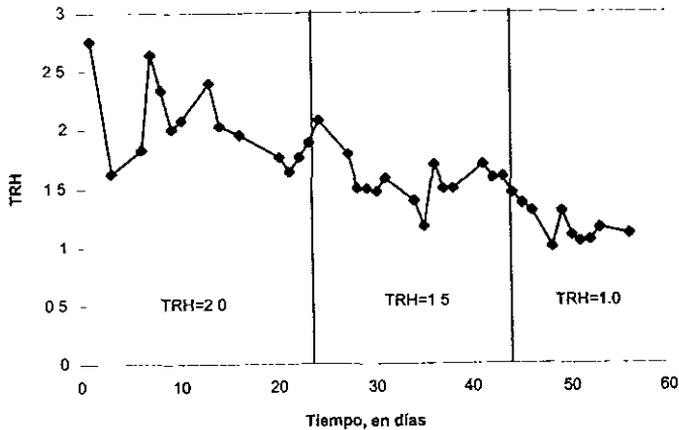


Fig. 4.7 Tiempo de retención hidráulica durante la operación del reactor.

Durante la experimentación se evaluaron diferentes intervalos de TRH para determinar cual era el óptimo con el cual se obtendría la mejor eficiencia. Estos intervalos fueron 2.0, 1.5, y 1.0 días. De un análisis de los TRH empleados no hubo diferencia significativa en la remoción de materia orgánica.

## 5. CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos de la experimentación, se puede concluir lo siguiente:

1. El tratamiento biológico de aguas residuales por vía anaerobia utilizando un reactor EGSB, en particular para los efluentes de la industria de panificación, es una alternativa adecuada, puesto que es posible obtener o alcanzar eficiencias de remoción de DQO total del 88.62 %.
2. Se comprobó que el sistema anaerobio puede tratar estos efluentes a tiempos de retención hidráulica de 24 horas, sin sufrir cambios bruscos en su funcionamiento. Considerando esta condición como tope para su operación.
3. Debido a que los resultados obtenidos se encuentran fuera de la NOM-001-ECOL,1996, se propone un postratamiento de tipo aerobio después del anaerobio para cumplir con este propósito.
4. La aplicación de esta tecnología puede generar grandes beneficios a la comunidad, debido a la problemática actual del agua residual y los costos que implican su tratamiento, por lo cual este sistema de tratamiento beneficia a las industrias permitiéndoles cumplir con la normatividad vigente y reutilizar sus efluentes tratados en el riego agrícola y recargar acuíferos, entre otros.

## 6. BIBLIOGRAFIA

Aguilar, G. (1998). Biodegradación de un efluente textil mediante un reactor anaerobio tipo EGSB. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana, Córdoba Veracruz.

APHA, AWWA and WPCF (1998). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 20 th edition. Washington, D.C.

Briones, R., e Ilangoan, K. (1997). Tratabilidad Anaerobia de Efluentes Textiles empleando un reactor EGSB a nivel laboratorio. Memorias del VII Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería. Y II Simposio Internacional sobre Ingeniería de Biprocesos. pp. 245.

Espinosa, N. L. (1998). Proceso biológico para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química, U. N. A. M. Ciudad Universitaria, D. F. México.

Gould, M. S. and Genetelli, E. J. (1975). Heavy metal distribution in anaerobically digested sluges, in Proc. 30<sup>th</sup> Industrial Waste Conf. Purdue University, May 1975, Ann Arbor Science, Ann Arbor, mich.

Gujer, W. and Zehnder, A. J. B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. Wat. Sci. Technol. Vol. 15, pp 127 - 167.

Guyot, J. P. (1990). Introducción a la microbiología de los digestores anaerobios. En Memorias de la Conferencia de bioprocesos anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales. UAM Iztapalapa. México, D.F. 1-17.

Hickey, R. F., Vanderwielen, J. And Switzenbaum, M.S., (1989). The effect of heavy metals on methane production and hydrogen and carbon monoxide levels during batch anaerobic sludge digestion. *Wat. Res.* 23 (2): 207 - 218.

Hoseney, C. R. (1991). *Principios de ciencia y tecnología de los cereales*, Ed. Acribia, S.A. España.

Hungate, R. E. (1969). "A roll tube method for cultivation of strict anaerobes". In Norris J. R. and Ribbons D. W. (Editores). *Methods in Microbiology*. Academic Press. New York. Vol 3B pp 117 - 132.

Ianotti, E. L; Fisher, J. R; (1984). Effects of amonio, volatil acids, pH and sodium on growth of bacteria isolated from a swine manure digester. In: *Developments in industrial microbiology: Proc. 40<sup>th</sup> Gen Meeting Soc. Ind. Microbiol.* Sarasota, Florida, Aug.14-19,1983. Victor Graphics, Baltimore pp.74.

Kent, L. N. (1991). *Tecnología de los cereales*, Ed. Acribia, S.A; España.

Koster, I. S. (1986) "Characteristics of the pH-influenced Adaptation of Methanogenic Sludge to Amonium Toxicity". *J. Chem. Biotechnol*; P.445-446.

Kugelman, I. J., Chin, K. K. (1971). Toxicity, synergism, and antagonism in anaerobic waste treatment processes. *Advances in chemistry series*.

Lester, J. N. (1987). *Anaerobic digestion processes industrial wastewater treatment*. Springer-Verlag. Alemania. pp 59 - 79.

Lettinga, G., Van Velsen, A. F. M., Hobma, S., de Zeeuw, W., and Klapwijk, A. (1980). Use of the unflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological waste-water treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*. 22: 669-734.

Mahoney, E. M., Varangu, L., Cairns, W., Kosaric, W. and Murray, R. (1987). "The effect of Calcium on Microbial Agregation during UASB reactor start up". *Water Science & Technology*. Vol 19 pp.

Mawson, A. J., Earle, R. L. and Larser, V. F. (1991). Degradation of acetic and propionic acids in the mhetane fermetation. *Wat. Res.* 25 (12). 1549 - 1554.

Mc Carty, P. L. (1964). *Anaerobic Waste Treatment Fundamentals*. public Works, 95: 9-12.

Moreno, R. G., Espinosa, F. A., Briones, M. R. (1993). " Tratamiento anaerobio de aguas residuales". Instituto de Ingeniería, UNAM. México, D.F. 170-182 pp.

Moreno, R. G . (1994). "Obtención de lodos granulares en un reactor UASB a partir de lodos de purga". Tesis de Maestría en Ciencias (Biología). Facultad de Ciencias UNAM.

Norma Oficial Mexicana, (1996). Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 26 de junio, 21 pp.

Noyola, R. A. (1994). Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB. III Taller y Seminario Latino Americano "Tratamiento anaerobio de aguas residuales" Montevideo, Uruguay. 133 - 143 pp.

Quaglia, G. (1991). *Ciencia y tecnología de la panificación*. Ed. acribia, S.A; España.

Rojas, Ch. O. (1988). La alcalinidad como parámetro de control de los ácidos grasos volátiles en digestores "anaeróbicos". En Manual del curso Tratamiento "Anaeróbico de Aguas Residuales -Microbiología y Bioquímica-. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia: d 1-d 31.

Rústrian, P. E. (1992). Obtención de lodo granular anaerobio a partir de lodos de purga de un sistema de lodos activados. Tesis de Maestría del Instituto Tecnológico de Veracruz. Centro de graduados. Veracruz, México.

Speece, R. E. (1983). Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. JWPCF Vol. 37 No 1 pp 416 - 427.

Speece, R. E; and Mc Carty, P. L. (1964). Nutrient requirements and biological solids accumulation in anaerobic digestion. Adv.Wat. Pollut. res. Proc. Of the international Conference on Water Pollution research, (2): 305-322.

Stronach, S. M., Rudd, T. And Lester, J. N. (1986). Anaerobic digestion processes in industrial wastewater treatment. Springer - Verlag. Alemania: 59 - 79.

Van den Berg, L. And Lentz, C. P. (1970). Comparison between up and down anaerobic fixed film reactors of varying surface to volume ratios for the treatment beanbleaching waste. Proc. Of the 34 th Industrial Wate Conference, Perdue.

Widdel, F. (1988). Microbiology and Ecology of Sulfate and Sulfur Reducing Bacteria, Biol.of Anaerobic microorganisms, Ed.Zehnder, pp.469-586, Wiley Interscience.

Zehnder, A. J. B., Huser, B. A., Brock, T. D. and Wuhman, K. (1980). Characterization of an acetate - decarboxilating, non - hydrogen - oxidizing methane bacterium. Arch. Microbiol. 124: 1 - 11.

---

## 7. ANEXO

### 7.1 Glosario

$\alpha$ .- Relación de alcalinidad

AGV's – Ácidos grasos volátiles

CSTR – Reactor *continuamente agitado*

DBO – Demanda bioquímica de oxígeno

DQO – Demanda química de oxígeno

EGSB – Reactor anaerobio de lodo granular de lecho expandido, por sus siglas en inglés (Expanded Granular Sludge Blanket)

IVL – Índice volúmetrico de lodos

MA – Bacterias metanogénas acetoclásicas

MH – Bacterias metanogénas hidrogenófilas

OHPA – Bacterias acetógenas productoras obligadas a la producción de oxígeno

SDF – Sólidos disueltos fijos

SDT – Sólidos disueltos totales

SDV – Sólidos disueltos volátiles

SSF – Sólidos suspendidos fijos

SST – Sólidos suspendidos totales

SSV – Sólidos suspendidos volátiles

ST – Sólidos totales

STF – *Sólidos totales fijos*

STV – Sólidos totales fijos

TRH – Tiempo de retención hidráulico

---

## 7.2 Técnicas analíticas

### PH

El pH (potencial de hidrógeno), se determinó por el método potenciométrico en un potenciómetro (Conductronic 20) con un electrodo de vidrio de referencia de calomel a temperatura ambiente, calibrado a pH 7 y 4 con soluciones de fosfatos estandarizadas.

### Alcalinidad

La alcalinidad de un agua es su capacidad para neutralizar ácidos y constituye la suma de todas las bases titulables. El valor medido puede variar significativamente con el pH de punto final utilizado. La alcalinidad es la medida de una propiedad agregada del agua, y solamente puede interpretarse en términos de sustancias específicas cuando se conoce la composición química de la muestra.

La alcalinidad es importante en muchos usos y tratamientos de aguas naturales y residuales. La alcalinidad de muchas aguas de superficie depende primordialmente de su contenido en carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, por lo que suele tomarse como una indicación de la concentración de estos componentes. Los valores determinados pueden incluir también la contribución de boratos, fosfatos, silicatos y otras bases, cuando se hallen presentes. La alcalinidad por exceso de concentración de metales alcalino-térreos tiene importancia para la determinación de la aceptabilidad de un agua para irrigación. Las determinaciones de alcalinidad se utilizan en la interpretación y el control de los procesos de tratamiento de aguas limpias y residuales. Las aguas residuales domésticas tienen una alcalinidad menor (o sólo ligeramente mayor) que la del suministro. Los digestores anaerobios que actúan adecuadamente presentan alcalinidades del efluente típicas con cifras de 2,000 a 4,000 mg de carbonato cálcico ( $\text{CaCO}_3$ )/L, (APHA, 1998).

Para medir la capacidad buffer del sistema, se toma 25 ml de muestra directamente del reactor, se mide el pH, y con ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) 0.02N se titula a un pH determinado de 5.75 y 4.3 midiendo el volumen gastado para cada valor.

$$\text{Alcalinidad, en mg C a CO}_3\text{/L} = \frac{\text{Vol. H}_2\text{SO}_4 \times N \times 50,000}{\text{Vol. de muestra}}$$

Para comprobar la eficiencia del reactor es necesario obtener la relación de alcalinidad ( $\alpha$ ) mediante la siguiente fórmula:

$$\alpha = \frac{\text{Alc. 4.3} - \text{Alc. 5.75}}{\text{Alc. 4.3}}$$

NOTA: Si la relación obtenida es mayor que 0.4 nos indica que el reactor se está acidificando.

#### Demanda química de oxígeno (DQO)

Esta variable es indicadora de la cantidad de materia orgánica presente en el agua, es un método más rápido que la  $DBO_5$  (demanda bioquímica de oxígeno) y además está sujeto a menos variaciones. La importancia de la DQO comprende el contenido orgánico total de un residuo, sea o no biodegradable.

En esta se utiliza la técnica de oxidación con dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ), el cual es un agente oxidante bajo condiciones ácidas y oxida la materia orgánica a dióxido de carbono y agua.

### Demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>)

El parámetro de contaminación orgánica más utilizado y aplicado a aguas superficiales y residuales es la demanda bioquímica de oxígeno DBO<sub>5</sub>. La DBO<sub>5</sub> es una prueba analítica a través de la cual se estima la cantidad de oxígeno que se requiera para oxidar la materia orgánica de una muestra de aguas residuales por medio de una población bacteriana o dicho de otra manera representa la cantidad de oxígeno que se necesita para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente. Así, si hay grandes cantidades de materia orgánica oxidable en las aguas residuales, el valor de la DBO<sub>5</sub> será grande (APHA, 1998).

En el afluente y efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales encontrarán tres tipos de materiales:

- Material orgánico carbonoso utilizado como fuente de alimento por los organismos aerobios.
- Nitrógeno oxidable, compuestos del nitrógeno orgánico que sirven como alimento para bacterias específicas (nitrosomas y nitrobacter).
- Compuestos reductores como (hierro en forma de ión; sulfitos, sulfuros y aldehídos)

En el efluente, gran parte de la demanda de oxígeno se debe al material orgánico carbonoso y se determina por la cantidad de DBO<sub>5</sub>. En los efluentes tratados biológicamente, una porción considerable de la DBO<sub>5</sub> puede ser debida a la oxidación de los compuestos del nitrógeno orgánico. Los compuestos reductores no se incluyen en la DBO<sub>5</sub>, (APHA, 1998).

La DBO<sub>5</sub> varía con la temperatura en forma directa, es decir, a mayor temperatura la descomposición es más activa y a menor temperatura la descomposición es lenta por eso es que se especifica para la prueba una temperatura fija, (APHA, 1998).

Se han distinguido dos tipos de  $DBO_5$ , la total y la soluble, siendo la  $DBO_5$  total la cantidad de oxígeno necesario para oxidar toda la materia orgánica presente en la muestra (soluble y no soluble). La  $DBO_5$  soluble es la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica soluble únicamente.

Los datos de  $DBO_5$  se utilizan para calcular las instalaciones para el tratamiento de un desecho y la eficiencia de algunos procesos de tratamiento; así mismo, se emplean como una de las bases de diseño de equipo y sistemas de tratamiento primario y secundario principalmente.

Selección del método:

La determinación de la demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ) está basada en la medida de oxígeno disuelto y consecuentemente la exactitud de los resultados está influenciada por el cuidado tomado en esa determinación. La  $DBO_5$  puede ser medida directamente en pocas muestras, así mismo en la mayoría de los casos se necesita de un método de dilución, este último es el utilizado en las plantas de tratamiento y reuso.

Fundamento del método:

La  $DBO_5$  está definida como la cantidad de oxígeno requerida para la oxidación de la materia orgánica presente en el agua bajo condiciones aerobias (es decir, en presencia de aire, del cual se toma el oxígeno).

La cantidad de oxígeno se determina por la diferencia entre la concentración inicial de oxígeno disuelto y la concentración de oxígeno disuelto al cabo de 5 días de incubación a 20 °C; en ese tiempo se estabiliza aproximadamente un 80 % de la  $DBO$  total contenida en las aguas residuales.

## Sulfatos

El sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) se distribuye ampliamente en la naturaleza y puede presentarse en aguas naturales en concentraciones que van desde unos pocos a varios miles de miligramos por litro. Los residuos del drenado de minas pueden aportar grandes cantidades de  $\text{SO}_4^{2-}$  debido a la oxidación de la pirita. Los sulfatos de sodio y magnesio ejercen una acción catalítica, (APHA, 1998).

La determinación de sulfatos es por el método gravimétrico con combustión de residuos. En el cual el sulfato precipita en una solución de ácido clorhídrico (HCl) como sulfato bórico ( $\text{BaSO}_4$ ) por adición de cloruro de bario ( $\text{BaCl}_2$ ).

La precipitación se realiza cerca de la temperatura de ebullición y, tras un período de digestión, el precipitado se filtra, se lava con agua hasta eliminar  $\text{Cl}^-$ , se somete a combustión o seca y se pesa como  $\text{BaSO}_4$ .

## Sólidos

Es la medición por gravimetría de la concentración de la materia que se encuentra como residuo después de evaporar y secar muestras líquidas semilíquidas, dentro de estos se encuentran los siguientes:

### Sólidos totales (ST)

Representa la totalidad del material suspendido y disuelto que contiene el agua. Las determinaciones de los sólidos se realizan evaporando muestras de 25 ml a una temperatura de 103 °C. La fracción fija (inorgánica) se calcula con el procedimiento de combustión en mufla a una temperatura de 550 °C, los sólidos volátiles se determinan por diferencia (APHA, 1998).

### Sólidos suspendidos totales (SST)

Son aquellos que quedan retenidos en los discos de fibra de vidrio después de la filtración y son determinados, secando dichos sólidos a una temperatura definida. Para esta determinación se utiliza como medio filtrante papel whatman GF/A, de 5.5 cm de diámetro. El volumen de muestra es de 25 ml a una temperatura de secado de 103 °C (APHA, 1998).

### Sólidos suspendidos volátiles (SSV)

Representa la materia orgánica en los SST, sin embargo es una forma sencilla y rápida de medir la cantidad aproximada de microorganismos, su determinación se realiza por medio de pérdida de peso al ser sometidos los SST a 550 °C. (APHA, 1998).

### Grasas y aceites

La prueba de grasas y aceites flotantes no mide un tipo exacto de estas sustancias; más bien los resultados vienen determinados por la prueba. La fracción medida incluye aceite y grasa, ambos flotantes y adheribles a las paredes del vaso de prueba. Las porciones adheribles y flotantes revisten una importancia práctica similar, ya que se presupone que la mayor parte de la porción adherente flotaría en otras condiciones del agua recibida. Se ha comprobado que los resultados representan adecuadamente la cantidad de aceite retirado en separadores con índices de flotabilidad equivalentes a las condiciones de prueba (APHA, 1998).

## Nitrógeno

Podemos determinar el nitrógeno presente en tres formas: Nitrógeno amoniacal, orgánico y Kjeldahl.

El nitrógeno amoniacal se determina por destilación de la muestra en condiciones básicas.

El nitrógeno orgánico se determina por digestión de la muestra a la cual se ha destilado el nitrógeno amoniacal en la fase inicial.

El nitrógeno Kjeldahl se determina por digestión de la muestra a la cual no se ha destilado el nitrógeno amoniacal en la fase inicial.

Determinación de nitrógeno en su estado trivalente  $\text{NH}_3$ .

En presencia de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{K}_2\text{SO}_4$  y  $\text{Hg}_2\text{SO}_4$  como catalizador, el nitrógeno amino de muchos materiales orgánicos se transforma en  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ . El amoniaco libre y el amonio de nitrógeno también son transformados en  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ . Durante la digestión de la muestra, se forma un complejo de Hg y se descompone por el  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ . Después, el amonio se destila a partir de un medio alcalino y es adsorbido en ácido bórico o sulfúrico. El amoniaco se determina colorimétricamente o por titulación con ácido mineral estandarizado, (APHA, 1998).

## Fracción granular de un lodo

Una de las características más importantes para el lodo anaerobio de los reactores de lecho de lodos y flujo ascendente es que sea granular, lo cual se asocia comunmente con una alta velocidad de sedimentación, buena compactación y una elevada actividad metanógena, aunque no existe una regla estricta para definir en que momento se

considera un lodo como granular, podría aceptarse generalmente como tal a aquél cuya fracción de granos sea mayor al 50 % (Mahoney *et al.* 1987). La proporción de grano se determina mediante la técnica conocida como tamiz (Aguilar, 1998).

#### Actividad metanogénica

Esta prueba realizada periódicamente en el inóculo del reactor nos permite conocer como va evolucionando el lodo dentro del reactor, además de saber si no se presenta alguna inhibición, deficiencia de nutrientes, acumulación de sólidos suspendidos etc., (Hungate, 1969), así como el tiempo que tarda en degradar un sustrato. La muestra de lodo a analizar se deja dentro de la precámara anaerobia 12 horas bajo vacío de 20 mm de Hg con el fin de agotar los sustratos residuales del lodo y facilitar la evacuación del gas producido, evitando con ello interferencia de estos sustratos en la prueba. Pasado este tiempo, ya dentro de la cámara anaerobia se agregan 4 ml de lodo en una botella de suero con una capacidad de 60 ml que contiene 16 ml de medio mineral (con cloruros), la cantidad de sustrato que se añade, se calcula de acuerdo con los SSV, la cantidad de inóculo que se agrega (4 ml) y la concentración es de 10 mM ya que a esta concentración se saturan los sistemas microbianos (Guyot, 1990).

Terminada la inoculación se sacan las botellas de la cámara y se meten a la incubadora a 37 °C (temperatura óptima en rango mesofílico). La medición de la presión se inicia en el momento en que la botella alcanza los 37 °C (aproximadamente media hora después de inocular), en el momento en que la presión alcanza 1:00 psi se empiezan a pasar 0.5 ml de muestra (gas) al cromatógrafo de gases. El monitoreo se realiza dependiendo de la rapidez con que se produzca el biogás. En el momento que la producción de gas se estabiliza o empieza a descender la prueba se da por terminado.

En cada muestreo se maneja un testigo (sin sustrato y dos pruebas con sustrato). Los centímetros obtenidos en metano de cada botella se convierten a moles de CH<sub>4</sub>, (mediante una curva de CH<sub>4</sub>), y se grafican, tomando la pendiente más pronunciada.

ESTA TESIS NO DEBE  
SALIR DE LA BIBLIOTECA

### Índice volúmetrico de lodos (IVL)

Durante la fase de arranque de un reactor, se deben seleccionar y cultivar lodos que tienen una alta sedimentabilidad. Particularmente en esta fase es importante seguir el desarrollo de la sedimentabilidad del lodo, después se utilizará en forma ocasional. La técnica empleada en nuestro laboratorio, está modificada de acuerdo con Moreno (1994).