



01177
15
Ji.

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

TESIS

**“BIOFILTRACIÓN ANAEROBIA DE EFLUENTES
QUÍMICO FARMACÉUTICOS”**

PRESENTADA POR:

ING. FERNANDA MORALES GUZMÁN

PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN INGENIERÍA
(AMBIENTAL)**

DIRIGIDA POR:

DRA. PETIA MIJAYLOVA NACHEVA

Ciudad Universitaria, México D.F.

julio, 1997

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

GRACIAS.....

A DIOS

Por permitirme ser lo que soy.

A MIS PADRES

Por enseñarme el ejemplo a seguir para emprender y lograr siempre lo anhelado.

Gracias a ellos he aprendido a valorar la vida, esta es la mejor de las herencias que me han enseñado.

Sé, que no existe forma de pagarles todos los sacrificios que han hecho para apoyarme siempre.

A RAFAEL

Por el amor y comprensión que siempre me ha dado, y que ha sido lo que me ha impulsado a seguir adelante.

A MI ABUELITA TOÑITA

Por sus innumerables bendiciones.

A MARILÚ

Por la amistad y apoyo incondicional que me ha brindado a través de la carrera.

A LA MEMORIA DE MI SUEGRO

Por apoyarme cuando más lo necesite.

GRACIAS.....

AL INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

Por permitirme realizar el trabajo de tesis

A LA DRA. PETIA MIJAILOVA NACHEVA

Por la acertada dirección de la investigación.

A MIS SINODALES

Por su dedicación.

M.C. Luis Gilberto Torres Bustillos

DR. Guillermo Larios de Anda

M.I. Esperanza Ramirez Camperos

M.I. José Luis Torrescano España

**A TODOS AQUELLOS QUE DE UNA U OTRA FORMA ME MOTIVARON A SEGUIR
SIEMPRE ADELANTE.**

ÍNDICE

	PÁGINA
ÍNDICE DE TABLAS	iii
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
RESUMEN	v
INTRODUCCIÓN	vi
JUSTIFICACIÓN	ix
CAPÍTULO 1. GENERALIDADES DE LAS AGUAS RESIDUALES	1
1.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES	1
1.1.1. Evacuación de las aguas residuales	2
1.1.2. Tipos de contaminantes	2
1.1.3. Parámetros de calidad del agua	3
1.1.4. Muestreo	5
1.2. TRATABILIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES	6
1.2.1. Tratamiento biológico	9
1.2.2. Pruebas de tratabilidad	10
1.3. TRATAMIENTO ANAEROBIO DE LAS AGUAS RESIDUALES	13
1.3.1. Factores ambientales relacionados con la digestión anaerobia	16
1.3.2. Ventajas y desventajas de los sistemas anaerobios y aerobios	19
1.3.3. Aplicación de la digestión anaerobia	20
1.3.4. Clasificación de los sistemas anaerobios	21

1.4. FILTRACIÓN ANAEROBIA	22
1.4.1. Material de soporte	22
1.4.2. Aplicación del proceso	22
1.4.3. Factores que afectan el diseño y funcionamiento del filtro anaerobio	23
1.4.4. Ventajas y desventajas del filtro anaerobio	24
1.5. CARACTERIZACIÓN DEL A.R. QUÍMICO-FARMACÉUTICA	25
1.5.1. Aguas residuales de alta carga orgánica	25
CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA.	
2.1. INSTALACIÓN EXPERIMENTAL	26
2.2. MÉTODOS ANALÍTICOS	28
2.3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL	28
2.3.1. Preparación del agua	30
2.3.2. Inoculación	30
2.3.3. Desarrollo y adaptación de la biopelícula	31
2.3.4. Evaluación del sistema en continuo	33
CAPITULO 3. RESULTADOS	34
CAPÍTULO 4. CONCLUSIONES	60
BIBLIOGRAFÍA	62

ÍNDICE DE TABLAS

	PÁGINA
Tabla 1. Parámetros de calidad del agua de diferente origen	4
Tabla 2. Procesos físicos	7
Tabla 3. Procesos químicos	8
Tabla 4. Procesos biológicos	8
Tabla 5. Metales nutrientes requeridos por la biomasa anaerobia	17
Tabla 6. Concentración de elementos inhibitorios en microorganismos anaerobios	18
Tabla 7. Ventajas y desventajas de los procesos de tratamiento aerobio y anaerobio	19
Tabla 8. Sustratos degradables por un proceso anaerobio	20
Tabla 9. Parámetros operacionales de los biofiltros	29
Tabla 10. Contenido de los nutrientes	32
Tabla 11. Características físico-químicas del agua residual	35
Tabla 12. Resultados de análisis a compuestos orgánicos	36
Tabla 13. Resultados de las diferentes etapas del experimento en el Biofiltro 1	44
Tabla 14. Resultados de las diferentes etapas del experimento en el Biofiltro 2	48
Tabla 15. Resultados de las diferentes etapas del experimento en el Biofiltro 3	52

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1. Flujo de energía en los procesos biológicos	9
Figura 2. Proceso de conversión de la materia orgánica particulada a metano	15
Figura 3. Esquema de la instalación experimental	27
Figura 4. DQO removida en el Biofiltro 1	45
Figura 5. Remoción de DQO en el Biofiltro 1	46
Figura 6. Producción de biogás en el Biofiltro 1	47
Figura 7. DQO removida en el Biofiltro 2	49
Figura 8. Remoción de DQO en el Biofiltro 2	50
Figura 9. Producción de biogás en el Biofiltro 2	51
Figura 10. DQO removida en el Biofiltro 3	53
Figura 11.- Remoción de DQO en el Biofiltro 3	54
Figura 12.- Producción de biogás en el Biofiltro 3	55
Figura 13.- Efecto de la carga orgánica medida como DQO, sobre su remoción B1	57
Figura 14.- Efecto de la carga orgánica medida como DQO, sobre su remoción B2	58
Figura 15.- Efecto de la carga orgánica medida como DQO, sobre su remoción B3	59

RESUMEN

Se realizaron estudios de factibilidad técnica para tratar efluentes químico-farmacéuticos por el método de biofiltración anaerobia utilizando carbón activado granular vegetal, carbón activado granular mineral y arena, como soporte de la biomasa.

El agua residual problema fue de alta carga orgánica, con concentraciones de hasta 30 g/l, y contiene xenobióticos tóxicos y refractarios.

El potencial del proceso fue estudiado en una instalación experimental, constituida por tres columnas con sistema de calentamiento (control de temperatura), alimentación, recirculación, colección del efluente y del biogás.

Los biofiltros se inocularon, se desarrolló la biomasa y se evaluó la eficiencia del proceso a diferentes cargas orgánicas. Los reactores se operaron en condiciones mesofílicas.

La biofiltración anaerobia con carbón activado granular (CAG) como medio de soporte, adicionando nutrientes y aplicando una carga orgánica de hasta 1.05 kg DQO/m³/d permitió obtener una eficiencia de remoción de DQO del 82 al 90%. Sin adición de nutrientes y con una carga de 1.24 kg DQO/m³/d, se alcanzó una eficiencia de remoción del 85% en los biofiltros con CAG.

El biofiltro con arena en las mismas condiciones de operación alcanzó una eficiencia de remoción del 78%. Este biofiltro con arena no soportó cargas mayores a 1.05 kg DQO/m³/d.

INTRODUCCIÓN

Los hombres somos parte integral de la naturaleza, dependemos de ella para vivir y desarrollarnos en sociedad; por ello, la propia actividad social en el desarrollo histórico, produce impactos y efectos diferentes sobre los ecosistemas, que a la fecha han derivado en importantes desequilibrios que afectan a grandes extensiones del planeta, siendo en algunos casos de carácter irreversible. Tales desequilibrios son resultado del incremento de los factores de afectación por encima de la capacidad de tolerancia y amortiguación que tienen los elementos naturales; por ello, la contaminación y deterioro del ambiente se producen cuando las alteraciones provocadas por la actividad humana transgreden la capacidad natural, y se rompen los ritmos de intercambio de energía y materia (Reyes , 1986).

La contaminación del agua se origina principalmente al arrojarse al medio natural elementos y sustancias en concentraciones tales que no puedan ser absorbidos o biodegradados. Con la contaminación del agua se ha reducido la disponibilidad superficial de caudales de buena calidad, ocasionando una explotación mayor de los mantos acuíferos y la importación de fuentes cada vez más lejanas a los centros urbano-industriales, con el consecuente incremento en los costos de suministro, y el déficit constante en la dotación a los sectores más pobres de la población. También el empleo de aguas procedentes de cuerpos contaminados eleva considerablemente los requerimientos y costos de tratamiento para adecuar el recurso a los usos agrícolas, repercutiendo en la disminución o cancelación de opciones productivas (Reyes, 1986).

México es un país con notables avances en materia de legislación ambiental. En el campo de la prevención y el control de la contaminación del agua, cuenta con leyes y reglamentos que datan de los años sesentas y que se han venido actualizando hasta la fecha.

No obstante lo anterior, en la práctica se detectan incrementos en los niveles de contaminación de las aguas tanto superficiales como marítimas, continentales y subterráneas, debido a la falta de aplicación de tecnologías apropiadas para el tratamiento de las aguas residuales, (Noyola, 1993).

La situación en México con respecto a la contaminación ambiental y sobre todo a la contaminación del agua es preocupante. Se han reconocido una gran cantidad de sustancias tóxicas en aguas de descarga doméstica y principalmente industrial. La industria químico-farmacéutica está compuesta de un conjunto de 85 empresas con actividades farmacológicas y un total de 390 laboratorios en el, los productos de esta industria son entre otros: antibióticos, analgésicos, vitaminas, tranquilizantes, hormonas, entre otros país (Canifarma, 1991).

En la industria químico-farmacéutica, el agua representa un medio de dilución de reactivos; es una de las materias primas que se incorporan al producto, sirve como medio de transporte de desechos y se emplea en servicios auxiliares indispensables para la producción, dichas aguas tienen una gran cantidad de contaminantes, sobre todo materia orgánica. La complejidad y variabilidad de sus descargas hace difícil su tratamiento, su composición depende del tipo de proceso empleado, de la materia prima utilizada y de los productos finales, Para lograr la disminución de la concentración de compuestos tóxicos en agua, en México se han implementado una gran variedad de sistemas de tratamiento físico-químicos y biológicos (denominados comúnmente convencionales (Self, 1994).

Sin embargo, estos sistemas presentan en algunos casos desventajas, razón por la cual se siguen desarrollando tecnologías que sean capaces de aminorar en gran medida este problema, una de estas tecnologías está basada en el uso de microorganismos inmovilizados.

Este tipo de sistemas ha sido ampliamente estudiado en Estados Unidos y Europa, por el contrario en México esta tecnología es relativamente reciente y es por ello importante estudiar la factibilidad de los procesos de biodegradación anaerobia para el tratamiento de efluentes de alta carga orgánica fácilmente biodegradable. La mayoría de los efluentes de la industria químico-farmacéutica tienen alto contenido de materia orgánica, por lo cual el sistema anaerobio es aplicable para su tratamiento de estas aguas residuales (Shafai, 1987).

Para el tratamiento de efluentes farmacéuticos se recomiendan como muy efectivos los filtros anaerobios. Se reportan eficiencias mayores al 90% para estos sistemas de tratamiento. Los efluentes del subsector químico-farmacéutico, sin embargo, contienen xenobióticos tóxicos y refractarios que pueden perjudicar el tratamiento por procesos anaerobios (Denis, 1975).

En muchas publicaciones se reporta el uso de carbón activado granular (CAG) en reactores de lecho fluidificado para remover catecol (Suidan *et al*, 1983), compuestos policíclicos (Wang *et al*, 1984), fenol (Wang *et al*, 1986), para el tratamiento de efluentes de la gasificación del carbón (Suidan *et al*, 1983, Fox *et al*, 1988) y de lixiviados (Suidan *et al*, 1993, Kupferle *et al*, 1995).

Todo esto justifica la posibilidad de utilizar CAG en la biofiltración anaerobia para el procesamiento de efluentes de la industria químico-farmacéutica.

JUSTIFICACIÓN

En México no se cuenta con tecnologías apropiadas para el tratamiento de las aguas residuales procedentes de los procesos de síntesis orgánicas de la industria químico-farmacéutica. Estas aguas, por su agresividad, alta carga orgánica (10-30 g/l de DQO) y presencia de compuestos tóxicos, constituyen un peligro para los cuerpos receptores, el único tratamiento que se les da en las instalaciones de dichas empresas antes de tratarlas en un sistema biológico junto con las aguas procedentes de otras muchas industrial es la neutralización, con este procesamiento no se puede alcanzar la calidad del agua requerida para descargar a cuerpos receptores. En muchas ocasiones la descarga a los sistemas de drenaje pueden provocar alteraciones en los procesos de las plantas de tratamiento municipales. La aplicación de una coagulación-floculación, como un método de pretratamiento, permite alcanzar hasta un 40% de reducción de la carga orgánica en los efluentes, lo que puede ser una solución para la descarga de estas aguas residuales a los drenajes municipales, pero no para descargar a cuerpos receptores. Los procesos de oxidación-química, adsorción con carbón activado y la degradación bioquímica son técnicamente factibles para el tratamiento de estos efluentes.

Por la presencia de altas cargas orgánicas en el agua, un método costo-efectivo puede ser la digestión anaerobia, sin embargo no se dispone de estudios que definan el alcance de este método aplicado a efluentes de procesos de síntesis orgánica, ya que estos efluentes generalmente contienen compuestos orgánicos con efectos bioestáticos o de bio-inhibición del proceso. La determinación de la aplicabilidad del proceso de digestión anaerobia y las posibilidades de adaptación de los microcultivos a la composición química de estas aguas residuales, sustentará el desarrollo de tecnologías de tratamiento apropiada y a la solución de la problemática del control de la contaminación, que el subsector químico-farmacéutico está causando al medio ambiente.

CAPÍTULO 1. GENERALIDADES DE LAS AGUAS RESIDUALES

1.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES.

El requerimiento fisiológico de agua de una persona es de 2.5 l/d, aunque la carga de trabajo y las condiciones climáticas pueden aumentar bastante esta cifra debido a la necesidad de reemplazar el agua pérdida por la transpiración. A medida que el nivel de vida mejora, aumenta el uso del agua; esto trae como consecuencia una mayor producción de aguas residuales para las que se debe contar con métodos adecuados de tratamiento y eliminación (Vega, 1993).

La concentración de elementos contaminantes en las aguas residuales depende del origen de la descarga. Dentro de las principales características de las aguas residuales tenemos (Metcalf, 1985):

- Caudal y composición variables durante el día y los meses del año.
- Fluctuación considerable de los valores y la diversidad de los contaminantes.
- Alta concentración de los contaminantes.
- Presencia de contaminantes peligrosos y/o persistentes.
- Características físicas.
- Características químicas.
- Características biológicas.

Los factores que determinan la fluctuación del caudal y la composición de las aguas residuales son principalmente:

Los tipos de procesos aplicados, el modo de operación, las materia primas utilizadas, el uso de sistemas de recirculación del agua dentro de la planta, la capacidad de producción y el modo de suministro de energía (Ibañez, 1979).

1.1.1. Evacuación de las aguas residuales

La evacuación de las aguas residuales industriales del territorio de las plantas se puede realizar por diferentes métodos: descarga a cuerpos receptores superficiales, descargas al alcantarillado municipal, infiltración, inyección en pozos profundos, evaporación, utilización agrícola, además puede ser utilizada en la misma planta. De acuerdo con los posibles usos el agua descargada o reutilizada debe cumplir con la normatividad, determinada con base a los criterios de calidad del agua que toman en cuenta el contenido de parámetros orgánicos, inorgánicos, físicos, radiológicos y microbiológicos en los cuerpos naturales y los requerimientos para asegurar la protección del sistema del alcantarillado municipal y el funcionamiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (Metcalf, 1985).

1.1.2. Tipos de contaminantes

Las aguas residuales contienen sólidos, los sólidos están compuestos por materia flotante, en suspensión y en solución, los contaminantes por su naturaleza pueden ser de origen orgánico e inorgánico. Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en agua son las proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, sustancias orgánicas sintéticas cuya estructura puede variar desde muy simple hasta sumamente compleja, por ejemplo, agentes tensoactivos, fenoles y pesticidas usados en la agricultura. Los sólidos inorgánicos son arena, sales y metales (Metcalf, 1985).

Los contaminantes se comportan de diferentes maneras cuando se agregan al agua clasificándose como:

- conservativos
- no conservativos

La mayoría de las sustancias orgánicas, algunas sustancias inorgánicas y muchos microorganismos que se degradan por los procesos naturales de autopurificación están incluidos en los no conservativos. Por lo regular, los procesos naturales o de tratamiento de aguas no afectan a los contaminantes conservativos y su presencia en una fuente de agua limita su uso. Los contaminantes que afectan la calidad del agua también se conocen como contaminantes potenciales y se dividen de la siguiente manera (Vega, 1993):

- A. Compuestos infecciosos y tóxicos
- B. Materiales que afectan el balance de oxígeno en el agua
- C. Compuestos orgánicos persistentes

1.1.3. Parámetros de calidad del agua

Los parámetros de calidad del agua usados para la caracterización de las descargas industriales indican el grado de contaminación de los efluentes procedentes de diferentes procesos de producción. El número y tipo de compuestos por determinar depende del origen de la descarga. Para caracterizar las aguas residuales industriales se usan los mismos parámetros de caracterización física, química y biológica de las aguas residuales municipales, adicionando la determinación de algunos elementos o compuestos químicos cuando se supone su presencia (tóxicos orgánicos, cianuros, mercaptanos, fenoles, sulfuros, entre otros).

Para obtener una completa caracterización de una muestra en particular, es necesario cuantificar diferentes propiedades mediante análisis físicos, químicos y biológicos, los parámetros frecuentemente medidos se presentan en la Tabla 1 (Vega, 1993).

Tabla 1. PARÁMETROS DE CALIDAD DE AGUA DE DIFERENTE ORIGEN

CARACTERÍSTICAS	AGUA DE RIO	AGUA PARA BEBER	AGUA RESIDUAL CRUDA	EFLUENTE DE AGUA RESIDUAL
Ph	X	X	X	X
Temperatura	X	X	X	
Color	X	X		
Turbiedad	X	X		
Sabor		X		
Olor	X	X		
Sólidos totales	X	X		
Sólidos sedimentables			X	
Sólidos suspendidos			X	X
Conductividad	X	X		
Radioactividad	X	X		
Alcalinidad	X	X	X	X
Acidez	X	X	X	X
Dureza	X	X		
Oxígeno disuelto	X	X		
DBO	X		X	X
VP, DQO o COT	X		X	X
Nitrógeno orgánico			X	X
Nitrógeno amoniacal	X		X	X
Nitrógeno de nitritos	X	X	X	X
Nitrógeno de nitratos	X	X	X	X
Cloruros	X			
Fosfatos	X		X	X
Detergente sintético	X		X	X
Recursos bacteriológicos	X	X		

1.1..4. Muestreo

La recolección representativa de muestras de efluentes con una calidad uniforme representa pocos problemas y la toma de una sola muestra es suficiente. También lo es una muestra aislada si el propósito es simplemente saber de inmediato si se ha cumplido con ciertos límites particulares. Sin embargo, la mayoría de las aguas residuales industriales son muy variables tanto en calidad como en cantidad y de modo que una muestra aleatoria no dará un cuadro significativo de la naturaleza de la fuente. Para evaluar, es necesario obtener una muestra compuesta por todas las muestras tomadas a intervalos conocidos durante cierto período y en proporción al caudal. Al mezclar estas muestras individuales se obtiene una muestra integrada. El muestreo de descarga de agua residual de origen industrial puede ser aún más difícil, ya que con frecuencia éstas son intermitentes. En estas circunstancias es importante que se entienda completamente el tipo de las operaciones que producen la descarga para poder implementar un programa de muestreo apropiado y obtener así la imagen de la descarga. Cuando se diseña un programa de muestreo es fundamental que se especifique claramente su objetivo, por ejemplo: estimar concentraciones máximas o medias, detectar cambios o tendencias, estimar percentiles o tener una base para cobrar cada efluente industrial.

En forma ideal, todos los análisis se deben practicar inmediatamente después de la recolección de las muestras, ya que entre más rápido se hagan, es más probable que los resultados sean una evaluación verdadera de la naturaleza real del líquido *in situ*. Con características inestables, como gases disueltos, constituyentes oxidables o reducibles, etc., los análisis deben efectuarse en el campo o tratar la muestra adecuadamente para fijar las concentraciones de los materiales inestables (Eckenfelder, 1988).

1.2. TRATABILIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las necesidades de disposición de las aguas de desecho, han propiciado que, a través de los años la ingeniería desarrolle diferentes sistemas de tratamiento según las particularidades del lugar y tipo de agua residual. En muchos casos, se combinan varios procesos dependiendo de la calidad del agua residual que se va a tratar y el grado que se desee alcanzar. El principal objetivo del tratamiento del agua residual es producir un efluente que pueda ser descargado sin causar daños al medio ambiente. En México se conocen y aplican desde más o menos 40 años los sistemas de tratamiento biológicos o de nivel secundario. El uso de las aguas tratadas con estos sistemas se ha dado convenientemente en la industria para enfriamiento preferentemente y en los municipios para riego de áreas verdes y llenados de lagos recreativos. La industria no ha logrado frenar la contaminación que producen sus desechos líquidos y sólo hasta fechas recientes se ha despertado el interés para muchas de sus operaciones por el tratamiento de sus aguas residuales al detectar que el reuso resulta ser mas atractivo que emplear agua de primer uso, de costo mayor y en algunos casos sumamente escasa. Los procesos unitarios que se utilizan se pueden clasificar según su naturaleza en procesos físicos, químicos y biológicos (Vega, 1993).

Procesos físicos: son los que se llevan cabo principalmente a través de las fuerzas físicas, como son el cribado, desmenuzado, mezclado, sedimentación, flotación, filtración, floculación, adsorción, desorción y ósmosis inversa, Tabla 2.

Procesos químicos: son los procesos en los que la remoción de los contaminantes se realiza mediante la adición de reactivos que llevan a cabo diferentes reacciones químicas, como son la neutralización, oxidación, desinfección, intercambio iónico y electrodiálisis, Tabla 3.

Procesos biológico: son los procesos donde la remoción de contaminantes se realiza a través de la oxidación bioquímica de la materia orgánica, Tabla 4 (Memoria, 1994).

Tabla 2. Procesos físicos.

DESCRIPCIÓN	APLICACIÓN
HOMOGENIZACIÓN Láminas	Determinación de flujos constantes cuando el caudal varía
MEZCLADO Adición de productos químicos	Eliminación de materia orgánica e inorgánica
Osmosis inversa	Remoción de contaminantes no biodegradables
EVAPORACIÓN Secadores De efecto múltiple De compresión térmica	Deshidratación del fango, eliminación de materias volátiles, concentración de residuos líquidos.
FILTRACIÓN Filtros rápidos Cilíndricos con/sin presión Disco Filtros a presión	Las partículas suspendidas o coloidales son separadas de la fase líquida al penetrar a un medio poroso y quedan retenidas en la superficie.
FLOTACIÓN Centrífuga Aire disperso Aire disuelto Gravedad	Para remover grasa y aceite, coloides o sólidos suspendidos cuando éstos sedimentan deficientemente o no llegan hacerlo, debido a bajo peso específico.
FLOCULACIÓN Mecánica Floculadores mecánicos oscilatorios Floculador de paletas	Aglomeración de partículas coloidales y suspendidas (presentes en el agua o formadas por precipitación química o coagulación).
CRIBADO Grueso (rejillas, desmenuzadores, mallas metálicas) De finos (tamices)	Eliminación contaminantes más voluminosos o material visible del agua residual.
ADSORCIÓN Carbón activado	Es la adhesión física de moléculas o coloides a la superficies de un sólido (absorbente), sin que se lleve a cabo una reacción química.
DESORCIÓN	Eliminación de compuestos amoniacales o sulfurosos (H ₂ S, sulfuros y mercaptanos) y para la remoción de fenoles volátiles.

Tabla 3. Procesos químicos.

DESCRIPCIÓN	APLICACIÓN
ELECTRODIÁLISIS	Eliminación de materia coloidal y soluble
PRECIPITACIÓN QUÍMICA	Remoción de metales pesados; eliminación de calcio, magnesio, sílice o fluoruro utilizando cal; remoción de fosfatos disueltos con alumbre, sales de hierro, polímeros etc.
COAGULACIÓN FLOCULACIÓN	Eliminación de materia coloidal
INTERCAMBIO IÓNICO	Ablandamiento del agua, la desmineralización parcial o total del agua y para remover metales pesados.
NEUTRALIZACIÓN Ácido Base	Control del pH
OXIDACIÓN Aire Cloro Ozono	Desinfección, reducción de DQO, precipitación de elementos nutrientes solubles.

Tabla 4. Procesos biológicos.

DESCRIPCIÓN	APLICACIÓN
AEROBIOS Fangos activados Lagunas Filtros percoladores	Eliminación de materia orgánica soluble o coloidal
ANAEROBIOS Proceso de contacto Digestión convencional Digestión completamente mezclado Filtros Tanques Imhoff Lagunas	Estabilización de fangos y residuos orgánicos
ESTANQUES DE ESTABILIZACIÓN	Eliminación de materia orgánica soluble o coloidal

1.2.1 Tratamiento biológico

En los procesos biológicos, la materia orgánica contaminante es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en los tanques o reactores. De esta forma pueden obtener la energía necesaria para reproducirse y llevar a cabo sus funciones vitales, la materia orgánica es transformada en nuevas células y otros productos que pueden ser más fácilmente separados del agua. La principal división entre los diversos procesos biológicos existentes para el tratamiento de las aguas residuales se hace en relación a la forma en que los microorganismos utilizan el oxígeno, es así que se tienen los procesos aerobios (requieren oxígeno) y los anaerobios (requieren la ausencia de oxígeno). Dado que los microorganismos son los responsables de llevar a cabo el proceso biológico, sus características metabólicas determinarán el tipo de aplicación, así como sus ventajas y desventajas del proceso en cuestión. Las principales características, desde el punto de vista energético se esquematizan en la Figura 1.

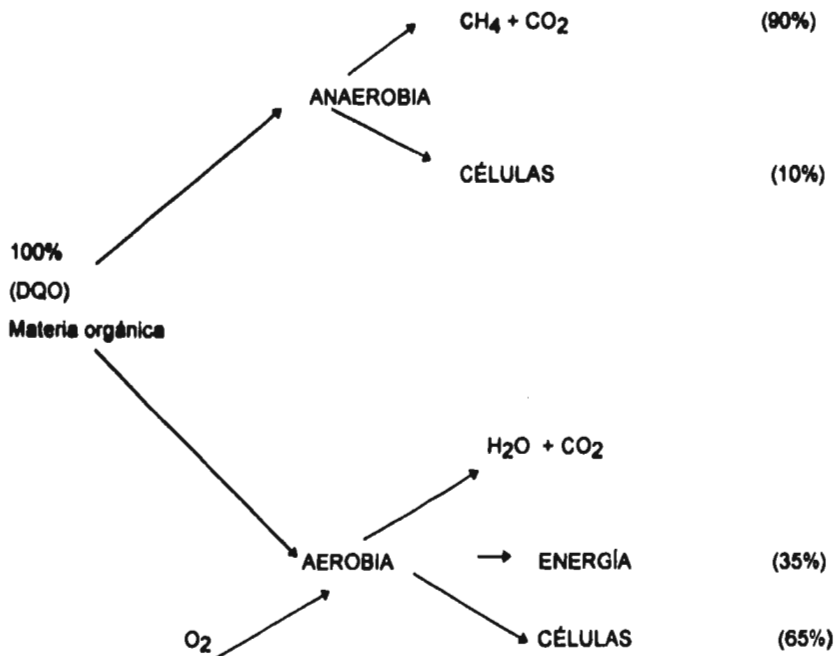


Figura 1. Flujo de energía en los procesos biológicos.

La materia orgánica contaminante utilizada por los microorganismos, medida como demanda química de oxígeno (DQO) o como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es transformada en diversos productos dependiendo del metabolismo aerobio o anaerobio de la célula. Una bacteria anaerobia utilizará el 10% de la energía contenida en su alimento o sustrato para funciones de reproducción, lo que da origen nuevas células y el 90% restante, lo dirigirá a la producción de gas metano. Por su parte, la bacteria aerobia empleará en presencia de oxígeno, de un 60 a 65% de la energía del sustrato en la síntesis de nuevas células y la fracción restante es disipada en forma de calor. Las diferencias metabólicas de los procesos biológicos aerobios y anaerobios tienen implicaciones ingenieriles muy importantes. La vía anaerobia produce pocos lodos (células), mientras que la aerobia genera una cantidad aproximadamente cinco veces mayor, con los consecuentes problemas de tratamiento y disposición de lodos de purga.

En el proceso aerobio se requiere del suministro de oxígeno, lo que representa un costo energético importante. Es así que mientras el proceso anaerobio es un productor neto de energía, el proceso aerobio la consume. Esta tendencia se acentúa cuando los lodos producidos en el proceso aerobio son digeridos aeróbicamente, lo que implica un nuevo costo energético. En cuanto a los lodos producidos en el proceso anaerobio, además de producirse en menor cantidad, estos ya están lo suficientemente estabilizados como para poder ser evacuados directamente, sin un tratamiento previo. Por lo tanto, la vía anaerobia se puede considerar como altamente eficiente en la conservación de energía.

Las características anteriores se manifiestan en forma más marcada cuando se aplican ambos tipos de procesos biológicos al tratamiento de aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica, como es el caso de la mayoría de los desechos de la industria alimentaria (Ledesma, 1993).

Indudablemente de las dos vías metabólicas, la aerobia ha sido la más utilizada y consecuentemente la tecnología de los tratamientos aerobios esta ya bien establecida, por su parte la digestión anaerobia estuvo considerada por mucho tiempo como una vía promisoro pero sólo aplicable a contados casos. Esto aunado a un conocimiento muy limitado de los fundamentos y aplicaciones del proceso, se tradujo en una mal imagen y en una falta de interés por parte del cuerpo técnico responsable de diseñar y construir los sistemas de tratamiento, provocando así un retraso considerable en relación a la aplicación de los procesos aerobios.

En la actualidad esta situación ha cambiado gracias a los esfuerzos de investigación realizados en todos los niveles, desde el fundamental hasta el desarrollo tecnológico. Lo anterior ha dado por resultado el surgimiento de la digestión anaerobia como una alternativa de tratamiento seria, confiable y eficiente, en muchos casos superior a los procesos aerobios (Ledesma, 1993; Noyola, 1993).

1.2.2. Pruebas de tratabilidad.

El estudio de la tratabilidad de las aguas residuales consiste en determinar la factibilidad de aplicación de diferentes procesos para la remoción de los contaminantes, estudiar la cinética de los procesos y obtener los parámetros de diseño de los sistemas de tratamiento. Estos estudios se llevan a cabo mediante pruebas de laboratorio específicas para cada proceso, tales como pruebas de tratabilidad físico-química, tratabilidad bioquímica aerobia y tratabilidad bioquímica anaerobia (Metcalf, 1989).

El correcto diseño de un tratamiento anaerobio de efluentes industriales requiere la realización de pruebas de tratabilidad que permitan:

- Determinar los parámetros cinéticos del proceso, con los cuales se efectúa el diseño del prototipo.
- Determinar la biodegradabilidad anaerobia del agua residual o de sus componentes.
- Identificar la bio-inhibición y/o toxicidad del agua residual de alguno de sus componentes.

Como en todo proceso biológico de tratamiento, el propio efluente constituye el sustrato para los microorganismos del ecosistema, por ello es importante conocer su composición como fuente de C, N, P y S así como la relación entre estos. También es necesario determinar los minerales traza (Ca, Fe, Mo, Ni, Mn y K) y factores de crecimiento requeridos por los microorganismos participantes en este proceso. Ciertas bacterias metanogénicas requieren coenzimas u otros factores orgánicos de crecimiento como ácidos grasos y vitaminas. Generalmente utilizan iones amonio como fuente de N, aunque determinadas especies requieren algunos aminoácidos (Noyola, 1993).

1.3. TRATAMIENTO ANAEROBIO DE LAS AGUAS RESIDUALES.

Se denomina digestión anaerobia al proceso de mineralización de la materia orgánica por un sistema microbiológico mixto en condiciones de ausencia de oxígeno (o fuertemente reductora). Como todo proceso microbiológico, la digestión anaerobia se ve influenciada por las condiciones del medio en que se desarrolla (temperatura, pH, presencia de compuestos tóxicos, relación entre los nutrientes y la materia orgánica, alcalinidad, etc.). En el proceso anaerobio el sustrato orgánico complejo se transforma a través de una serie de reacciones secuenciales en tres productos principales: metano y dióxido de carbono (gas biológico combustible), agua (efluentes líquidos) y material celular (lodos residuales). Los procesos anaerobios se pueden llevar a cabo en reactores continuos, semicontinuos y por lotes. A su vez, dependiendo de sus condiciones de operación, los reactores anaerobios pueden ser también de alta o de baja tasa. El esquema de la digestión anaerobia de un sustrato complejo con materia orgánica en suspensión, es el que involucra tres etapas (Soto, 1992):

- **Hidrólisis.** Las partículas de origen orgánico, en suspensión y algunos componentes poliméricos como las proteínas y los polisacáridos no pueden ser absorbidos por los microorganismos y son hidrolizados a monómeros solubles (Calzada, CAITI).
- **Acidogénesis.** Los compuestos orgánicos hidrolizados (monómeros) son fácilmente degradados a ácidos grasos (acético, propiónico, butírico, valérico) por la acción de un grupo de bacterias llamadas fermentativas que tienen a su cargo la acidogénesis y posteriormente a acetato e hidrógeno que es la segunda etapa de la fermentación, en la cual intervienen las bacterias acetogénicas y las productoras de hidrógeno.
- **Metanogénesis.** Es la última etapa en el proceso de la degradación anaerobia de la materia orgánica y es llevada a cabo por el grupo de las bacterias metanogénicas que producen metano el cual es una fuente de combustible con alto valor calorífico. Las bacterias metanogénicas tienen en común la presencia de coenzimas que no se encuentran en otros géneros de bacterias (Facultad, 1987).

En todas las etapas se producen también CO_2 , H_2 y H_2S . Generalmente en los digestores anaerobios tienen lugar reacciones de las tres etapas en paralelo. Mantener el equilibrio es el principal objetivo de la optimización del proceso. Cabe mencionar que el tiempo de reproducción de las bacterias metanogénicas es considerablemente mayor que los demás grupos. Esto provoca ciertas dificultades en el arranque del proceso.

El flujo de sustratos pasa por seis distintos procesos de conversión, incluidos en las tres etapas mencionadas anteriormente, Figura 2.

1. Hidrólisis (ruptura) y fermentación

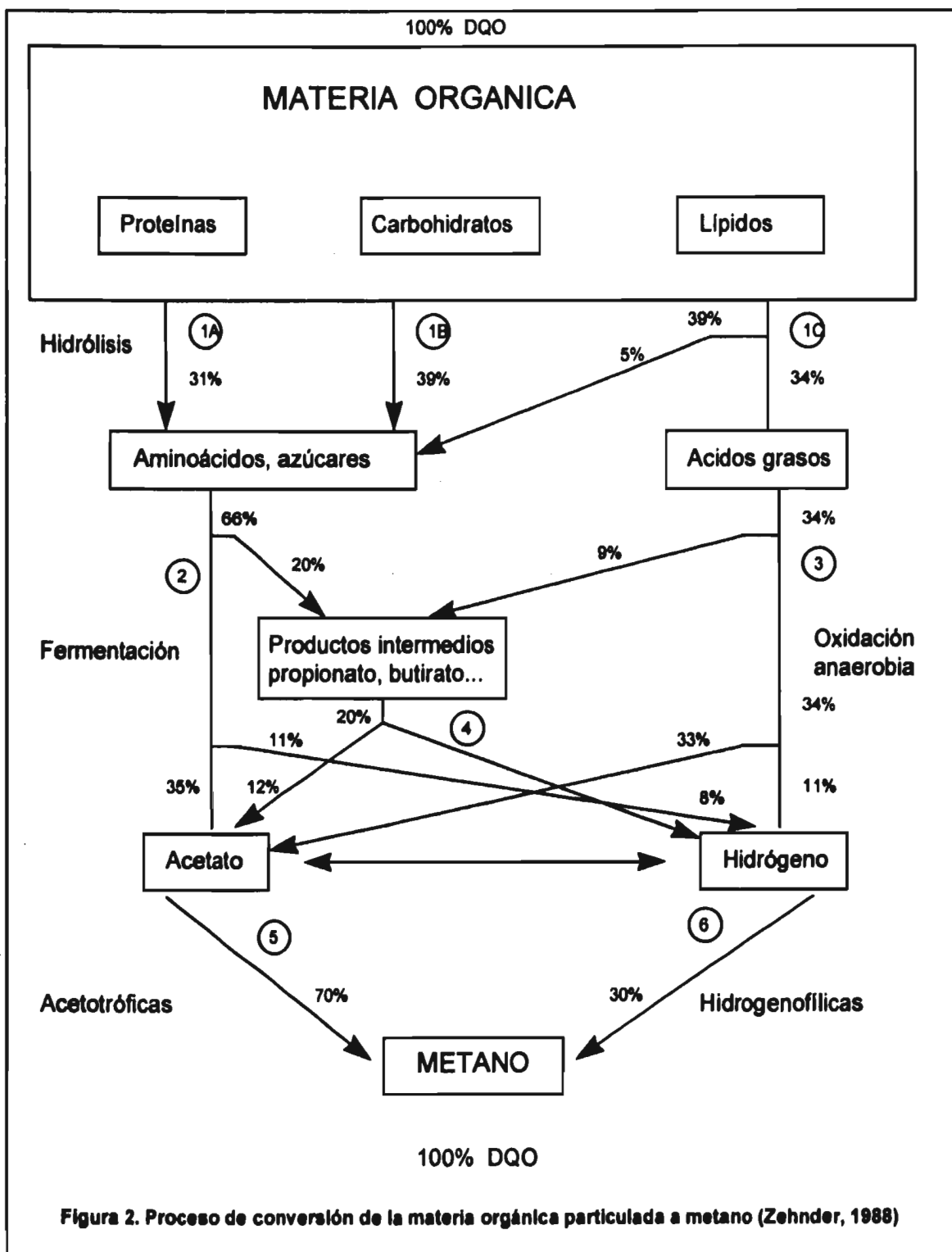
- a. Hidrólisis de polímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos*
- b. Fermentación de aminoácidos y azúcares*

2. Acetogénesis (producción de ácido acético)

- c. Oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes (β -oxidación).*
- d. Oxidación anaerobia de productos intermedios como ácidos volátiles excepto el acetato.*

3. Metanogénesis (generación de metano)

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



1.3.1. FACTORES AMBIENTALES RELACIONADOS CON LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.

El rendimiento de la digestión anaerobia es influido por muchos factores ambientales y parámetros del proceso. Los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia requieren condiciones ambientales específicas, para su crecimiento y actividad óptima, que se verá manifestada en el incremento de la biomasa, así como en altos porcentajes de remoción de materia orgánica. Entre los factores ambientales más importantes que inciden en la digestión anaerobia se encuentran:

Temperatura.- La temperatura a la que opera un reactor influye de manera importante en la actividad de la biomasa, dado que las reacciones bioquímicas son directamente afectadas por este parámetro. Los microorganismos anaerobios se dividen de acuerdo con su temperatura, en tres categorías:

Psicrófilos (inferior a 20°C)

Mesófilos (20 a 40°C)

Termófilos (45 a 65°C)

Las bacterias metanógenas mesófilas tienen una temperatura óptima de 37°C, con límites entre 30 y 40°C, en este rango es donde se presenta el mayor desarrollo de biomasa ((McCarty). Sin embargo, estas bacterias pueden adaptarse para operar fuera de ese intervalo, aunque con eficiencias menores (1964; Rojas,1988).

pH y Alcalinidad.- El pH en los reactores anaerobios ejerce una gran influencia sobre la actividad de los microorganismos. El tratamiento anaerobio puede desarrollarse correctamente dentro de un pequeño intervalo de variación de pH 6.2-7.8, con el óptimo entre 7.0 y 7.2. Fuera de este rango, la digestión puede continuar aunque en forma muy ineficiente hasta un pH de 6.2 en donde las bacterias metanogénicas son afectadas severamente (McCarty, 1964).

Nutrientes.- La digestión anaerobia por ser un proceso biológico requiere además de la fuente de carbono, nutrientes inorgánicos esenciales para el desarrollo de las bacterias y las síntesis de nueva biomasa, así como para incrementar la actividad específica de utilización de sustrato. Los nutrientes esenciales son el nitrógeno y fósforo. (macronutrientes). El requerimiento de nitrógeno para el proceso anaerobio es una pequeña fracción, entre 20 y 50%, de aquel requerido para el proceso aerobio. A su vez el requerimiento de fósforo es aproximadamente el 15% del requerimiento de nitrógeno (Speece, 1983).

Nutrientes traza.- Además de la adición de nitrógeno y fósforo, se han definido otros elementos necesarios para la actividad de las bacterias metanógenas, denominadas micronutrientes, o nutrientes traza, que se requieren en concentraciones de mg/l. En muchos estudios de tratamiento anaerobio, la causa de malos resultados (aparentemente) fue la ausencia de nutrientes traza, entre los cuales hierro, cobalto, níquel han sido aprobados como nutrientes obligatorios prioritarios. El hierro, cobalto y níquel se requieren en concentraciones de 0.5 - 1.0, 0.1 - 0.2 y 0.2 - 0.4 mg/l respectivamente (Speece, 1983).

En la Tabla 5 se presenta la concentración de algunos metales nutrientes en función de la DQO del agua residual.

Tabla 5. Metales nutrientes requeridos por la biomasa anaerobia en función de la concentración de DQO en el agua residual.

ELEMENTOS	CONCENTRACIÓN DEL METAL mg/l	
	10 g DQO/l	50 g DQO/l
Fe	0.50 - 20	0.3 - 100
Ni	0.05 - 3	0.3 - 15
Co	0.05 - 2	0.3 - 10
Mo	0.1 - 0.05	0.05 - 0.2

Por último, debe considerarse que el efecto de algunos cationes sobre los microorganismos dependen en gran medida de la concentración y forma en que éstos se encuentran en el reactor. Una mezcla de estos cationes puede ocasionar efectos más complejos, dado que interactúan de forma antagónica disminuyendo la toxicidad, o bien la aumenta de manera sinérgica. La Tabla 6 resume las características inhibitorias reportadas para una serie de compuestos inorgánicos.

Tabla 6. Concentración de elementos inhibitorios en microorganismos anaerobios.

ELEMENTO	MODERADAMENTE INHIBITORIO mg/l	FUERTEMENTE INHIBITORIO mg/l
Sodio	3500 - 5500	8000
Potasio	2500 - 4500	12000
Calcio	2500 - 4500	8000
Magnesio	1000 - 1500	3000
Amonio	1500 - 3000	3000
Sulfuro	200	200
Cobre		0.5 SOLUBLE
Cromo IV		50 - 70 TOTAL
Cromo III		2.0 SOLUBLE
Níquel		3.0 TOTAL
Zinc		1.0 SOLUBLE

Compuestos tóxicos.- La presencia de sustancias tóxicas provoca la inhibición de la actividad de las bacterias metanogénicas y de otros microorganismos involucrados en el proceso de la digestión anaerobia. Sin embargo, los tóxicos presentes en el agua residual con frecuencia están en concentraciones bajas, por lo cual el efecto que ejercen sobre los organismos metanógenos es bacteriostático reversible. Los compuestos tóxicos se pueden agrupar en tres categorías: 1. Aquellos cuya toxicidad está relacionada con el pH, 2. Compuestos con una toxicidad inmediata y/o irreversible y 3. Sustancias que con un pequeño aumento de su concentración se vuelven tóxicos como los iones metálicos (Rojas, 1988).

1.3.2. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS SISTEMAS AEROBIOS Y ANAEROBIOS

En la etapa en que se encuentra actualmente la tecnología anaerobia son pocas las desventajas, siendo la más relevante el hecho de que el arranque de proceso es lento, esto se explica por la baja síntesis celular que presentan los microorganismos anaerobios, para alcanzar la cantidad de biomasa necesaria para el correcto funcionamiento del reactor pueden pasar de 3 a 6 meses, sin embargo, es posible acelerar esta etapa si se cuenta con el inóculo adecuado. La Tabla 7 presenta en forma resumida las ventajas y desventajas de dichos procesos (Speece, 1983).

Tabla 7. Ventajas y desventajas de los procesos de tratamiento aerobio y anaerobio.

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

1.3.3. APLICACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.

Desde hace poco tiempo la vía aerobia recibe la debida atención como una alternativa de tratamiento de aguas residuales, esta creciente popularidad se debe a que dicho tratamiento combina un importante número de beneficios con pocos inconvenientes en comparación con los sistemas convencionales. La digestión anaerobia ha sido aplicada a efluentes tales como lodos de aguas residuales de desecho de procesadoras de alimentos y a efluentes más complejos como los de la industria del papel y de la farmacéutica. El número de sustratos degradados por ésta vía es extenso, (Tabla 8).

Tabla 8. Sustratos degradables por un proceso anaerobio (Speece, 1983)..

Acetaldehído	Ácido isobutírico	Caña de azúcar
Anhídrido acético	Isopropanol	Bagazo
Acetona) ácido acrílico	Ácido láctico	Abono orgánico
Ácido adípico	Ácido maleico	Madera
Anilina	Metanol	Paja
1-amino-2-propanol	Acetato de metilo	Lirio acuático
Ácido 4-amina butírico	Acrilato de metilo	Goma guar
Ácido benzoico	Metil-etil-cetona	Algas marinas
Butanol	Formato de metilo	Desechos animales
Butaraldehído	Nitrobenceno	Suero del queso
Glicerol-butileno	Pentaeritritol	Desechos de pera
Catecol	Pentanol	Desechos pectínicos
Cresol	Fenol	Desechos de carnes
Crotoaldehído	Ácido ftálico	Maíz molido
Ácido crotónico	Propanal	Lecherías
Ácido diacetona gulusónico	Propanol	Cervecerías
Ácido dimetoxi-benzoico	Alcohol isopropílico	Desechos de destilerías (ron)
Etanol	Propionato	Aguas con polímeros solubles
Acetato de etilo	Propileno glicol	Desechos de destilerías (vino)
Acrilato de etilo	Resorcinol	Blanqueado de frijol
Ácido ferúlico	2-Butanol	Pulpa de papel
Formaldehído	2-Butalamina	Fábrica de coque
Ácido fórmico	Ácido sórbico	Pirólisis de H ₂ CO
Ácido fumárico	Ácido succínico	Limpieza de la lana
Ácido glutámico	4-Butanol	Desechos de curtidos
Ácido glutárico	Ácido vanilina	Levadura
Glicerol	Acetato de vinilo	Lodos activados de purga
Ácido hexanoico	Maíz	Hidroquinona

1.3.4. CLASIFICACIÓN DE LOS SISTEMAS ANAEROBIOS

Para llevar a cabo la digestión anaerobia se han propuesto varios procesos con configuraciones diferentes que buscan optimizar el sistema. Estas configuraciones pueden agruparse por la forma en que se encuentra la biomasa en su interior, lo que ha originado que los reactores anaerobios se dividan en tres generaciones (Noyola, 1989).

SISTEMAS ANAEROBIOS	PRIMERA GENERACIÓN	BIOMASA EN SUSPENSIÓN	Fosa séptica Tanque Imhoff Laguna anaerobia Digestor convencional Digestor completamente mezclado Contacto anaerobio
	SEGUNDA GENERACIÓN	BIOMASA FIJA	Filtro anaerobio Reactor tubular de película fija Reactor de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB)
	TERCERA GENERACIÓN	LECHO EXPANDIDO	Lecho expandido Lecho fluidificado

De acuerdo a la evolución tecnológica que presentan, la primera corresponde a aquellos procesos donde la biomasa se encuentra en suspensión, en la segunda generación los microorganismos son retenidos en el reactor mediante un soporte o bien por sedimentación y los de la tercera generación donde los microorganismos están adheridos en un soporte que se expande o fluidifica.

1.4. FILTRACIÓN ANAEROBIA.

Young y McCarty (1969) describieron el primer reactor anaerobio de lecho fijo conocido como filtro anaerobio, en donde una corriente de agua residual se hace pasar a través de un lecho de rocas. El crecimiento de la biopelícula sobre la superficie de las rocas permite aplicar tiempos de retención hidráulico cortos y altas cargas orgánicas. Una gran parte de biomasa no está adherida al soporte y contribuye considerablemente a la remoción de contaminantes, por lo que se deben mantener velocidades ascendentes relativamente bajas, que eviten el lavado de esta biomasa.

1.4.1. Material de soporte

Para el funcionamiento de un filtro anaerobio es importante que se cuente con un material de soporte adecuado, para que se adhieran los microorganismos presentes en el inóculo y por lo tanto, tener una biopelícula bien desarrollada en el tiempo más corto posible. La función principal del soporte es ofrecer una gran superficie que favorezca la adhesión de las bacterias anaerobias y la formación de una película activa.

1.4.2. Aplicación del proceso

A partir de la década de los 70s se ha incrementado significativamente el estudio de este proceso. En la actualidad existen a nivel mundial cerca de 40 plantas de tratamiento de aguas residuales con producción de biogás basadas en empleo del filtro anaerobio. La aplicación del proceso anaerobio es factible para una gran variedad de efluentes particularmente en la industria alimentaria, en las fábricas de azúcar, destilerías y cervecerías. La aplicación del filtro anaerobio se ha estudiado en Cuba con resultados satisfactorios desde 1975, este sistema se ha aplicado a aguas residuales de porcinos, de producción de levadura, de destilerías, de producción de hidrolizados de maíz, de la industria cárnica entre otros (Noyola, 1989).

1.4.3. Factores que afectan el diseño y funcionamiento del filtro anaerobio.

Entre los factores que intervienen en el diseño y funcionamiento del filtro anaerobio tenemos:

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

Los principales problemas que se presentan durante el funcionamiento de un filtro anaerobio son los siguientes:

- Distribución del inóculo en el reactor.
- Determinación de la tasa adecuada de recirculación.
- Seguimiento de la formación de la biopelícula.
- Compatibilidad soporte-sustrato para favorecer la adhesión del microorganismo.

1.4.4. Ventajas y desventajas del filtro anaerobio

VENTAJAS:

- Se logran altas concentraciones de biomasa y largos tiempos de retención celular.
- Pequeños volúmenes de reactor debido a las altas cargas orgánicas utilizadas.
- Su operación es relativamente estable bajo condiciones variables de alimentación o de choques tóxicos.
- Es adecuado para desechos con bajas concentraciones de sólidos suspendidos.
- No requiere agitación mecánica.
- El biogás producido y la recirculación del efluente permite que se mantengan uniformes el pH, la temperatura y la concentración de sustrato dentro del reactor.
- Requiere de área pequeña de terreno.

DESVENTAJAS:

- La acumulación de sólidos suspendidos tiene un efecto adverso en las características hidráulicas y de transferencia de masa.
- No es adecuado para aguas residuales con alto contenido de sólidos suspendidos.
- Requiere de disposición periódica de la biomasa.
- Con TRH (tiempo de retención hidráulica) relativamente cortos, se reduce la capacidad para resistir choques orgánicos.

1.5 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL QUÍMICO-FARMACEÚTICA.

La industria químico-farmacéutica abarca diferentes tipos de procesos: fermentación, síntesis orgánica, producción de vacunas, mezcla de estupefacientes, plantas de formulación, preparación de tabletas, cápsulas, soluciones, etc. Generalmente las aguas residuales industriales de la industria químico-farmacéutica se caracterizan por tener un caudal y composición variable en el día y durante los meses del año, alta concentración de contaminantes orgánicos (sales orgánicas, ácidos orgánicos y algunos derivados de plantas y animales) y sales inorgánicas, agresividad, color y presencia de contaminantes tóxicos. Las aguas residuales de las industrias farmacéuticas de síntesis orgánica presentan por lo general pH ácido. Las descargas alcalinas de algunos de los procesos no son suficientes para neutralizar los efluentes ácidos, por lo que el pH del flujo total varía en un rango de 3.5-5, la influencia de la neutralización sobre los parámetros que caracterizan el contenido de la materia orgánica es despreciable (se nota en los valores de DQO y DBO de muestras filtradas).

1.5.1. Aguas residuales de alta carga orgánica

Los procesos de síntesis orgánica de la industria químico-farmacéutica incluyen: procesos químicos y operaciones especiales necesarias para la elaboración de vitaminas, síntesis de antibióticos, el grupo de estupefacientes, esteroides y las hormonas. Las descargas producidas de la síntesis química contienen altas concentraciones de materia orgánica e inorgánica disueltos. Gran parte de la materia orgánica es no biodegradable y frecuentemente inhibe los sistemas de tratamiento biológico. Esto se debe a la presencia de compuestos orgánicos específicos, tales como disolventes, hidrocarburos aromáticos (cresoles, benceno), derivados de nitrógeno y azufre, compuestos herbicidas, solventes químicos antisépticos entre otros suspensión (Noyola, 1993).

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA.

2.1. INSTALACIÓN EXPERIMENTAL

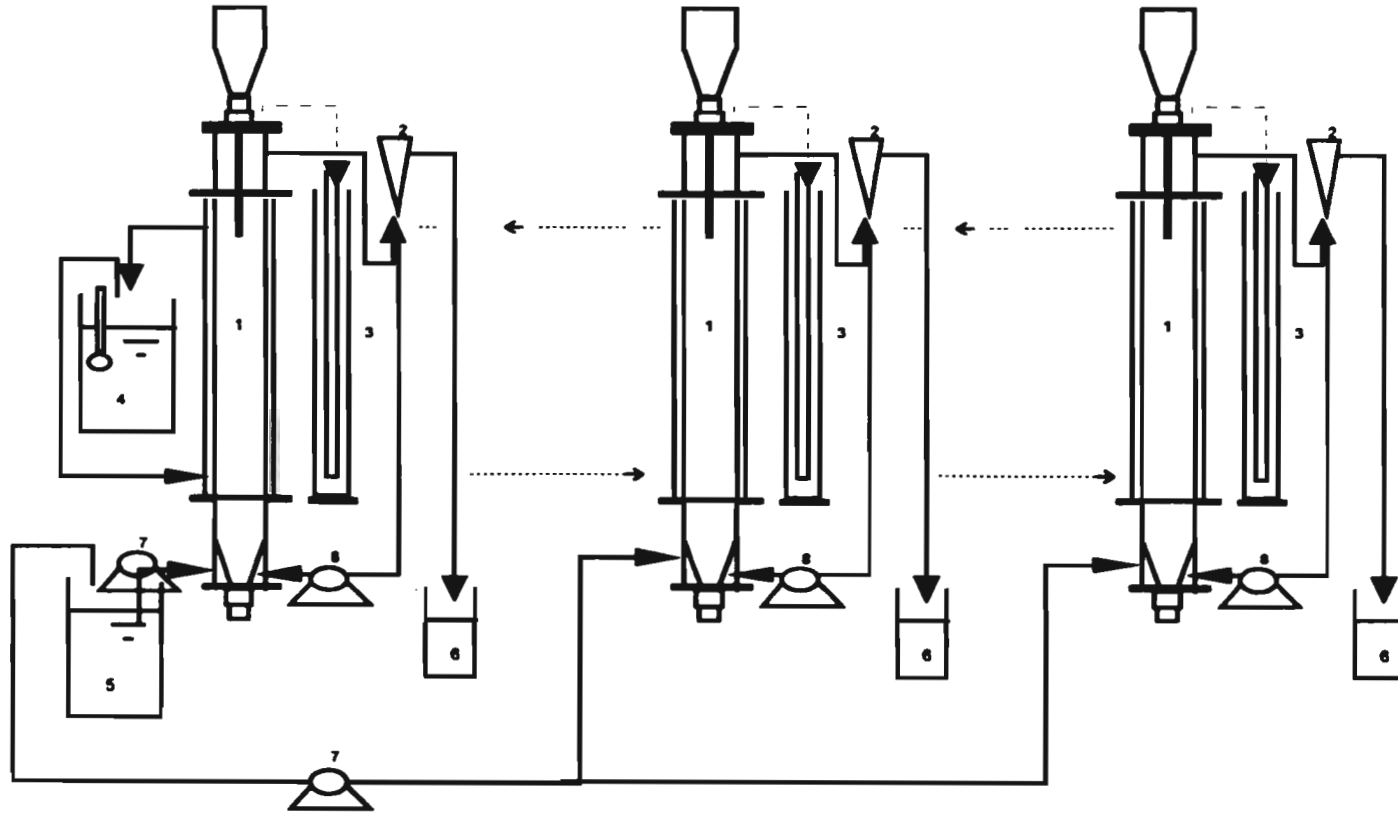
La instalación experimental consistió de tres columnas hechas de acrílico (Figura 3), las cuales tienen 127 cm de altura y 10.3 cm de diámetro con un volumen total de 9.4 litros.

Las columnas tienen chaquetas para mantener la temperatura en los reactores en un intervalo de 33 y 35°C. Otros elementos del sistema de calentamiento son: tanque con agua, controlador de temperatura, bombas de recirculación y conexiones.

El sistema de alimentación de los biofiltros está constituido por un tanque de acondicionamiento del agua residual problema y bombas peristálticas. El influente se introduce en la parte inferior de las columnas (zona de mezclado). El efluente sale por la parte superior de las columnas, pasa por un sedimentador (cono Imhoff de un litro) y el sobrenadante se recolecta en un recipiente para el efluente. Parte del efluente se recircula mediante bombas peristálticas individuales para cada biofiltro y se introduce en la zona de mezclado junto con el influente.

El empaque ocupa un espacio de 1.07 m de altura, soportado en el fondo por un cono perforado. En el experimento se utilizaron tres medios: carbón activado vegetal (en el biofiltro 1), arena (en el biofiltro 2) y carbón activado mineral (en el biofiltro 3). La preparación del material filtrante consistió en tamizado a una granulometría uniforme de 1.5 - 2 mm, lavado del material para remover impurezas y secado. El biogás generado en el proceso se conduce desde la parte superior de la columna (zona de acumulación de biogás) hacia los colectores de gas, calibrados para su medición.

Figura 3. Esquema de la instalación experimental para el estudio de la biofiltración anaerobia con CAG y arena: 1- biofiltro anaerobio, 2- sedimentador, 3- colector de gas, 4- sistema de calentamiento, 5- tanque de influente, 6- colector de efluentes, 7- bomba de alimentación y 8- bomba de recirculación.



2.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

En la operación de la instalación diariamente se medía la temperatura, pH y la acumulación del biogás. Dos veces en la semana se tomaban muestras del influente y efluente y se determinaba la DQO.

Se realizaron también análisis de ácidos grasos volátiles, nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico, nitratos y fósforo. Todos los análisis se realizaron de acuerdo al Standard Methods (APHA, 1989). Los análisis para el contenido de orgánicos volátiles se hicieron por GC/HS/MS de acuerdo al método WW EPA 624.2. Los compuestos extractables fueron analizados con el método GC/MS EPA 625.2.

2.3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

El experimento tuvo una duración total de 166 días y consistió en las siguientes etapas y fases operacionales:

- a. Inoculación
- b. Desarrollo y adaptación de la biopelícula en régimen de alimentación semicontinua con adición de nutrientes
- c. Evaluación en continuo sin nutrientes

Durante todo el experimento se mantuvo una carga hidráulica constante de 1 l/d, un tiempo de retención con base en reactor vacío de 7.5 días, una recirculación de 100% y una temperatura alrededor de 35°C. La duración de las fases y los parámetros operacionales se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9. PARAMETROS OPERACIONALES DE LOS BIOFILTROS

	ALIMENTACIÓN SEMICONTINUA CON LEVADURA Y NUTRIENTES (desarrollo y adaptación de la biopelícula)				ALIMENTACIÓN CONTINUA SIN NUTRIENTES		
	0-18	18-64	64-95	95-100	100-141	141-166	166-222
Período, días	0-18	18-64	64-95	95-100	100-141	141-166	166-222
Duración, días	18	46	31	5	41	25	56
Adición de levadura y nutrientes, l/día	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	0
Carga orgánica aplicada, g DQO/día	4.049	4.312	5.496	7.864	9.311	10.100	16.459
Carga volumétrica, kg DQO/m³/día	0.54	0.57	0.73	1.05	1.24	1.35	2.19
Proporción de la carga orgánica proveniente del agua residual, %	43	47	58	71	≅ 100	≅ 100	≅ 100
Dilución del agua residual modelo, %	10	20	30	60	40	50	50

2.3.1. Preparación del agua.

El agua residual utilizada en el experimento proviene de procesos de síntesis orgánica de una planta químico-farmacéutica. Las descargas de los diferentes procesos de producción se colectan y se mezclan en cisternas, donde se neutralizan hasta un $\text{pH} \approx 7$. Después se mezcla con el agua de servicios y sanitaria, y se evacúa de la planta descargando al alcantarillado.

El agua modelo se tomaba en el punto de descarga de las cisternas después de la neutralización) y se transportaba en tambos de 200 litros, al laboratorio del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

En la etapa de arranque o formación de la biopelícula, los ajustes del agua para alimentar el proceso incluyeron: dilución con agua residual doméstica, adición de nutrientes y de levadura. Los dos últimos son necesarios para proveer un sustrato fácilmente aprovechable y estimular el crecimiento de la biomasa anaerobia.

2.3.2. Inoculación.

En la preparación del inóculo se utilizó lodo generado en un reactor de mezcla completa con un volumen de 25 l, al cual durante seis meses se alimentó agua residual farmacéutica del mismo origen y agua residual doméstica 1:10. Se hizo una mezcla de 3 l de lodo de dicho reactor y se llevó a un volumen final de 30 l con agua residual doméstica.

En tres cubetas se pusieron los diferentes medios filtrantes y se adicionó el inóculo homogenizado en las siguientes cantidades: para el carbón activado vegetal 6.2 l, para la arena 4 l y para el carbón activado mineral 6 l. Se taparon las cubetas y el contacto del material con el inóculo se mantuvo durante dos días a temperatura de 24-28°C.

Posteriormente se empaclaron los biofiltros por el cono de introducción de material-soporte en la parte superior de la columna y se inició la recirculación del agua de calentamiento para ajustar la temperatura a 35°C. El empaque se dejó en reposo durante dos días y posteriormente se inició la recirculación del inóculo utilizando bombas peristálticas.

2.3.3. Desarrollo y adaptación de la biopelícula.

Después de dos semanas de recirculación del inóculo se inició la alimentación. Para esta etapa la alimentación fue semicontinua adicionando levadura y nutrientes, aumentando paulatinamente la carga orgánica 4.05 hasta 7.86 g DQO/día e incrementando la proporción de la carga proveniente del agua residual desde 43% hasta 71%.

En el período del arranque, los primeros 18 días, a cada biofiltro se le adicionaba un litro de agua residual con nutrientes, preparada de la siguiente manera: 500 ml de agua residual modelo diluida al 10% (50 ml de agua residual modelo y 450 ml de agua residual doméstica) con una DQO de 3,523 mg/l; 250 ml de una solución de levadura (1 g de levadura en 250 ml de agua potable), la cual presentó una DQO de 5,365 mg/l; 250 ml de una solución de nutrientes (1 gragea de vitaminas cuyo composición se presenta en la Tabla 10, en 250 ml de agua) con una DQO de 3,786 mg/l. La mezcla alimentada a cada uno de los biofiltros fue de 4,049 mg/l .

Tabla 10. CONTENIDO DE LOS NUTRIENTES

COMPONENTES	CANTIDAD EN UNA GRAGEA	COMPONENTES	CANTIDAD EN UNA GRAGEA
Retinol (acetato de vitamina A),	5,000 UI	Acetato de di-alfa Tocoferol al 50% (vitamina E)	10 mg.
Colecalciferol (vitamina B ₃)	400 UI	Carbonato de calcio (eq. 125 mg de calcio)	312 mg.
Mononitrato de tiamina (eq. a 3,400 u.1. de B ₁)	10 mg.	Sulfato ferroso (eq. 15 mg de hierro)	50.9 mg.
Riboflavina (vitamina B ₂)	10 mg.	Yoduro de potasio (eq. 0.15 mg de yodo)	0.2 mg.
Clorhidrato de piridoxina (vitamina B ₆)	5 mg.	Sulfato cúprico Pentahidratado (eq. a 1 mg de cobre)	2.5 mg.
Cianocobalamina (vitamina B ₁₂)	5 mg.	Sulfato de manganeso (eq. a 1 mg de manganeso)	3.1 mg.
Nicotinamida (niacinamida)	100 mg	Sulfato de zinc monohidratado (eq. 1.5 mg de zinc)	4.1 mg.
d-pantotenato de calcio	20 mg.	Oxido de magnesio (eq. 6 mg de magnesio)	10 mg.
Ascorbato de sodio (eq. a 4,000 u.1 de vitamina C)	25 mg		

Durante el siguiente periodo de 46 días, la concentración del influente a las tres columnas se aumentó a 4,312 mg DQO/l, preparando la mezcla de la siguiente manera: 500 ml de agua residual diluida al 20% (100 ml de agua residual modelo y 400 ml de agua residual doméstica) con una DQO de 4,049 mg/l; la misma concentración y cantidad de nutrientes y levadura como en el periodo anterior. El criterio para aumentar la carga orgánica fue el de alcanzar una eficiencia mayor al 70% y una estabilidad en la formación del biogás.

En el siguiente periodo el criterio de aumento de cargas orgánicas fue alcanzar una eficiencia estable mayor a 80% y tener una producción constante de biogás. El primer aumento fué a una concentración de DQO de 5,496 mg/l. Los componentes del influente fueron: 500 ml de agua residual diluida al 30% (150 ml de agua residual modelo y 350 ml de agua residual doméstica) con una DQO de 6,417 mg/l y la misma concentración y cantidad de nutrientes y levadura como en los periodos anteriores.

Después del día 95 nuevamente se aumentó la concentración del influente a 7,864 mg DQO/l con los siguientes componentes: 500 ml de agua residual diluida al 60% (300 ml de agua residual modelo y 200 ml de agua residual doméstica) con una DQO de 11,152 mg/l y la misma concentración y cantidad de nutrientes y levadura

2.3.4. Evaluación del sistema en continuo.

Una vez alcanzada la eficiencia de remoción de DQO entre 77-90% el sistema se puso en alimentación continua. En esta etapa se dejó de alimentar nutrientes y levadura. Se inició con agua residual diluida al 40% (200 ml de agua residual modelo y 300 ml de agua residual doméstica) con una DQO de 9,311 mg/l para cada biofiltro, durante 41 días. Posteriormente se aumentó la concentración del influente a 10,100 mg DQO/l, diluyendo el agua residual químico-farmacéutica al 50% (250 ml de agua residual modelo y 250 de agua residual doméstica).

3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

Las características físico-químicas del agua residual durante el período de la experimentación se presentan en la Tabla 11. Y los resultados de los análisis de orgánicos volátiles y compuestos extractables se presentan en la Tabla 12

Como se puede apreciar, el agua presenta alta carga orgánica, hasta 30 g/l de DQO, y contiene xenobióticos tóxicos difícilmente biodegradables o refractarios que determinan efectos bioestáticos, de bioinhibición y/o tóxicos en sistemas de tratamiento biológicos.

La concentración de los sólidos suspendidos totales durante la mayor parte del tiempo es baja (entre 100 y 300 mg/l) pero en ocasiones, como se reporta en la Tabla 11, puede alcanzar valores de hasta 1,500 mg/l.

La salinidad del agua es alta, lo cual es un factor inhibitorio para la biodegradación de la materia orgánica. Otro problema de las aguas residuales estudiadas es el alto contenido de nitrógeno. El nitrógeno amoniacal está presente en una concentración que puede causar la inhibición de las bacterias metanogénicas. La proporción del nitrógeno amoniacal y el nitrógeno orgánico es variable en el tiempo.

La concentración de los sulfatos en el efluente industrial está en intervalos aceptables para el funcionamiento normal de los procesos anaerobios. El contenido de P es relativamente bajo y puede ser una restricción para el desarrollo de la biopelícula.

Tabla 11. CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DEL AGUA RESIDUAL DE UNA INDUSTRIA QUIMICO-FARMACEUTICA

PARAMETROS	CONCENTRACION PROMEDIO (SEP-1995 / ABRIL-1996)	PARAMETROS	CONCENTRACION PROMEDIO (SEP-1995 / ABRIL-1996)
pH , unidades de pH	≅ 7.0	Nitrógeno Total, mg/l	1,600 - 4,500
Sólidos Suspendidos Totales, mg/l	40 - 1,500	Nitrógeno Amoniacal, mg/l	1,000 - 2,400
Sólidos Suspendidos Volátiles, mg/l	30 - 300	Nitrógeno Orgánico, mg/l	600 - 2,000
Sólidos Disueltos Totales, mg/l	12,000 - 28,600	Fosfatos (como P), mg/l	4.0 - 9.0
Sólidos Disueltos Volátiles, mg/l	4,000 - 6,500	Nitratos, mg/l	0.1 - 0.5
Demanda Química de Oxígeno, mg/l	18,000 - 30,000	Sulfuros, mg/l	1.0 - 5.0
Sulfatos, mg/l	60 - 650		

Tabla 12. RESULTADOS DE ANALISIS A COMPUESTOS ORGANICOS

ORGANICOS VOLATILES		COMPUESTOS EXTRACTABLES	
PARAMETRO	CONCENTRACION mg/l	PARAMETRO	CONCENTRACION mg/l
2,4-dimetil-3-pentanona	106.480	4-metil-2-ona-3-penteno	170.781
4-metil-3-pente-2-ona	478.775	4-metil-4-hidroxi-2-pentanona	130.054
Decano	26.020	4-metil-4-metoxi-2-pentanona	52.869
Tolueno	50.250	3-nitrobenenammina	15.861
Cloruro de metilo	4.595	acetato de 2,3 dimetoxifenol	11.334
2-propano	265.240	hidrazinacarbotoamida	49.440
Cloroformo	11.950	4-hexiloxi-bencenammina	21.887
2,2,5-trimetil-hexano	685.484	4,4,5,5-tetrametil-2,7-octanediona	27.547
P-xileno	93.850	Oxileno	6.780

Los resultados obtenidos en las diferentes etapas del experimento en los tres biofiltros se presentan en las Tablas 13, 14 y 15, ilustrándose para el Biofiltro 1 en las Figuras 4, 5 y 6, para el Biofiltro 2 en las Figuras 7, 8 y 9, y para el Biofiltro 3 en las Figuras 10, 11 y 12 respectivamente.

El desarrollo de la biopelícula fue más rápido en la columna empacada con CAG mineral. En 11 días se alcanzó una eficiencia de remoción del 78% y una producción de biogás de 0.16 ml/g DQO_{rem} . La remoción de materia orgánica durante la siguiente semana, hasta el día 18, subió lentamente hasta 84% y la producción de biogás creció a 0.175 ml/g DQO_{rem} .

En el biofiltro con CAG vegetal la formación de biopelícula fue más lenta, la cantidad de materia orgánica removida al día 11 fue 2 veces menor que en el biofiltro con CAG mineral y no se acumuló biogás, a pesar de que en el cuerpo de la columna se observaban burbujas.

El aumento de la cantidad de DQO removida durante la semana hasta el día 18 fue igual en ambas columnas. La acumulación de biogás en la columna con CAG vegetal empezó el día 18 y fue de 0.11 ml/g DQO_{rem} . En todo este período en el biofiltro con arena no se logró más del 20% de remoción de DQO y no se registró formación de biogás.

El aumento de la carga en el día 18, a pesar de ser solamente de 6.5%, provocó decrementos sustanciales en la remoción en ambas columnas con CAG. El decremento fue menor en el reactor con CAG mineral. En éste, la eficiencia disminuyó en un 28% mientras que en el reactor con CAG vegetal en un 33%. Fueron necesarios 26-28 días para que se recupere el proceso alcanzando su anterior capacidad de reducción de DQO.

Después de la recuperación, en los siguientes 5 días, el biofiltro con CAG mineral permitió obtener una remoción de 95%, con una carga orgánica volumétrica de 0.57 kgDQO/m³/d.

Se mantuvieron eficiencias de 95-96%, con una producción de gas de 0.24-0.26 ml/g DQO_{rem}, durante 13 días, hasta el siguiente aumento realizado el día 64. El biofiltro con CAG vegetal también aumentó su eficiencia después de la recuperación, alcanzando 67% en el día 64. Sin embargo, la formación de biogás siguió siendo relativamente baja, de unos 0.13 ml/DQO_{rem}. Durante todo este tiempo, desde la manifestación de la actividad biológica (el día 18), la productividad en la formación de biogás aumentó solamente en un 18%, mientras que en el biofiltro con CAG mineral el aumento de la productividad fue de 48%, 2.6 veces mayor.

Cabe mencionar que al día 46 ya se registró actividad biológica en el biofiltro con arena, presentándose una eficiencia de remoción del 34%, la cual subió lentamente y alcanzó el 45% en el día 64.

En estas condiciones, siendo el proceso en las columnas con CAG estable, se aumentó la carga un 25.5%. La carga volumétrica de 0.73 kg DQO/m³/d se aplicó durante el período del día 64 hasta el día 95 y un 58% de ésta fue de origen industrial.

Una vez más, se observaron decrementos en la eficiencia de remoción de la DQO en ambas columnas con CAG, pero en este caso el decremento en el reactor con CAG mineral fue mayor, en un 42% y en el reactor con CAG vegetal en un 19%, llegando a eficiencias no menores a 54 y 48% respectivamente. El biofiltro con CAG vegetal se recuperó más rápidamente, en 18 días.

Fueron necesarios otros 7 días más para que en el biofiltro con CAG mineral se pudiera remover la misma cantidad de DQO que se removía antes de este último aumento de la carga. En el día 86, la capacidad de remoción en las dos columnas con CAG se igualó, registrándose una remoción de 71% en ambas.

Durante la siguiente semana, la eficiencia empezó a subir, observando otra vez la predominancia del biofiltro con CAG mineral cuya capacidad de remoción de DQO, comparada con la del biofiltro con CAG vegetal fue mayor en un 3%.

En el día 95, antes de efectuar el siguiente aumento de las cargas, en las columnas con CAG mineral y con CAG vegetal se registraron 89 y 86% de remoción respectivamente.

El aumento de la carga no provocó deterioros en la producción de biogás. Como se puede ver en la Figura 5, la cantidad diaria del biogás acumulado aumentó durante todo el período en el cual se aplicó la carga de 0.73 kg DQO/m³/d en las dos columnas con CAG. La tasa de este aumento fue 3.5 veces mayor en el biofiltro con CAG vegetal.

Como resultado, en el período del día 78 hasta el 95, creció al doble la productividad metanogénica de la biopelícula en este último reactor y al día 95 se presentó un valor de 0.27 ml/g DQO_{rem}.

El crecimiento fue acompañado por el respectivo aumento en la cantidad de materia orgánica removida y como ya se mencionó, por el aumento de la eficiencia de remoción.

En el reactor con CAG mineral , donde el aumento en la producción de biogás presentó una tasa relativamente baja, no se observó mejora en la metanogénesis de la biopelícula. Su productividad en los días 93-95 fué de 0.25 ml/DQO_{rem}, casi igual a la que se tenía al final del periodo con la carga orgánica anterior.

A pesar de esto no afectó el aumento de las proporciones de DQO_{rem}, el cual fue similar al obtenido en el biofiltro con CAG vegetal. El pH registrado en este periodo en ambos reactores con CAG fue alrededor de 7.0 (no se presentaban problemas de acidificación).

Durante los primeros 25 días del periodo de aplicación de carga 0.73 kg DQO/m³/d, el biofiltro con arena no presentó eficiencias mayores al 54% y la cantidad de DQO_{rem} no aumentó, pero en la siguiente semana la eficiencia subió, aumentándose también la cantidad de DQO_{rem}. Así, en los días 93-95, la eficiencia alcanzada en la columna con arena fué de 83%.

El siguiente aumento de la carga fué de 43% a un valor de carga volumétrica de 1.05 kg DQO/m³ /d con un 60% de participación de materia orgánica de origen industrial. Esta carga fue mantenida desde el día 95 hasta el día 100 del experimento. El decaimiento de la eficiencia de remoción de DQO esta vez fué de un 13% en el biofiltro con CAG mineral y de sólo un 6% en el biofiltro con CAG vegetal.

Se observó después de 3 meses de aclimatación, la biomasa soporta más fácilmente los aumentos en la carga. Los reactores se recuperaron en 3-5 días, presentándose eficiencias de remoción de 82% en el biofiltro con CAG mineral y de 90% en el con CAG vegetal.

La tasa de aumento de DQO_{rem} en esta fase fue mayor en comparación con los periodos anteriores, siendo 17 veces mayor la tasa en el reactor con CAG vegetal comparada con la del reactor con CAG mineral.

La productividad de biogás registrada en ambos biofiltros con CAG disminuyó en un 11-24% en comparación con el periodo anterior, siendo ésta de 0.24 ml/g DQO_{rem} en la columna con CAG mineral y de 0.20 ml/g DQO_{rem} en el reactor con CAG vegetal. En el biofiltro con arena, el aumento de la carga también provocó un decaimiento en la eficiencia de remoción de DQO de un 17%. La eficiencia obtenida al día 100 fué de 78%.

RESULTADOS DE LA OPERACIÓN EN CONTÍNUO

Después de detectado un funcionamiento relativamente estable en los tres biofiltros, el sistema se puso en continuo y se suspendió el suministro de nutrientes y levadura. La carga orgánica aplicada de esta forma fué de 1.24 kg DQO/m^3 /d, aumento de 18%, pero con una carga de 100% de origen industrial.

Como en los casos anteriores, se registraron los efectos de deterioro en la remoción de DQO en los tres biofiltros. Los decrementos fueron ahora mayores, a pesar de que el aumento de carga fue mucho menor. Esto es una manifestación del efecto inhibitorio de los componentes del agua residual de la industria químico-farmacéutica, este nivel de carga fue superado en días.

El decremento en la remoción de DQO fue mayor en el biofiltro con CAG vegetal, (24%, comparado con el decremento en el con CAG mineral, de un 19%). El choque fué más fuerte para la biomasa en el biofiltro con arena: la eficiencia disminuyó en un 63% y prácticamente se paró su actividad.

En las columnas con CAG se alcanzó una eficiencia de 71-73% en 10 días, 83% en 23-29 días y 85% en 32 días. Se recuperó más rápido el biofiltro con CAG mineral.

En 10 días ya se removía la misma cantidad de DQO que antes del cambio a las nuevas condiciones. El biofiltro con CAG vegetal lo logró en 20 días. Después las remociones de DQO en ambos filtros se igualaron, presentándose un valor de 7.9 kg DQO_{rem}/d.

No fue posible alcanzar eficiencias mayores al 59% en el reactor con arena durante todo este periodo de 41 días. La cantidad de materia orgánica removida en los primeros 20 días aumentó pero después la tasa disminuyó drásticamente y no se logró mas de 3.8 kg DQO_{rem}/d.

La eficiencia de remoción de 83-85% se mantuvo estable durante dos semanas en los biofiltros con CAG, por lo que se aumentó en un 8% la carga, aplicando ahora 1.35 kg/m³ /d sin adicionar ningún nutriente. A pesar de que el aumento fue tan pequeño, otra vez hubo un decremento en la eficiencia igual al observado en el cambio anterior.

El decremento fue de un 19% en la columna con CAG mineral y de un 23% en la columna empacada con CAG vegetal. El biofiltro con CAG mineral alcanzó una eficiencia del 72% en 9 días y el empacado con CAG vegetal, pudo alcanzar un 69% en 21 días. En 25 días, al día 166 desde el inicio del experimento en el biofiltro con CAG mineral se alcanzó una eficiencia de remoción del 77%, mientras que la eficiencia en el filtro con CAG vegetal no subió más del 69%.

La cantidad de la materia orgánica removida antes del siguiente aumento fue de 7.7 kg DQO/d en el biofiltro con CAG mineral y de 6.9 kgDQO/d y en el CAG vegetal.

Se ve que la recuperación del biofiltro con CAG vegetal al igual que durante el aumento anterior es más lenta y que, en general, a este nivel de carga orgánica, el efecto inhibitorio es mucho más fuerte.

En un período igual de tiempo (de alrededor de 25 días), las eficiencias logradas con la carga volumétrica de 1.35 kg/m³/d fueron 10% más bajas que las obtenidas con la carga de 1.24 kg/m³/d.

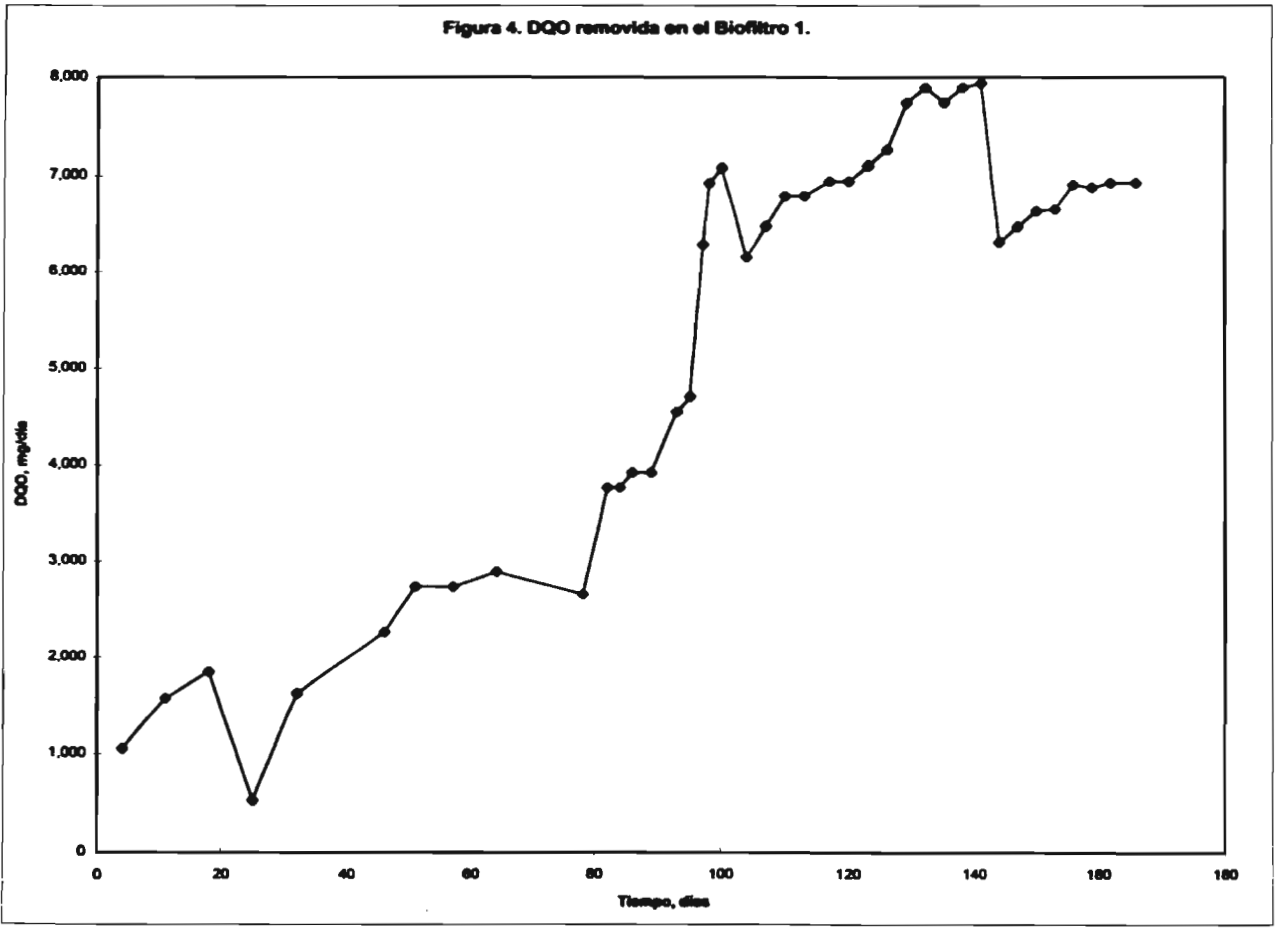
La productividad de biogás en ambas columnas con CAG no fué afectada, como se ve en las Figuras 10 y 12. Los análisis de AGV realizados en este período señalaban valores de 0.7 g/l en el reactor con CAG mineral, y 2.2 g/l en el de CAG vegetal, lo que puede ser una de las razones por las cuales los resultados fueron ligeramente peores en este período del día 140 al día 162.

La evaluación de la remoción de nitrógeno realizada en este período señala que en el biofiltro con CAG mineral se obtuvo una eficiencia del 45% para el N-NH₃ y de 52% para el N-orgánico. En el biofiltro empacado con CAG vegetal las remociones fueron del 42 y 45%, respectivamente.

El biofiltro con arena no soportó el aumento de carga del día 100. La eficiencia bajó al 11% y en 25 días logró subir solamente hasta el 21%. Se removió menos del 50% de la DQO alcanzada en el período anterior.

Tabla 13. Resultados de las diferentes etapas del experimento en el Biofiltro 1.

TIEMPO, día	DQO _i , mg/L	DQO _e , mg/L	DQO REMOVIDA	% R DQO	Biogás producido, ml
4	4,049	2997	1,052	26	0
11	4,049	2471	1,578	31	0
18	4,049	2207	1,842	45	175
25	4,312	3788	524	12	200
32	4,312	2684	1,628	38	250
46	4,312	2052	2,260	52	250
51	4,312	1575	2,737	63	275
57	4,312	1576	2,734	63	325
64	4,312	1420	2,892	67	385
78	5,496	2842	2,654	48	475
82	5,496	1735	3,761	68	565
84	5,496	1735	3,761	68	725
86	5,496	1577	3,919	71	745
89	5,496	1577	3,919	71	790
93	5,496	945	4,551	83	930
95	5,496	787	4,709	86	1195
97	7,864	1577	6,287	80	1305
98	7,864	945	6,919	88	1365
100	7,864	787	7,077	90	1435
104	9,311	3159	6,152	66	1440
107	9,311	2842	6,469	69	1475
110	9,311	2526	6,785	73	1490
113	9,311	2526	6,785	73	1575
117	9,311	2368	6,943	75	1625
120	9,311	2368	6,943	75	1695
123	9,311	2210	7,101	76	1755
126	9,311	2052	7,259	78	1875
129	9,311	1577	7,734	83	1900
132	9,311	1420	7,891	85	1950
135	9,311	1577	7,734	83	2200
138	9,311	1420	7,891	85	2615
141	9,311	1375	7,936	85	3815
144	10,100	3791	6,309	62	3910
147	10,100	3633	6,467	64	4030
150	10,100	3475	6,625	66	4460
153	10,100	3457	6,643	66	4730
156	10,100	3195	6,905	68	4800
159	10,100	3225	6,875	68	6190
162	10,100	3175	6,925	69	6310
166	10,100	3175	6,925	69	7800



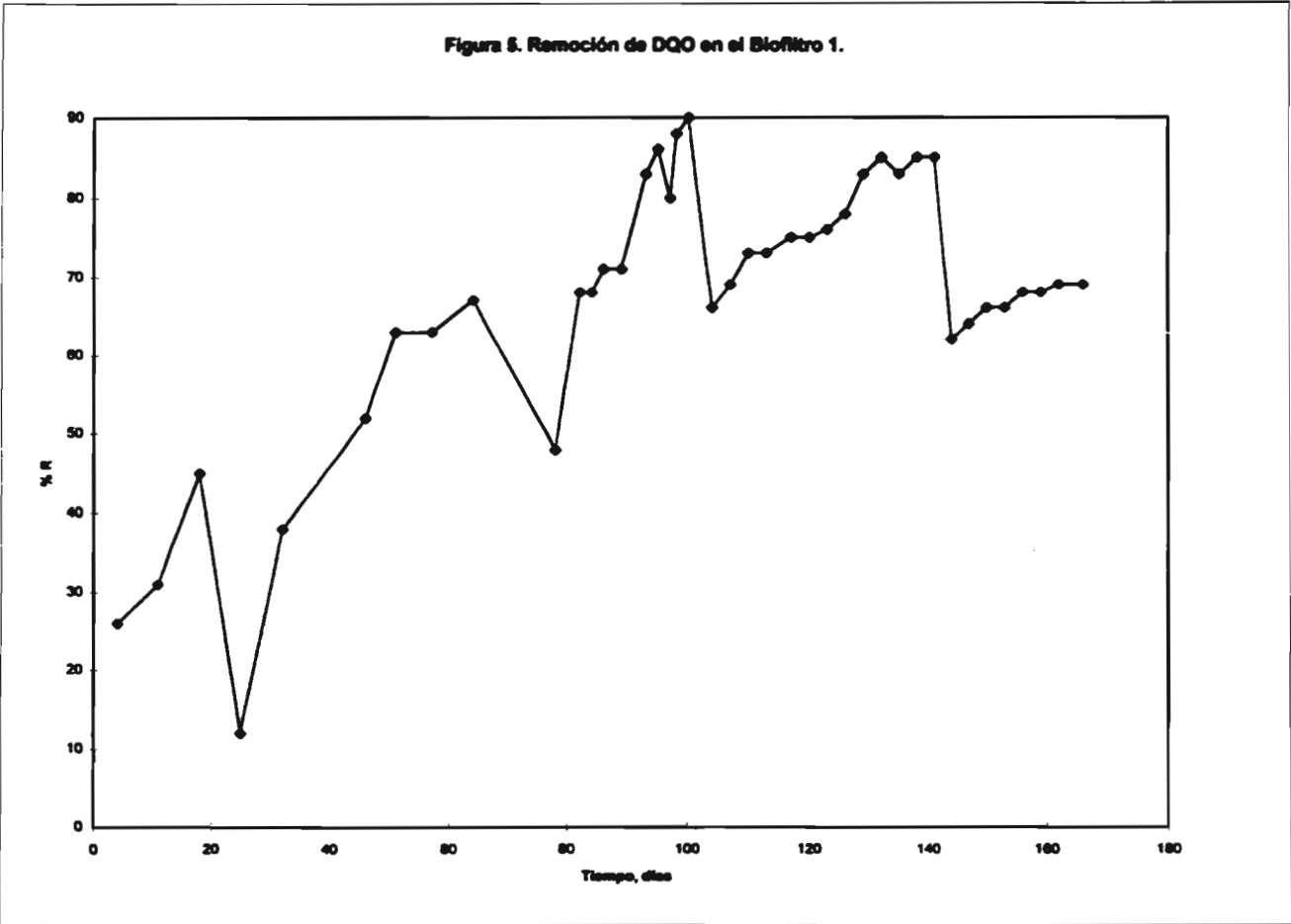


Figura 6. Producción de biogás en el Biofiltro 1.

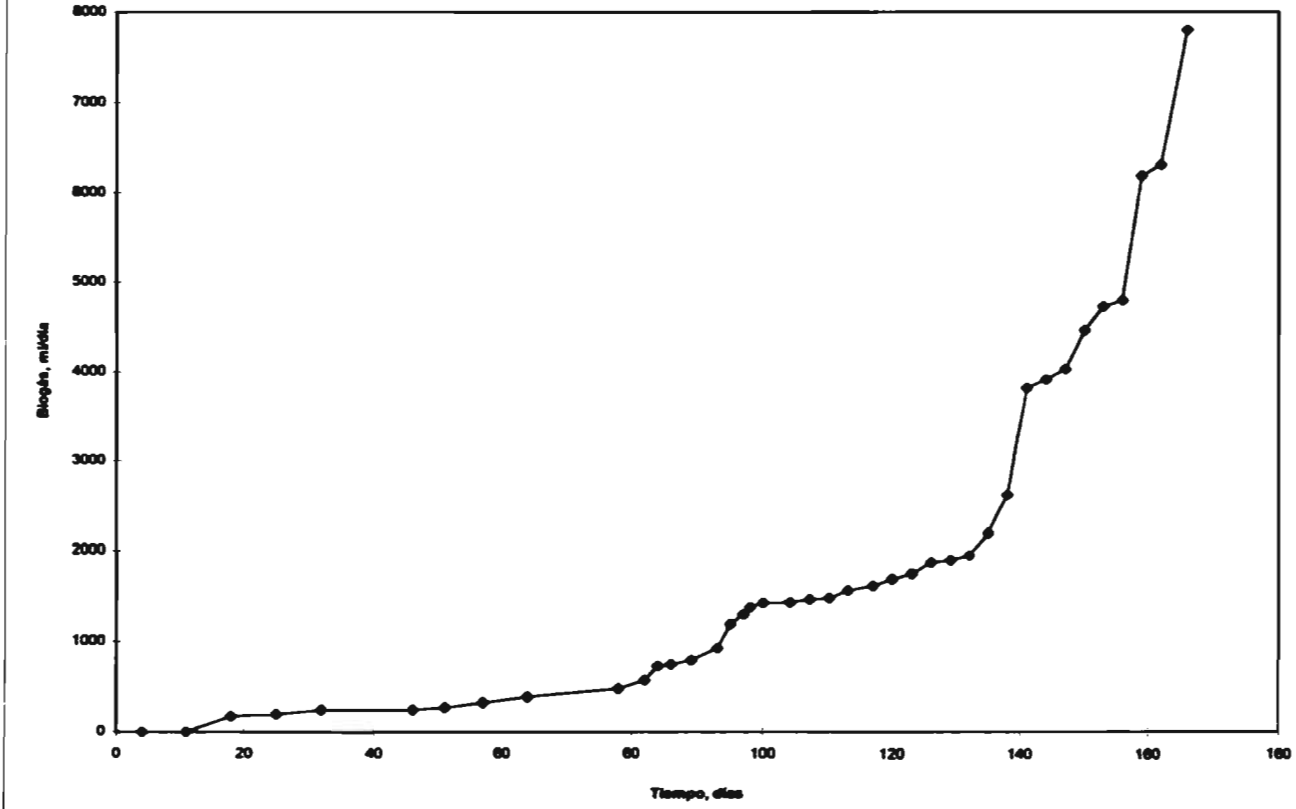
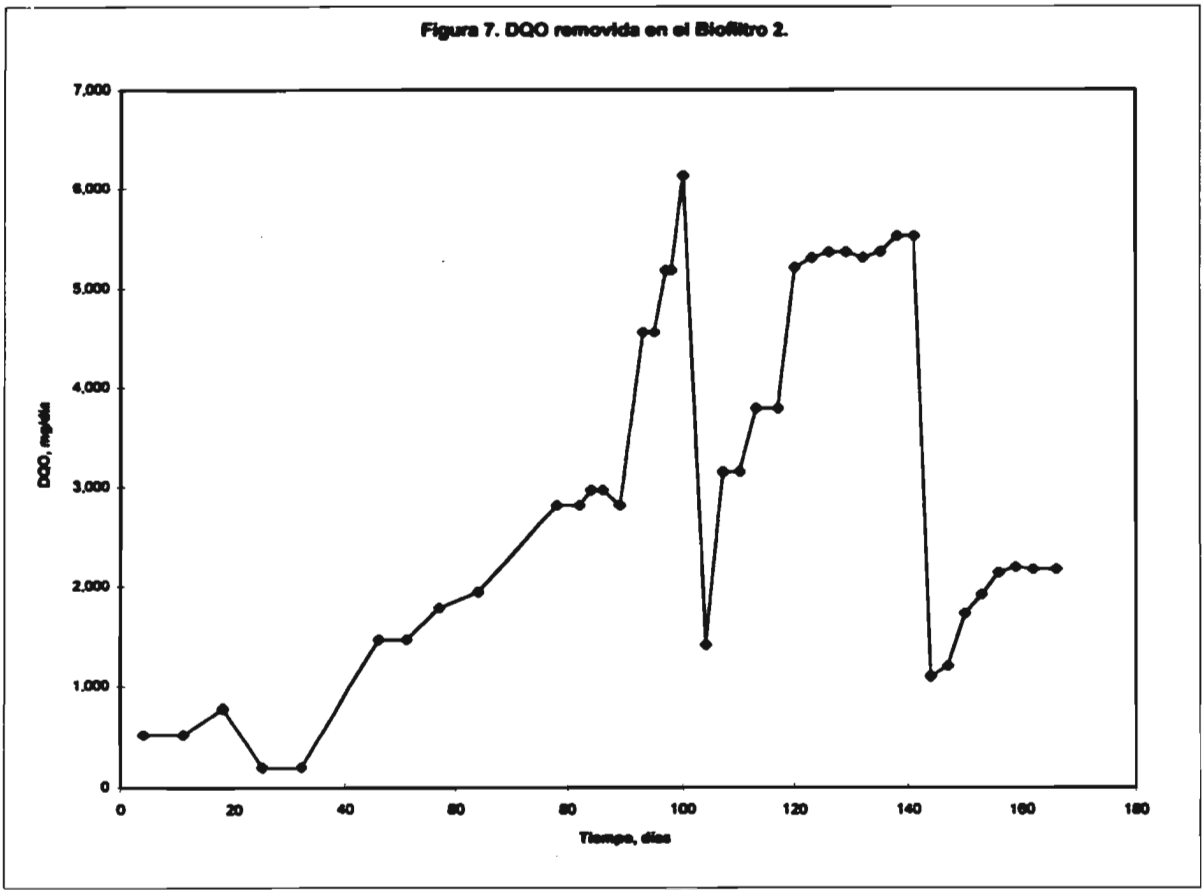
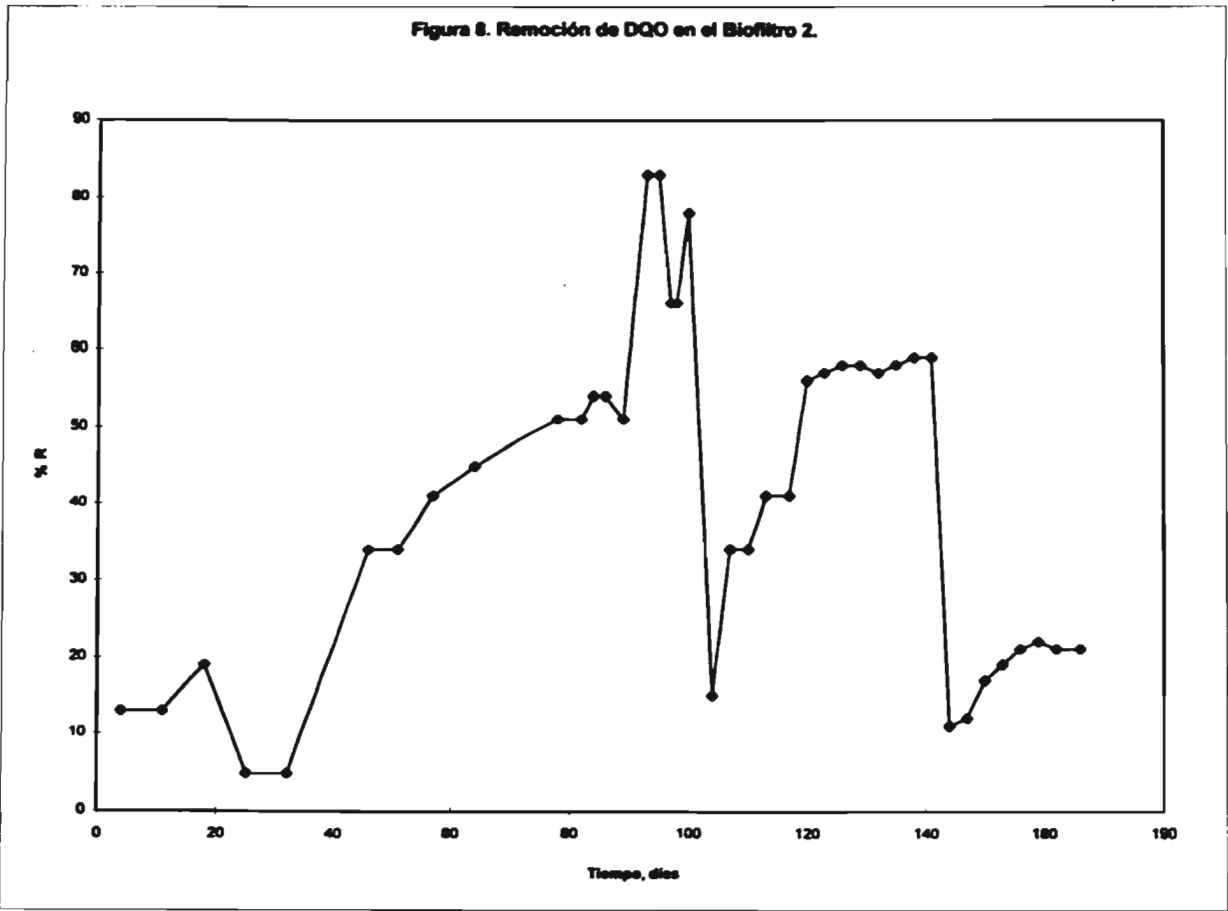


Tabla 14. Resultados de las diferentes etapas del experimento en el Biofiltro 2.

TIEMPO, día	DQO _i , mg/L	DQO _e , mg/L	DQO REMOVIDA	% R DQO	Biogás producido, ml
4	4,049	3523	526	13	0
11	4,049	3523	526	13	0
18	4,049	3260	789	19	0
25	4,312	4104	208	5	0
32	4,312	4104	208	5	0
46	4,312	2843	1,469	34	0
51	4,312	2843	1,469	34	0
57	4,312	2526	1,786	41	0
64	4,312	2368	1,944	45	0
78	5,496	2684	2,812	51	0
82	5,496	2684	2,812	51	0
84	5,496	2526	2,970	54	0
86	5,496	2526	2,970	54	0
89	5,496	2684	2,812	51	0
93	5,496	945	4,551	83	0
95	5,496	945	4,551	83	0
97	7,864	2684	5,180	66	0
98	7,864	2684	5,180	66	0
100	7,864	1735	6,129	78	0
104	9,311	7901	1,410	15	0
107	9,311	6166	3,145	34	25
110	9,311	6162	3,149	34	25
113	9,311	5530	3,781	41	30
117	9,311	5530	3,781	41	30
120	9,311	4100	5,211	56	30
123	9,311	4002	5,309	57	30
126	9,311	3949	5,362	58	35
129	9,311	3949	5,362	58	65
132	9,311	4002	5,309	57	70
135	9,311	3949	5,362	58	70
138	9,311	3791	5,520	59	70
141	9,311	3791	5,520	59	75
144	10,100	9008	1,092	11	95
147	10,100	8901	1,199	12	100
150	10,100	8375	1,725	17	100
153	10,100	8184	1,916	19	105
156	10,100	7966	2,134	21	120
159	10,100	7910	2,190	22	130
162	10,100	7930	2,170	21	140
166	10,100	7930	2,170	21	140

Figura 7. DQO removida en el Biofiltro 2.





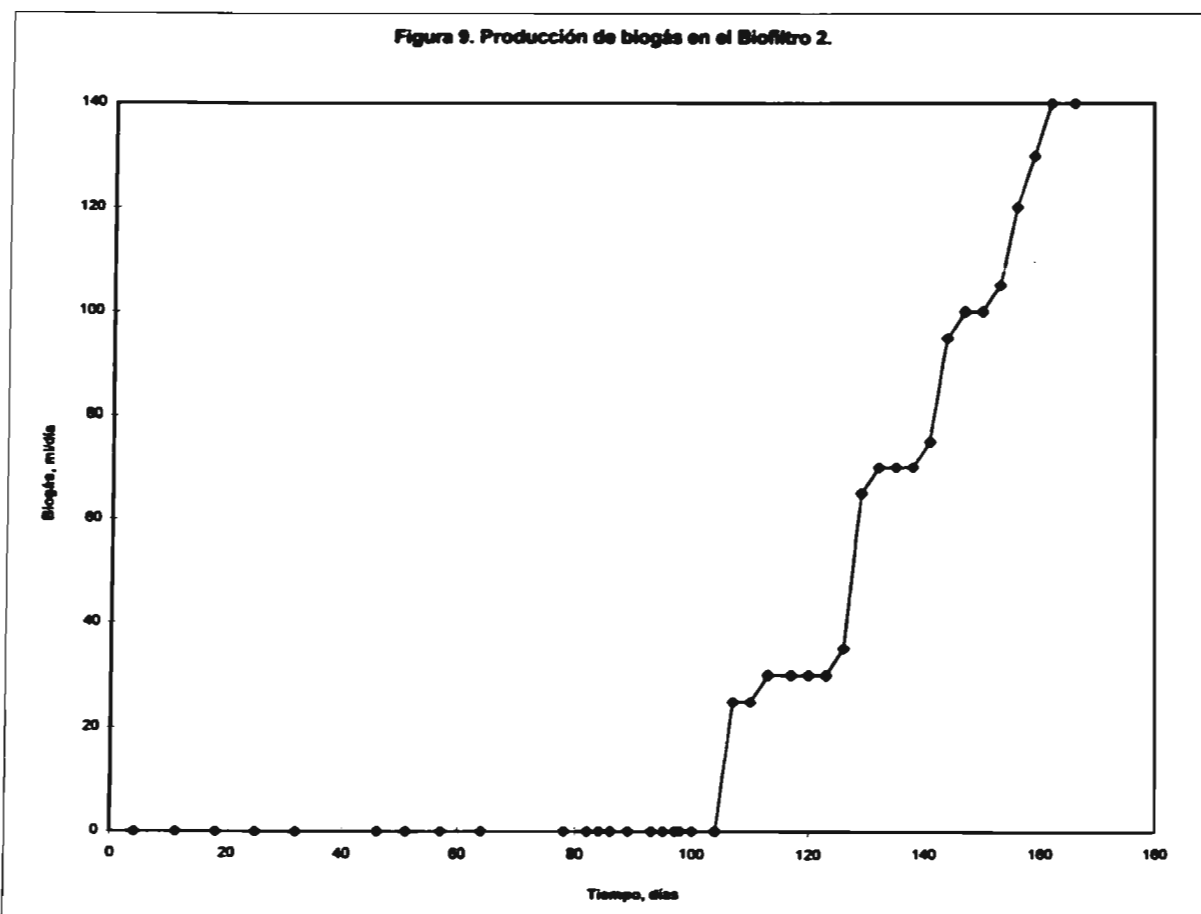


Tabla 15. Resultados de las diferentes etapas del experimento en el Biofiltro 3.

TIEMPO, día	DQO _i , mg/L	DQO _e , mg/L	DQO REMOVIDA	% R DQO	Biogás producido, ml
4	4,049	2734	1,315	32	0
11	4,049	893	3,156	78	500
18	4,049	629	3,420	84	600
25	4,312	1891	2,421	56	775
32	4,312	1259	3,053	71	825
46	4,312	629	3,683	85	900
51	4,312	203	4,109	95	1000
57	4,312	155	4,157	96	1100
64	4,312	155	4,157	96	1,100
76	5,496	2526	2,970	54	1125
82	5,496	2368	3,128	57	1200
84	5,496	2052	3,444	63	1250
86	5,496	1577	3,919	71	1280
89	5,496	1420	4,076	74	1270
93	5,496	787	4,709	86	1300
95	5,496	629	4,867	89	1,320
97	7,864	1894	5,970	76	1405
98	7,864	1735	6,129	78	1475
100	7,864	1420	6,444	82	1,575
104	9,311	3475	5,836	63	1625
107	9,311	3159	6,152	66	1725
110	9,311	2684	6,627	71	1760
113	9,311	2052	7,259	78	1780
117	9,311	1894	7,417	80	1830
120	9,311	1735	7,576	81	1835
123	9,311	1577	7,734	83	1895
126	9,311	1577	7,734	83	1900
129	9,311	1577	7,734	83	2085
132	9,311	1420	7,891	85	2230
135	9,311	1401	7,910	85	2355
138	9,311	1397	7,914	85	3672
141	9,311	1397	7,914	85	4,440
144	10,100	3475	6,625	66	4680
147	10,100	3159	6,941	69	4968
150	10,100	2843	7,257	72	5064
153	10,100	2952	7,148	71	5496
156	10,100	2762	7,338	73	5616
159	10,100	2586	7,514	74	5952
162	10,100	2510	7,590	75	6840
166	10,100	2352	7,748	77	7560

Figura 10. DQO removida en el Biofiltro 3.

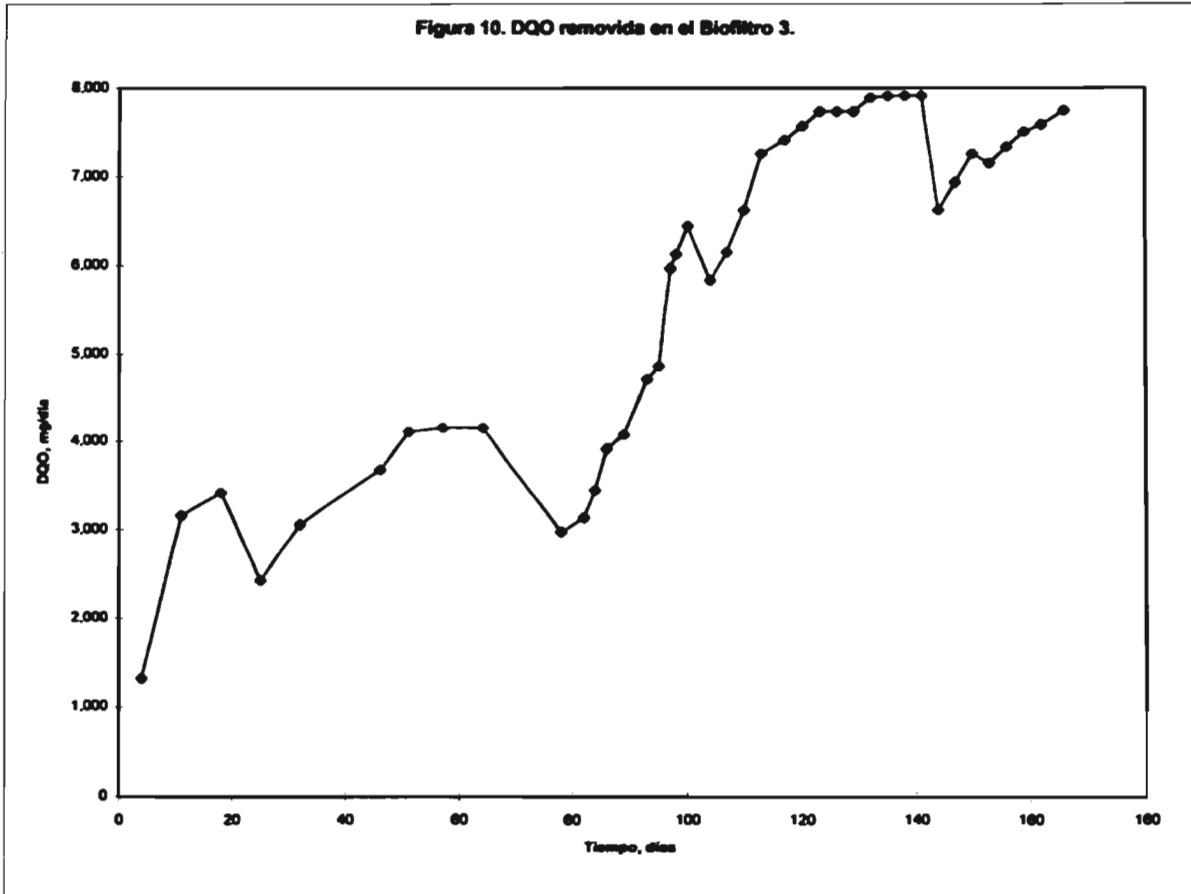
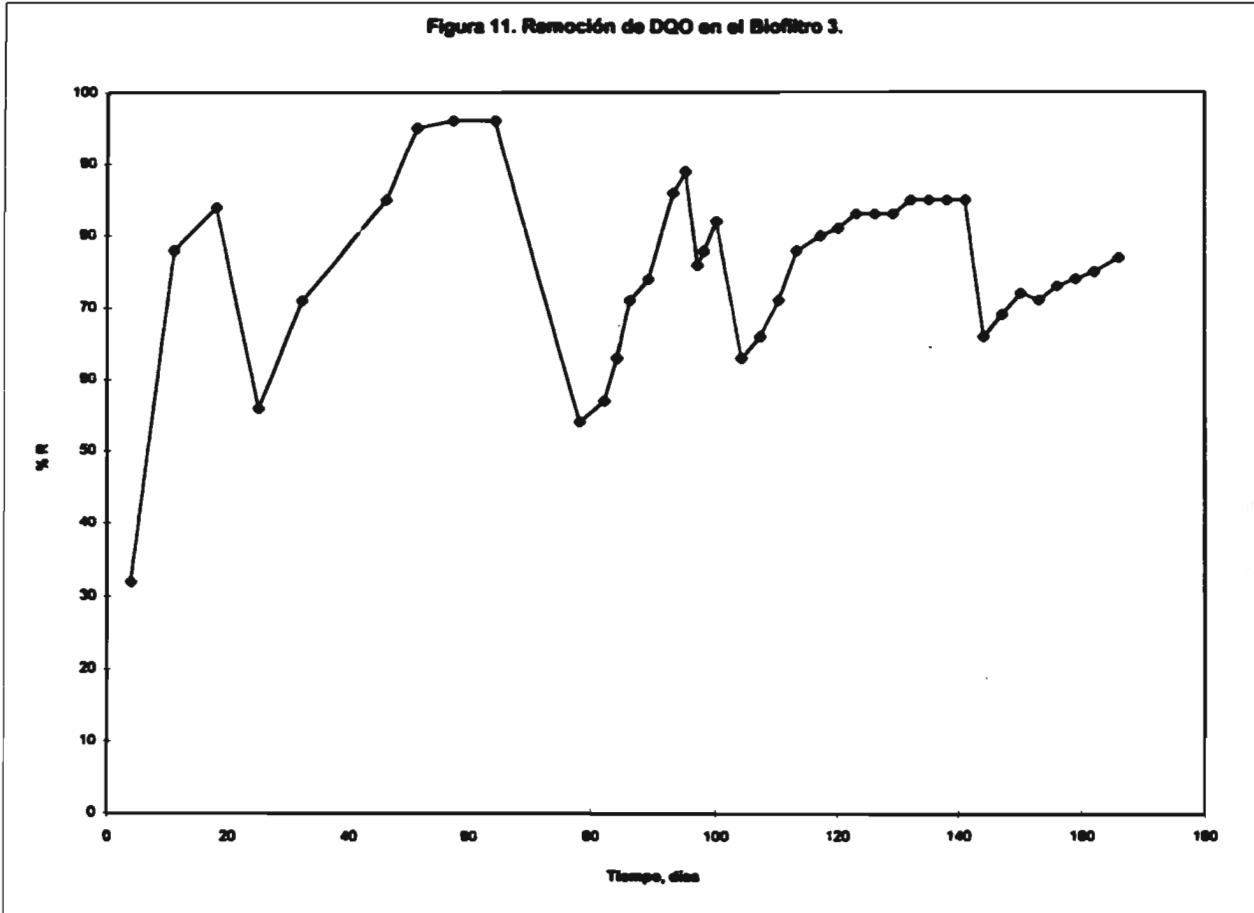
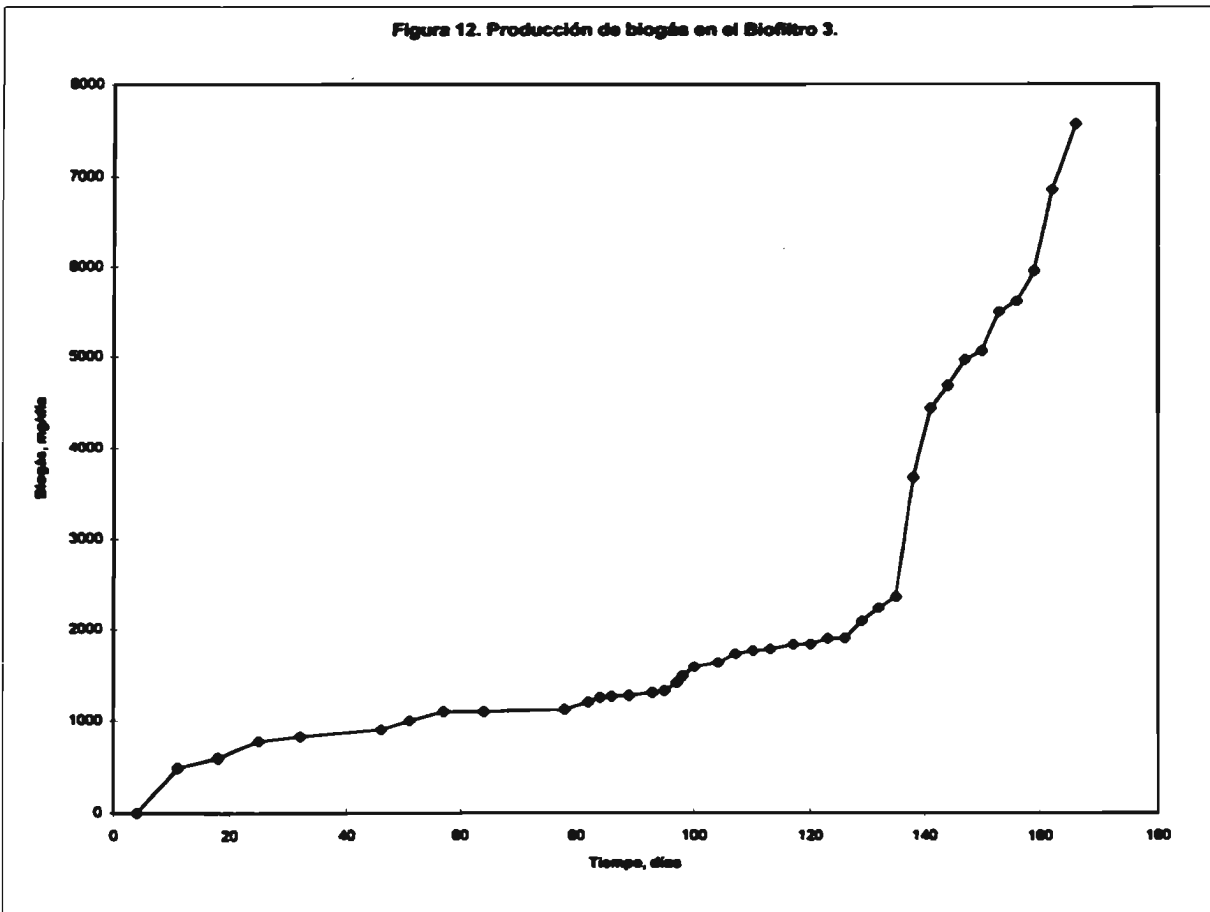


Figura 11. Remoción de DQO en el Biofiltro 3.





La remoción de materia orgánica medida como Demanda Química de Oxígeno (DQO) es el parámetro que se modeló utilizando la biofiltración anaerobia.

La remoción de materia orgánica en el biofiltro empacado con CAG vegetal presentó un comportamiento polinomial (Figura 12), con una correlación de 93%. El modelo que más se adapta a los resultados es el siguiente:

$$DQO_{\text{REMOVIDA}} = -0.0002 DQO_i^2 + 3.8837 DQO_i - 10837$$

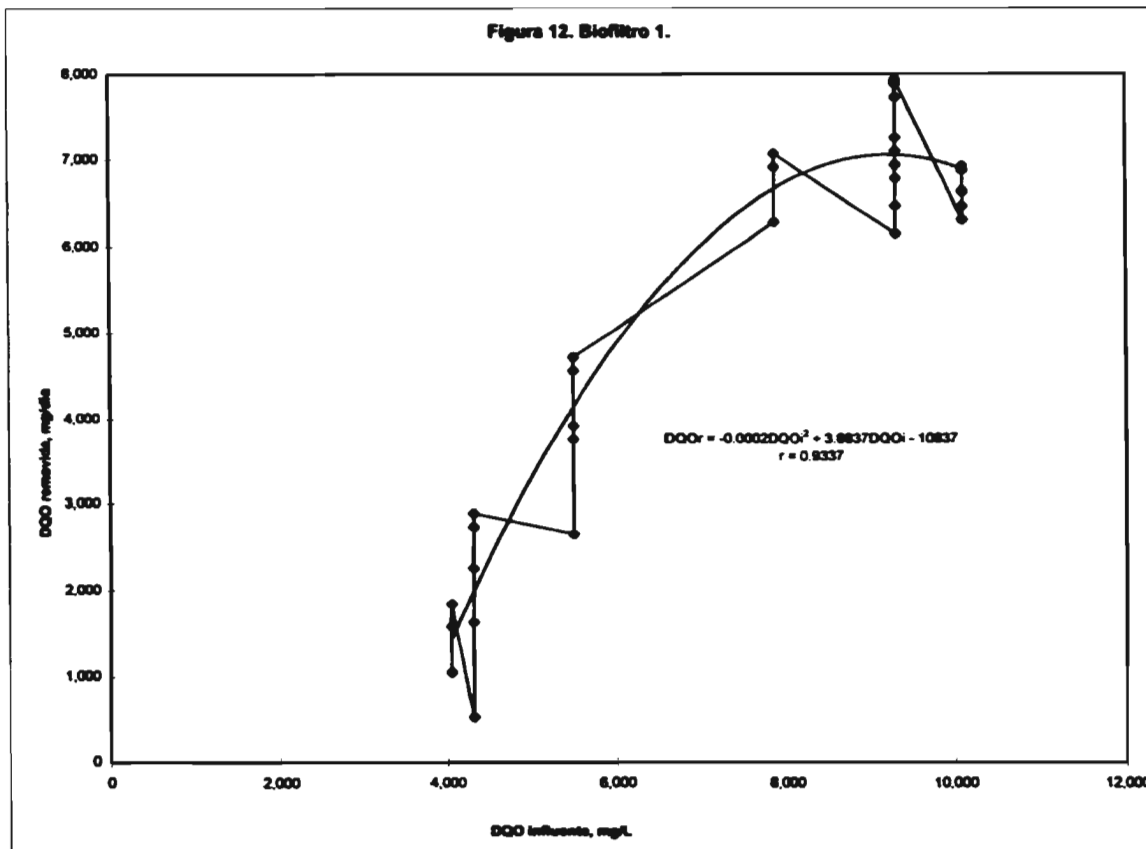
En el biofiltro empacado con arena la remoción de materia orgánica observó un comportamiento polinomial como en el caso anterior (Figura 13), con una correlación del 70% y tiene la ecuación siguiente:

$$DQO_{\text{REMOVIDA}} = -0.0005 DQO_i^2 + 7.0129 DQO_i - 20456$$

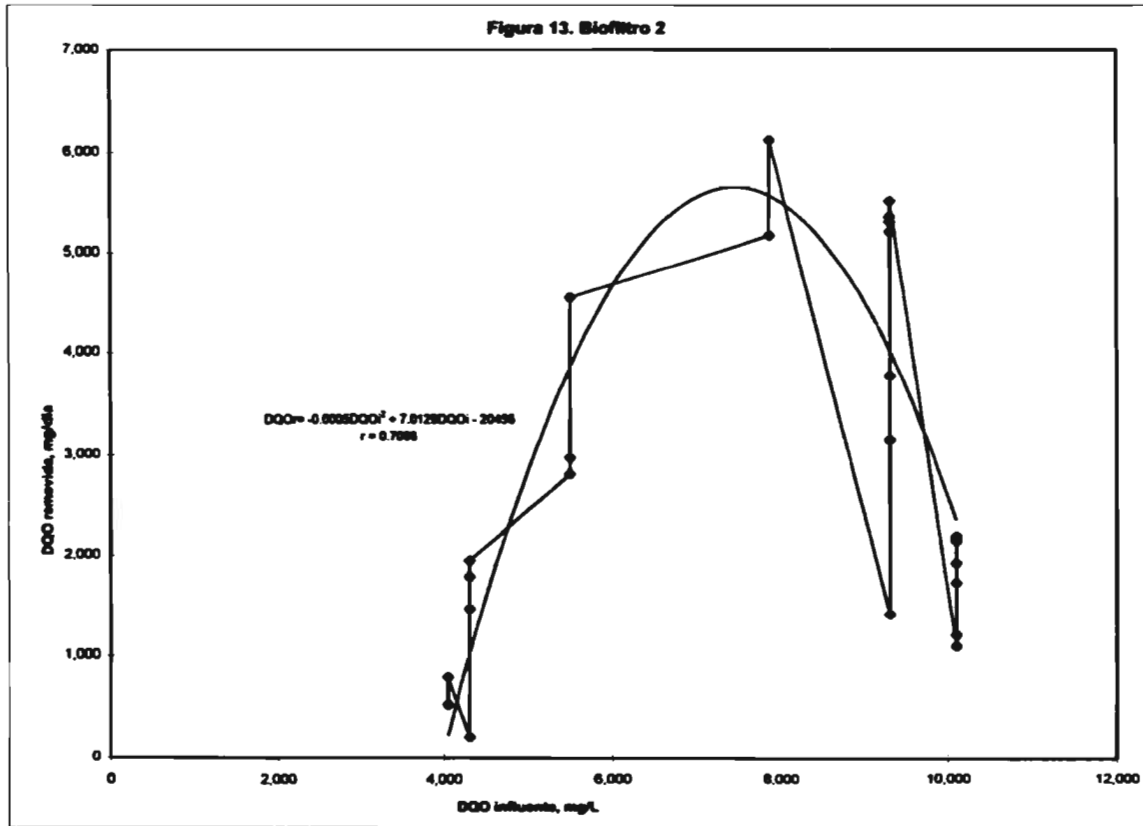
Y en el biofiltro empacado con CAG mineral la ecuación para la remoción de materia orgánica en este experimento, es también polinomial (Figura 14), con una correlación de 87% y tiene la forma:

$$DQO_{\text{REMOVIDA}} = -0.05 DQO_i^2 + 1.2818 DQO_i - 1686.5$$

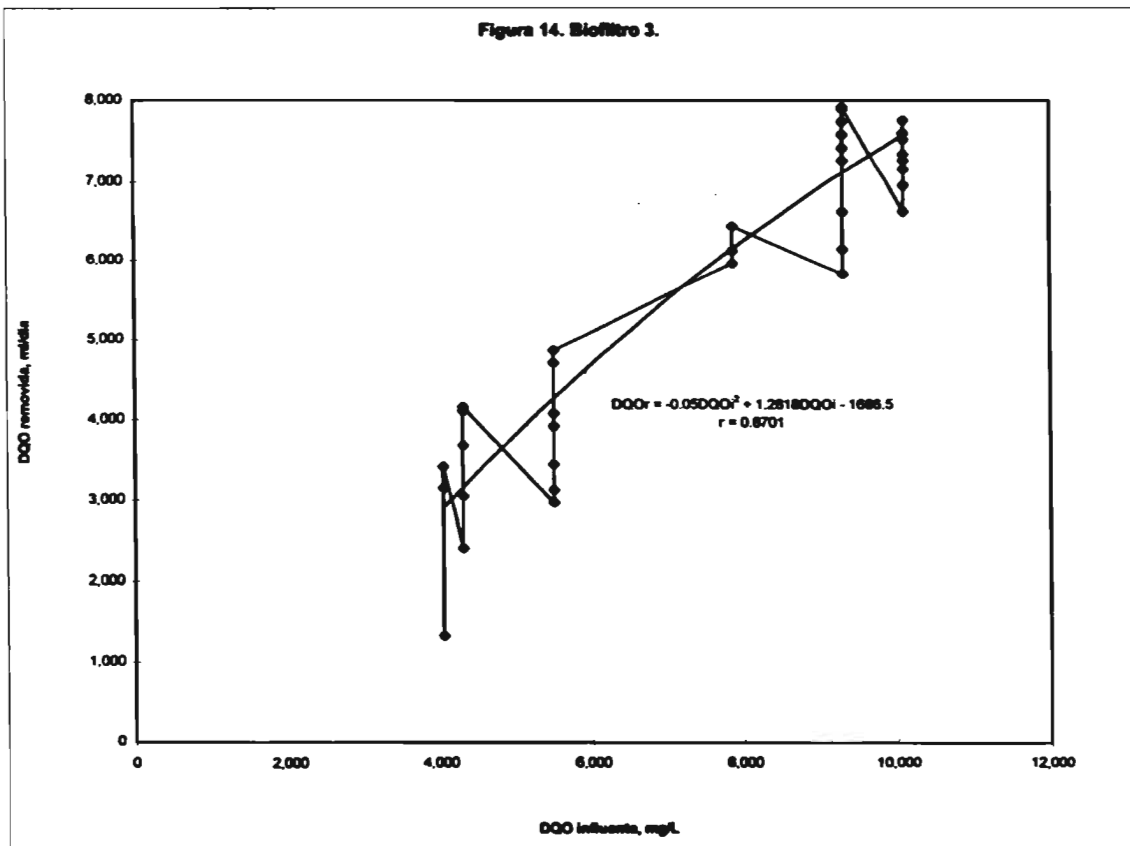
EFFECTO DE LA CARGA ORGÁNICA MEDIDA COMO DQO, SOBRE SU REMOCIÓN



EFFECTO DE LA CARGA ORGÁNICA MEDIDA COMO DQO, SOBRE SU REMOCIÓN.



EFFECTO DE LA CARGA ORGÁNICA MEDIDA COMO DQO, SOBRE SU REMOCIÓN.



ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

4. CONCLUSIONES

Utilizando CAG mineral como soporte, con la aplicación de una carga orgánica volumétrica de 0.54 kg DQO/m³/d, 43% de la cual de origen químico-farmacéutico. En condiciones mesofílicas y con adición de levadura y nutrientes, en 11-18 días es posible desarrollar la biopelícula y obtener una eficiencia de remoción de DQO de 78-84%.

Manteniendo en el biofiltro con CAG mineral una carga de 0.54-0.57 kg DQO/m³/d, (43-47% de la cual de origen industrial), en 51-57 días se puede alcanzar una eficiencia de remoción de DQO de 95-96% con producción de biogás alrededor de 0.25 ml/g DQO_{rem}.

Sobre el CAG vegetal, la biopelícula se desarrolló más lentamente. Fueron necesarios más de dos meses para alcanzar un 70% de eficiencia en la remoción de DQO y la producción de biogás fue de hasta 0.13 ml/g DQO_{rem}.

El desarrollo de biopelícula sobre arena llevó alrededor de 3 meses. Con el aumento de la carga orgánica a 0.73 kg DQO/m³/d, (58% de la cual de origen industrial), la eficiencia de remoción en los biofiltros con CAG alcanzó valores de 86-89%.

La cantidad de la DQO_{rem} aumentó lentamente con el incremento de la carga. En 95 días, los resultados con respecto a la remoción de la materia orgánica en los dos biofiltros con CAG mineral y vegetal empezaron a ser similares, de 86-89% y la producción de biogás fue alrededor de 0.26 ml/g DQO_{rem}.

En el biofiltro de arena se pudo alcanzar hasta un 83% de remoción de DQO.

En los biofiltros con CAG se pudieron obtener remociones de DQO del 82-90%, aplicando una carga orgánica de 1.05 kg/m³/d con un 60% de participación de materia orgánica de origen químico-farmacéutico y el resto de nutrientes.

En las mismas condiciones, en el biofiltro con arena se alcanzó una remoción del 78%. Durante el período de desarrollo y adaptación de la biopelícula en los reactores con CAG, los aumentos de 6.5-25.5% de la carga orgánica volumétrica (en el rango de 0.54-0.73 kg DQO/m³/d), provocaron decrementos en la eficiencia de un 19-42% y la recuperación del proceso duró 18-29 días. Después de tres meses de funcionamiento, se soportaron más fácilmente incrementos mayores, en presencia de nutrientes. El aumento de la carga de 0.7 a 1kg DQO/m³/d en estas condiciones provocó un deterioro en la remoción tres veces menor y una recuperación de 3-5 días.

Aumentos en la carga de 8-18% sin adición de nutrientes (a niveles de 1.05-1.35 kg DQO/m³/d), siendo 100% de ésta de origen industrial, provocó decrementos en la eficiencia de un 19-24%. La recuperación duró de 10 a 20 días y fue más rápida en el biofiltro con CAG mineral. Con una carga de 1.24 kg DQO/m³/d en los biofiltros con CAG se pudo alcanzar una eficiencia del 85%.

El biofiltro con arena no soportó cargas mayores a 1.05 kg DQO/m³/d, sin adición de nutrientes. La carga de 1.35 kg DQO/m³/d permitió obtener un 77% de remoción en el biofiltro con CAG mineral y el 69% en el biofiltro con CAG vegetal. En estas condiciones la remoción del N-NH₃ y del N_{org} con CAG mineral fueron de 45% y 52%, respectivamente mientras que con CAG vegetal fue del 42% y 45%, respectivamente.

La respuesta al choque con carga orgánica es mejor en el biofiltro con CAG mineral.

BIBLIOGRAFÍA

1. APHA, AWWA and WPCF (1989). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** 17th edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D. C.
2. Calzada, José Francisco. **Digestión anaerobia en América Latina, aspectos generales.** Centro Americano de Investigación y Tecnología Industrial.
3. Dennis, N.D. and Jannett, J. T. (1975). **anaerobic filter treatment of pharmaceutical waste.** Water Pollution Control Federation, vol. 47, No 1.
4. Eckenfelder, W. Wesley, Ortiz, Enrique, Santos, Leonard Dos (1988). **Manual de sustancias tóxicas.** Lima, CEPIS.
5. **Facultad de Ingeniería (1987). Curso tratamiento de aguas residuales con énfasis en el sistema de flujo ascendente con motivo de lodos.** Santiago de Cali. Junio 23-26.
6. Fox, P., Suidan M. T., and Pfeffer J. T. (1988), **Anaerobic Treatment of a Biologically Inhibitory Wastewater,** J: Water Pollution Control Federation, 60 (1), 86-92.
7. Hulshoff Pol., L.. (1989), **The phenomenon of granulation of anaerobic sludge,** Doctoral Thesis, Wageningen Agricultural University, Netherlands.

8. Ibañez, Fernán , Zepeda Orozco, Jesús (1979). **Uso del agua en la industria mexicana. México, Plan Nacional Hidráulico.**

9. J. Iza, E. Colbran, *et al* (1992). **Seminario internacional sobre tecnología del tratamiento anaerobio de aguas residuales urbano e industrial. Resumen final. Tecnología del agua No. 92.**

10. Kupferle, M. J. Tsaichu Chen, V. J. Gallardo, D. E. Lindberg *et al* (1995) **Anaerobic pretreatment of hazardous waste leachates in publicly owned treatment works. Water Environment Research, 67 (6).**

11. Ledesma, Rosalla *et al* (1993). **Procesos de tratamiento de aguas residuales. Cuernavaca, IMTA.**

12. Magaña, Aldo P., **Sistemas anaeróbicos para el tratamiento de las aguas residuales.**

13. McCarty P.L: (1964) **Anaerobic wastewater treatment fundamentals. Pub. Works 95: No. 9,10, 11, 12.**

14. **Memoria del curso de limnología aplicada (1994) Querétaro, CNA.**

15. **Metcalf & Eddy Inc (1965-1985) Ingeniería sanitaria; tratamiento y depuración de las aguas residuales. Barcelona Labor.**

16. **Metcalf & Eddy Inc. (1989). Ingeniería Sanitaria y de aguas residuales. Barcelona, Labor.**

17. Nemerow, Nelson Leonard (1987). *Industrial Water Pollution Origins Characteristics and treatment*. Malabar, Krieger.
18. Noyola Robles, Adalberto. (1993). *Cursos sobre sistemas anaerobios*, Cuernavaca-IMTA.
19. Noyola Robles, Adalberto. *Tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Apartado postal 70-472, Coyoacán 04510 D.F.
20. Reyes, Luján Sergio. *Protección ecológica y medio ambiente*. Revista del Instituto Mexicano de Ingenieros Químicos, Julio-Agosto, 1986.
21. Rojas Chacón O: (1988) "Factores ambientales que inciden en la aplicación de los procesos anaerobios", Manual del curso tratamiento anaerobio de aguas residuales, Medellín, Colombia.
22. Self, H. A. A., *et al* (1994) Effect of temperature and Cobalt addition on the performance of anaerobic thermophilic fixed film reactor in the treatment of pharmaceutical wastewater. *Envir Technol*, V14, 2, 143.
23. Shafai, S., and Oleszkewicz, J. A. (1987) Anaerobic pretreatment of concentrated pharmaceutical wastes. *Environ. Tech. Lett.*, V8, 327.
24. Soto M. R. Méndez y J.M. Lema (1992). *Determinación de toxicidad y biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales*. Departamento de Ing. Química Universidad de Santiago de Compostela. Febrero No. 92.
25. Speece, R. E. (1983), *Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment*, *JWPCF*, 37(1): 416-427.

26. Suidan, M. T.; W. U. Cross and M: Fong (1980) Continous Bioregeneration of Granular Activated Carbon during the Anaerobic Degradation of Catecol. *Prog. Water Technology*, 12, 203-214.
27. Suidan, M: T., C. B. Strubler, S. W. Kao and J. T. Pfeffer (1983) treatment of coal gasification wastewater with Anaerobic filter technology, *J. Water Pollution Control Federation*, 55 (10), 1263-1270.
28. Suidan, M. T., Schoeder, A. T., Nath R., Krishnan E. R. And Brenner R. C. (1993) treatment of CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act) leachates by carbon-assisted anaerobic fluidizes beds, *Water Sci. Technol.*, 27 (2), 273-282.
29. U. S. Department of Energy, Arasgona, Illinois (1990) investigation and field testing of an aerobic biological treatment of pharmaceutical wastewaters, Technical report DOE/CH/19239-1.
30. Vega, González E. Judith Guadalupe Ramos Hernández, Instituto de Ingenierla, UNAM, México 1993. *Procesos de tratamiento de aguas residuales*.
31. Wang Y. T., Suidan, M. T. And Pfeffer, J. T. (1984) anaerobic activated carbon filter for the degradation of polycyclic N-Aromatic compounds. *J. Water Pollution Contro Federation*, 56 (12), 1247-1253.
32. Wang Y. T., Suidan, M. T. And Rittman, B. (1986) anaerobic treatment of phenol by expanded bed reactor *J. Water Pollution Control Federation*, 58 (3), 227-233.
33. Zehnder, B. J. (1988), *Biology of anaerobic microorganisms*, John Willey and Sons, U.S.A., Cap. 13.