



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**BIODEGRADACIÓN DEL COLORANTE TIPO AZO  
MARINO TERASIL DISPERSO UTILIZANDO  
UN REACTOR ANAEROBIO TIPO UASB**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE**

**BIÓLOGA**

**P R E S E N T A**

**MARIA ELENA GUERRERO DIMAS**

**Director de Tesis: Dr. Ilangovan Kuppusamy Ammal**

México, D.F.

1998



FACULTAD DE CIENCIAS  
SECCIÓN ESCOLAR

**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**

268379



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AVENIDA DE  
MEXICO

M. en C. Virginia Abrín Batule  
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la  
Facultad de Ciencias  
P r e s e n t e

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:

BIODEGRADACION DEL COLORANTE TIPO AZO MARINO TERASIL DISPERSO  
UTILIZANDO UN REACTOR ANAEROBIO TIPO UASB.

realizado por

MA. ELENA GUERRERO DIMAS  
con número de cuenta 8609075-7 , pasante de la carrera de BIOLOGIA

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis  
Propietario

DR. ILANGOVAN KUPPUSAMY AMMAL

Propietario

DRA. PATRICIA GUEVARA FEFER

Propietario

M. EN C. MARIA GUADALUPE MIRANDA ARCE

Suplente

M. EN C. AGUSTIN DE JESUS QUIROZ FLORES

Suplente

ING. ROBERTO SOTERO BRIONES MENDEZ

FACULTAD DE CIENCIAS  
U. N. A. M.

Consejo Departamental de Biología

M. EN C. ALEJANDRO MARTINEZ MENA



DEPARTAMENTO  
DE BIOLOGIA

## Dedicatoria

A mis padres:

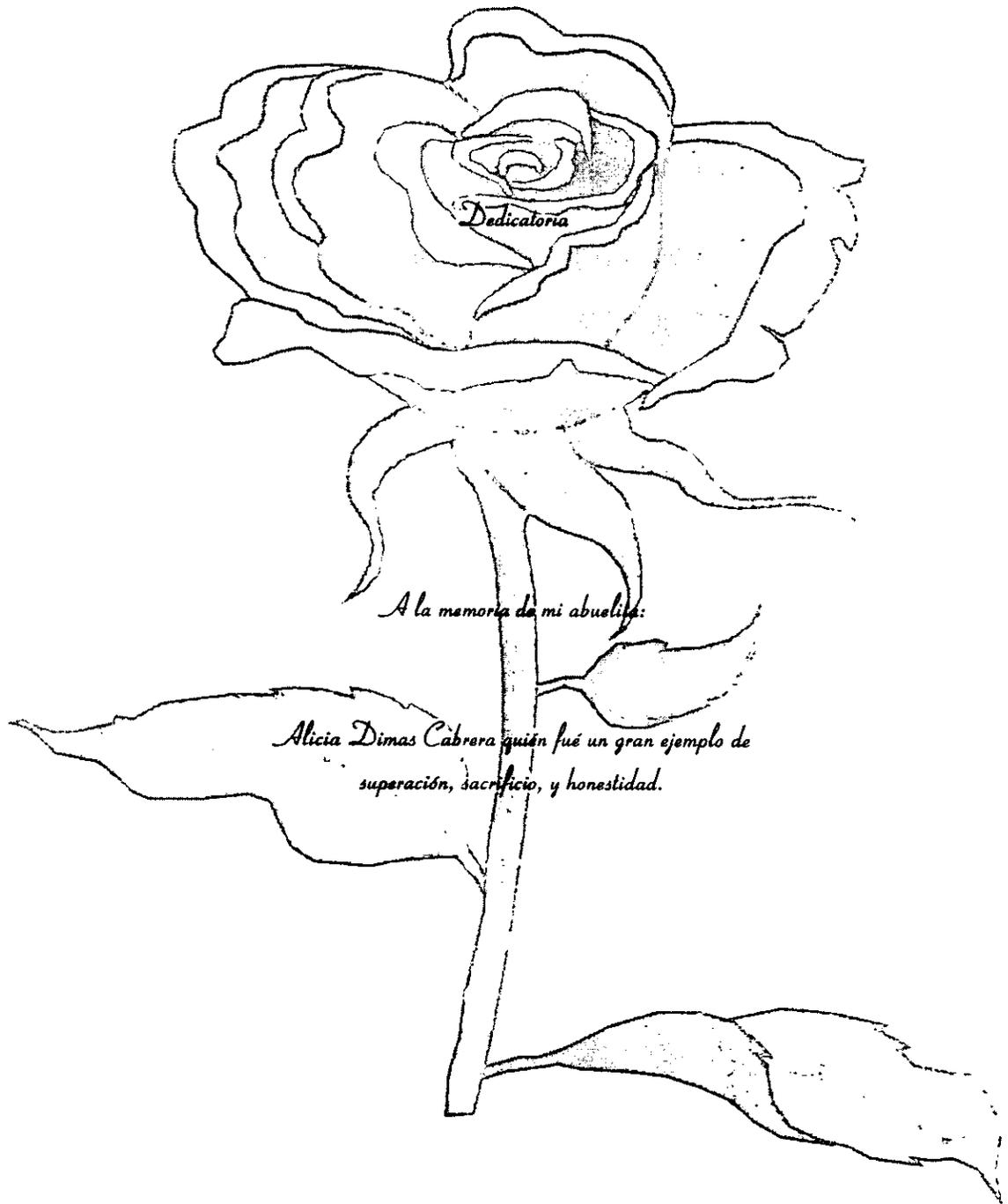
Aurora y Pedro por su apoyo, cariño, comprensión, por estar conmigo en todos los momentos de mi vida. Su ejemplo me ha guiado por el camino de la honradez y superación, lo que constituye el legado más valioso que pudiera recibir. En especial y con mucho cariño dedico a ustedes este trabajo ya que es un logro suyo.

A mis hermanos:

Pedro, Fernando y Miguel Angel, con quienes he compartido alegrías, sueños y fracasos. Así que esto también es un logro suyo

A mi Esposo:

Roberto por brindarme su amor, apoyo y comprensión.



*Dedicatoria*

*A la memoria de mi abuelita:*

*Alicia Dimas Cabrera quien fue un gran ejemplo de  
superación, sacrificio, y honestidad.*

## Agradecimientos

Al Ing. Roberto Briones Méndez por la asesoría técnica brindada durante el trabajo de investigación y la revisión del documento final

A la Ing. en A Josefina Linerio Jil por sus acertados comentarios y apoyo durante la realización de este trabajo.

Al Dr. Ilangovan, gracias por su apoyo y por la confianza para desarrollar este trabajo de investigación.

A la Dra. Patricia Guevara, Dra. Ma. Guadalupe Miranda Arce, M. en C. Agustín Quiroz, por la disposición para la revisión de este documento.

A mis amigos Bertha Alicia y Agustín quienes a lo largo de mi carrera siempre han estado conmigo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento otorgado para la realización de este proyecto 3082P-A9608.

Al Instituto de Ingeniería de la UNAM, por el apoyo técnico y de Infraestructura para realizar esta investigación.

A todas las personas que en su momento me apoyaron y que sería imperdonable omitirlas en este momento.

# CONTENIDO

	Página
Lista de Figuras	I
Lista de Tablas	III
<b>Capítulo 1</b>	
Introducción	1
1.1 Objetivos	3
<b>Capítulo 2</b>	
Antecedentes	
2. 1 Origen y uso de los colorantes	4
2. 1. 2 Clasificación de colorantes	7
2. 1. 3 Colorantes de tipo azo	11
2. 1. 3. 1 Obtención de Colorantes tipo azo	11
2. 2 Tratamientos de Aguas Residuales de la Industrial Textil	13
2. 2. 1 Coagulación	15
2. 2. 2 Tratamiento biológico	15
2.2.2.1 Aerobio	16
2.2.2.2 Anaerobio	18
2. 2. 3 Carbón activado	22
2. 2. 4 Oxidación	22
2. 2. 5 Electrólisis	23
2. 2. 6 Osmosis inversa y ultrafiltración	23
2. 2. 7 Electroquímico	24
2. 3 Degradación biológica de la materia orgánica	24
2.3.1 Microbiología de la Digestión Anaerobia	28
2.3.1.1 Hidrolisis y fermentación	32
2.3.1.2 Acetogénesis	33
2.3.1.3 Metanogénesis	36
2.3.2 Factores fisicoquímicos que influyen en la degradación anaerobia	39
2.3.3 Reactores Empleados para el Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales	41

2.3.4 Características del lodo granular	42
2.3.4.1 Composición microbiológica	44
2.3.4.2 Actividad metanógena	45
<b>Capítulo 3</b>	
Metodología	
3.1 Pruebas de biodegradabilidad	46
3.2 Prueba de Adsorción	49
3.3 Reactor UASB	50
3.3.1 Instalación del reactor UASB	50
3.3.2 Inoculación del reactor UASB	50
3.3.3 Condiciones de operación	52
3.3.4 Técnicas analíticas	52
3.3.5 Control Microbiológico del Proceso	53
<b>Capítulo 4</b>	
Resultados y Discusión	
4.1 Pruebas de biodegradabilidad	55
4.2 Reactor UASB	63
<b>Capítulo 5</b>	
Conclusiones	80
Bibliografía	81

---

## LISTA DE FIGURAS

No. de Figura	Página.
Fig. 2.1 No. de referencias bibliográficas que existen sobre las tecnologías de tratamiento de efluentes de la industria textil.	14
Fig. 2.2 Esquema de reacción propuesto para la digestión anaerobia.	29
Fig. 2.3 Principales grupos bacterianos presentes en el proceso de digestión anaerobia.	31
Fig. 3.1 Estructura química del colorante tipo azo marino terasil disperso.	47
Fig. 3. 2 Esquema del reactor UASB.	51
Fig. 4.1 Producción de metano durante la degradación del colorante tipo azo marino terasil disperso (Prueba 1).	56
Fig. 4.2 Efecto del colorante en la eficiencia de remoción de materia orgánica.	59
Fig. 4.3 Producción de metano durante la segunda prueba de biodegradabilidad a diferentes concentraciones de $SO_4$ .	60
Fig.4.4 Adsorción del colorante marino terasil disperso en el lodo de inóculo.	63
Fig. 4.5 Comportamiento del pH durante la operación del reactor UASB.	65
Fig. 4.6 Comportamiento de la relación de alcalinidades alfa ( $\alpha$ ).	66
Fig. 4.7 Relación de alcalinidades a 5.75 y 4.3 en el reactor UASB.	67
Fig. 4. 8 Evolución de la remoción de materia orgánica total y soluble durante la operación del reactor anaerobio UASB.	68

---

No. de Figura	Página
Fig. 4.9 Evolución de la eliminación de color durante la operación del reactor anaerobio UASB.	69
Fig. 4.10 Comportamiento de los sulfatos durante la operación del reactor anaerobio UASB.	70
Fig. 4.11 Remoción de sulfatos durante la operación del reactor anaerobio UASB.	71
Fig. 4.12 Eficiencia de remoción de DQO, SO <sub>4</sub> y color durante la operación del reactor UASB.	71
Fig. 4.13 Número más probable de los grupos bacterianos presentes en el consorcio bacteriano inicial y después de modificar la concentración de sulfatos en la alimentación.	77
Fig. 4.14 Porcentaje de producción de metano y CO <sub>2</sub> en el biogás producido durante la degradación anaerobia del colorante tipo azo marino terasil disperso en el reactor UASB	78

---

## LISTA DE TABLAS

No. de Tabla	Página
Tabla 2.1 Clasificación de los colorantes de acuerdo con el Índice de Color.	7
Tabla 2.2 Valores estimados de fijación de los diferentes tipos de colorantes.	10
Tabla 4.1 caracterización del inóculo empleado en las pruebas de biodegradabilidad	54
Tabla 4.2 Concentración de colorante inicial y final de la primer prueba de biodegradabilidad.	57
Tabla 4.3 Tasa de biodegradabilidad del colorante tipo azo marino terasil disperso obtenida durante la segunda prueba	59
Tabla 4.4 Porcentaje de eliminación de color de la segunda prueba de biodegradabilidad.	60
Tabla 4.5 Resultados promedio de los parámetros fisicoquímicos de control del reactor UASB durante su operación	63
Tabla 4.6 Resultados promedio de remoción de DQO <sub>s</sub> , DQO <sub>t</sub> y colorante a diferentes concentraciones de sulfato	70
Tabla 4.7 Caracterización microbiológica y física del consorcio bacteriano inicial del reactor UASB.	71
Tabla 4. 8 Caracterización microbiológica y física del consorcio bacteriano después de incrementar la concentración de sulfato.	74

## CAPITULO 1

### INTRODUCCION

El impacto de los colorantes disueltos en las aguas residuales debe considerarse desde los siguientes puntos de vista, representan un problema de contaminación visual debida al color en los escenarios naturales, así como también el posible efecto que causan sobre los organismos acuáticos ya que impiden la penetración de la luz y la posibilidad de que el agua potable se contamine con estos compuestos de acuerdo con la ETAD a niveles por en arriba de 1 mg/L les provocan daños (Motschi, 1994). Además, afectan también de manera perjudicial la operación de plantas de tratamiento de aguas residuales de tipo municipal (Moreno, 1995).

México produce aproximadamente el 1% de la producción anual mundial de colorantes (Planeación de negocios, 1997), la cual se estima en alrededor de 700,000 toneladas, de ésta, más del 50 % es usada en procesos textiles y el restante para cuero, papel, cosméticos y alimentos. El principal aporte de colorantes en las aguas residuales, proviene de la producción de éstos debido a que, durante las etapas del procesamiento de tintes se vierten, al ambiente cerca del 15 % de la producción mundial asimismo, otro aporte importante se da durante los procesos de teñido. Se estima que se depositan aproximadamente 100,000 toneladas de colorantes al año, en los efluentes que provienen de los procesos del teñido textil (Bishop, 1996).

Los colorantes textiles en las aguas residuales son difíciles de tratar debido a su característica de resistir el desteñido cuando se someten o exponen a secreciones sudoríparas durante el uso en prendas de vestir, a la acción de jabones y detergentes durante el lavado y a la luz solar durante el secado entre otras condiciones atmosféricas. Condición que los convierte un problema ambiental

Los tintes con más aceptación dentro de la industria textil son del tipo azo, que se caracterizan por tener en su molécula una o más ligaduras nitrógeno-nitrógeno (-N=N-), característica a la que deben su color (Ilangovan, 1995). Debido a que estos compuestos no se sintetizan en la naturaleza muy pocos grupos de microorganismos cuentan con mecanismos para poder degradarlos; por lo que es necesario que estos se adapten previamente. Sin embargo, se sabe que en ambientes anaerobios muchas bacterias pueden degradar estos compuestos hasta sus aminas correspondientes.

Normalmente los colorantes no poseen efectos citotóxicos, carcinogénicos o mutagénicos, pero si las aminas aromáticas resultado de la degradación parcial de estos, existen evidencias de que en ambientes anaerobios son recalcitrantes. (Field *et al.*, 1995).

La posibilidad de aplicar un tratamiento biológico anaerobio para la decolorización de los efluentes textiles ha motivado la realización de este trabajo, en el que se evalúa el potencial de biodegradación del colorante comercial tipo azo marino terasil disperso utilizando un reactor anaerobio tipo UASB. Investigación realizada en la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería.

## 1.1 OBJETIVOS

- ◆ Determinar si es posible la degradación del colorante tipo azo marino terasil disperso mediante el proceso biológico de digestión anaerobia, utilizando un reactor tipo UASB
- ◆ Evaluar el efecto de la adición de sulfato en la degradación del colorante tipo azo marino terasil disperso vía sulfatoredutoras.

## CAPITULO 2

### ANTECEDENTES

#### 2.1 Origen y Uso de los Colorantes

El uso de colorantes se reporta desde tiempos prehistóricos, en donde se utilizaban tintes de origen natural para teñir telas, pieles, etc., las sustancias empleadas eran de origen animal, vegetal y de algunos minerales. Tal es el caso del caqui mineral, que se obtenía de una mezcla de óxidos de hierro y cromo precipitado sobre algodón, el cual se usa hoy en día; y el alzarín, un extracto de madera, usado por los antiguos egipcios y persas.

El índigo, es probablemente el tinte natural más importante, se obtuvo de la planta de índigo (indigofera). El índigo para textiles se encontró en Thebe 3000 años antes de cristo. El color púrpura real se preparó a partir del caracol de mar *Murex brendaris*, siendo utilizado solo por algunos privilegiados. El rojo, azul y amarillo se extrajeron de los alimentos (Anliker, 1977). Los jeroglíficos de los antiguos egipcios contienen una descripción completa de las técnicas de aplicación y extracción de colorantes.

El primer colorante sintético "Mauvein" fué preparado por Perkin en 1856, lo cual significó un gran impulso a la revolución de la química orgánica, que tuvo su inicio a mitad del siglo XIX, esto dió la pauta a un rápido desarrollo de muchos otros colorantes sintéticos. Dando como resultado la síntesis del primer colorante azo en 1861.

Inicialmente todos los colorantes eran fabricados en Alemania y un pequeño porcentaje en Suiza, pero hoy en día se producen en todo el mundo. Actualmente, la producción de colorantes es alrededor de 700,000 toneladas por año. Más del 50 % de esta producción se emplea en textiles y en menor cantidad para cuero, papel, etc. (Bishop, 1996).

Los colorantes son compuestos que al aplicarse a un sustrato (casi siempre a una fibra textil, pero también a cuero, papel, alimentos o material plástico) le confieren un color más o menos permanente. Un colorante se aplica en solución o dispersión y el sustrato debe tener cierta afinidad para absorberlo. Los colorantes en general son solubles en el medio que se apliquen o en el producto final.

Un pigmento, por el contrario, está formado por partículas diminutas de un compuesto colorido disperso en el medio en el que es insoluble.

Estos compuestos no se adhieren a los sustratos en la misma forma que los colorantes, sino que, se dispersan en un vehículo adherente (casi siempre un polímero que se adhiere al sustrato) (Wittcoff y Reuben, 1987).

Las sustancias coloridas son las que absorben luz en la región visible del espectro, entre 380 (violeta) y 750 nm (rojo). Una sustancia tendrá el color complementario del que se absorbe ya que este color se resta de la luz reflejada o transmitida. Así, un colorante que absorbe la luz azul conferirá un color amarillo; otro que absorbe el amarillo tendrá color azul. Las sustancias que absorben la luz visible son blancas o incoloras, mientras que las que absorben todas las longitudes de onda son negras.

El color es el producto de las longitudes de onda que son absorbidas o reflejadas por la superficie de un objeto. La adsorción de la luz, que producen los colores percibidos, se debe a la transición de electrones entre diferentes orbitales en la molécula. Las características estructurales que dan origen al color son de grupos tales como:  $-C=C$ ;  $-CO-$ ;  $-NO_2-$ ;  $-N=O-$ ;  $-N=N-$  y anillos aromáticos. Los grupos azo y nitroso confieren color, los otros sólo en ciertas circunstancias. Todos los grupos cuentan con bastantes electrones en los orbitales  $\pi$  y/o  $\eta$ , denominados cromóforos.

El color que los cromóforos proporcionan está relacionado con el medio en que se encuentran y un grupo que es parte de un sistema conjugado muy elaborado, el cual puede sufrir una transición de mucho menor energía que otro aislado.

Además de los cromóforos, las moléculas de colorantes tienen otros grupos que cambian el color y la intensidad de absorción de los cromóforos cercanos a ellos, aunque por sí mismos no confieren color. Los grupos oxidrilo o amino, o los átomos de halógeno, tienen pares de electrones no compartidos que intensifican la absorción y la trasladan a longitudes de onda más larga. Estos grupos se conocen como auxócromos.

A parte de los cromóforos y auxocromos, las moléculas de los colorantes pueden tener otros grupos que cumplen con propósitos específicos y éstos suelen agregarse al ser diseñado el colorante. Los grupos sulfonados  $-SO_3^-Na^+$  confieren solubilidad en el agua, mientras que las cadenas laterales alquílicas largas la disminuyen.

### 2.1.2 Clasificación de los Colorantes

Debido al gran número y variedad de colorantes ha sido necesario establecer un convenio de clasificación internacional conocido como Índice de Color (Colour Index) (Tabla 2.1).

Tabla 2.1 Clasificación de los colorantes de acuerdo con el Índice de Color.

Grupo Funcional	C.I. Números
Nitroso	10,000 - 10,299
Nitro	10,300 - 19,999
Monoazo	11,000 - 19,999
Disazo	20,000 - 29,999
Trisazo	30,000 - 34,999
Poliazo	35,000 - 36,999
Azoico	37,000 - 39,999
Estilbeno	40,000 - 40,799
Carotenoide	40,800 - 40,999
Difenilmetano	41,000 - 41,999
Triarilmetano	42,000 - 44,999
Xantano	45,000 - 45,999
Acridina	46,000 - 46,999
Quinoleina	47,000 - 47,999
Metina	48,000 - 48,999
Tiazol	49,000 - 49,399
Indamina	9,400 - 49,699
Indofenol	49,700 - 49,999
Azina	50,000 - 50,999
Oxazina	51,000 - 51,999
Tiazina	52,000 - 52,999
Azufre	53,000 - 54,999
Lactona	55,000 - 55,999
Aminocetona	56,000 - 56,999
Hidroxicetona	57,000 - 57,999
Antraquinona	58,000 - 72,999
Indigoide	73,000 - 73,999
Pthalocianina	74,000 - 74,999
Natural	75,000 - 75,999
Bases oxidación	76,000 - 76,999
Pigmentos Inorgánicos	77,000 - 77,999

Fuente: Moreno, 1995.

En él se asocia un grupo funcional a un código numérico, registrando los colorantes ya existentes y una reserva numérica para registrar los nuevos colores que en un futuro puedan sintetizarse.

Por otro lado, también se puede clasificar a los colorantes de acuerdo al tipo de aplicación como (Wittcoff y Reuben, 1987; ETAD, 1992; Correia *et al.*, 1994):

#### Colorantes ácidos:

Estos colorantes por lo general son sales de sodio de los ácidos sulfónicos, que son mucho más fuertes que los carboxílicos y que se obtienen con facilidad por sulfonación.

#### Colorantes básicos:

Son por lo general compuestos de amonio cuaternario, que forman fácilmente cationes. El teñido con colorantes ácidos y básicos es un proceso de intercambio de iones y como tal es reversible.

#### Colorantes directos:

Estos colorantes forman enlaces de hidrógeno con los grupos oxidrilo de las fibras celulósicas. Se aplican de una solución neutra y caliente; a la cual se ha agregado un electrólito. La mayoría de los colorantes directos son compuestos poliazoicos o del estilbeno que tienen enlaces de urea. Son solubles en agua y su aplicación es reversible.

#### Colorantes de tina:

Casi todos los colorantes de tina son a base de antraquinona y dependen de la facilidad con que los derivados insolubles de la antraquinona se reducen a las formas solubles leuco, por acción del hidrosulfito de sodio en condiciones alcalinas.

Colorantes al azufre:

Son similares a los colorantes de tina por ser solubles en agua y deben primero reducirse a una forma soluble, el agente reductor es el sulfato de sodio.

Colorantes reactivos:

Estos colorantes se unen a las fibras de celulosa mediante enlaces covalentes.

Colorantes dispersos:

Son hidrofóbicos y ligeramente solubles. Se aplican en forma de dispersión acuosa caliente estabilizada por un detergente aniónico o no iónico.

El colorante se transfiere de la dispersión y forma una solución sólida dentro de la fibra donde se retiene por medio de fuerzas de valencia secundarias. La penetración del polímero requiere de una molécula pequeña. Así, los colorantes dispersos tienen las moléculas más pequeñas de todos los colorantes (Wittcoff y Reuben, 1987).

En la Tabla 2.2 se muestran los tipos de colorantes que existen de acuerdo con su aplicación en la industria textil, así como la fijación estimada de cada uno de ellos por la ETAD (Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufactures) en 1992.

Tabla 2.2 Valores estimados de fijación de los diferentes tipos de colorantes

Tipo de colorante	Proceso	Tipo de Fibra	Grado de fijación estimado (rango)	
Disperso	c	CE, PES	96	(88-99)
Disperso	p		97	(91-99)
Directo	b	C	88	(91-99)
Reactivo-lana	b		95	(64-96)
-algodón	b		70	(90-97)
-general	b		85	(55-80)
Cuba	c	C,P	80	(55-95)
"	p		75	(70-95)
Azufre	c	C	70	(70-80)
"	p		70	(60-90)
Acido-un grupo SO <sub>3</sub> .	b	P,PAM,PAc	90	(85-93)
->de 1 grupo SO <sub>3</sub>	b		95	(85-98)
Básico	b	PAc,PES,PAM,P,C	99	(96-100)
Azoico(naftol)	c	C	84	(76-89)
"	p		87	(80-91)
Complejo metálico	b		94	(82-98)
Pigmento	c	P	100	
"	p		100	(98-100)
Desconocido				
-apenas soluble	c		97	(85-99)
-grupos ácidos	p		96	(84-99)

Fuente: ETDA, 1992

c=continuo, p=impresión, b=batch

P=proteínas, C=algodón, CE=ester celulosa, PES=poliester, PAM=poliamida, Ac=poliacrílico

### **2.1.3 Colorantes tipo azo**

De los aproximadamente 100,000 colorantes que existen actualmente (Seshadri y Bishop, 1994), 3,000 son tipo azo. Su versatilidad tan amplia y son utilizados en las industrias textil, alimenticia, farmacéutica y cosmetológica (Ilangoan, 1995). La característica distintiva de estos compuestos es su doble enlace  $-N=N-$  (azo), al que deben su color, que en ciertos casos puede existir en la forma tautomérica  $-NH-N=$ . La molécula de estos compuestos puede tener uno o más enlaces de este tipo, los que contienen un solo grupo azo se conocen como colorantes monoazoicos, los que tienen dos son diazoicos, con tres, triazo, etc.

#### **Colorantes monoazo.**

De los colorantes monoazos insolubles en agua provienen la mayoría de los colorantes dispersos, colorantes solventes y colorantes pigmentos actualmente conocidos y de mayor venta. Del segundo tipo de colorantes monoazos, los solubles en agua, se derivan la mayoría de los colorantes ácidos y mordentes conocidos.

#### **Colorantes Disazo**

Hay un pequeño número de intermediarios monomoleculares los cuales permiten eficientemente un doble copulante.

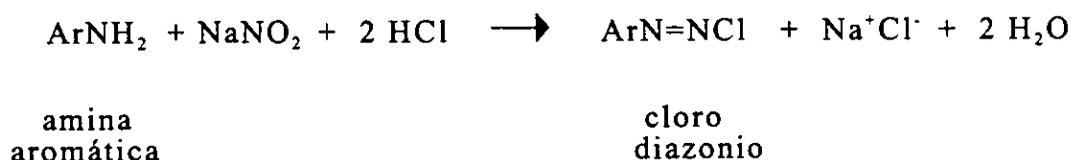
##### **2.1.3.1 Obtención de colorantes tipo azo**

Los compuestos azo se obtienen partir de aminas aromáticas primarias por una secuencia de procesos conocidos como diazoación y copulación.

Cuando estas aminas reaccionan con ácido nitroso en solución ácida fría se diazoan formando una sal de diazonio, que es un catión, y por lo tanto, un electrófilo débil que da buenos rendimientos sólo con anillos que están activados.

En la diazoación una amina aromática es convertida a su correspondiente sal de diazonio, de acuerdo a la siguiente ecuación:

Diazoación:



La copulación consiste en la conversión de la sal de diazonio en un compuesto azo al reaccionar con un compuesto aromático, el cual generalmente tiene sustituyentes donadores de electrones en el anillo aromático.

Copulación:



El sencillo proceso de diazoación y copulación es aplicable a un gran número y variedad de compuestos azo, incluyendo a un grupo especial que puede diazarse y copularse por sí mismo lo que permite la formación de disazos y poliazos capaces de formar una variedad infinita de tonos y estampados.

Debido a su capacidad de formar poliazos, los colores azo tienen un amplio rango de aplicación. Existen colorantes azo para fibras naturales ó sintéticas, para pigmentos o solventes y en menor medida para usos no textiles.

## **2. 2 Sistemas de Tratamientos para Aguas Residuales de la Industria Textil**

En la actualidad existen una gran variedad de tratamientos tanto fisicoquímicos como biológicos, aplicados a la remoción de color y de otros contaminantes presentes en las aguas residuales que provienen de la industria textil, la cual se puede considerar como la principal fuente de contaminación por color de las aguas superficiales, debido a que durante el proceso de teñido se utiliza una gran cantidad de agua. Se estima que solamente de un 60 a 90 % de los tintes aplicados se fija en el proceso de teñido, y el remanente es desechado durante las operaciones de lavado.

Moreno, (1995) reporta al realizar un estudio bibliográfico acerca de las principales tecnologías existentes para el tratamiento de aguas residuales textiles, encontró entre éstas a: la coagulación, adsorción con carbón activado, tratamiento biológico, electroquímico, cloración y ósmosis inversa como se muestra en la Fig. 2.1.

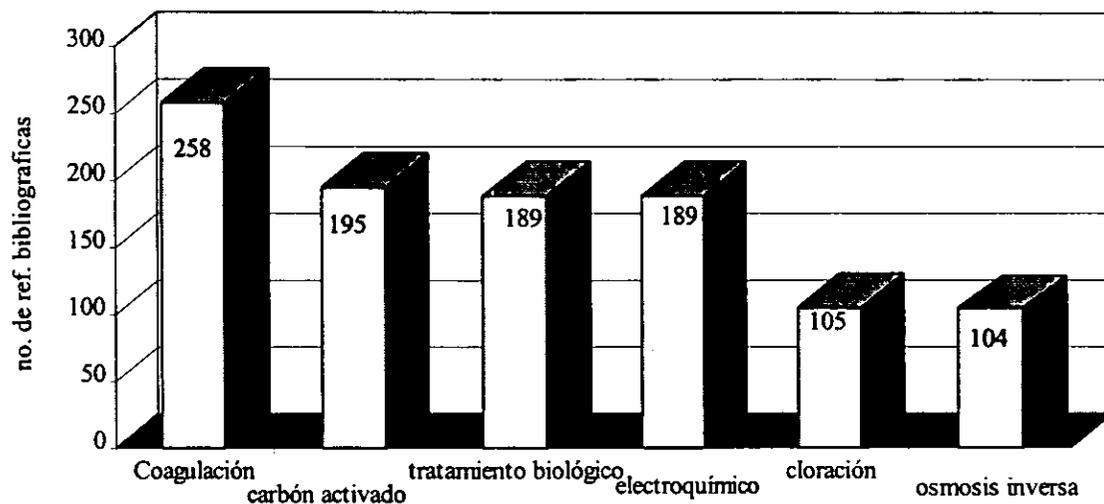


Fig. 2.1.- No. de referencias bibliográficas que existen sobre las tecnologías de tratamiento de efluentes de la industria textil.

Por su parte Correia *et al.*, 1974; Gardiner y Borne, 1978; Moreno, 1995 mencionan, que los principales tratamientos aplicables para remover el color de las aguas residuales textiles, que se utilizan actualmente son los siguientes:

- a) Coagulación
- b) Tratamiento biológico
- c) Carbón activado
- d) Oxidación
- e) Electrólisis
- f) Osmosis inversa y ultrafiltración
- g) Electroquímico

### **2.2.1 Coagulación**

La coagulación química consiste en adicionar al agua o agua residual pequeñas cantidades de ciertos agentes químicos como: sulfato de aluminio (alumbre), sulfato ferroso, cloruro férrico y polielectrolitos, los cuales forman flóculos que precipitan haciendo más rápido el asentamiento de las impurezas suspendidas. En términos generales, la coagulación puede ser utilizada como un proceso de tratamiento para remover color. La remoción de color generalmente es eficiente en presencia de polielectrolitos.

### **2.2.2 Tratamiento biológico**

Cardinale *et al.*, (1996), define la biodegradación como un proceso de degradación microbiana de sustancias orgánicas complejas en sustancias más sencillas.

La biodegradación puede ser primaria o última. La biodegradación primaria se refiere a la desaparición de la sustancia original y, por lo tanto a los estadios iniciales de este proceso. La biodegradación completa o última se refiere al proceso mediante el cual se lleva a cabo la transformación total de una sustancia orgánica compleja hasta  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y constituyentes del material celular (biomasa).

Moreno, (1995) menciona que la biodegradación puede ser clasificada en tres grandes categorías: biodegradación funcional, biodegradación ecológicamente aceptable y biodegradación última.

◆ **Biodegradación Funcional**

El proceso microbiano se define como la pérdida de las características propias de la sustancia. Para el caso de los colorantes la pérdida de color sería equivalente a una degradación funcional.

◆ **Ecológicamente Aceptable**

Se refiere al proceso en el cual los productos de la biooxidación no empeoran o dañan la calidad del medio ambiente.

◆ **Biodegradación Última**

Hace referencia al proceso en el cual la materia orgánica es desdoblada y asimilada dando como resultado compuestos inorgánicos principalmente.

De acuerdo a Menon (1981), la biodegradación experimentada por los colorantes corresponde al tipo funcional ya que tan solo se logra que los colorantes pierdan su propiedad colorante.

Sin embargo, durante la destrucción del enlace azo de dichos compuestos, estos son reducidos a grupos amino, los cuales son menos deseables desde el punto de vista ecológico (Moreno,1995).

### **2.2.2.1 Tratamiento Aerobio**

El proceso biológico en la modalidad de lodos activados es uno de los métodos más populares para la depuración de aguas residuales.

No obstante las bondades de este tratamiento y de su excelente eficiencia en la remoción de DBO (demanda bioquímica de oxígeno), no se ha podido lograr una eficiencia aceptable en lo que se refiere a DQO (demanda química de oxígeno), COT (carbón orgánico total) y color. Debido a la naturaleza de los colorantes y a lo complejo de las moléculas que los forman, estos presentan una resistencia a la biodegradación, de tal manera que la remoción de color y de DQO son más un proceso de adsorción que una degradación de los mismos (Moreno,1995).

Pagga y Brown (1986), reportaron la biodegradación anaerobia de 87 colorantes, los cuales no tuvieron una biodegradación significativa y la remoción de color que se obtuvo en algunos de ellos se debió a la adsorción del colorante en el lodo.

Harmer(1994), propone un proceso de tratamiento de película fija para remover los compuestos xenobióticos en general y, en particular los compuestos azo, debido a que estos ofrecen el mayor tiempo de retención de sólidos necesario para el lavado de organismos adaptados. La biopelícula provee una barrera a la difusión en contra de las altas concentraciones de contaminantes. Esta biopelícula proporciona dos zonas: la anaerobia y la aerobia, las que facilitan la mineralización de los colorantes.

Asimismo, Hammer *et al.*, (1992), reportan que es posible la remoción del colorante anaranjado ácido 7 de las aguas residuales municipales mediante biopelículas, con sólo controlar apropiadamente las condiciones ambientales.

Zhang *et al.*, (1994), observaron que la degradación de los colorantes anaranjado ácido 10 y el rojo ácido 14 no se lleva a cabo en condiciones aerobias; sin embargo, el rompimiento de los enlaces azo se da fácilmente en las zonas anaerobias/anóxicas de la biopelícula.

Con el propósito de eliminar el color de los efluentes provenientes de la industria textil, también se han realizado estudios con microorganismo tales como *Rhodotorula* (Kwasniewska, 1985), *Phanerochaete chrysosporium* (Chao, 1994; Cripps, *et al.*, 1990), *Streptomyces ssp.* (Paszynsky *et al.*, 1990).

Así mismo, se estudian tratamientos con plantas acuáticas tales como lirio acuático (Wolverton y MacKown, 1976), *Pragmites communis* y *Typha latifolia* (Davies y Cottingham, 1994; Ilangovan, 1995).

#### **2.2.2.2 Tratamiento anaerobio**

Se sabe que la mayoría de los colorantes azo no pueden ser degradados aerobicamente sin embargo, en ambientes anaerobios muchos tipos de bacterias pueden reducirlos, rompiendo el enlace azo y formando aminas aromáticas como benzidina, acetilbenzidina, naftilamina y aminobifenil (Bishop, 1996).

Existen evidencias que indican que las aminas aromáticas, resultado de la degradación parcial de estos compuestos son recalcitrantes bajo condiciones anaerobias (Field *et al.*, 1995).

Las primeras investigaciones acerca de la reducción microbiana anaerobia de los compuestos azo fué iniciada para conocer los productos metabólicos

---

resultado de la reducción de los colorantes azo de los alimentos en el intestino de los mamíferos, por esta razón muchas de las primeras investigaciones se enfocaron en el mecanismo de reducción azo por microorganismos intestinales. Posteriormente, éstas fueron dirigidas hacia su aplicación en el área ambiental. FitzGerald y Bishop (1995), mencionan que se han aislado aproximadamente 46 bacterias intestinales diferentes, las cuales pueden reducir una amplia variedad de colorantes azo.

Una de las primeras investigaciones acerca del mecanismo de reducción azo vía microorganismos fué publicada por Gingell y Walker (1971), usando *Streptococcus faecalis* y el colorante azo rojo 2G. Proponen que estos compuestos actúan como un agente oxidante para reducir los flavin nucleotidos de la cadena transportadora de electrones el cual es reducido y concurrentemente decoloración con la re-oxidación de las flavin nucleotido reducidos (Carliell *et al.*, 1995). Dubin y Wringht (1975), investigaron la reducción de varios colorantes azo por *Proteus vulgaris*, y propusieron que el potencial de reducción específico del colorante es el principal factor limitante en la azo reducción.

Subsecuentes investigaciones hechas por Yatome *et al.*, (1991), muestran que el valor de la azo reducción no fué limitado por el potencial de reducción del colorante pero si por el grado de sulfonación de estos.

Estas investigaciones concluyen que la azo reducción podría ocurrir intracelularmente, teniendo como principal factor limitante el valor de permeabilidad del compuesto a traves de la membrana celular. Evidencias adicionales de la permeabilidad celular como factor principal en la azo reducción microbiana fué reportada por Meschner y Wuhrmann (1982), quienes encontraron un incremento sustancial de los valores de reducción de compuestos azo permeabilizando previamente las células bacterianas.

Idaka *et al.*, (1987), describe la reducción de enlaces azo por *Pseudomonas cepacia*. Así mismo, Hu, (1994), reporta la decoloración de los mismos por *Pseudomonas luteola*. Así como también, la decolorización anaerobia de dichas sustancias azo ha sido reportada usando microorganismos como *Bacillus subtilis* (Horitsu *et al.*,1997), *Bacillus cereus* (Wuhrmann *et al.*, 1980), *Pseudomonas cepacia* (Ogawa *et al.*, 1986; Ogawa y Yatome, 1990), *Pseudomonas stutzeri* (Yatome *et al.*, 1990), *Aeromonas hydrophyla* (Idaka y Ogawa, 1978; Yatome *et al.*, 1987)

También ha sido reportada la decoloración de compuestos azo, por consorcios anaerobios.

Brown y Hamburger 1987, han indentificado aminas producto de la degradación anaerobia de colorantes azo e investigado su biodegradabilidad en condiciones anaerobias y aerobias. Encontrando que en condiciones anaerobias solo el 4,4'-diamino 3,3' dimetoxybifenil fué degradado, sin embargo, la mayoría de las aminas aromáticas sulfonadas fueron degradadas en condiciones aerobias.

Brown y Anliker, (1988), reportan que han hecho estudios para conocer los posibles efectos de los colorantes en el proceso de digestión anaerobia. Encontrando que de 43 colorantes probados, 30 no causaron efectos considerables.

Carliell *et al.*, (1994), proponen la ruta de degradación del colorante rojo reactivo 141 por el proceso de reducción en condiciones anaerobias.

Ganesh *et al.*, (1994) reportan que en condiciones anaerobias los colorantes negro 5 y el azul marino 106 cambiaron de púrpura a amarillo-verdoso en un día lo que indica la reducción de los compuestos .

Seshadri y Bishop (1994) investigaron el potencial de remoción de los colorantes naranja ácido 7, naranja ácido 8, naranja ácido 10 y rojo ácido 14 usando un reactor anaerobio de lecho fluidizado seguido de un sistema de lodos activados. Ellos encontraron que la transformación de estos compuestos, se llevó a cabo en condiciones anaerobias, sin embargo, la mineralización total de estos no se realizó.

Carliell *et al.*, (1995), reporta la decolorización microbiana en condiciones anaerobias del colorante rojo reactivo 141, como resultado de la reducción y rompimiento de los enlaces azo. Así como también dice que la decolorización del rojo reactivo 141 en un sistema anaerobio corresponde a una reacción de primer orden con respecto a la concentración del colorante. Un factor importante en la decolorización es el estado metabólico de la comunidad microbiana anaerobia. FitzGerald y Bishop, (1995), encontraron que en condiciones anaerobias los colorantes rojo ácido 18 y rojo ácido 14 fueron decolorizados en un 90 %, y el anaranjado ácido 10 en un 70 %.

Field *et al.*, (1995), mencionan que los colorantes azo son decolorizados por lodos anaerobios, sedimentos anaerobios y en cultivos puros o cultivos de bacterias enriquecidos incubados anaerobicamente. Así como también en reactores anaerobios en continuo con biomasa inmovilizada. La reducción de los antes mencionados causa el rompimiento de los enlaces azo, y consecuentemente los productos típicos de esta bioconversión son aminas aromáticas.

### **2.2.3 Carbón activado (adsorción)**

La adsorción mediante carbón activado es el fenómeno superficial más ampliamente utilizado en efluentes de colorantes ya que es efectivo para disminuir la concentración de orgánicos disueltos que por ser refractarios son difíciles o imposibles de remover por tratamientos biológicos tradicionales.

Se han realizado muchos estudios con respecto al uso de carbón activado en tratamiento de aguas residuales de diferentes clases de colorantes, por ejemplo: ácidos, directos, básicos, reactivos, dispersos, etc., en ellos se han visto excelentes efectos decolorantes.

### **2.2.4 Oxidación**

#### **Peróxido de hidrógeno**

La importancia del agua oxigenada en el tratamiento de aguas residuales se basa en parte a su capacidad para oxidar un gran número de sustancias tóxicas, nocivas y subproductos presentes en éstas. El agua oxigenada químicamente se descompone en agua y oxígeno.

#### **Ozonación**

El ozono tiene un poder oxidante de alrededor de dos veces el poder oxidante del cloro. Se ha demostrado ampliamente la utilidad del ozono en la reducción del DBO, color, y metales pesados, así como en la disminución de la relación DQO/DBO debido a que oxida compuestos muy refractarios a compuestos más fácilmente bioasimilables. Existen trabajos como los de Sato (1974), referentes

al estudio de los productos de la oxidación con ozono de colorantes, en los cuales se analizaron dichos productos de oxidación ( Moreno, 1995).

### Cloración

Uno de los métodos de decoloración, desinfección y oxidación usados para las aguas residuales de textiles y pigmentos es la cloración, el cloro puede ser agregado directamente como cloro gas licuado o primero disuelto en agua y adicionado en la forma de cloro acuoso. Las soluciones de hipoclorito son también frecuentemente empleadas como oxidantes.

#### **2.2.5 Electrólisis**

En el proceso de electrólisis el agua residual es pasada a través de placas (fierro, aluminio, etc.) en las cuales los colorantes se adsorben y coprecipitan junto con los contaminantes. Adicionalmente algunas especies coagulantes disminuyen la toxicidad de los mismos.

#### **2.2.6 Osmosis inversa y ultrafiltración**

La osmosis inversa o hiperfiltración es un proceso de separación que involucra una alta presión y una membrana permeable para remover contaminantes. Está fuertemente relacionada con la ultrafiltración y actualmente, no hay una división que las distinga .

La ultrafiltración es basicamente un cribado, en el que los solutos se separan en función de su tamaño y forma; en tanto en la osmosis inversa se ha empleado para conocer, como un proceso de naturaleza fisicoquímica en donde,

el binomio membrana-solución determina si efectivamente habrá una remoción y la concentración final de las partes separadas.

### **2.2.7 Electroquímico**

El proceso consiste en pasar agua de desecho entre placas de fierro (acero al carbón) no recuperables, las cuales generan hidróxido ferroso que es el aditivo que ha de remover el colorante y los contaminantes.

### **2.3 Degradación Biológica de la materia orgánica**

Los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico o industrial se han venido usando a nivel mundial desde hace ya varias décadas. Estos procesos se aplican cuando la materia orgánica contenida en el agua residual es biodegradable, lo que permite explotar la capacidad de una gran variedad de microorganismos para digerir compuestos orgánicos complejos y transformarlos en moléculas más sencillas.

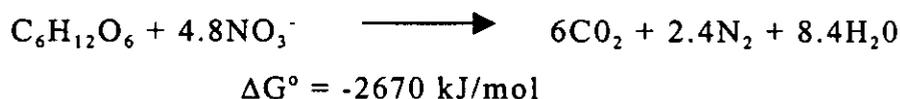
En general, existen dos vías para la degradación biológica de la materia orgánica, lo que determina cual ocurre, es la presencia del aceptor final de electrones. Así, se tienen procesos aerobios que requieren oxígeno y procesos anaerobios que ocurren en ausencia de éste.

La reacción que representa en forma global a un proceso aerobio es la siguiente:

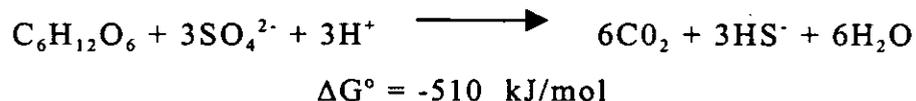


Durante la degradación de la materia orgánica por vía anaerobia, otros compuestos como nitratos, sulfatos o dióxido de carbono actúan como aceptores finales de electrones, las reacciones globales serían las siguientes:

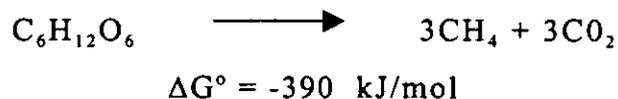
desnitrificación:



sulfatorreducción:



metanogénesis



Entre los procesos anaerobios, el más atractivo es la metanogénesis, ya que se obtiene metano como subproducto, el cual puede ser utilizado como energético.

Además de la presencia del aceptor final de electrones, otros factores como las diferencias en los cambios de energía libre ( $\Delta G^\circ$ ) y la afinidad a los sustratos, también determinan la secuencia de reacciones que ocurren durante la transformación de la materia orgánica en condiciones anaerobias.

Estas reacciones bioquímicas, son posibles solamente en un medio reductor y son catalizadas por enzimas secretadas por los mismos microorganismos.

Las primeras descripciones científicas del proceso de metanación datan de finales del siglo XVIII y principios del XIX con los trabajos de Volta y Dalton, pero fue mucho después que se determinó la asociación de la metanogénesis con un proceso microbiológico que se efectúa espontáneamente en la naturaleza cuando una concentración elevada de microorganismos se mantiene en zonas carentes de oxígeno, como en el caso de lagunas, pantanos, sedimentos marinos o lacustres (Calzada, 1990) y en medios ambientes extremos como en lagunas hipertermofílicas (Guyot, 1992). De hecho, los "fuegos fatuos" y los "dragones" descritos en diferentes formas por varias culturas corresponden probablemente a la ignición de gases derivados de la descomposición metanógena de la materia orgánica.

A escala industrial, el proceso de digestión anaerobia se ha utilizado por más de 50 años en la estabilización de lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales.

Hasta antes de la crisis energética de 1973, se asumía que la digestión anaerobia era un proceso inherentemente inestable, con baja velocidad de crecimiento bacteriano e incapaz de soportar cargas orgánicas substanciales. Sin embargo, el tratamiento anaerobio ofrecía un enorme potencial para la remoción de materia orgánica de varios tipos de agua residual. En las últimas décadas, se ha aplicado con gran éxito al tratamiento de aguas residuales provenientes del procesamiento de alimentos y bebidas, de tal forma que en la actualidad es una tecnología ampliamente aceptada.

En el tratamiento anaerobio las bacterias dirigen el 90% de la energía contenida en la materia orgánica (expresada como demanda química de oxígeno, DQO) hacia la producción de un biogás con alto contenido de metano y solamente aprovechan para síntesis celular y funciones vitales, alrededor del 10%. Esto confiere al tratamiento anaerobio ventajas sobre los procesos aerobios ya que en éstos el 60% de la energía contenida en la materia orgánica se transforma en células y el 40% restante se disipa en forma de calor.

La energía contenida en el metano producido puede ser utilizada en la generación de energía calorífica directamente o transformada a mecánica o eléctrica. El proceso puede realizarse en cualquier escala de operación, se requieren instalaciones relativamente sencillas y compactas, lo que reduce notablemente los costos de operación y mantenimiento (Noyola, 1990).

Adicionalmente, los procesos anaerobios presentan otras ventajas como son:

- \* bajo requerimiento de nutrientes
- \* se pueden aplicar altas cargas orgánicas
- \* la actividad de los lodos anaerobios puede preservarse después de varios meses en ausencia de sustrato
- \* los microorganismos permanecen dentro de los reactores formando agregados granulares o biopelículas con alta actividad
- \* la biomasa puede adaptarse a diversos tipos de aguas residuales con bajo contenido de compuestos tóxicos

### **2.3.1 Microbiología de la Digestión Anaerobia**

El esquema más ampliamente aceptado de la digestión anaerobia de un sustrato complejo con materia en suspensión, es el que involucra tres etapas:

- Hidrólisis y Fermentación
- Acetogénesis
- Metanogénesis

Actualmente, se sabe que el flujo de sustratos pasa por seis distintos procesos de conversión, incluidos en estas tres etapas, como se ilustra en la Fig.2.2.

#### **A. Hidrólisis y fermentación**

- 1.- hidrólisis de polímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos)
- 2.- fermentación de aminoácidos y azúcares

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

- 3.- oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes (oxidación)
- 4.- oxidación anaerobia de productos intermedios como ácidos volátiles excepto el acetato

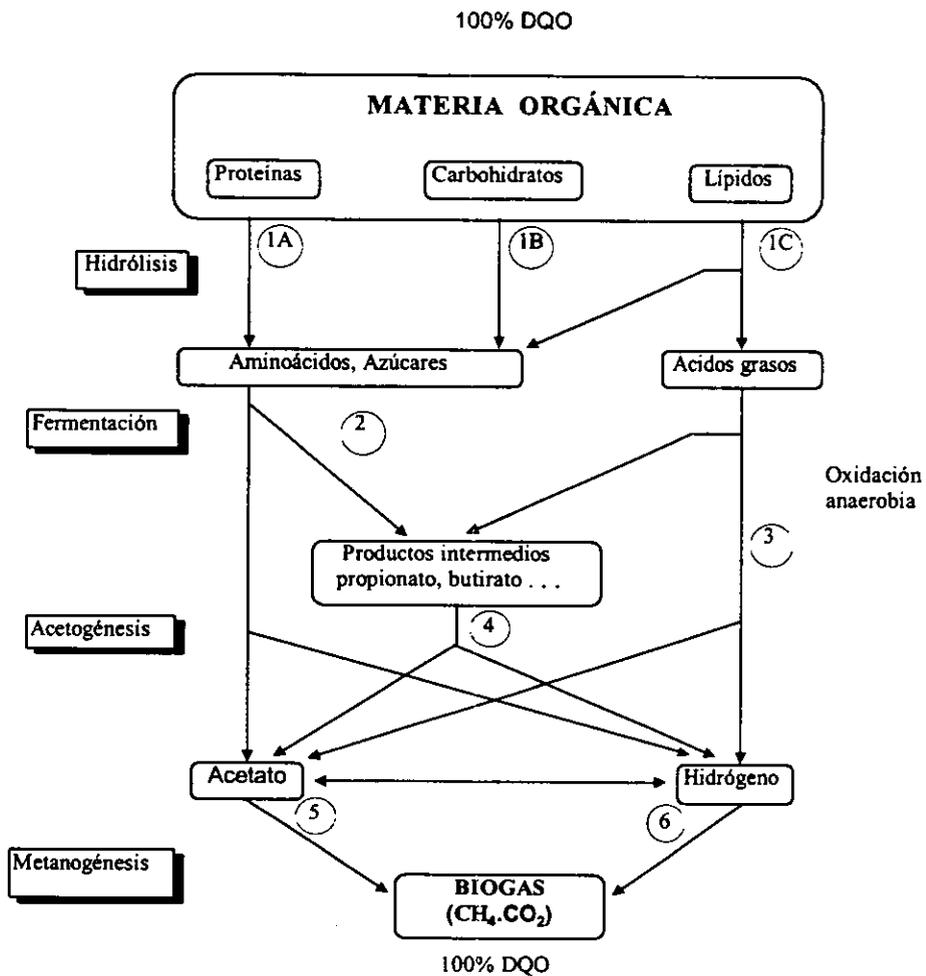


Fig.2.2. Esquema de reacción propuesto para la digestión anaerobia.  
 (Fuente: W. Gujer y Zehnder, 1983)

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

5- conversión de acetato a metano

6.- formación de metano a partir de  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2$

En la digestión anaerobia participan diferentes tipos de bacterias, las cuales se clasifican en los siguientes grupos bacterianos:

- bacterias hidrolíticas
- bacterias fermentativas ó acidógenas
- bacterias acetógenas productoras obligadas de hidrógeno (OHPA)
- bacterias metanógenas hidrogenófilas
- bacterias metanógenas acetoclásticas

Su participación en las diferentes etapas del proceso de degradación, así como sus principales sustratos se muestran en la Fig.2.3

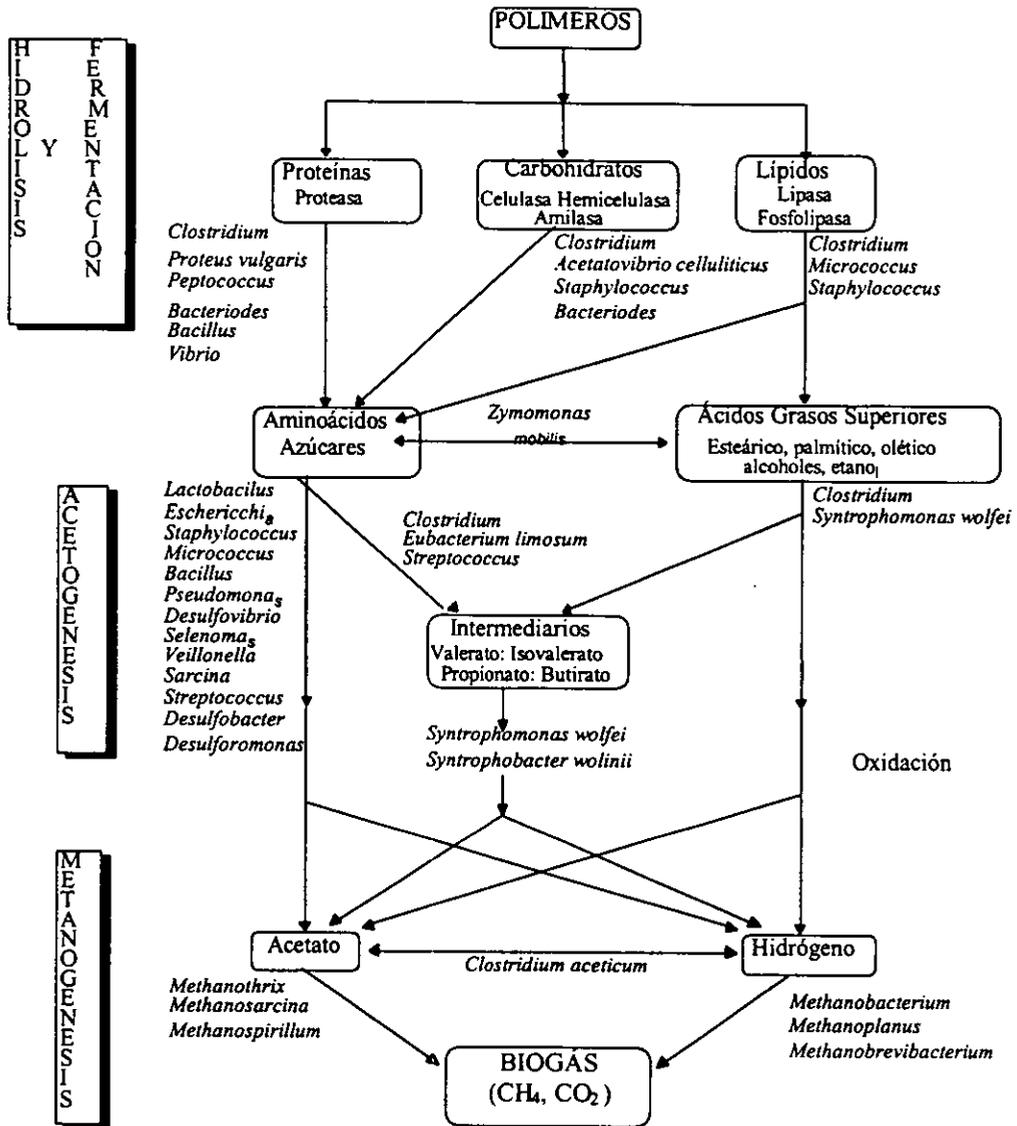
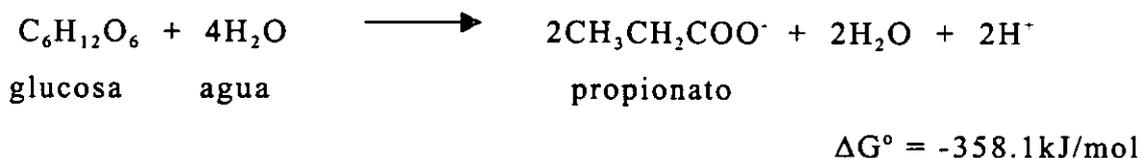
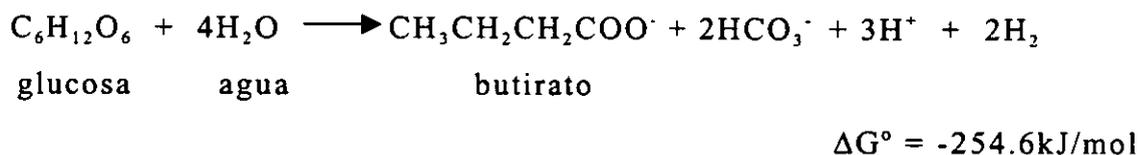
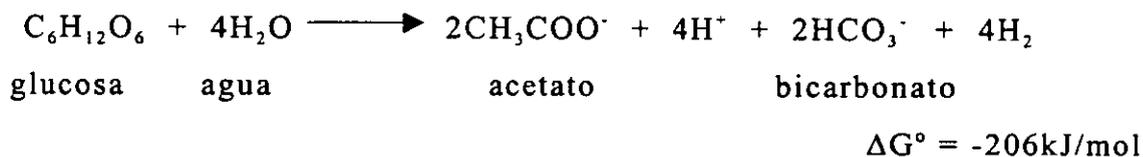


Fig.2.3. Principales grupos bacterianos presentes en el proceso de anaerobia (Fuente: Stronach, 1986).

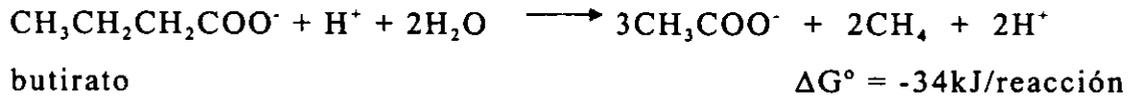
### 2.3.1.1 Hidrólisis y Fermentación

En esta etapa se inicia el fenómeno de digestión anaerobia. Los polímeros naturales tales como celulosa, pectina, proteínas, lípidos y polisacáridos, son despolimerizados por bacterias quimioheterótrofas no metanógenas a azúcares libres y aminoácidos, los cuales pueden penetrar la membrana celular. Los monómeros generados son transformados (intracelularmente) por fermentación o acidogénesis en ácidos grasos volátiles (acético, propiónico y butírico), alcoholes (metanol y etanol principalmente), dióxido de carbono e hidrógeno (Gujer y Zehnder, 1983; Guyot, 1992; Rojas, 1988).



Las bacterias responsables de esta etapa pueden ser anaerobias facultativas o estrictas, entre ellas están *Acetovibrio cellulolyticus*, *Clostridium thermocellum*, *C. populetti*, *C. cellulolyticum*, además de otros géneros como *Bacteroides*, *Bacillus*, *Enterobacter*, *Acetobacter* e *Llyobacter* (Guyot, 1992).





Cuando el medio contiene sulfatos, las bacterias sulfatorreductoras (BSR), sustituyen a las metanógenas, pero en ausencia de sulfatos, ciertos grupos de BSR pueden establecer una relación sintrófica con las bacterias metanógenas hidrogenófilas denominada "transferencia interespecie de hidrógeno", de la misma manera que las bacterias OHPA.

El fenómeno de transferencia interespecie es importante también en la primera etapa. Muchas bacterias fermentativas son capaces de transferir electrones vía hidrógeno a bacterias hidrogenófilas, lo que resulta en un incremento en acetato y por tanto en una ganancia energética. Sin esta transferencia de hidrógeno o su acumulación, las bacterias fermentativas estarían termodinámicamente obligadas a producir mayores cantidades de compuestos tales como etanol, lactato, propionato y butirato, lo que no es adecuado ya que el sistema está diseñado naturalmente para una producción máxima de acetato, que es el principal precursor del metano.

Se han detectado 4 tipos de bacterias OHPA capaces de llevar a cabo la degradación de los ácidos grasos:

- *Syntrophomonas wolfei* oxida los ácidos monocarboxílicos saturados de C<sub>4</sub> a C<sub>8</sub> en acetato e hidrógeno (Mc Inerney *et al.*, 1981).
- *Syntrophobacter wolinii* oxida el propionato en acetato, CO<sub>2</sub> e hidrógeno (Boone and Bryant, 1980).

- *Syntrophomonas sapovorans* oxida los ácidos grasos saturados de C<sub>4</sub> a C<sub>18</sub> y algunos ácidos grasos insaturados (Roy *et al.*, 1986).

- *Syntrophospora bryantii* oxida los ácidos grasos de C<sub>4</sub> a C<sub>11</sub> (Stieb y Schink, 1985; Zhao *et al.*, 1990).

### **Bacterias homoacetógenas.**

Son capaces de transformar una mezcla hidrógeno-dióxido de carbono y algunos azúcares como glucosa y fructuosa, en acetato de acuerdo a la reacción:



Algunas de estas bacterias son *Clostridium formicoaceticum* y *Acetobacterium woodii* (Balch *et al.*, 1977).

### **Bacterias sulfatorreductoras (BSR).**

Estas bacterias son capaces de reducir los sulfatos en sulfuros de hidrógeno.



Existen básicamente 2 grupos:

- BSR grupo I. Capaces de oxidar parcialmente el lactato en acetato y dióxido de carbono, la mayoría puede utilizar el etanol.

Las más representativas son *Desulfovibrio vulgaris* y *D. desulfuricans*, estas bacterias pueden establecer una transferencia interespecie de hidrógeno con una metanógena en ausencia de sulfatos.

- BSR grupo II. En presencia de sulfatos realizan la oxidación de los ácidos grasos volátiles y de algunos compuestos aromáticos. En ausencia de sulfatos este grupo puede establecer una transferencia interespecie de hidrógeno con las bacterias OHPA, encargadas de degradar los ácidos grasos volátiles.

### **2.3.1.3 Metanogénesis**

La metanogénesis es la última etapa de la digestión anaerobia, en ella actúan bacterias metanógenas, que son las únicas que pueden transformar anaerobicamente acetato e hidrógeno, en metano (Guyot, 1992).

Las bacterias metanógenas han sido clasificadas dentro de un grupo filogenéticamente diferente al de las *Eubacterias*, éste es el de las *Archaeobacterias*, ya que su pared celular no contiene mureína y su membrana citoplásmica está constituida fundamentalmente por hidrocarburos isoprenoides, en lugar de ésteres de glicerina y ácidos grasos, como el resto de las bacterias (Woese, 1981).

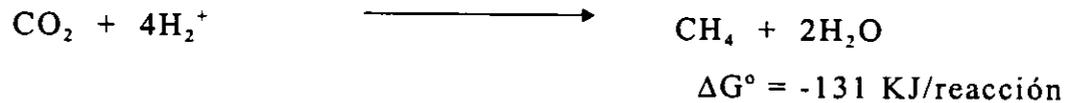
Estas metanobacterias contienen coenzimas específicas que no han sido encontradas en otros géneros bacterianos, como la coenzima M (HS-CoM: coenzima metil-reductasa) cuya función es transportar el grupo metilo del acetato o del metanol bajo la forma de metil-reductasa ( $\text{CH}_3\text{-S-CoM}$ ), al final de la vía metabólica se obtiene metano y se regenera la coenzima M. Otra coenzima específica es el factor 420 ( $F_{420}$ ) que es un 5-deazaflavin, análogo a la flavina mononucleótido (FMN), funciona como aceptor de electrones, pero a un potencial redox más bajo que la mayoría de las flavinas ( $E_v = -373 \text{ Mv}$ ).

El  $F_{420}$  presenta una alta fluorescencia a 420 nm en estado oxidado lo que proporciona a las metanógenas un color azul-verde al ser observadas por microscopía de epifluorescencia (Guyot, 1992; Dolfing y Mulder, 1985).

Las bacterias metanógenas oxidan un número reducido de sustratos: hidrógeno, formato, metanol, metilaminas, acetato, etanol, propanol-2 y ciclopentanol (Rouvière y Wolfe, 1988; Widdel, 1986). Básicamente estas bacterias pueden dividirse en 2 grupos tróficos:

#### **Bacterias hidrogenófilas no acetoclásticas.**

Obtienen su energía de la oxidación del hidrógeno en presencia de dióxido de carbono como aceptor de electrones. La mayoría de las bacterias de este grupo pueden utilizar el formato, y utilizan el acetato como fuente de energía, pero algunas lo emplean como fuente de carbono. Dentro de este grupo se encuentran: *Methanobacterium formacicum* (bacilos); *M. thermoautotrophicum* (especie termofílica, bacilos largos); *Methanospirillum hungatei* (largos filamentos); *Methanobrevibacter* sp. (bacilos cortos).



Esta reacción tiene doble función en el proceso de la digestión anaerobia, por un lado producir metano y, por el otro, eliminar el  $\text{H}_2$  gaseoso, esta eliminación actúa sobre el potencial redox de la fermentación y permite a las bacterias acetógenas regenerar su  $\text{NADH}^+$ , lo que les ayuda a continuar la síntesis del ácido acético. Al consumir hidrógeno regulan la producción de ácidos y la mezcla de éstos generados por la 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.

#### **Bacterias metanógenas acetoclásticas.**

Producen metano a partir del grupo metilo del acetato según la siguiente ecuación:



Normalmente altera el pH del medio debido a la eliminación del ácido acético y la producción de  $\text{CO}_2$  que al disolverse forma una solución amortiguadora de bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ).

Esta reacción es muy importante para la digestión anaerobia ya que el 73% del metano producido proviene del acetato (Smith y Mah, 1966). Algunas de las bacterias de este grupo pueden utilizar el metanol, las metilaminas y el hidrógeno.

Existen dos géneros: *Methanosarcina* y *Methanotherix*. Las bacterias del género *Methanosarcina* tienen una baja afinidad por el acetato ( $K_s=5$  Mm), pueden ser inhibidas por hidrógeno y formato y pueden utilizar además del acetato, las metilaminas, el metanol y solo algunas, el hidrógeno. Las especies más representativas son: *Methanosarcina barkeri*, *M. mazei*, *M. thermophila* (termófila).

Las bacterias del género *Methanotherix* ó *Methanosaeta*, forman largos filamentos fácilmente identificables por observación microscópica, tienen una alta afinidad al acetato ( $K_s= 0.7 - 1.2$  mM) y también pueden usar el metanol. No utilizan el hidrógeno ni el formato y no son inhibidas por ellos.

Las especies más representativas son *Methanosaeta concilii* y *M. thermoacetophila* (Guyot, 1992).

### **2.3.2 Factores fisicoquímicos que influyen en la degradación anaerobia**

Los principales factores que inciden en un proceso anaerobio están relacionados con aquellos parámetros cuyo control permite una mayor actividad de la biomasa. Entre ellos: pH, alcalinidad, temperatura y presencia de micronutrientes.

El tratamiento anaerobio puede desarrollarse adecuadamente a un intervalo de pH comprendido entre 6.2 y 7.8 con un óptimo de 7.0 a 7.2.

Fuera de este intervalo, el proceso puede continuar, aunque en forma poco eficiente.

Valores por debajo de la neutralidad se pueden deber a la acumulación de ácidos grasos volátiles mientras que los que están por encima indican la formación de amoníaco en exceso (Noyola *et al.*, 1989).

El sistema anaerobio es sensible a variaciones de pH debidos a la alcalinidad, que es su sistema amortiguador, el cual permite mantener el pH en un intervalo adecuado. Durante la etapa acidógena de la digestión anaerobia se producen una gran cantidad de ácidos grasos volátiles, si el sistema cuenta con una buena capacidad amortiguadora podrá resistir ésta acumulación de AGV's sin un excesivo descenso en el pH (Rojas, 1988).

La temperatura es un factor importante debido a que la velocidad de las reacciones bioquímicas son afectadas directamente. La temperatura óptima para las bacterias metanógenas es de 37°C, con límites entre 30 y 40°C, aunque el proceso puede llevarse a cabo a otras temperaturas, pero no con la misma eficiencia (Gujer y Zehnder, 1983).

Como todo proceso biológico, el tratamiento anaerobio requiere nutrimentos inorgánicos para el buen desarrollo bacteriano.

Las bacterias metanógenas contienen algunos micronutrimentos como Ni, Fe, Co, en concentraciones más altas que en otros organismos, lo cual indica un requerimiento particular de estos elementos, además de azufre, molibdeno, tungsteno (Wolframio) y selenio, que son esenciales para la actividad bacteriana ya que forman parte estructural de las enzimas involucradas.

### **2.3.3 Reactores empleados para el tratamiento anaerobio de aguas residuales**

El desarrollo de reactores para el tratamiento de aguas residuales se inició con los trabajos de Young y McCarty (1969), quienes desarrollaron el sistema de filtro anaerobio con el que se podían aplicar cargas superiores a 3.4 kg-DQO/m<sup>3</sup>\*d, obteniéndose eficiencias de remoción del 87% al utilizar AGV's como sustrato.

La tendencia fue desarrollar sistemas que permitieran controlar la biomasa activa dentro del reactor y desacoplar el tiempo de retención celular del tiempo de retención hidráulica, ya que la capacidad de tratamiento de reactores biológicos está dada por la cantidad de biomasa activa que puede ser retenida dentro del sistema y por el tiempo de contacto que pueda establecerse entre el lodo y la materia orgánica contenida en el agua residual.

Los avances en este campo dieron lugar a tres generaciones de reactores anaerobios. A la primera generación pertenecen los sistemas en los que la biomasa se encuentra sedimentada o bien en suspensión, con un mínimo de contacto con el sustrato. Generalmente son de tipo completamente mezclado y sin recirculación de sólidos, por lo que la relación de los tiempos de retención celular e hidráulico (TRC/TRH) es igual a 1. Ejemplo de estos reactores son las fosas sépticas, los tanques Imhoff, así como los digestores convencionales y los completamente mezclados. El reactor de contacto anaerobio, al considerar el reciclado de lodos, aumenta la relación TRC/TRH y lo hace un poco más estable, por lo que constituye una transición entre la primera y la segunda generación.

En los reactores de segunda generación los microorganismos son retenidos dentro del reactor, ya sea adheridos a un soporte formando una biopelícula, o por adhesión entre si formando granos, lo cual permite reducir los tiempos de retención hidráulica. Entre estos reactores se encuentra el filtro anaerobio, reactor tubular de película fija y el reactor de lecho de lodos con flujo ascendente (UASB, Upflow Anaerobic Sludge Blanket).

Los reactores de tercera generación contienen microorganismos adheridos en forma de biopelícula, a un soporte que fluidifica. Utilizan una corriente de recirculación para provocar un flujo ascendente y fluidificar el lecho de las partículas. Su avance consiste en tiempos de retención inferiores a 12 h (Noyola, 1990).

Entre los reactores de segunda generación resalta el reactor desarrollado por Lettinga en 1982, que por su simplicidad es el más difundido a nivel mundial. Su gran ventaja radica en que no requiere ningún tipo de soporte para retenerla biomasa, lo que implica un ahorro importante en los costos de inversión y reducción en el volumen de reactor. Su principio de funcionamiento se basa en la buena sedimentabilidad de la biomasa, la cual se aglomera en forma de granos compactos con un alto grado de retención dentro del reactor, con lo que se logran bajos tiempos de retención hidráulica (Noyola, 1991).

#### **2.3.4 Características del lodo granular**

El lodo granular es un consorcio bacteriano complejo sus características están en función de la diversidad de sustratos y condiciones de operación bajo las cuales han sido generados, de ahí que se presente una gran variación tanto en su estructura física como en su ecología microbiana.

La variedad en las características de los granos es muy amplia, de hecho, no existe una clara definición de lodo granular.

Los agregados bacterianos han sido descritos como flóculos y granos o "pellets". Considerando la definición hecha por Dolfing (1986), los flóculos son aglomerados (de una frágil estructura), que al sedimentar forman una capa esponjosa, mientras que los granos o "pellets" presentan una apariencia compacta, y son visiblemente entidades separadas aún después de sedimentar.

Se ha encontrado gran variedad de morfologías granulares. Algunos son pequeños agregados en los que se observan poros, los cuales sirven como canales para el transporte de sustrato, intermediarios y productos finales como el biogás. En otros casos los granos son estructuras esféricas bien compactas de tamaño mediano en las que también se observan cavidades para el escape de biogás. Cuando los granos son muy grandes muestran cierta tendencia a flotar, probablemente por estar huecos. Esto puede ser debido a la dificultad para que el biogás salga del interior del grano, o bien para hacer llegar sustrato hasta el centro (Hulshoff, 1989).

Las propiedades físicas del lodo granular anaerobio son de gran importancia e incluyen el tamaño del grano y su distribución, sedimentabilidad, densidad, porosidad y tamaño y distribución de poros.

El tamaño de los granos varía ampliamente. El obtener granos de gran tamaño está en función de las fuerzas externas que actúan sobre los aglomerados.

Se han obtenido granos con diámetros que van de 0.4 a 2.6 mm (Alibhai y Forster 1986; Grotenhuis *et al.*, 1991; Wu *et al.*, 1987) y de 3 mm en reactores termófilos inoculados con lodo doméstico digerido (Wiegant y de Man, 1986).

Guiot *et al.*, (1988) encontraron tres tamaños de granos crecidos en un sustrato sintético constituido principalmente por sacarosa: granos pequeños, menores a 0.5 mm, granos estándar entre 1 y 3 mm y granos grandes mayores a 3 mm. Por otro lado, Hulshoff (1989), registró granos con diámetros de 0.8 a 2.34 mm, en función de las condiciones de alimentación.

Las propiedades de sedimentación del lodo granular pueden ser evaluadas en el laboratorio determinando el índice volumétrico de lodos (IVL) y su velocidad de sedimentación ( $V_{sed}$ ), estos parámetros son indicativos de su densidad, que de acuerdo a Hulshoff (1989), varían entre 1040 y 1080 kg/cm<sup>3</sup>. Adicionalmente, menciona que, para el lodo granular, valores de IVL de 12 a 20 ml/g son característicos, mientras que Grotenhuis *et al.* (1991) establecen cifras aún menores, entre 7.0 y 12.9 mL/g. Las velocidades de sedimentación generalmente están en el intervalo de 20 a 60 m/h (Ross, 1984; Lui y Hu, 1988).

#### 2.3.4.1 Composición microbiológica

El lodo granular está constituido por una gran variedad de morfotipos bacterianos agrupados en microcolonias. En general, puede evidenciarse la presencia predominante de la especie bacteriana *Methanothrix soehngenii* (acetógena hidrogenófila), que constituye en ocasiones del 20 al 30% del total de la biomasa (Dolfing *et al.*, 1985).

En los granos anaerobios se encuentran también microcolonias de bacterias metanógenas hidrogenófilas como *Methanobrevibacter arboriphilicus* y *Methanobacterium formicicum*, la cual tiene gran importancia en las asociaciones sintróficas. Las microcolonias responsables de la degradación de

---

propionato están formadas por asociaciones mutualistas de *Syntrophomonas* y *Methanobrevibacter* o *Methanospirillum* (Dubourguier *et al.*, 1988).

#### 2.3.4.2 Actividad metanógena

La actividad específica del lodo granular depende de las condiciones de operación del reactor y del sustrato. En condiciones mesofílicas se han registrado actividades a 0°C a 35°C, de 1.0 y 2.5 gDQO/gSSV\*d para sustratos no acidificados y acidificados, respectivamente. Yoda *et al.*, (1989) encontraron actividades metanógenas y acidógenas de 1.5 y 4.2 gDQO/gSSV\*d, respectivamente, usando como sustratos acetato y glucosa.

Guiot *et al.*, (1988) registraron valores de 1.3 a 2.6 gDQO/gSSV\*d en granos crecidos en sacarosa entre 27 - 29°C. Sin embargo, se han reportado valores de actividad específica más altos, de hasta 4.2 a 7.3 gDQO/gSSV\*d., en granos cultivados en mezclas de acetato y butirato a 55°C (Wiegant y de Man, 1986).

La actividad metanógena de lodos floculentos por lo general, es menor a la de lodos granulares, lodos provenientes de sedimentos de lagunas anaerobias presentan actividades entre 0.001 y 0.005 gDQO/gSSV/\*d, lodos de fosas sépticas y lodos domésticos digeridos de 0.01 a 0.08 (Noyola, 1991); esto podría deberse a que la forma granular favorece la asociación de las diferentes especies bacterianas involucradas en el proceso de degradación de la materia orgánica, y consecuentemente una mejor transferencia de masa.

## CAPITULO 3

### METODOLOGÍA

Para evaluar la factibilidad de un tratamiento biológico anaerobio del colorante tipo azo marino terasil disperso, se realizaron pruebas de biodegradabilidad en lote (batch), así como pruebas en continuo, para lo cual, se montó un reactor tipo UASB. También se evaluó la adsorción del colorante en el lodo granular anaerobio. El procedimiento para realizar las pruebas de biodegradabilidad, la prueba de adsorción del colorante en el lodo así como, la instalación y operación del reactor se describe a continuación.

#### **3.1 Pruebas de biodegradabilidad**

Este método se basa en medir en el tiempo la producción de metano generado dentro de las botellas alimentadas por lote (batch) que contienen medio mineral, lodo metanogénico activo y la muestra problema.

En las pruebas en lote se puede determinar si los microorganismos son capaces de llevar a cabo la degradación de materia orgánica, lo cual da una idea aproximada del comportamiento y la rapidez de reacción de los microorganismos que se puede esperar en un tratamiento en continuo.

Las pruebas de biodegradabilidad anaerobia se realizaron de acuerdo con el Manual de Técnicas Microbiológicas y Fisicoquímicas en Digestión Anaerobia, (1998, en preparación).

Estas pruebas se realizaron en botellas serológicas de 160 mL las cuales fueron inoculadas con medio mineral, lodo de inóculo y el colorante tipo azo marino terasil disperso como sustrato.

El medio mineral se preparó según Balch *et al.*, (1979), y es adicionado con la finalidad de proporcionar a los microorganismos todos los nutrientes necesarios para su óptimo desarrollo.

Se utilizó como material biológico, lodo granular proveniente de un reactor anaerobio tipo UASB que trata efluentes de una maltería.

El colorante que se utilizó para este trabajo fué del tipo azo marino terasil disperso, el cuál fué proporcionado por la Empresa Ciba-Geigy. (N-[5-Bis[2-(acetiloxi)etil] amino] -2-(2-bromo-4,6-dinitrofenil)azo] - metoxifenil] acetamida.

El peso molecular del compuesto es de 637.4 g/gmol. El arreglo de la estructura química se muestra en la Fig. 3.1

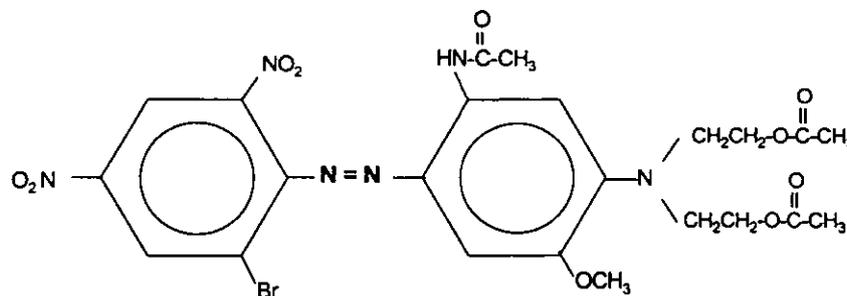


Fig. 3.1- Estructura química del colorante tipo azo marino terasil disperso.

Las botellas serológicas ya inoculadas se taparon con septos de hule y sellos de aluminio, inmediatamente después fueron agitadas e incubadas a 35 °C. Estas se trabajaron por triplicado para sacrificar una al tiempo cero y verificar pH, DQO y Sólidos suspendidos volátiles iniciales. La determinación de los parámetros fisicoquímicos se efectuaron como lo establece el “Métodos Estandards” (APHA, 1994).

La producción de metano presente en el biogás generado fué monitoreado a diferentes intervalos de tiempo, mediante la inyección de 0.5 mL de biogás, con una jeringa Pressure Lok en un cromatógrafo de gases con detector de conductividad térmica, (Fisher Gas Partitioner Modelo 1200) de doble columna (poropak Q y malla molecular 5 A), que emplea helio como gas acarreador a un flujo de 25 mL/min.

La prueba se concluyó cuando se término la producción de biogás en las botellas y se procedió a destaparlas para determinar los siguientes parámetros: pH, DQO y Sólidos suspendidos volátiles finales.

En la primer corrida se probaron las siguientes concentraciones de colorante 100, 200, 400 y 800 mg/L. Tomando en cuenta los resultados de la prueba anterior se realizó otra más utilizando 100 mg/L de glucosa y 100 mg/L de colorante así como también sulfato, (como aceptor de electrones en forma de sulfato de sodio en concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg/L, para favorecer la población de las bacterias sulfatorreductoras.

Se efectuó un barrido del colorante en un espectrofotómetro Beckman DU Serie 600 de 400 a 700 nm para determinar la absorbancia máxima de éste, la cual fué 557 nm, con este dato se realizó una curva de calibración.

Al finalizar cada prueba se determinó la concentración de colorante residual en la fase líquida en la curva de calibración que se realizó previamente. Esto con la finalidad de conocer la concentración de colorante que no fué degradado.

### 3.2 Prueba de Adsorción

Para verificar la existencia de adsorción del colorante en el lodo, se realizó la técnica desarrollada por Hitz *et al.*, 1978.

El lodo fué previamente lavado y posteriormente le fueron determinados Sólidos suspendidos totales (SST), de acuerdo con el "Standard Methods" (APHA, 1994). Las concentraciones de colorante que se trabajaron fueron 25, 50, 100, 150 y 200 mg/L. Para cada concentración de colorante se adicionaron en un matraz aforado de 100 mL: 10 ml de solución stock del colorante más 300 mg de lodo anaerobio granular y se aforo con agua destilada, al control no se le adicionó colorante.

Posteriormente se vació el contenido de cada matraz aforado a un matraz Erlenmeyer de 150 mL y se agitó lentamente con un agitador magnético, cuidando que no se rompiera el lodo, durante 5 min. Inmediatamente después se centrifugó a 200 rpm, por 5 min, y se tomó el sobrenadante el cual fué leído en la curva de calibración que se realizó previamente para obtener la absorbancia de éste, tomando como blanco el sobrenadante del control. Con los datos de absorbancia que se obtuvieron se calculó el porcentaje de adsorción del colorante en el lodo granular anaerobio para cada concentración.

$$\% \text{ Adsorción} = (1 - T/S)100$$

T=Absorbancia de la muestra

S=Absorbancia de la solución standard

### **3.3 Reactor UASB**

Tomando en cuenta los resultados de las pruebas de biodegradabilidad, se decidió instalar un reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente UASB, para evaluar la degradación del colorante tipo azo marino terasil disperso.

#### **3.3.1 Instalación del reactor UASB**

El reactor UASB se construyó con una columna de vidrio de 7.3 cm de diámetro interno y una altura de 45 cm, lo que da un volumen útil de 2.2 L, en la parte inferior presenta una configuración cónica para alimentar más homogéneamente el agua residual.

Se adaptó en el extremo superior un dispositivo para separar las tres fases que se tienen sólido-líquido-gas. Así mismo, se colocaron tuberías para la conducción del efluente tratado y el biogás producido. La alimentación se realizó por medio de una bomba peristáltica marca Cole-Parmer de 1 a 100 rpm. En la Fig. 3.2 se presenta el esquema del reactor UASB empleado.

#### **3.3.2 Inoculación del Reactor UASB**

Para inocular el reactor se agregó un 30% en volumen de lodos con respecto al volumen total del reactor (2.2 L).

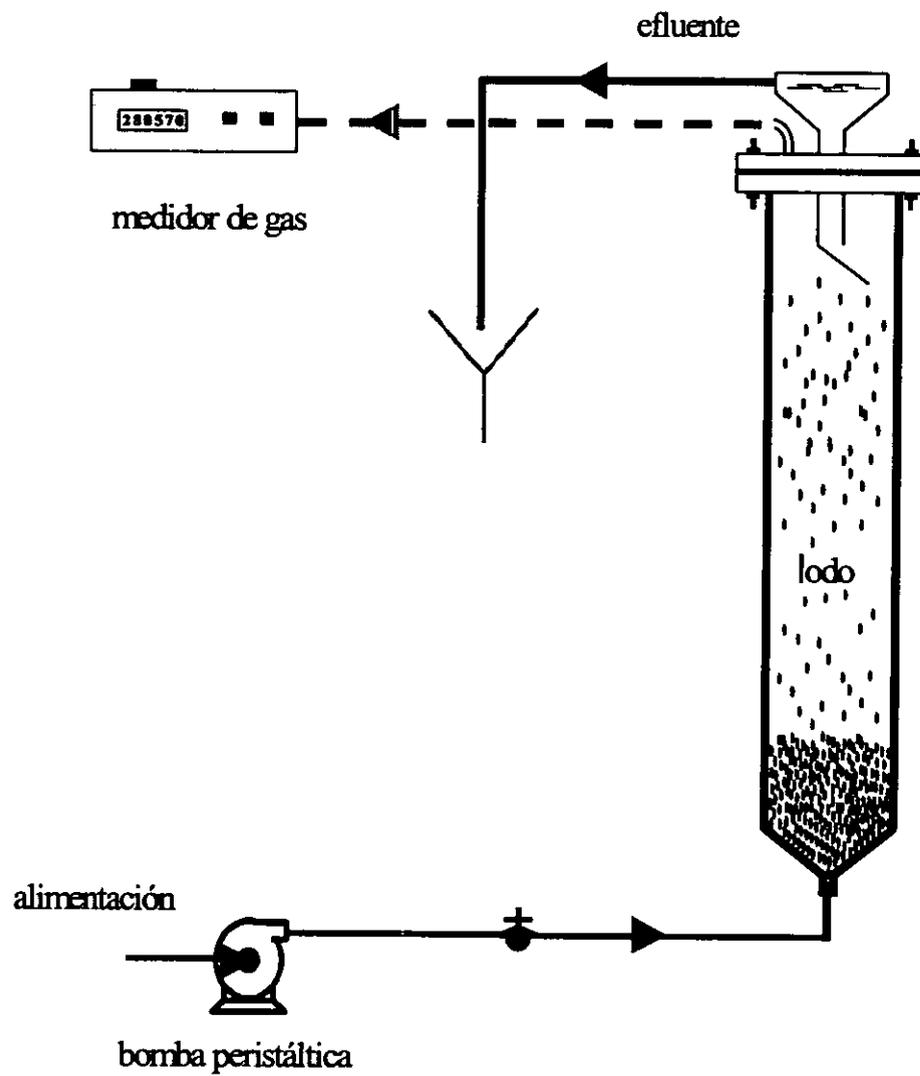


Fig. 3.2. Esquema del reactor UASB.

### 3.3.3 Condiciones de Operación

El sustrato ó colorante tipo azo marino terasil disperso se alimentó en una concentración de 50 mg/L, complementado con 1 mL/L de ácido acético y 150 mg/L de sulfato en forma de sulfato de sodio; posteriormente la concentración de sulfato se incremento a 250 mg/L y por último a 500 mg/L de  $\text{SO}_4$ . El pH del colorante se ajusto a 6.5 con NaOH 6N. El reactor se operó a 35 °C, con un tiempo de retención hidráulica de 1.5 días y una carga orgánica de 0.5kgDQO/m<sup>3</sup>.d.

### 3.3.4 Técnicas Analíticas

A la alimentación (colorante) y al efluente del reactor se le determinaron los parámetros siguientes de acuerdo con el “Standard Methods” (APHA, 1994).

- Demanda Química de Oxígeno Total (DQO<sub>total</sub>)
- Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQO<sub>soluble</sub>)
- pH
- Sólidos Totales (ST)
- Sólidos Totales Volátiles (STV)
- Sólidos Totales Fijos (ST)
- Sólidos Suspendidos Totales (SST)
- Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)
- Sólidos Suspendidos Fijos (SSF)
- Sulfatos
- Alcalinidad
- Conductividad
- Color

### **3.3.5 Control Microbiológico del Proceso**

Para evaluar el comportamiento de los lodos durante la operación del reactor se realizaron los siguientes análisis fisicoquímicos.

-Número más Probable de Bacterias (NMP), los grupos tróficos que se cuantificaron fueron los siguientes: bacterias acetoclásticas, hidrogenofílicas, fermentativas, sulfato-reductoras, propionótrofas y butirótrofas .

- Actividad metanogénica para el ácido acético
- Velocidad de Sedimentación
- Índice Volumétrico de Lodos (IVL)
- Granulometría
- Sólidos Totales (ST)
- Sólidos Totales Volátiles (STV)
- Sólidos Totales Fijos (ST)
- Sólidos Suspendidos Totales (SST)
- Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)
- Sólidos Suspendidos Fijos (SSF)

Las técnicas microbiológicas se realizaron de acuerdo con el manual de Técnicas Microbiológicas y Fisicoquímicas en Digestión Anaerobia (1993), (en preparación).

El volumen de biogás producido en el reactor se cuantificó con un medidor de gas electrónico, similar al propuesto por Moletta y Albagnac (1982).

La proporción de metano producido en el biogás se determinó en un cromatógrafo de gases con detector de conductividad térmica (Fisher Gas Partitioner Modelo 1200) de doble columna (Porapak Q y malla molecular 5A1), se utilizó helio como gas acarreador a un flujo de 25 ml/min. El volumen de muestra del biogás inyectado al cromatógrafo fué 0.5 mL.

## CAPITULO 4

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.1 Pruebas de biodegradabilidad

Es importante mencionar que el lodo de inóculo empleado para las pruebas fué previamente caracterizado para comprobar su actividad metabólica. En la Tabla 4.1 se muestran los resultados de las determinaciones realizadas al inóculo.

Tabla 4.1- Caracterización del lodo de inóculo empleado en las pruebas de biodegradabilidad

Parámetro	Valor
<b>Actividad metanógena en acético</b> gCH <sub>4</sub> -DQO/gSSV-d	0.83
<b>Sólidos (g/L)</b>	
Sólidos totales (ST)	68.3
Sólidos totales volátiles (STV)	54.9
Sólidos totales fijos (STF)	13.4
Sólido suspendidos totales (SST)	66.8
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	54.3
Sólidos suspendidos fijos (SSF)	12.5

Los resultados de la primera prueba de biodegradabilidad en la que se probaron cuatro diferentes concentraciones del colorante (100, 200, 400 y 800 mg/L), sugieren una posible inhibición de este sobre la población microbiana, ya que como se puede observar en la Figura 4.1, la producción de metano es menor que el control hasta el día 7, a partir de este al 21, en las concentraciones de 200, 400 y 800 la inhibición fué más marcada, dando resultados negativos, esto no se observó en la concentración de 100 mg/L, aunque la producción de metano fué menor que el control. Ogawa *et al.*, (1988;1989), han reportado que la inhibición microbiana puede ser causada por intercalación de los colorantes entre las pares de bases de DNA, interfiriendo en la actividad enzimática y reproducción celular, por lo que la estructura de la molécula debe ser lo suficientemente pequeña para penetrar a través de la membrana celular de los microorganismos (Carliell *et al.*, 1994).

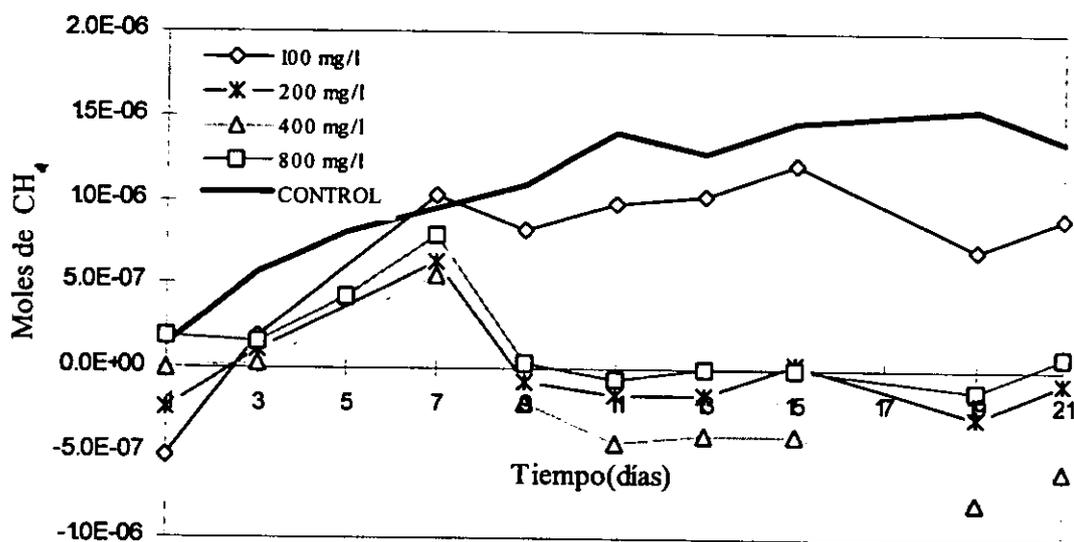


Fig.4.1 Producción de metano durante la degradación del colorante tipo azo marino terasil disperso (prueba 1).

Aunque no se puede pasar por alto el posible efecto de los productos del rompimiento de la molécula del colorante, debido a que existen evidencias que indican que las aminas aromáticas, resultado de la degradación parcial de estos compuestos, además, de ser recalcitrantes bajo condiciones anaerobias (Field *et al.*, 1995), pueden causar inhibición en la biomasa al acumularse (Chung, 1983, Ganesh, *et al.*, 1992).

Lo anterior podría explicar la inhibición que se presentó para 200, 400 y 800 mg/L de colorante ya que al incrementar la concentración de colorante posiblemente también aumento la acumulación de metabolitos tóxicos en el medio.

Por otra parte, estudios realizados por el ADMI (American Dye Manufacturers Institute), sobre los efectos de los colorantes en el proceso de digestión anaerobia revelan que de 42 colorantes probados 38, no causan efectos significativos con 150 mg/L y cuatro causan inhibición inicial pero, posteriormente se observa una recuperación (Brown, D. y Hamburger, B. 1987).

Asimismo, Carliell *et al.*, 1995, reporta que concentraciones mayores de 100 mg/L de colorante pueden causar inhibición de los microorganismo, así como también, que una aclimatación previa de la biomasa al colorante puede incrementar la resistencia a las concentraciones inhibitorias.

A pesar de la inhibición del colorante sobre los microorganismos, el color en las botellas de prueba desapareció gradualmente, lo cual se verificó al finalizar la prueba, leyendo el sobrenadante en el espectrofotómetro para conocer la concentración de colorante residual.

La Tabla 4.2, muestra que en efecto la decolorización se llevó a cabo para las 4 diferentes concentraciones del compuesto, ya que los porcentajes de eliminación de color que se obtuvieron están por arriba del 90 %

Tabla 4.2 Concentración de colorante inicial y final de la primer prueba de biodegradabilidad

Concentración del colorante (mg/L)		Remoción (%)
inicial	final	
100	4.91	95
200	7.29	96
400	8.9	98
800	20.95	97

En lo que respecta a la disminución en el contenido de materia orgánica, en la Figura 4.2, se puede apreciar que la remoción más alta fue de 73 %, para 100 mg/L, esto indica que esta concentración no inhibe la digestión anaerobia tan drásticamente ya que a diferencia de las otras concentraciones si hubo producción de metano.

Tomando en cuenta los resultados obtenidos en esta primer prueba se realizó una segunda, en la que se adicionó glucosa, como fuente de carbono y sulfato de sodio como aceptor de electrones (50, 100, 150, 200 y 250 mg/L), para favorecer la actividad de las bacterias sulfato-reductoras. Se emplearon solo 100 mg/L, de colorante debido a que en ésta concentración la inhibición fue menor (Figura 4.1).

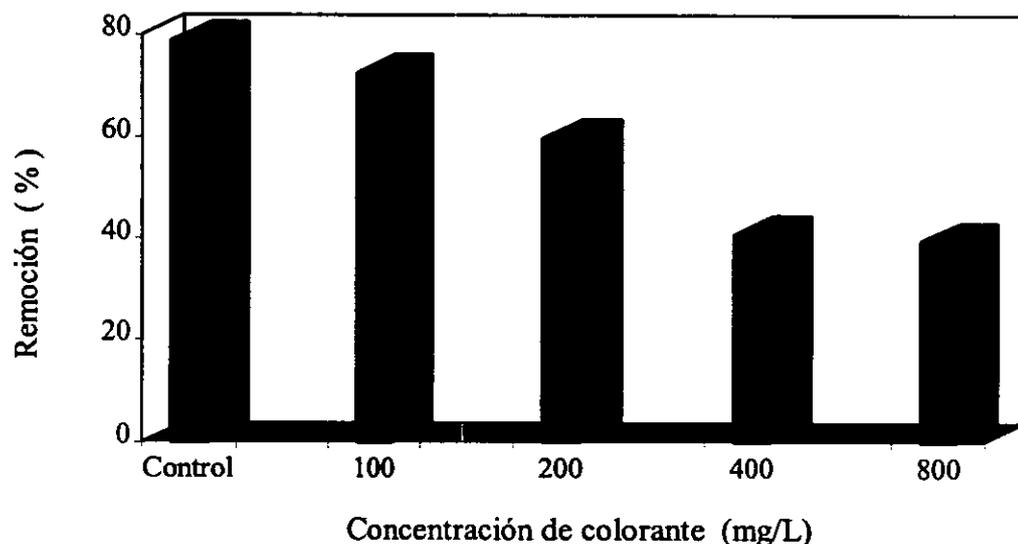


Fig.4.2 Efecto del colorante en la eficiencia de remoción de materia orgánica

Asimismo, se tomó la decisión de agregar glucosa porque se ha reportado (Haug *et al.*, 1991; Wuhrmann *et al.*, 1980; Carliell, 1994;1995), que mediante su adición, la actividad de los microorganismos que se manifiesta con la producción de biogás no se ve afectada por la presencia de los colorantes azo, sino por el contrario esta se favorece.

En esta última prueba se puede observar (Figura 4.3), que el colorante no causa ningún tipo de inhibición en el consorcio bacteriano y el comportamiento con respecto a la producción de metano, es similar para las cinco concentraciones de sulfato de sodio, aunque durante los primeros siete días la producción de gas por el lodo que contenía 50 y 100 mg/L de  $\text{SO}_4$ , fué menor con respecto de las demás. Asimismo, se obtuvo una mejor eficiencia en la remoción de materia orgánica que va de 50 y 47 % para 100 y 150 mg/L de sulfato de sodio respectivamente, como se muestra en la Tabla 4.3.

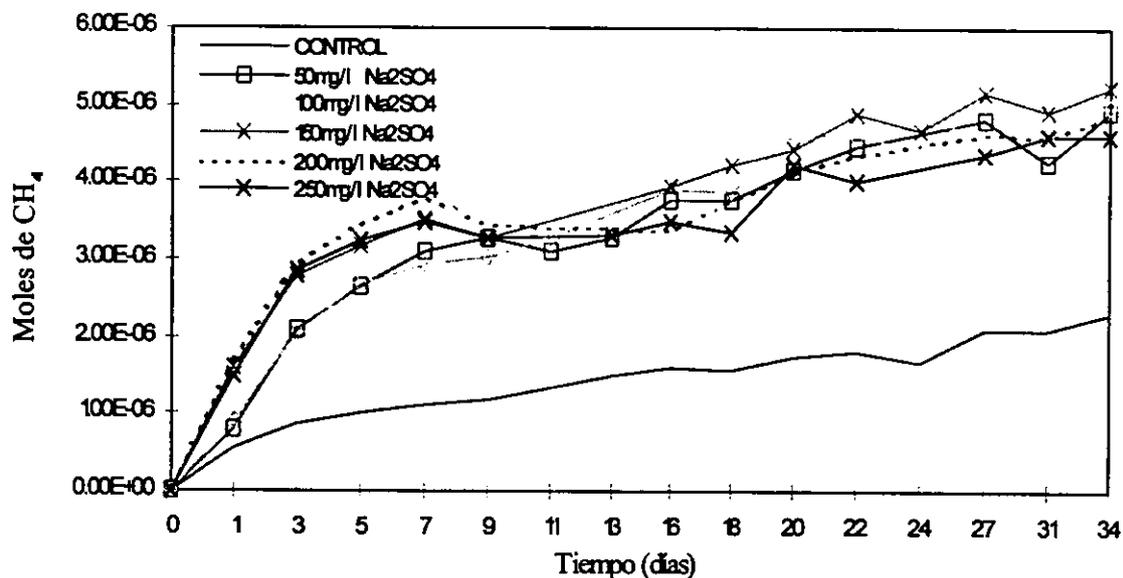


Fig.4.3 Producción de metano en la segunda prueba de biodegradabilidad a diferentes concentraciones de  $\text{SO}_4$ .

Tabla 4.3 Tasa de biodegradabilidad del colorante tipo azo marino terasil disperso obtenida durante la segunda prueba.

Colorante (100mg/L) + $\text{Na}_2\text{SO}_4$ (mg/L)	Tasa máxima de biodegradabilidad mg $\text{CH}_4\text{DQO}/\text{mg SSV}^*\text{d}$	Factor de conversión de sustrato a $\text{CH}_4$	Remoción DQO (%)
control	0.255	$5.78^{-01}$	83
50	0.0101	$2.68^{-02}$	31
100	0.00888	$1.77^{-02}$	50
150	0.00892	$1.88^{-02}$	47
200	0.0102	$2.14^{-02}$	40
250	0.0105	$1.86^{-02}$	41

Al igual que en la prueba anterior la remoción de color, se manifestó de forma visual casi totalmente después de 34 días de monitoreo. En la Tabla 4.4, se puede apreciar que no hay gran diferencia en cuanto a la eficiencia de remoción de color para las diferentes concentraciones de sulfato de sodio. Si se comparan estas eficiencias con la obtenida en la prueba anterior para 100 mg/L de colorante sin sulfatos, la cual fué de 95 %, se puede observar que se logró un incremento en la eliminación ya que se alcanzó un 98.9 % en promedio.

Tabla 4.4 Porcentaje de eliminación de color de la segunda prueba de biodegradabilidad

Concentración mg/L			% Eliminación
SO <sub>4</sub>	Colorante		
	inicial	final	
50	100	1.14	98.86
100	100	0.89	99.11
150	100	1.01	98.99
200	100	1.04	98.96
250	100	1.08	98.92

Al comparar las eficiencias de remoción de DQO (Tabla 4.3), con las de color, se puede observar que la eliminación de color no corresponde con la de DQO, de esto se puede decir, que la eliminación del color, no necesariamente implica una disminución de la materia orgánica, lo que implicaría a su vez que el compuesto azo, sólo se degrada parcialmente, quedando las aminas aromáticas correspondientes.

Estos resultados concuerdan con los que reportan Ganesh, *et al.*, 1994, con respecto a un estudio realizado sobre la degradación del Navy 106 (mezcla de tres colorantes azo) y el negro reactivo 5 en condiciones anaerobias, observaron que el color desapareció, sin embargo, el contenido de materia orgánica no disminuyó.

Lo que explicaría los valores tan pequeños obtenidos del factor de conversión de sustrato a metano y de la tasa máxima de biodegradabilidad para las cinco concentraciones de sulfatos como se puede constatar en la Tabla 4.3; aunque esto no es del todo inesperado, debido a que el colorante no es un sustrato que se considere fácilmente biodegradable, y los resultados obtenidos confirman esto, ya que si los comparamos con los que reporta Noyola, 1994, para un sustrato fácilmente biodegradable (ácido acético), este debería tener una tasa máxima de biodegradabilidad de 0.8 a 1.2 gCH<sub>4</sub>DQO/gSSV\*d, sin embargo, los valores están por debajo de 0.1 gCH<sub>4</sub>DQO/gSSV\*d, por lo que se considera lentamente biodegradable.

Por otro lado, es necesario mencionar que en el caso de la primer prueba, debido a que se presentó inhibición en la biomasa, fué imposible calcular la tasa máxima de biodegradabilidad y el factor de conversión de sustrato a metano.

Para verificar la existencia de adsorción del colorante en el lodo, se procedió a realizar la técnica desarrollada por Hitz (1978), y se determinó que del 31 al 37 % del compuesto podría ser adsorbido en los lodos (Figura 4.4).

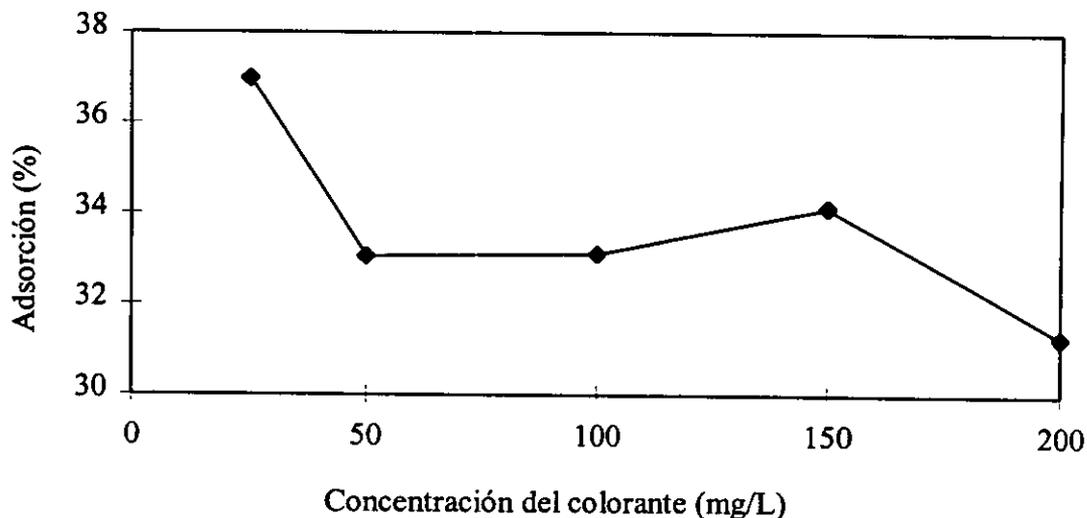


Fig.4.4 Adsorción del colorante marino terasil disperso en el lodo de inóculo.

En cuanto a los valores de pH iniciales y finales de ambas pruebas, éstos se mantuvieron dentro del rango establecido para que se lleve a cabo la digestión anaerobia sin ningún problema, que va de 6.5 a 7.8

#### 4.2 Reactor UASB

Tomando como base los resultados obtenidos de las pruebas de biodegradabilidad se arrancó un reactor anaerobio tipo UASB, para verificar el comportamiento del consorcio bacteriano en continuo, así como también el efecto de los sulfatos en la remoción del colorante.

Como se mencionó anteriormente el reactor fué alimentado con agua sintética que contenía 50 mg/L de colorante, 1 mL/L de ácido acético y sulfato en forma de sulfato de sodio con una concentración inicial de 150, que se incrementó después de los 50 y 100 días de operación a 250 y 500 mg/L respectivamente.

Los resultados promedio obtenidos de los parámetros de control durante la operación del reactor UASB se presentan en la Tabla 4.5. En esta sobresalen la eficiencia promedio de remoción de materia orgánica (DQO), tanto soluble como total con 92 y 91 % respectivamente, así como también la eliminación de colorante con 82 %.

Tabla 4.5 Resultados promedio de los parámetros fisicoquímicos de control del reactor UASB durante su operación.

Parámetro	Alimentación	Efluente	Eficiencia (%)
DQO <sub>total</sub> (mg/L)	1301	115	91
DQO <sub>soluble</sub> (mg/L)	1265	98	92
Colorante (mg/L)	50	8.4	83
Sulfatos (mg/L)	150	46.3	69
“ “	250	114.7	54
“ “	500	119.8	76.0
PH	6.5	7.64	*
Relación $\alpha$	*	0.2	*
Alcalinidad (mgCaCO <sub>3</sub> /L)			
a pH 5.75	*	1024.96	*
a pH 4.3	*	1287.25	*
ST (mg/L)	2373	1861	22
STV (mg/L)	650.3	241	63
STF (mg/L)	1723	1620	6
SST (mg/L)	16	11.2	27
SSV (mg/L)	12	7.98	33
SSF (mg/L)	4	3.2	25

Como se puede observar en la Figura 4.5, el comportamiento del pH, fué aceptable puesto que se mantuvo constante, en el intervalo de 7 a 7.95 y como promedio en 7.64 lo cual es indicativo de un adecuado funcionamiento del proceso anaerobio.

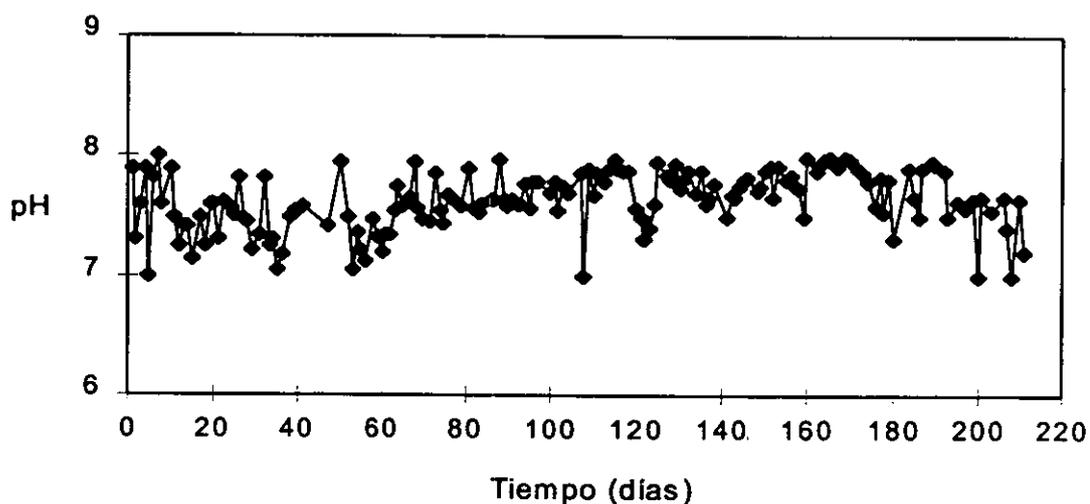


Fig.4.5 Comportamiento del pH del efluente durante la operación del reactor UASB.

Con respecto a la relación de alcalinidades alfa ( $\alpha$ ), uno de los principales parámetros de control, se mantuvo por debajo del valor máximo establecido (0.4) para un reactor estable (Rojas, 1988; Jenkins *et al.*, 1991); durante el periodo de operación, como se muestra la Figura 4.6, lo cual indica que la digestión anaerobia se estaba llevando a cabo adecuadamente, así como también la producción de ácidos grasos volátiles (AGV's) en el reactor era mínima y que no existía acumulación de ellos, sino por el contrario estaban siendo transformados a productos finales del proceso.

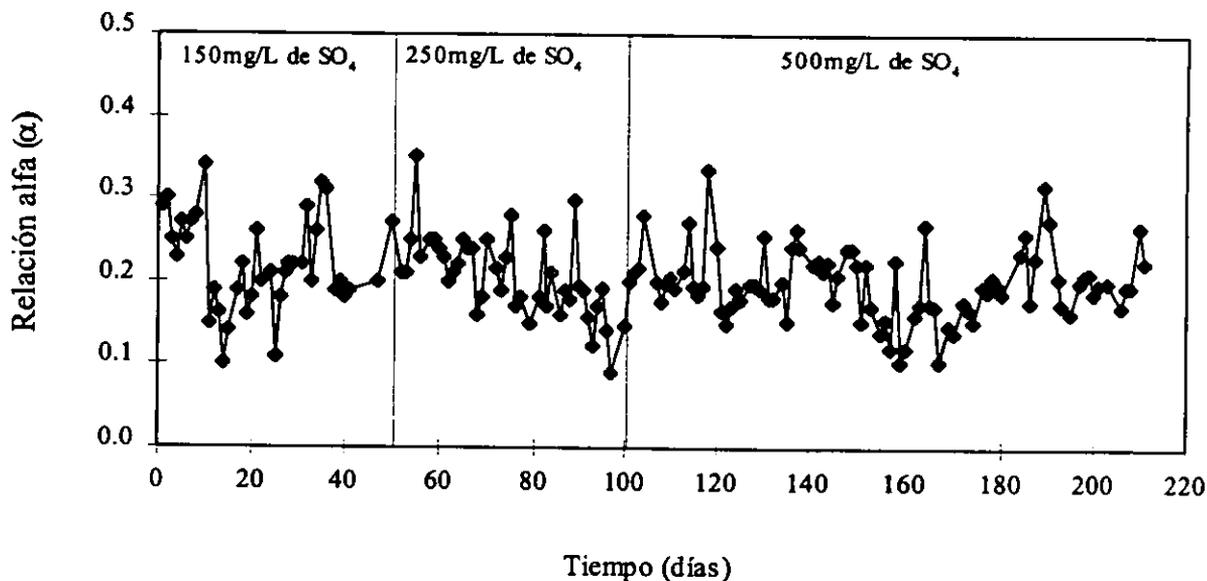


Fig 4.6 Comportamiento de la relación de alcalinidades alfa ( $\alpha$ )

En la Fig. 4.7, se presentan los valores de alcalinidad a pH 5.75 que representa la cantidad de iones bicarbonato, presentes después de la disolución de  $\text{CO}_2$  en la fase acuosa del sistema, es decir, muestra la capacidad amortiguadora que presenta el sistema para resistir cambios de pH y sobrecargas en el sistema, la alcalinidad a pH 4.3, representa la alcalinidad total del sistema. Como se puede apreciar en esta gráfica la alcalinidad va aumentando hasta mantenerse estable, lo cual permite que se mantenga estable.

En relación a la remoción de materia orgánica (DQO), se obtuvo una eficiencia de remoción promedio de 91 y 92 % en la DQO total y soluble respectivamente, como se indica en la Tabla 4.5.

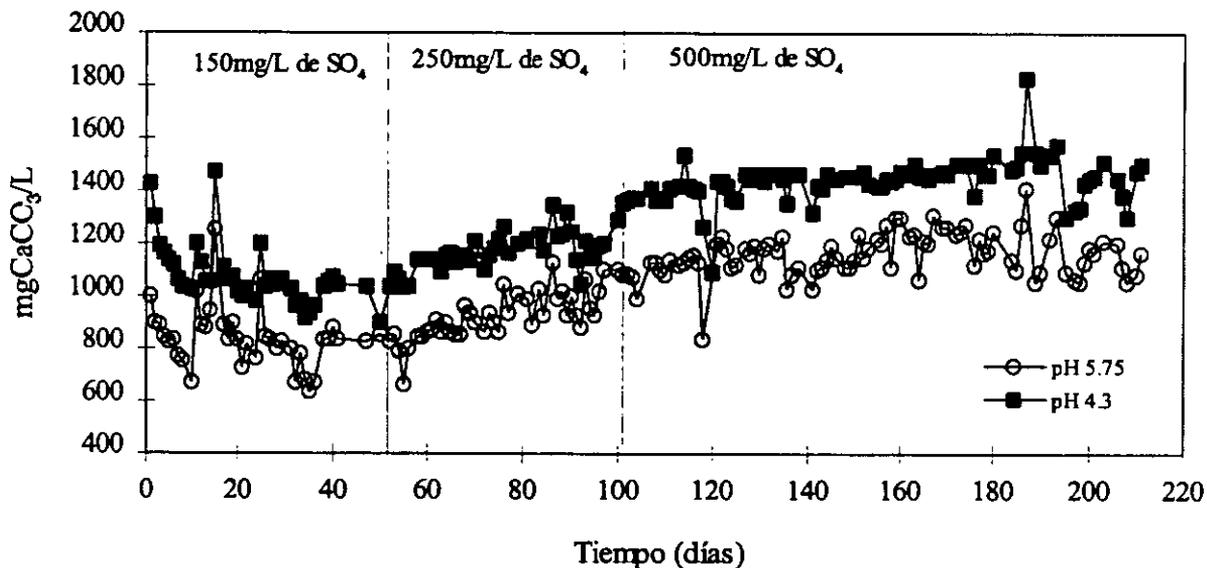


Fig. 4.7 Comportamiento de alcalinidades a 5.75 y 4.3 en el reactor UASB

En la Figura 4.8 se muestra la eficiencia de remoción de DQO total y soluble en donde se observa que durante los primeros 80 días de operación se presentaron algunas variaciones, que son de esperarse ya que en las paredes interiores del reactor se formaron colonias de microorganismos los cuales después de un tiempo eran lavados por el mismo sistema. Sin embargo, se puede notar una ligera tendencia a incrementar la eficiencia, la cual se mantuvo por arriba del 85 %.

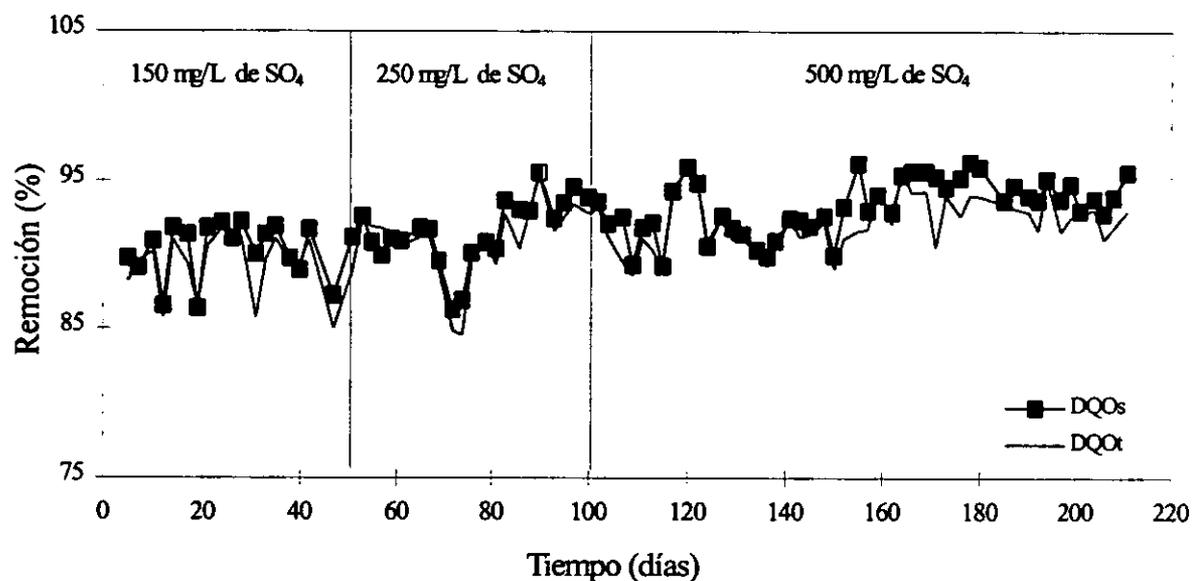


Fig 4.8 Evolución de la remoción de materia orgánica total y soluble durante la operación del reactor anaerobio UASB

En lo que se refiere a la remoción de color los resultados se muestran en la Figura 4.9, en la que se presentan dos curvas, en una el efluente fué previamente filtrado antes de ser leído en el espectrofotómetro, para determinar la concentración de colorante residual de éste y la otra muestra los valores del efluente sin filtrar. Podemos decir que la diferencia entre éstas no es muy marcada debido a que no se observa mucha variación en la eficiencia promedio de eliminación de color durante la operación del reactor siendo esta de 86 y 83 % respectivamente como lo muestra la Tabla 4.5.

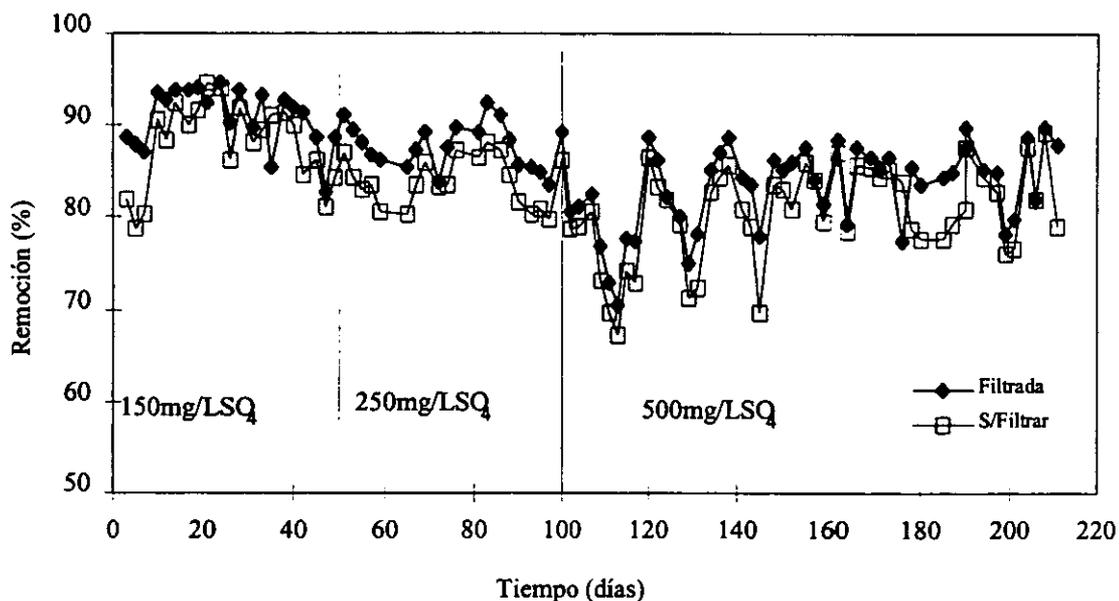


Fig. 4.9 Evolución de la eliminación de color durante la operación del reactor anaerobio UASB.

Asimismo, se puede apreciar que los porcentajes más altos de remoción se alcanzaron durante los primeros días de operación los cuales muestran una tendencia a disminuir para después estabilizarse; esto se podría atribuir a que durante los primeros días además del rompimiento de la molécula del colorante, se pudo haber dado el fenómeno de adsorción del compuesto en el lodo.

Por otro lado, el comportamiento de la reducción de los sulfatos a sulfuros durante el proceso de digestión anaerobia se muestra en la Figura 4.10.

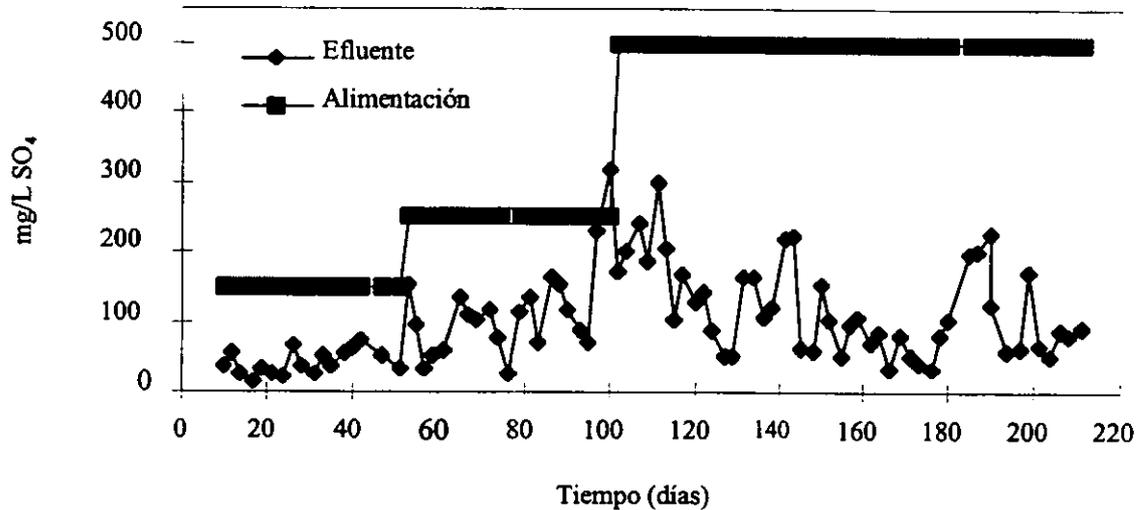


Fig. 4.10 Comportamiento de los sulfatos durante la operación del reactor anaerobio UASB

En este se aprecia que a pesar de mostrar cierta inestabilidad principalmente después del día 55, la reducción se sigue dando y se obtienen valores promedio de eliminación de 60 a 76 %. En la Figura 4.12 se observa que el comportamiento de la remoción de sulfato a 150 y 250 mg/L es similar, y que al aumentar la concentración, la eficiencia aumenta hasta aproximadamente 76 % en promedio.

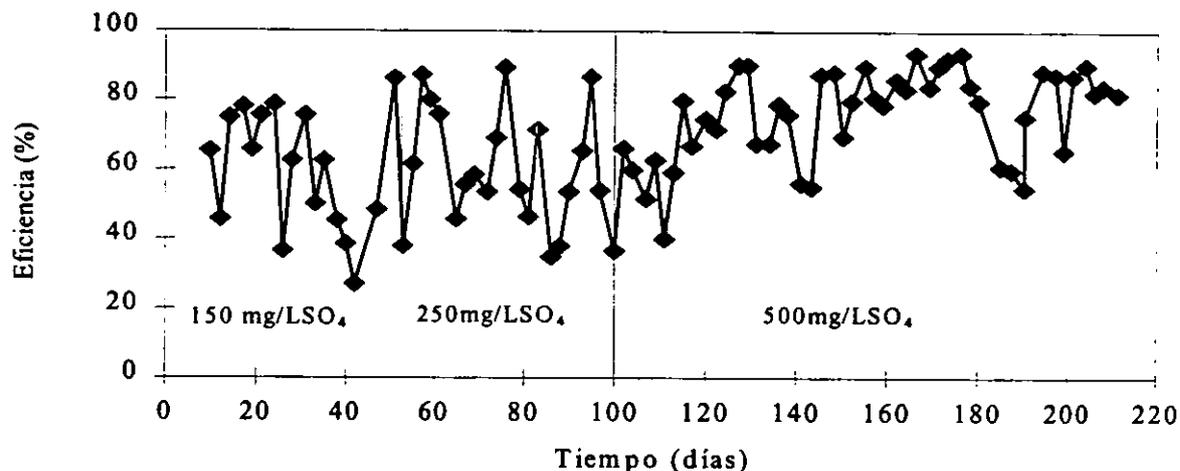


Fig. 4.11 Remoción de sulfatos durante la operación del reactor anaerobio UASB

En la Figura 4.12 se muestra la eficiencia de remoción de DQO, SO<sub>4</sub> y color, en la que es claro que la remoción de DQO aumenta no se afecta por, al contrario esta al incrementar la adición de sulfatos estos como se puede constatar en la Tabla 4.6.

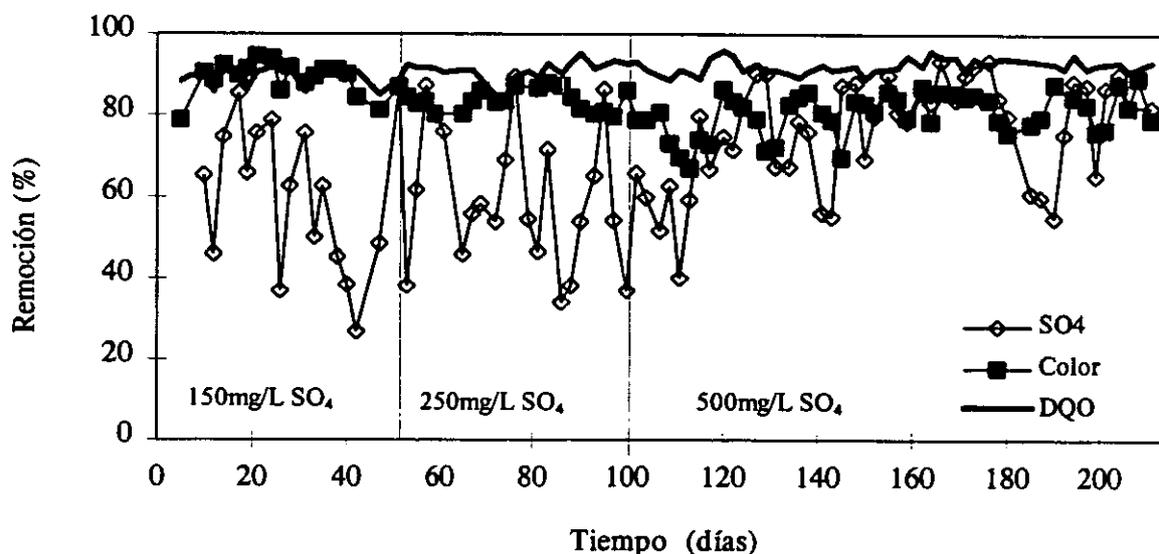


Fig. 4. 12 Eficiencia de remoción de DQO, SO<sub>4</sub> y color durante la operación del reactor UASB.

Tabla 4.6 Resultados promedio de remoción de DQO<sub>s</sub>, DQO<sub>t</sub> y colorante a diferentes concentraciones de sulfato

Sulfatos (mg/L)	Eliminación (%)		
	DQO <sub>s</sub>	DQO <sub>t</sub>	colorante
150	90.26	89.23	87.96
250	91.87	90.92	86.0
500	93.26	92.16	80.25

En lo que respecta al consorcio bacteriano en la Tabla 4.7 se presentan sus características microbiológicas y fisicoquímicas iniciales. La actividad metanógena para el ácido acético fué de 0.54 gCH<sub>4</sub>-DQO/gSSV-d, valor que se considera adecuado, si se toma en cuenta que la actividad de un lodo típicamente granular se establece en el intervalo de 0.8 a 1 gCH<sub>4</sub>-DQO/gSSV-d.

Con relación a la velocidad de sedimentación y el índice volumétrico estos parámetros aportan información muy importante relacionada con la capacidad de retención de biomasa en el reactor. El índice volumétrico de lodos (IVL) es un factor que determina la capacidad de sedimentación ó compactación del lodo y, por lo tanto, indica el volumen que ocupa 1 gramo de lodos después de sedimentar por un tiempo determinado. Por otro lado, la velocidad de sedimentación ( $V_{sed}$ ) representa la rapidez con que sedimentan los lodos.

Tabla 4. 7. Caracterización microbiológica y física del consorcio bacteriano inicial del reactor UASB

Parámetro	Inicial
<i>Actividad metanógena en acético</i> gCH <sub>4</sub> -DQO/gSSV-d	0.54
<i>Índice volumétrico de lodos (IVL)</i> mL/gSST	22.74
<i>Vel.de Sedimentación (V<sub>s</sub>)</i> m/h	11.03
<i>(%) de SSV con respecto al tamaño de grano</i>	
>0.6 (mm)	93.42
<0.6 — 0.4>	3.5
>0.4	3.11
<i>Sólidos (g/L)</i>	
Sólidos totales (ST)	56.94
Sólidos totales volátiles (STV)	42.97
Sólidos totales fijos (STF)	13.97
Sólidos suspendidos totales (SST)	51.94
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	39.54
Sólidos suspendidos fijos (SSF)	12.4
<i>Número más probable de bacterias (NMP)</i>	
fermentativas (bacterias/gSSV) (F)	7.59 <sup>7</sup>
sulfatorreductoras (S)	4.43 <sup>7</sup>
propionotrofas (OHP)	4.14 <sup>7</sup>
butirotrofas (OHB)	1.1 <sup>8</sup>
metanógenas acetoclásticas (A)	7.59 <sup>7</sup>
metanógenas hidrogenofílicas (H)	1.19 <sup>8</sup>

Los valores que se obtuvieron al analizar el lodo metanogénico fueron de 22.74 mL/gSST para el IVL y una velocidad de sedimentación de 11.03 m/h, si se comparan estos valores con los que se reportan como adecuados para un lodo granular 20-30 mL/gSST y 5 m/h, para IVL y V<sub>sed</sub> respectivamente (Noyola,

1993), se puede observar que la  $V_{sed.}$  del lodo que se uso es mucho mayor que la reportada. En relación al tamaño de grano, el 93 % de este presento un diámetro mayor de 0.6 mm, lo que indica que la mayor parte del lodo de inóculo es granular.

Respecto a la cantidad de biomasa anaerobia activa, se obtuvieron 39.54 g SSV /L (Tabla 4.6), valor que es relativamente bajo debido a que se reporta que los valores adecuados para un lodo granular son de 60 a 100 gSSV/L (Mendoza 1994). También se analizaron los grupos tróficos involucrados en las tres etapas de la digestión anaerobia, hidrólisis, homoacetogénesis y metanogénesis, así como las bacterias sulfatorreductoras, debido a que se adicionaron sulfatos. Los valores obtenidos para los diferentes grupos tróficos se muestran en la Tabla 4.7.

Para evaluar el comportamiento, así como el posible efecto del colorante y los sulfatos sobre la población microbiana, se tomaron dos muestras de lodo metanogénico del reactor a diferentes tiempos, la primera se tomo después de 50 días de operación en los cuales se había alimentado con agua sintética preparada con 150 mg/L de  $SO_4$ ; y la otra se obtuvo a los 150 días en los que la concentración alimentada de sulfatos fué de 500 mg/L, es necesario señalar que no se tomo muestra al alimentar con 250 mg/L de  $SO_4$ , para evitar que la biomasa dentro del reactor disminuyera demasiado y provocar una desestabilización del sistema.

Los resultados de dichos análisis muestran que las características iniciales del lodo metanogénico fueron cambiando, en la Tabla 4.8. se presentan los datos que se obtuvieron al analizar las dos muestras del lodo metanogénico a diferentes tiempos.

---

Al comparar los valores de la Tabla 4.8, con los que se obtuvieron al iniciar el experimento, se puede notar que la actividad metanogénica de los microorganismos disminuyó casi a la mitad pues de 0.54 bajo a valores de 0.23 y 0.27 gCH<sub>4</sub>-DQO/gSSV-d para los periodos en que se le adicionaron 150 y 250 mg/L de SO<sub>4</sub> respectivamente.

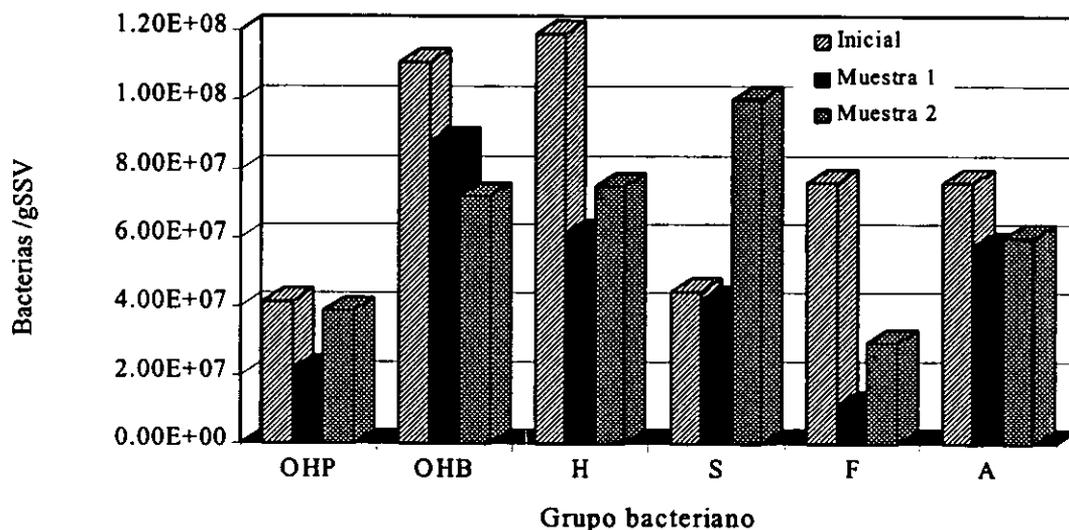
En cuanto a la  $V_{sed}$ , esta fué muy similar para las dos muestras pero disminuyo un poco con respecto a la inicial; sin embargo, el IVL aumentó de 22.74 a 32.92 y 29.99 mL/gSST, esto se podría atribuir a que el lodo se fué disgregando lo que ocasiono a su vez que aumentarán los porcentajes de tamaño de grano menores de 0.6 mm, ya que como lo muestra la Tabla 4.5, el 3.5 % del lodo inicial era menor de 0.6 mm y este valor se elevo hasta 12%.

A pesar de que el contenido de sólidos en todas sus modalidades disminuyo, con respecto a la inicial durante el tiempo de operación del reactor la cantidad de biomasa activa representada por los sólidos suspendidos volátiles (SSV) de las dos muestras que se tomaron fué muy semejante y, con una ligera tendencia a aumentar.

Tabla 4.8 Caracterización microbiológica y física del consorcio bacteriano después de incrementar la concentración de sulfato.

Parámetro	250mg/L SO <sub>4</sub>	500mg/L SO <sub>4</sub>
Actividad metanógena en acético gCH <sub>4</sub> -DQO/gSSV-d	0.23	0.27
Índice volumétrico de lodos (IVL) Ml/gSST	32.92	29.99
Vel.de Sedimentación (V <sub>s</sub> ) m/h	10.03	10.34
(%) de SSV con respecto al tamaño de grano		
>0.6 (mm)	82.74	71.48
<0.6 — 0.4>	5.49	12.09
>0.4	11.94	16.73
Sólidos (g/L)		
Sólido totales (ST)	36.84	40.46
Sólidos totales volátiles (STV)	28.82	31
Sólidos totales fijos (STF)	8.02	9.44
Sólidos suspendidos totales (SST)	32.81	36.68
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	26.33	27.99
Sólidos suspendidos fijos (SSF)	6.48	8.69
Número más probable de bacterias (NMP)		
fermentativas (bacterias/gSSV) (F)	1.14 <sup>7</sup>	2.92 <sup>7</sup>
sulfatorreductoras (S)	2.42 <sup>7</sup>	1.00 <sup>8</sup>
propionótrofas (OHP)	2.18 <sup>7</sup>	3.89 <sup>7</sup>
butirotrofas (OHB)	8.80 <sup>7</sup>	7.20 <sup>7</sup>
metanógenas acetoclásticas (A)	5.78 <sup>7</sup>	6.00 <sup>7</sup>
metanógenas hidrogenofílicas (H)	6.13 <sup>7</sup>	7.50 <sup>7</sup>

Por otro lado, la disminución de la actividad metanógena se reflejó también en la reducción del número de bacterias de los diferentes grupos tróficos involucrados en la degradación anaerobia. Esto se puede apreciar en la Figura 4.13, en la que apesar de la variabilidad intrínseca de la determinación misma, sí es posible establecer tendencias. Se observa que hubo una disminución en los grupos troficos en la muestra dos, y que hay cierta recuperación o tendencia a aumentar el número de microorganismos, también se observa que debido a la adición de sulfatos, la población de sulfatorreductoras se mantuvo casi constante en la primera muestra y aumento considerablemente en la segunda.



\*Muestra 1 con 150 mg/L de  $\text{SO}_4$ , Muestra 2 con 500 mg/L de  $\text{SO}_4$

Fig. 4.13 Número más probable de los grupos bacterianos presentes en el consorcio bacteriano inicial y después de modificar la concentración de sulfatos en la alimentación.

La reducción de la biomasa activa, (Tabla 4.7 y 4.8) no sólo se refleja en la actividad metanógena y en el NMP de los diferentes grupos de organismos involucrados, sino que también la producción de biogás tuvo un valor promedio de 0.168 L/d, la cual es muy baja si se compara con las que se

reportan para diferentes tipos de aguas residuales industriales tratadas en un reactor UASB 23.9, 22.8, 2.1 y 1.86 L/d (Moreno *et al.*, 1993).

Aunque si bien, es cierto que la producción de biogás es muy baja se debe considerar que el contenido de material biodegradable en el agua que se alimentó el reactor fué pequeño. Los porcentajes promedio de metano y CO<sub>2</sub>, en el biogás producido fueron 87.4 y 8.51 % respectivamente (Figura 14).

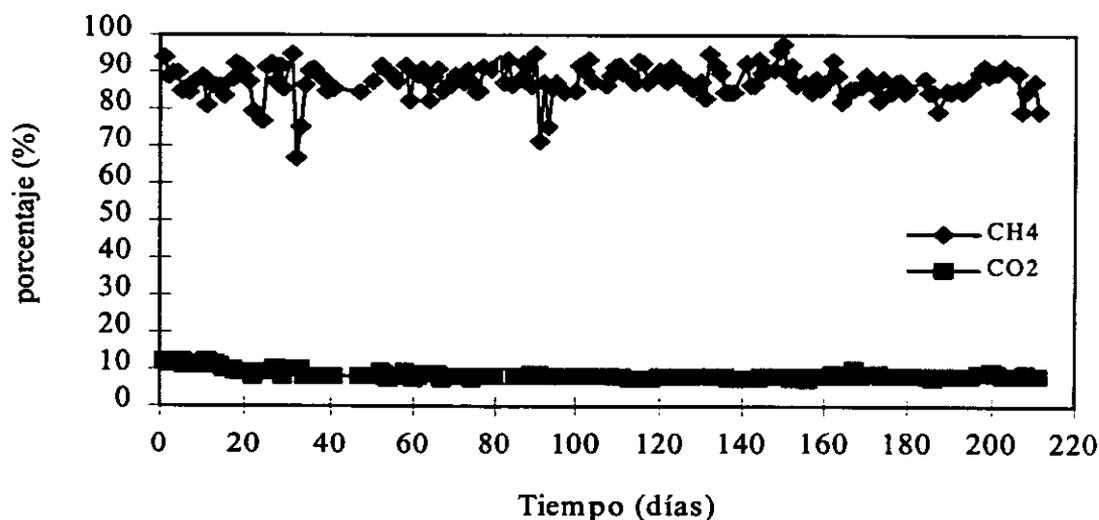


Fig. 4.14 Porcentajes de metano y CO<sub>2</sub>, en el biogás producido durante la degradación anaerobia del colorante tipo azo marino terasil disperso en el reactor UASB.

Tomando en cuenta los datos antes presentados se puede ver que, en general el reactor tuvo un buen funcionamiento, a pesar de que el consorcio bacteriano, sufrió cambios en cuanto a sus características fisicoquímicas y microbiológicas iniciales como: actividad metanógena, IVL, porcentajes de tamaño de grano, NMP de bacterias etc. Así mismo, podemos mencionar que la participación de los sulfatos no queda clara en este sistema debido a que se puede notar que si hay remoción de colorante, pero no se aprecia su contribución a la remoción de

color ya que como se muestra en la Figura 4. 13 la concentración y remoción de sulfatos presentes en el sistema no afectan la remoción de DQO y del color.

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

## CAPITULO 5

### CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos de este trabajo sobre la degradación del colorante tipo azo marino terasil disperso utilizando un reactor tipo UASB, se puede concluir:

- ◆ Se considera que concentraciones del colorante menores de 100 mg/L, no causa efectos inhibitorios en el proceso de digestión anaerobia.
- ◆ De la prueba de adsorción se comprobó que del 31 al 37% del colorante se adsorbe en el lodo anaerobio. El resto se estima que se transforma parcial o totalmente.
- ◆ El efecto de los sulfatos en la degradación del compuesto azo no es muy clara, para las concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg/L que se adicionaron en las pruebas de biodegradabilidad ya que la decoloración del compuesto se puede realizar sin su adición como lo muestran las pruebas que se realizaron sin sulfatos.
- ◆ La degradación parcial del colorante tipo azo marino terasil disperso se puede llevar a cabo, utilizando un reactor anaerobio tipo UASB. Aunque se afecto la actividad microbiana, por una posible inhibición del inóculo.

---

**BIBLIOGRAFIA**

- Alibhai K. R., Forster C.F., (1986). Physicochemical and biological characteristics of sludge produced in anaerobic upflow sludge blanket reactors. *Enzyme of Microb. Technol.*, Vol. 8 pp 601-606
- Anliker R., (1977). Color Chemistry and the Environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1: 211-237
- APHA-AWWA-WPFC., (1994). *Stantard methods for examination of water and wastewater*. 16th edición. American Public. Health Association. Washington D.C., pp 1268.
- Balch W. E., Shoberth S., Taner R. and Wolfe S., (1977). *Acetobacterium* a new genus of hydrogen oxidizing carbon-dioxide reductors. in *J. Syst. Bacteriol.* 27: 355-361
- Balch W. E., Fox G.E., Magrum L.j., Woese C.R. and Wolfe R.S., (1979). Methanogens: reevaluation of unique biological group. *Microbiol. Rev.*, 43, 260-296.
- Bishop L. P., (1996) The biodegradation of textile dyes using biofilm treatment systems. *Biodegradación de Compuestos Orgánicos Industriales*. Instituto de Ingeniería, UNAM., México, D.F. (1) 1-10.
- Boone D. R. and Bryant M .P., (1980). Propionate degrading bacterium, *sintrophobacter wolinii* sp. nov. gen., from methanogenic ecosystems. *Appl. Environ. Microbiol.* 40(3):626-632.
- Brown D. and Hamburger, (1987). The Degradation of Dyestuffs: Part 111- Investigations of their Ultimate Degradability. *Chemosphere*, Vol. 16 No. 7 pp 1553-1553

- Brown D. and Anliker R., (1988). Dyestuffs and the Environment. in: *Risk Assessment. of Chemicals in the Environment*. Royal Society of Chemistry pp. 398-413
- Calzada J. F., (1990). Digestión Anaerobica en América Latina. Aspectos Generales. *Memorias de conferencias sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina*. Ciudad Universitaria, D.F., pp 67-72.
- Cardinale P. P., Brookland A. E., Cowan C.E., Larson J.R., (1996). El Significado de las Pruebas de Biodegradabilidad y un Ensayo recomendado para América Latina. en *Memorias del XXV Congreso de AIDIS*, México, D.F.
- Carliell M., Barclay S. J., Naidoo N., Buckley C. A., Mulholland D. A., Senior E., (1994). Anaerobic decolorization of reactive dyes in conventional sewage treatment processes under anaerobic conditions. *Water S.A.*, (20):(4), pp. 341-344.
- Carliell M., Barclay S. J., Naidoo N., Buckley C. A., Mulholland D.A., Senior E., (1995). Microbial decolourization of a reactive azo dye under anaerobic conditions. *Water S.A.*, (21):(1), pp 61-69.
- Correia V. M. Stephenson T. Judd S. J., (1994). Characterisation of Textile Wastewaters- a Review. *Environmental Technology*, vol. 15, pp 917-929.
- Cripps, C., Bumpus, J. A., Aust, S. D., (1990). Biodegradation of azo and heterocyclic dyes by *Phanerochaete chrysosporium*. *Appl. Environ. Microbiol.*, pp 1114-18.
- Dolfing J., (1986)., Granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*.12 pp 15-25.
- Dolfing J., Mulder J. M., (1985). Comparison of Methane Production Rate and Coenzyme F420 Content of Methanogenic Consortia in Anaerobic Granular Sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 49(5): 1142-1145.
- Dubin P., Wright K. L., (1975). Reduction of Azo Food Dyes in Cultures of *Proteus vulgaris*. *Xenobiotica.*, 5: 563-571.

- ETAD, (1992). *Guidelines for the Assessment of Enviromental Exposure to Dyestuffs*. pp 9.
- Field J. A., Stams S. J., Kato M., Schraa G., (1995). Enhanced biodegradation of aromatic pollutants in cocultures of anaerobic and aerobic bacterial consortia. *Antonie van Leeuwenhoek*, No. 67, pp 47-77.
- FitzGerald S. W. and Bishop L. P., (1995). Two stage anaerobic/aerobic treatment of sulfonated azo dyes. *J. Environ. Sci. A* (30):(6), pp 1251-1276.
- Gardiner K. D. and Borne J. B., (1978). Textile Waste Waters: Treatment and Environmental Effects. *JDSC* pp 339-347
- Ganesh R., Boardman G. and Michelsen D., (1994). Fate of azo dyes in sludges. *Wat. Res.* (28):(6), pp 1367-1376.
- Gingell R. and Walker R., (1971). Mechanisms of azo reduction by *Streptococcus faecalis* 11. The role of soluble flavines. *Xenobiotica* 1 231-239.
- Grotenhuis J. T., Kissel J. C., Pluge C. M., Stams A. J., Zehder A. J. B., (1991). Role of substrate in UASB reactors. *Wat. Res.* Vol. 25, No. 1, pp 21-27.
- Gujer W. and Zehner A. J. B., (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science & Technology*. Vol. 15. pp127-167.
- Guiot S. R., Pauss A., Bourque D., Housseini H., Lavoie L., Beaulieu C. and Samson R., (1988). Effect of upflow liquid velocity in granule size distribution in an upflow anaerobic bed-filter (UBF) reactor. *5<sup>th</sup> Int Symp. on Anaer. Dig.*, Bologna, Italy, pp 121-124.
- Guyot J. P., (1992). Introducción a la microbiología de los digestores anaerobios. *Curso: Bioprocesos anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales*. UAM-I, ORSTOM, IMP:
- Harmer C., (1992). Biofilm Processes for removal of azo Dye From Municipal Wastewaters. Proceedings of the 46<sup>th</sup> Purdue. Industrial Waste Conference, West. Lafayette, in: *Lewis Publishers* 217-228.

- Harmer C. and Bishop P., (1992). Transformación of azo Dye AO-7 by Wastewater Biofilms. *Water Science y Technology*. 26(3-4): 627-636,
- Haug W., Schmitd A., Nörtemann B., Hempell D. G., Stolz A. and Knackmoss H. J., (1991). Mineralization of sulfonated azo dye mordant Yellow 3 by a 6-aminonaphthalene-2-sulfonate-degrading bacterial consortium. *Appl. Environ. Microbiol.* (57):(11), pp 3144-3149.
- Hitz H. R., Huber W. and Reed R. H., (1978). The Adsorption of Dyes on Activated Sludge. *JSDC.* (Febrero) pp 71-76.
- Horitsu H., Takada M., Idaka E., Tomoyeda M. and Ogawa T., (1977). Degradation of p-aminoazobenzene by *Bacillus subtilis*. *Eur. J. of Appl. Microbiol. and Biotechnol.* (4), pp 217-224.
- Hu T. L., (1994). Decolourization of reactive azo dyes by transformation with *Pseudomonas luteola*. *Bioresource Technology.* (49), pp 47-51.
- Hulshoff P. L. W., (1989). *The phenomen of granulation of anaerobic sludge.* doctoral Thesis. Wageningen. Agricultural University. Netherlands. pp 120.
- Idaka F. and Ogawa T., (1978). Degradation of azo compounds by *Aeromonas hydrophila* var. 24B. *J. of the Soc. of Dyes and Colourists.* (94), pp 91-94.
- Ilangovan K., (1995). Impacto ambiental de la industria textil en México: Avances en la biodegradación anaerobia y precipitación de colorantes tipo azo., *Memorias del Segundo Mini Simposium Internacional sobre Aguas y Suelos.* 2: 144-158.
- Jenkins S. R., Morgan J. M., Ahang X., (1991). Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters. *Research Journal WPCF*, vol. 63:1, pp 28-34
- Kwasniewska, K., (1985). Biodegratation of crystal violet (hexamethyl-p-rosoaniline chloride) by oxidative red yeasts. *Bull. Environ.Toxicol.*, 34, 323-30

- Lui A. B. and Hu J. C., (1988). A study on the formation of granular sludge in upflow anaerobic sludge blanket reactor at ambient temperature and its properties. *Report Tsinghua University*, Beijing, China.
- Manual de Técnicas Microbiológicas y Fisicoquímicas en Digestión Anaerobia.*, (1993). Curso Internacional México - Centroamérica. Módulo 11. Temas avanzados. Instituto de Ingeniería.
- Matsui, M., Kobayashi, K., Shibata, K., Takase, Y., (1981). Ozonation Of Dyes. 11 -Ozone Treatment of 4-Phenylazo-1-naphthol. *JDSC*. Vol.97. pp 210-213
- Matsuchi, H., (1994) Assesment and Management of Environmental Exposure to Colorants. Reprint form *Chemical Safety*, Internacional Reference Manual. Edited by Mervin Richardson. Weinheim.
- Mc Inermey M. J. and Bryant M. P., (1981). Anaerobic degradation of lactate by syntrophic association of *Methanosarcina barkei* and *Desulfivibrio* species and effect of H<sub>2</sub> on acetate degradation. *Appl. Environ. Microbiol.* 41(2):346-354.
- Mckay, G., Otterbura, M., Sweenwy, A., (1980). Kinetics of colour Removal From Effluent Using. Activated Carbon. *JSDC*. Vol. 96. pp 576-580.
- Mechsner K. and Wuhrmann K. (1982). Cell permeability as rate limiting factor in the microbial reduction of sulphonated azo dyes. *Eur. J. of Microbiol. and Biotechnol.* 15 pp 123-126.
- Mendoza S. L., (1994). *Efecto de la velocidad ascendente en la granulación de lodo de purga, proveniente de un reactor UASB*. Tesis de Licenciatura en Biología ENEP-Iztacala, UNAM, México.
- Moreno A. G., (1995). *Tratamiento electroquímico de efluentes simulados de la industria textil: reducción de color y de la demanda química de oxígeno*. Tesis Maestría. ITESM; pp 259.
- Moreno G., Espinosa A., Briones R., (1993). *Tratamiento Anaerobio de aguas Residuales*. Apuntes. Instituto de Ingeniería, UNAM pp 297

- Noyola R. A., (1990). Tratamiento anaerobio de aguas residuales: una experiencia de adaptación de tecnología en México. *Memorias de conferencias sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina*. UNAM, México.
- Noyola R. A., (1991). Inoculación y arranque de reactores anaerobios. *Primer Diplomado Internacional de Química del agua. Módulo: Tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Fac. de Química, Instituto de Ingeniería, UNAM. México
- Noyola R. A., Guyot J. P., Monroy O., (1988). Comparación experimental de dos tipos de reactores anaerobios avanzados. en *Memorias del Primer simposio Nacional sobre Ingeniería Ambiental*, Instituto de Ingeniería, UNAM. pp 179-197
- Noyola R. A., García, A. D., (1994). *Tratabilidad Anaerobia del Detergente Real Clean Clave DPP-1000*. Informe. Instituto de Ingeniería, UNAM. pp 11.
- Ogawa T., Shiba M., Yatome C., Idaka E., (1988). Growth inhibition of *Bacillus subtilis* by basic dyes. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (40), pp 545-552.
- Ogawa T., Fuji H., Kawai K., Yatome C., Idaka E., (1989). Growth inhibition of *Bacillus subtilis* upon interaction between basic dyes and DNA. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (42), pp 402-408.
- Ogawa T. and Yatome C., (1990). Biodegradation de azo dyes in multistage rotating biological contactor immobilized by assimilating bacteria. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (44), pp 561-566.
- Pagga U. and Brown D., (1986). The Degradation of Dyestuffs: Part 11 Behaviour of Dyestuffs in Aerobic Biodegradation Test. *Chemosphere*. Vol 15, No. 4. pp 497-491.
- Paszczynski, A., Pasti-Grigsby, M. B., Goszcynski, S., Crawford, R. L., Crawford, D. L., (1992). Mineralization of sulfanilic acid by *Phanerochaete chrysosporium* and *Streptomyces chromofuscus*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58, 3598-604.

- Planeación de negocios (1997) Análisis del Mercado Mexicano. American Chamber of Commerce of México, A.C. III-B55.
- Rojas Ch. O., (1988). Factores Ambientales que inciden en la aplicación de los procesos anaerobios. *Manual del curso: Tratamiento anaerobios de aguas residuales*. Medellín -Colombia.
- Roy F., Samain E., Charles D., Albagnac G., (1986). *Syntrophomonas sapovorans* sp. nov., a new obligately proton reducing anaerobic oxidizing saturated and unsaturated long chain fatty acids. *Arch. Microbiol.* 145:142-147.
- Ross W. R., (1984). The phenomenon of sludge pelletization in the treatment of maize processing waste. *Water, S.A.*, Vol. 10 pp 197-204.
- Rouviere P. and Wolfe R., (1988). Novel biochemistry of methanogenesis. *J. Biol. Chem.* 163(17): 7913-7916
- Seshadri S., Bishop P., (1994). Anaerobic/aerobic treatment of selected azo dyes in wastewater. *Waste Management.* (14):(2), pp 127-137.
- Smith P. H. and Mah R. A., (1966). Kinetics of acetate metabolism during sludge digestion. *Appl. Microbiol.*, 14:368-371.
- Stieb M. and Schink B., (1985). Anaerobic oxidation of fatty acids by *Clostridium bryantii* sp. nov., a sporeforming, obligately syntrophic bacterium. *Arch. Microbiol.*, 140:387-390.
- Wiegant W. M. and de Man A. W. A., (1986). Granulation of Biomass in Thermophilic Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors Treating Acidified Wastewaters. *Biotech. and Bioeng.* Vol. XXVIII, pp 718-727.
- Widdel F., (1986). Growth of methanogenic bacteria in pure culture with 2-propanol and other alcohols as hydrogen donors. *Appl. Environ. Microbiol.* 51(5):1056-1062.
- Wittcoff A. H. Reuben G. B., (1987). *Productos Químicos Orgánicos Industriales*. Limusa. Vol. 2 pp 423-482.

- Woese C. R., (1981). Archibacterias. Investigación y Ciencia (Edición en español de *Scientific American*). Barcelona, España. 59:48-61
- Wu W., Hu J., Gu X., Zhao Y., Zang H. and Gu G., (1987). Cultivation of anaerobic granular sludge in UASB reactors with aerobic activated sludge as seed. *Water Res.* 21:787-799.
- Wuhrmann K., Meschsner K. L. and Kappeler T. H., (1980). Investigation on rate determining factors in the microbial reduction of azo dyes. *Eur. J. of Appl. Microbiol. and Biotechnol.* (9), pp 325-338.
- Yatome Ch., Ogawa T., Hoh K., Sugiyama A., Idaka E., (1987). Degradation of azo dyes by cell-free extract from *Aeromonas hydrophila* var. 24 B. *JSDC.* (103), pp 395-399.
- Yatome Ch., Ogawa T., Hishida H., Taguchi T., (1990). Degradation of azo dyes by cell-free extracts from *Pseudomonas stutzeri*. *J. of the Soc. of Dyers and Colourists*, (106), 208-282.
- Yatome Ch., Ogawa T., Hayashi H., (1991). Microbial reduction of azo dyes by several strains. *J. of Environ. Sc. and Health.* A26 pp 471-485.
- Young J. and McCarty P. L., (1969). The anaerobic filter for waste treatment. *Water Poll. Control. Fed.* 41:160-173.
- Yoda M., Kitagawa M., Miyaji Y., (1989). Granular sludge formation in the anaerobic expanded microcarrier bed process. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 21 pp 109-120
- Zhang T. C., Fu Y. C., Bishop P. L., Kupferle M., (1994). Transport and biodegradation of toxic organics in biofilms. *J. Hazardous Materials.* 41 pp 267-285
- Zhao H., Young D. Woese G. and Bryant M. (1990). Assignente of *Clostridium bryantii* to *Syntrophospora bryantii* gen. nov., comb. nov. on the basis of a 16s rRNA sequence analysis of its crotonate-grown pure culture. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 40:40-44.