



32  
zej

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN UNA PLANTA  
DE LEVADURA PARA PANIFICACIÓN

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA

JAVIER DE ESESARTE MARTÍN DEL CAMPO

Octubre 1996.



**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**

**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**



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).

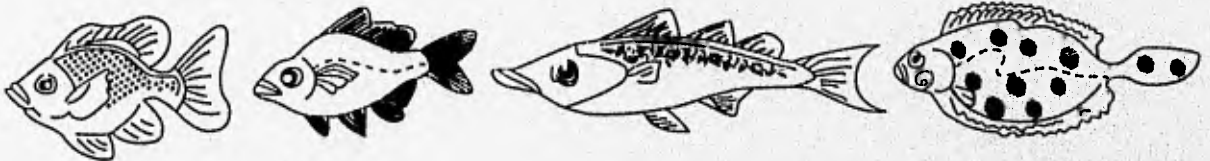
El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición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

---

SÓLO · CUANDO EL ÚLTIMO ·  
ÁRBOL · HAYA · MUERTO · Y



EL ÚLTIMO · RÍO HAYA SIDO · ENVENENADO  
Y EL ÚLTIMO · PEZ HAYA SIDO · ATRAPADO



NO · DAREMOS · CUENTA · QUE · EL · DINERO

NO · SE · COME ·



CREENCIA INDIA SIGLO XIX

---

Jurado asignado

Presidente : Natalia Elvira de la Torre Aceves

Vocal : Liliana Saldivar Osorio

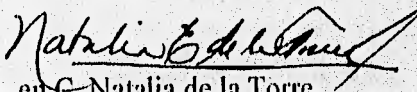
Secretario : Carlos Mauricio Castro Acuña

1er. Suplente: Alma Rosa García Charretón

2do. Suplente: Aida Judith Gándara Tovar

Sitio donde se desarrolló el tema: IMEXA San Martín Texmelucan, Puebla.

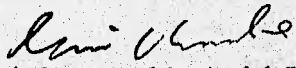
Asesor del tema:

  
M. en C. Natalia de la Torre.

Supervisor técnico:

  
Q.F.B. Verónica Ortiz Solís.

Sustentante:

  
Javier de Escarte Martín del Campo.

A Dios por todo lo que me has permitido ser.

A mis Padres, por el cariño y apoyo que me han dado. Sin duda será la mejor herencia que he de recibir.

A todos mis hermanos con cariño.

A Marimar por ser una magnífica compañera, que me ha ayudado en todo momento a salir adelante.

Agradezco especialmente a todas las personas que contribuyeron de una manera significativa en la elaboración del trabajo: Natalia de la Torre, Verónica Ortiz, José Luis Alvarez, Ing. Pedro Lara y Gaby Castañón.

A todos mis amigos que han estado siempre conmigo, en especial a Paulina y Claudia Zatarain, Renata Herrerias y Ricardo Duhart.

A la Universidad Nacional Autónoma de México y a todos mis maestros por las enseñanzas no sólo académicas que recibí.

## I N D I C E

<i>Capítulo</i>	<i>Página</i>
<b>I</b>	
<b>Introducción</b>	2
<b>Generalidades</b>	5
1.2 Tratamiento Secundario	9
1.2.1 Tratamiento aeróbico.	10
1.2.2 Tratamiento anaerobio.	15
1.3 Tratamiento Terciario	19
1.3.1 Adsorción con carbón activado.	21
1.3.2 Intercambio iónico.	21
1.3.3 Procesos de oxidación química.	21
1.3.4 Ozonación.	22
1.3.5 Osmosis Inversa.	26
<b>II</b>	
<b>Antecedentes</b>	30
2.1 Ubicación de la Planta IMEXA.	30
2.2 Propiedades de la materia prima.	30
2.3 Descripción del proceso de panificación:	32
2.3.1 Clarificación.	33
2.3.2 Tratamiento Térmico.	34
2.3.3 Fermentación.	35
2.3.4 Separación.	35
2.3.5 Filtrado y Prensado.	36



2.4	Caracterización del Agua residual en IMEXA.	36
2.5	Ventajas y desventajas de diversos Tratamientos Físicoquímicos.	43
2.6	Biothane. Un método alternativo.	44
<b>III</b>	<b>Materiales y Métodos</b>	<b>48</b>
3.1	Floculación y Sedimentación.	48
3.2	Elección del Polímero Aniónico.	50
3.3	Destilación.	52
3.4	Oxidación Brincell.	52
<b>IV</b>	<b>Resultados y Discusión</b>	<b>55</b>
4.1	Floculación y Sedimentación.	55
4.2	Efecto del Polímero Aniónico.	59
4.3	Destilación.	60
4.4	Oxidación Brincell	61
<b>V</b>	<b>Conclusiones y Recomendaciones.</b>	<b>80</b>
<b>VI</b>	<b>Bibliografía.</b>	<b>82</b>

## El mundo del desperdicio

La ciencia y la técnica han podido satisfacer las necesidades materiales más elementales de la sociedad, al producir comodidad, confort y descanso.

La revolución industrial desplazó a los hombres en su capacidad laboral como fuente de energía, es decir, en el uso de la fuerza muscular. El hombre dejó de ser sólo una fuerza física para convertirse en conductor y maniobrador de la máquina, en intelectual, y aun le ha sobrado tiempo para el ocio y la diversión.

Además, han surgido una serie de productos con una característica desconocida para nuestros antepasados: La desechabilidad. Es decir, ciertos productos pueden ser usados una o pocas veces para reducir el esfuerzo humano.

Detrás de esa comodidad hay un riesgo que puede no advertirse, una mentalidad de desperdicio. Las cosas son escombros, sobras, basura que van acompañadas de despilfarro, abriendo paso a la desorganización y el descontrol.

El despilfarro provoca que los productos desechables, que son en sí benéficos, puedan convertirse en gastos excesivos que requieren de planeación.

La comodidad excesiva lleva; si no se tiene cuidado, a la pasividad y al desperdicio. El esfuerzo vale más por el empeño de quien lo aporta, y la comodidad, buena en sí, requiere de acción para tener significado. De otro modo, acostumbra a la gente a obtener lo fácil y esto muchas veces acaba con la creatividad y el ingenio.

Pero lo más grave es la mentalidad de que las cosas son útiles por poco tiempo. El concepto de lo que sirve se vicia; sólo sirve lo utilitario, lo provechoso. Y de lo material se pasa a lo natural, el matrimonio es desechable, los ancianos son una carga social, los hijos, el valor del servicio, el amor, etc., van a parar también al basurero. Lo que estorba, lo que compromete, lo que implica gran esfuerzo, se desplaza sin reflexión.

No puede ser éste nuestro destino. Bienestar, sí, pero bienestar mejor; comodidad, sí, pero esfuerzo mejor; felicidad, sí, pero con lucha, empeño y vigor.



## INTRODUCCIÓN

La creciente urbanización e industrialización de las últimas décadas ha provocado la generación de grandes volúmenes de aguas residuales, cuya disposición se hace cada día más difícil por las escasas instalaciones de tratamiento que existen en el país y el poco control de aquellas que se encuentran operando. Provocando en consecuencia procesos ineficientes e inadecuados que dificultan la deposición de estos efluentes. Ello ha generado graves problemas de contaminación por las descargas en los embalses naturales de grandes volúmenes sin tratamiento previo o con un tratamiento deficiente, los cuales contienen una alta carga de desechos orgánicos y sustancias tóxicas, que aunado a la sobre explotación de los mantos acuíferos por la demanda de los centros urbanos e industriales dificultan el proceso de purificación que naturalmente se presentan en estos ecosistemas.

En virtud de las expectativas de crecimiento de la demanda y los altos costos de abastecimiento, el tratamiento de las aguas residuales se plantea como una necesidad urgente de instrumentar mediante el desarrollo de una infraestructura adecuada a nuestras condiciones tanto geográficas como económicas y que garanticen la recuperación del recurso y la amortización de la inversión.

El agua es uno de los elementos más abundantes en la naturaleza, cubriendo aproximadamente el 75% de la superficie de la tierra. Con este dato se

podría llegar a pensar que utilizar el agua y desecharla sin ninguna consideración no afectaría en nada al ecosistema.

Sin embargo si vemos que el porcentaje de agua utilizable para el sustento de la vida y el soporte de las variadas actividades técnicas y agrícolas es menor al 0.65%, y que cerca del 40% de ese total ya se encuentra contaminada en forma alarmante, además de que la creciente demanda de agua para satisfacer las necesidades de una población ha ocasionado un déficit en el almacenamiento subterráneo, reflejándose en los fuertes abatimientos de los niveles freáticos. Esto origina naturalmente problemas ingenieriles urgentes de resolver y mayores costos para extraer tan vital líquido. (15)

Con todo esto, no sólo se intentaría ahorrar este líquido sino se buscarían, a cualquier precio, diferentes alternativas para evitar su contaminación.

IMEXA, una planta procesadora de levadura para panificación, utiliza como materia prima la melaza, residuo final que se obtiene en la preparación del azúcar mediante una cristalización. En este proceso la melaza es sometida a varias etapas en donde los consumos de agua y generación de efluentes son muy elevados. El efluente a su vez recibe un tratamiento anaerobio desarrollado por BIOTHANE Co. en el que se elimina más del 85% de materia orgánica y entonces se descarga hacia uno de los afluentes del río Atoyac que finalmente desemboca en la Laguna de Valsequillo en el Estado de Puebla. Sin embargo, aunque la remoción del contaminante es considerable, no es suficiente cumplir con la normatividad sino mantener las condiciones iniciales de cualquier receptor natural llámese ríos, mantos y/o lagos evitando el pago de multas por daños al ecosistema.

El objetivo principal de este trabajo experimental es básicamente buscar las posibles alternativas tanto económicas como funcionales, para mejorar la calidad de los residuos líquidos, y evitar así cualquier anomalía al medio ambiente. Es decir, tratar el agua residual de tal manera de que se pueda recircular al 100% al proceso o bien recircular una parte y el resto desecharla cumpliendo con la normatividad gubernamental **NOM-CCA-031-ECOL/1993** editada en el Diario Oficial de la Federación, el lunes 18 de octubre de 1993, en donde se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria.

## CAPITULO I

### GENERALIDADES

Las aguas residuales se definen como aquellas que sufren cambios fisicoquímicos o biológicos generalmente mediante un proceso industrial.

De acuerdo a su origen, las aguas residuales se clasifican en: (16)

- a) Aguas domésticas.
- b) Aguas industriales.
- c) Aguas residuales de uso agrícola.

Existen tres tipos de contaminantes del agua como son:

- a) Químicos. Comprenden tanto productos orgánicos como inorgánicos.

La importancia de la contaminación por compuestos orgánicos es la disminución del oxígeno disuelto en el medio. La presencia de contaminantes inorgánicos como sulfitos, nitritos y iones de metales pesados tienen un efecto tóxico sobre cualquier forma de vida.

- b) Físicos. En este tipo de contaminantes se incluyen los cambios térmicos, el color, la turbidez que es originada por la descarga que contienen sólidos en suspensión, espumas debidas a detergentes tales como sulfonato de alquil benceno (SAB) y radioactividad. (16)

- c) Biológicos. Responsables de la transmisión de enfermedades como cólera, tifoideas, paratifoideas, entre otras (16).

Básicamente existen dos fases para obtener agua no potable, pero útil para riego y no perjudicial para la salud, éstas son conocidas como tratamiento primario y secundario. Ambos presentan una serie de procesos tanto físicoquímicos como biológicos para separar los agentes contaminantes del efluente y obtener agua tratada. La figura 1.1 muestra un esquema de los procesos para la remoción de contaminantes en desechos industriales, tanto inorgánicos como orgánicos. (4)

Existen una serie de métodos empíricos para evaluar la concentración de contaminantes en las aguas de desecho, cuya aplicación no requiere un conocimiento completo de la composición química específica de estas aguas. En el caso particular de la Industria alimentaria, los parámetros para determinar la calidad del agua y que el gobierno exige, según la norma citada anteriormente, son: (15)

Demanda química de oxígeno (DQO), grasas y aceites, detergentes, sólidos suspendidos totales, conductividad, demanda bioquímica de oxígeno, y pH.

La DQO, se define como el volumen de oxígeno requerido para oxidar la fracción orgánica de una muestra susceptible de oxidación al dicromato o permanganato, en medio ácido. Este parámetro ha sido usado por muchos años para estimar el contenido orgánico de las aguas residuales. Sin embargo, la interpretación correcta de los valores obtenidos por este método es todavía un problema. (4)

Generalmente se esperaría que la demanda última de oxígeno se vaya acercando al valor de la demanda química de oxígeno. Sin embargo, en aguas

## Caracterización de un Efluente Líquido

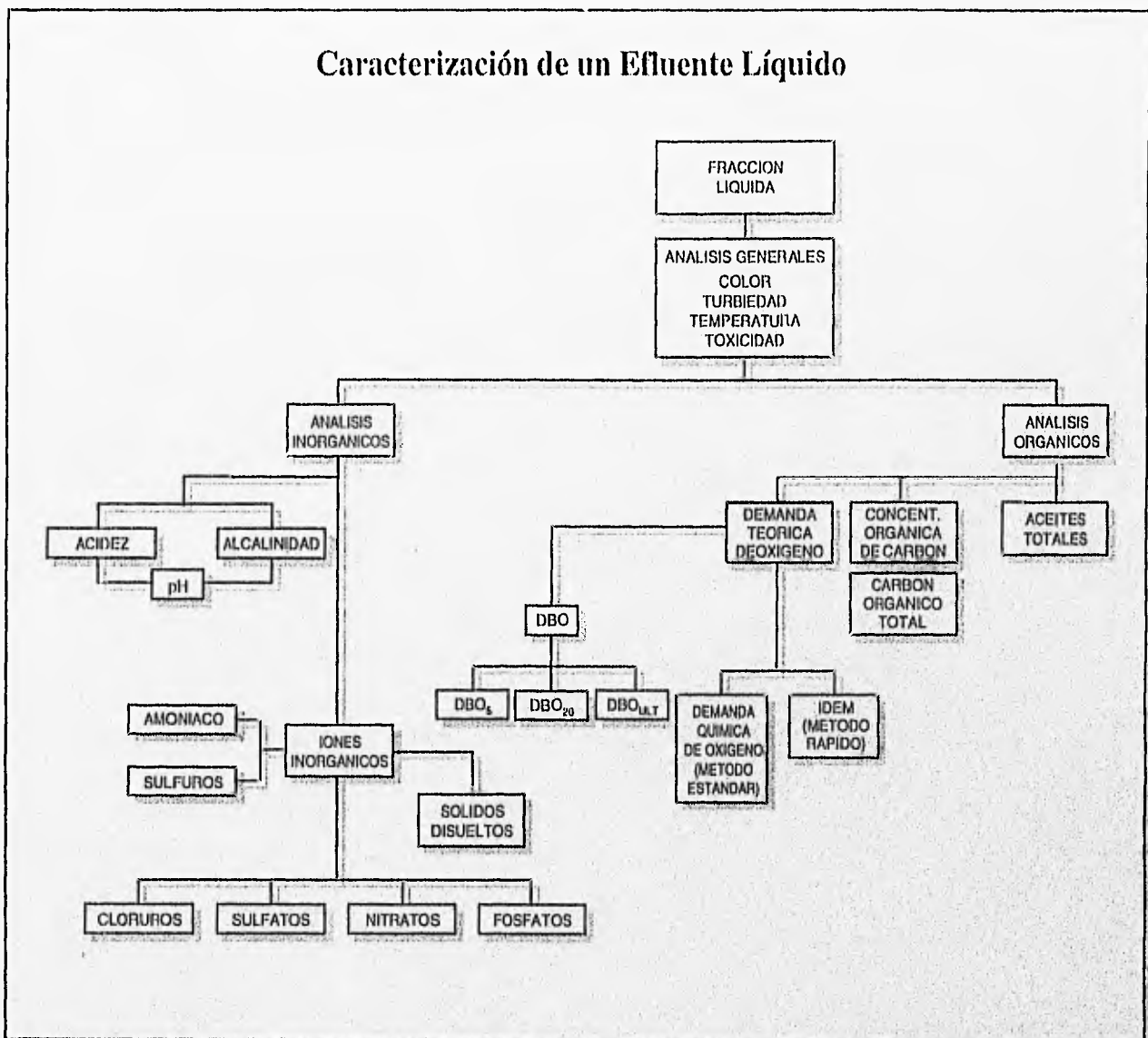


Figura 1.1 Procesos para la reducción de contaminantes



residuales complejas, esto no ocurre. Los factores que influyen para que no exista una correlación directa entre la DQO y la DBO son los siguientes: (4)

1. Muchos compuestos orgánicos que son oxidados por el  $\text{MnO}_4^-$  o el  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$  no son bioquímicamente oxidables.
2. Ciertas sustancias inorgánicas como los sulfuros, los sulfitos, los tiosulfatos, los nitritos, y el  $\text{Fe}^{2+}$  se oxidan por el dicromato formando un DQO inorgánico.
3. Los valores de DBO pueden resultar muy bajos por la posible presencia de tóxicos, debido a la falta de adaptación de la biocomunidad inoculada, mientras que la DQO es independiente de estos factores.
4. En los análisis de DQO la presencia de cloruros puede interferir en los resultados provocando valores mucho más altos.

La demanda bioquímica de oxígeno se usa como una medida de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación de la materia orgánica biodegradable presente en la muestra de agua y como resultado de la acción de oxidación bioquímica aerobia. El tiempo de incubación para la determinación de esta variable es de cinco días. Esta demanda de oxígeno es básicamente el resultado de tres tipos de materiales como son: (16)

1. Materiales orgánicos carbónicos, utilizados como fuente de alimentación por organismos aeróbicos.
2. Nitrógeno oxidable, derivado de la presencia de nitritos, amoníaco y en general compuestos orgánicos nitrogenados útiles para el desarrollo de bacterias nitrificantes.

3. Compuestos químicos reductores como sulfitos, sulfuros, ion ferroso, que se oxidan por oxígeno disuelto.

La materia orgánica no biodegradable puede ser analizada también como Carbono Orgánico Total (COT, mg/L), la cual es analizada y medida al oxidar toda la materia orgánica hasta dióxido de carbono. (13)

Aceites, grasas y otros materiales espumosos son estéticamente indeseables y tienen que ser eliminados completamente. Los sólidos suspendidos y coloides hacen que el agua se opaque; además de que forman bancos de lodo bajo la corriente. (13)

Los sólidos suspendidos totales (SST) incluyen todos los materiales sólidos, orgánicos e inorgánicos. Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) incluyen solamente aquellos que pueden oxidarse a gas a 550°C; la mayoría de los orgánicos pueden ser oxidados, mientras los inorgánicos podrán permanecer como cenizas. (13)

La acidez y la alcalinidad son destructores de la vida, por lo que el control del pH es de gran importancia antes de descargar el efluente a mantos naturales. (9)

## **1.2 TRATAMIENTO SECUNDARIO**

Esta fase del tratamiento de aguas residuales se refiere a la degradación biológica de compuestos orgánicos solubles presentes en el efluente. De acuerdo

al metabolismo de los microorganismos involucrados se consideran dos tipos de tratamientos biológicos: a) El Aerobio y b) El Anaerobio. Para cada uno de ellos se encuentran establecidos diversos métodos cuya selección dependerá del carácter, volumen y variabilidad del agua residual. (14)

### 1.2.1 Tratamiento aeróbico

En este proceso la mineralización de la materia orgánica es realizada por bacterias que utilizan al oxígeno como último aceptor de electrones en la oxidación de sus metabolitos, por lo que son conocidos como microorganismos aeróbicos. (11)

Durante la degradación de la materia orgánica se generan carbonatos y amoníaco debido a la desaminación de compuestos que contienen nitrógeno, el amoníaco es convertido a nitrato por las bacterias litótrofas nitrificantes, de igual forma el  $H_2S$  producido por la descomposición de los compuestos orgánicos es oxidado a  $SO_4^{2-}$ . (11)

Esta biodegradación de compuestos orgánicos presentes en el efluente trae como consecuencia el desarrollo natural del microorganismo por lo que hay un incremento en la biomasa, la cual junto con cientos de materiales insolubles no degradables sedimentan en el agua ocasionando la formación de lodos. (4)

Uno de los principales productos obtenidos durante este proceso es el amonio; dada su alta toxicidad para peces y otras especies acuíferas es preciso su eliminación mediante tratamientos químicos posteriores como adsorción con carbón activado o bien oxidación con cloro. El fosfato es otro anión que se debe

eliminar con alto control ya que es la causa principal de la eutroficación, se han tratado de encontrar formas de eliminar este ión mediante un tratamiento terciario del agua residual, pero estos métodos no han sido ampliamente adaptados (2).

A continuación se presentan los principales procesos para el tratamiento aeróbico en aguas residuales:

- **LODOS ACTIVADOS**

Los componentes esenciales de este tipo de proceso son un tanque sometido a aireación, en el cual los compuestos orgánicos solubles son degradados por las bacterias y la biomasa, es arrastrada por el efluente hacia el interior del clarificador donde los sólidos sedimentan, se concentran y son removidos por un equipo de bombeo el cual drena una parte del lodo como desecho y el resto es reciclado al recipiente de aireación para mantener una alta concentración de bacterias. (5)

Los microorganismos presentes son bacterias, hongos, algas, entre otros y cambian continuamente en función de las variaciones de la composición de las aguas residuales y de las condiciones ambientales. La cantidad de lodos se incrementa con la degradación de la materia orgánica, la velocidad del crecimiento bacteriano durante la etapa inicial es mucho mayor debido a que la concentración de sustrato es relativamente mayor comparada con la población de las bacterias. (5)

El control práctico del proceso de lodos activados involucra dos factores principalmente:

a) El control de la concentración de oxígeno disuelto en la aireación.

b) El control de sólidos suspendidos (considerada como biomasa), en el licor mezclado.

En este tipo de procesos un exceso de organismos filamentosos, provoca una difusión de flóculos que sedimentan muy lentamente, tal problema es conocido como engrosamiento de lodos. (8)

Lo anterior se ve favorecido cuando el oxígeno disuelto y la DBO son muy bajos, de tal forma que los organismos filamentosos al ocupar una área de contacto mayor consumen el oxígeno presente, impidiendo así que éste se difunda a los flóculos. Una forma de eliminar el engrosamiento de lodos es realizar este tratamiento en un reactor con agitación. (8)

Por el contrario, la concentración alta de oxígeno disuelto favorece la zoogelación (floculación de microorganismos), los cuales oxidan compuestos orgánicos que los filamentosos no realizan. (8)

El proceso de lodos activados, remueve compuestos orgánicos contaminantes con eficiencias del 95% obteniéndose efluentes con niveles de contaminantes menores a 30 ppm. (8)

#### • LAGUNAS DE AIREACION

Las lagunas aireadas son recipientes con profundidad de 1-4 m. en las cuales la oxigenación se realiza mediante unidades de aireación tales como turbinas o difusores. El oxígeno es disuelto y los sólidos suspendidos son homogenizados. Este tipo de sistemas no cuenta con el reciclado de lodos.

De acuerdo al nivel de turbulencia, las lagunas aireadas se clasifican en dos categorías:

a) Lagunas aireadas de mezcla completa. En las cuales la turbulencia es suficiente para mantener los sólidos en suspensión y proporcionar oxígeno disuelto en todo el volumen líquido. Tienen un tiempo de retención de tres días. Este tipo de lagunas son usadas para pretratar residuos antes de que sean descargados a los desechos municipales. (21)

b) Lagunas facultativas. Son conocidas como facultativas debido a que el nivel de turbulencia es insuficiente para mantener sólidos en suspensión, por lo que éstos decantan en el fondo de la laguna donde son degradados anaeróbicamente. Estas lagunas facultativas remueven la BOD residual y la mayoría de los sólidos suspendidos con un tiempo de retención de 3-6 días, presentan diez años de trabajo aproximadamente. (21)

En general, las lagunas son de igual eficiencia que los lodos activados, sin embargo la desventaja que presenta este tipo de proceso es el gran espacio de terreno que ocupan para su construcción. (12)

#### • SISTEMAS DE BIOPELICULA

Estos sistemas son llamados reactores de crecimiento biológico asistido, en los que se utiliza algún tipo de soporte para el crecimiento biológico, donde se mantienen fijos los microorganismos. Básicamente existen dos formas de presentación de estos sistemas: (12)

a) Filtros percoladores, rellenos de materiales como roca o plástico, cubiertos por un limo biológico a través del cual se percola el agua residual. La



materia orgánica y coloidal se separa mediante oxidación aerobia, biosorción, coagulación y descomposición anaerobia, de hecho no hay ningún tipo de filtración mecánica en este sistema. Por medio de este proceso se disminuye la DBO en un 60%, y es útil cuando el caudal de agua residual es pequeño. Las ventajas de estos filtros sobre los lodos activados se enuncian a continuación: (11)

1. No se requiere energía para la aireación.
2. La operación es sencilla.
3. La respuesta es lenta y de recuperación más rápida a los cambios bruscos de la DBO.

Sin embargo el costo del material de relleno podría resultar demasiado elevado, lo cual económicamente es una gran desventaja.

b) Biodiscos. Reciben el nombre de reactores biológicos rotatorios, formados por diversos discos de plástico de gran tamaño, montados sobre un eje rotatorio sumergidos en el tanque de agua residual. (22)

Estos discos soportan una película de microorganismos de 1-4 mm, promueven la conversión a nitrato, el exceso de biomasa es eliminado por las fuerzas del arrastre, que es colectado en un clarificador (Escárcega y Pulido, 1986). De igual forma que el modelo anterior son de bajo consumo de energía, y debido a que es posible tener en cada etapa un cultivo biológico diferente, el proceso es de gran flexibilidad, lo que permite el desarrollo de cultivos de bacterias nitrificantes. (1)

### 1.2.2 Tratamiento Anaerobio

Anteriormente, fue usado para la estabilización de lodos municipales e industriales. Sin embargo, los procesos de tratamiento anaerobio han sido usados recientemente para remover residuos disueltos o concentrados en las aguas de desecho. (21)

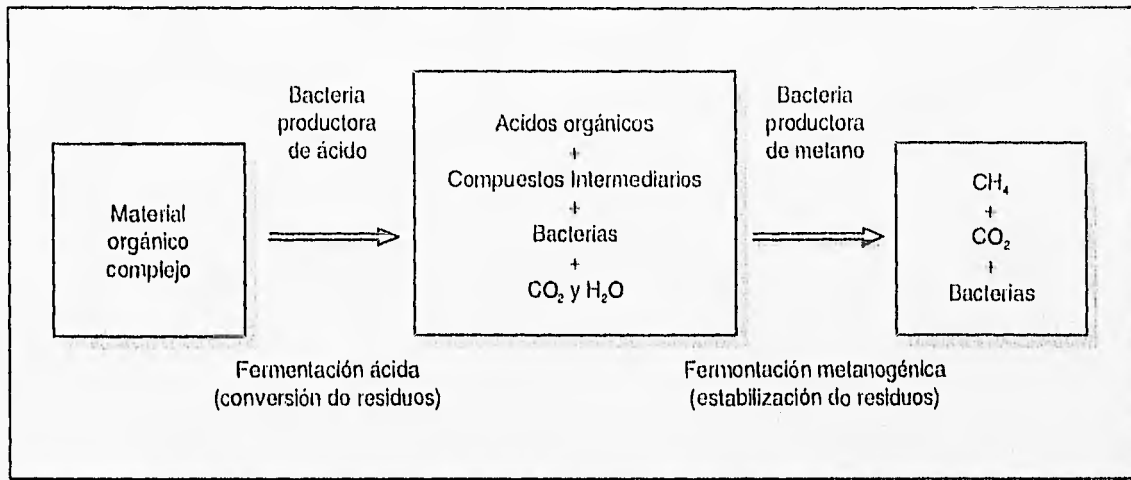
La descomposición anaeróbica generalmente se emplea para el tratamiento de materiales que tienen mucha materia orgánica (MO) insoluble, como la fibra y la celulosa o para desperdicios industriales concentrados.

Este tratamiento implica una compleja serie de reacciones digestivas y de fermentación cuyos productos finales son:  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , hidrógeno, mercaptano en estado gaseoso. Presenta básicamente dos etapas cuyo mecanismo es secuencial por naturaleza: (18)

- a) Fermentación ácida.
- b) Fermentación metánica.

Durante la fermentación ácida se lleva a cabo la hidrólisis de proteínas, carbohidratos, grasas, alcoholes, benzoatos, celulosa hasta la producción de ácidos orgánicos de cadena corta, como ácido acético, ác. propiónico, ác. butírico,  $\text{CO}_2$  e hidrógeno, realizada por microorganismos anaeróbicos o bien facultativos (fig. 1.2). (18)

En esta etapa no hay disminución importante de la DQO o de DBO y el crecimiento bacteriano es de mayor velocidad. Dada la producción de ácidos, se



## MECANISMO DE DEGRADACION ANAEROBICA

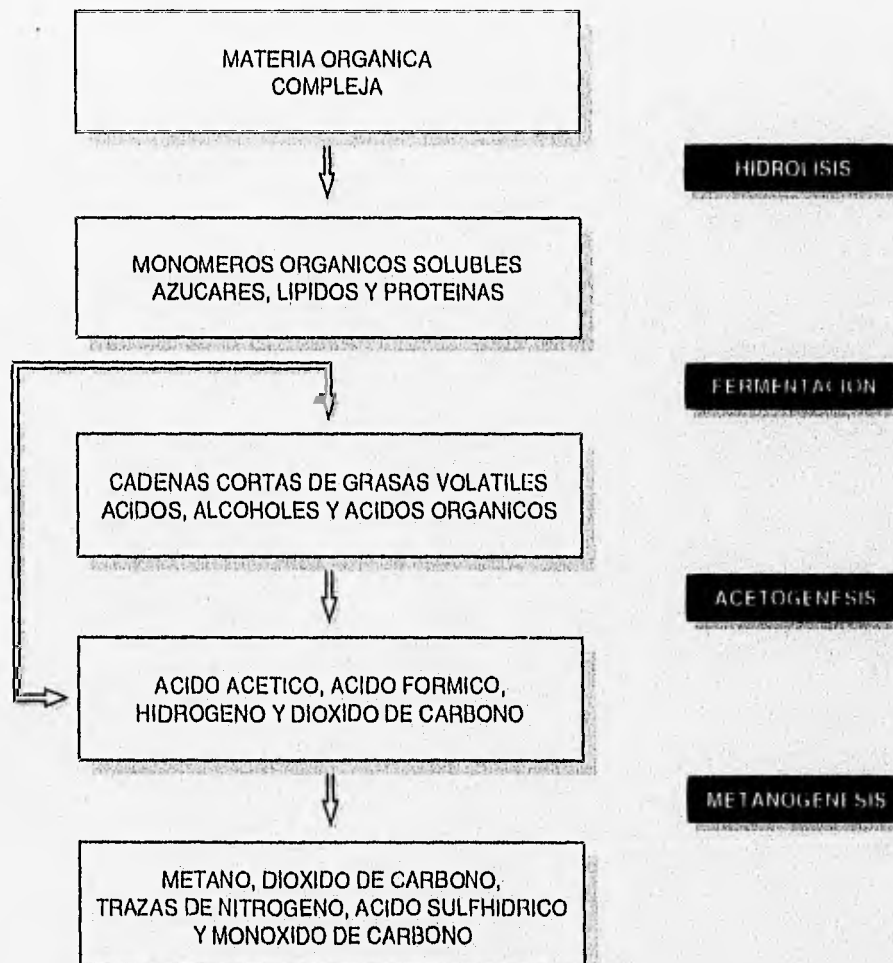


Figura 1.2 Mecanismo de Degradación Anaeróbica

presenta un abatimiento en el pH neutro a valores de aproximadamente 5.0, la cual se estabiliza posteriormente en la segunda etapa a pH de 6.8 a 7.4. (8)

La fermentación metánica es realizada por un grupo altamente especializado de microorganismos conocidos como bacterias metanógenas que son bacterias anaerobias sensibles a los cambios de temperatura y pH, se consideran mesófilos facultativos, teniendo un éxito de operación del proceso a 25°C . Su pH óptimo de crecimiento es de 6.4 a 7.2, así también a pH básico como 8.0. Y a pH menores de 6.0 el desarrollo de la bacteria se ve afectado dramáticamente. (18)

Durante la fermentación metánica estas bacterias emplean al  $\text{CO}_2$  como aceptor de electrones durante su respiración anaerobia, convirtiéndolo en metano utilizando al hidrógeno como donador de electrones. El metanol, formiato, mercaptano, acetato y metilaminas también pueden ser convertidas a metano por estas bacterias. Es durante esta etapa donde se controla la velocidad del proceso ya que la producción de biomasa está limitada por la disponibilidad de hidrógeno formado durante la respiración microbiana en la primera etapa de la fermentación. (18)

Los sistemas anaeróbicos deben estar completamente herméticos para evitar la entrada de aire al reactor y para poder conectar los gases generados, los cuales son incinerados o sometidos a un tratamiento posterior. (18)

El tiempo de residencia de este proceso es generalmente de 2 a 20 días. El tratamiento anaerobio ofrece diversas ventajas sobre el aerobio tales como: (20)

1. Ahorro en cuanto al consumo de energía ya que no requiere equipo de aereación.
2. La biomasa, o lodo generado es mucho menor que los sistemas aerobios por lo tanto el último sistema tiene mejores costos en su operación.
3. La energía utilizada puede ser recuperada mediante la recirculación del metano.

Lo anterior se explica debido a que no se requiere la presencia de oxígeno en el medio en los procesos anaerobios y se pueden operar mayores volúmenes de afluente en comparación con los aerobios. Dada la utilidad del metano como combustible este se puede reutilizar como energético. No se requiere la introducción de nutriente, ya que el contenido de materia orgánica es suficiente para el desarrollo de microorganismos, siendo una gran ventaja contra el sistema aerobio. (21)

Sin embargo también es necesario exponer las desventajas de este proceso, por ejemplo, se requieren mayores tiempos de residencia dada la producción de ácido sulfhídrico y mercaptanos, se liberan malos olores a la atmósfera, lo cual es indeseable en las zonas urbanas. (21)

Para asegurarse de que la velocidad del proceso se realice de manera adecuada, es necesario mantener una temperatura aproximadamente de 35°C. Por lo que el suministro de energía puede partir del mismo metano producido. (20)

Es más difícil la sedimentación de la biomasa aerobia que la que se produce anaeróticamente, lo que implica un costo superior para la clarificación. Sin

embargo, si el agua residual contiene una buena cantidad de sólidos en suspensión a los que se adhiera la biomasa, lo anterior no representaría ningún problema (10).

De la misma forma que en los procesos aerobios, se tienen tres generaciones de reactores anaerobios: (21)

1. La biomasa se encuentra en suspensión
2. Los microorganismos son retenidos en un soporte
3. Donde los microorganismos, en forma de biopeícula, se encuentran en un soporte expandido o fluidificado. (fig. 1.3)

Los efluentes secundarios contienen altas concentraciones de nutriente inorgánicos, principalmente amonio y fosfatos, por lo que su descarga puede en determinado momento ocasionar problemas de eutroficación. El desarrollo de cultivos microalgales en estos efluentes es un mecanismo adecuado para la eliminación de dichos nutrientes, permitiendo la rápida proliferación de estos microorganismos, generando una biomasa potencialmente útil como alimento, producción de pigmentos, entre otros (13).

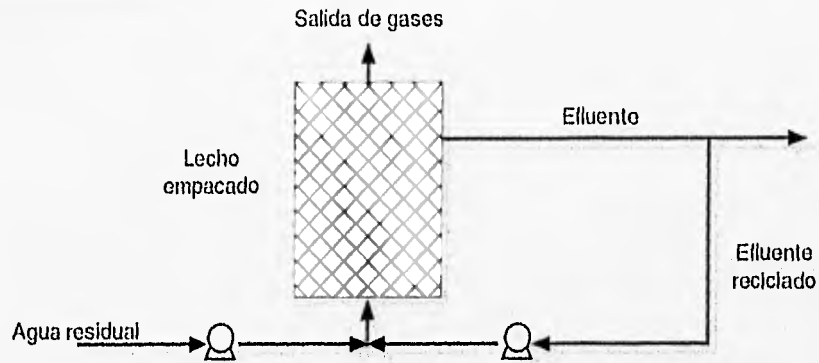
### **1.3 TRATAMIENTO TERCIARIO**

Para conseguir que el efluente tenga una calidad superior a la ya obtenida durante el tratamiento secundario, el agua residual es sometida a una serie de procesos conocidos como tratamiento terciario, los cuales son:

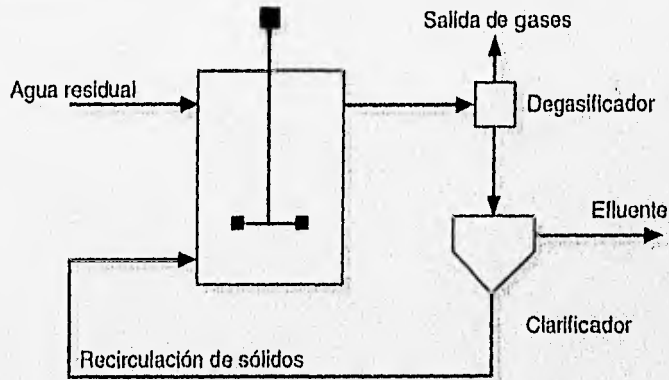


## REACTORES ANAEROBICOS

### REACTOR FILTRO ANAEROBICO



### REACTOR DE CONTACTO ANAEROBICO



### REACTOR LECHO FLUIDIZADO

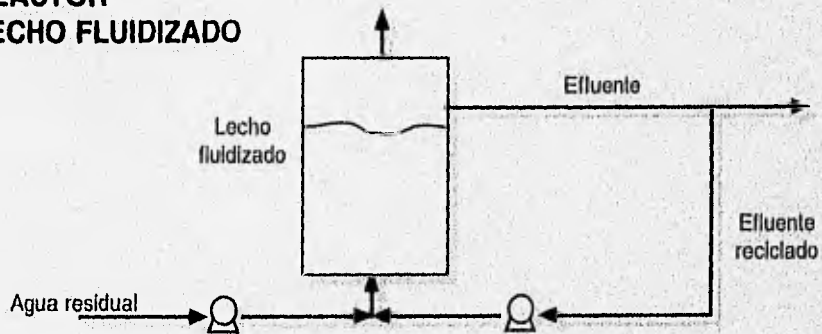


Figura 1.3 Reactivos anaeróbicos

**1.3.1 Adsorción con carbón activado.** Se utiliza para la eliminación de olores y sabores que producen los contaminantes. El uso del carbón activado posee la gran ventaja de que se puede reactivar sin que exista pérdida del poder de adsorción. (4)

**1.3.2 Intercambio Iónico.** Mediante este proceso los iones unidos a grupos funcionales de la superficie del sólido por fuerzas electrostáticas se intercambian por otros iones. Las superficies intercambiadoras como resinas sintéticas o bien naturales como las zeolitas, básicamente se tienen de dos tipos: catiónicas o aniónicas. (4)

Los intercambiadores catiónicos: permiten el intercambio de  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  por iones sodio, de tal forma que el efluente es ablandado para posteriormente ser liberado. (6)

Los intercambiadores aniónicos eliminan iones tales como sulfatos, cromatos, por iones hidroxilo. Ambos intercambiadores se pueden regenerar por lo que su utilidad es excelente. (6)

**1.3.3 Procesos de oxidación química.** Existen dos formas de realizar la oxidación química en aguas residuales las cuales son cloración y ozonificación. La primera aplica cloro en los efluentes para desinfectar dada su fuerte capacidad de oxidación, reduce la DBO ya que oxida compuestos orgánicos, oxida iones metálicos tales como  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ , así como cianuros obteniéndose productos inocuos. Este proceso es de alto riesgo debido a que el cloro con los grupos amino forman las cloroaminas dañinas a la salud del ser humano por ser fuertemente cancerígenas. (6)

#### 1.3.4 Ozonación.

El ozono fue descubierto por el filósofo alemán Van Marumen en 1785. El uso del ozono como germicida ocurrió en Francia en 1886 cuando Meritens demostró que el aire ozonizado podía esterilizar agua contaminada. La primera planta de tratamiento de agua donde se utilizó el  $O_3$  como purificador fue construida en 1893 en Oudshorr, Holanda. Posteriormente se extendió a Europa y fue hasta 1941 cuando se usó la ozonación para tratamiento de aguas en Indiana, E.U.A, para controlar el olor de aguas residuales. Durante la Primera Guerra Mundial, el uso del ozono fue desplazado por la cloración debido a la falta de tecnología e investigación de este compuesto. (19)

El ozono tiene una solubilidad de 570 mg/l a 20°C, es decir, aproximadamente 13 veces mas soluble que el oxígeno, además es uno de los más poderosos agentes oxidantes, capaz de oxidar totalmente sulfuros a sulfatos, eliminando por completo el olor del ácido sulfhídrico. (19)

Es un alótropo del oxígeno formado por descargas eléctricas en la presencia de oxígeno. Los requerimientos de energía para generar  $O_3$  están en un intervalo de 10 a 13 Kwh/lb a partir de aire y de 4 Kwh/lb si es obtenido por oxígeno puro. (19)

Este alótropo es un gas inestable que tiene un punto de ebullición de -112°C, parcialmente soluble en agua, de olor picante en concentraciones altas. (3)

El  $O_3$  puede ser producido por descarga eléctrica en un contenedor de gas ya sea oxígeno o aire, o bien por acción fotoquímica mediante Luz Ultravioleta.

Para la obtención de ozono a gran escala se utiliza el método de descarga eléctrica conocido también como Corona. Se utiliza corriente alterna con voltajes entre 5 y 25 KV. El dispositivo (fig.1.4) está formado por un par de electrodos separados por una barra dieléctrica que generalmente es de vidrio con un espesor de 1-3 mm, presenta un espacio de 3 mm por donde se hace pasar el flujo de aire. Sólo el 10% de la energía es usada para producir  $O_3$ . (3)

El aire debe ser secado para retardar la formación de  $HNO_3$  e incrementar la eficiencia de producción de ozono. El ácido nítrico se forma cuando el nitrógeno del aire entra en contacto con la descarga eléctrica, por lo que se debe evitar la introducción de aire húmedo. Una vez generado el gas oxidante, se burbujea en una corriente de agua dentro de un contenedor denominado Contactor. (11)

El ozono se genera mediante la excitación y aceleración de electrones dispersos en un campo de alto voltaje, de tal forma que dada la velocidad que presentan estas partículas negativas son capaces de romper el enlace covalente presente en las moléculas de oxígeno dando lugar a la formación de radicales libres, los cuales al chocar unos con otros permiten la unión química del  $O_3$ . (6)

Los parámetros a controlar para que el equipo de ozonación se mantenga en buen estado son: temperatura, presión, voltaje. Debe contar con un sistema de enfriamiento para proteger el material dieléctrico presente en la unidad. (11)

La fig. 1.5 presenta un esquema de un equipo generador de ozono.

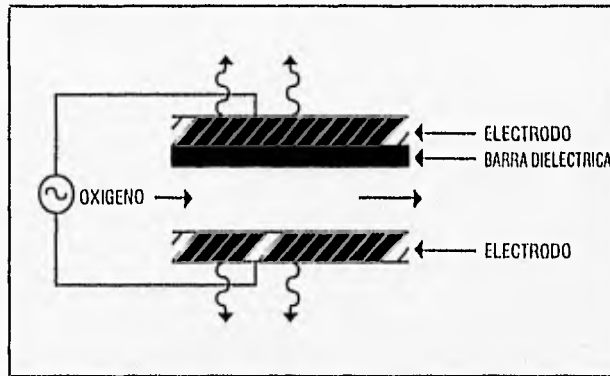


Figura 1.4 Dispositivo de generación de Ozono (Cheremisinoff y Cheremisinoff, 1993).

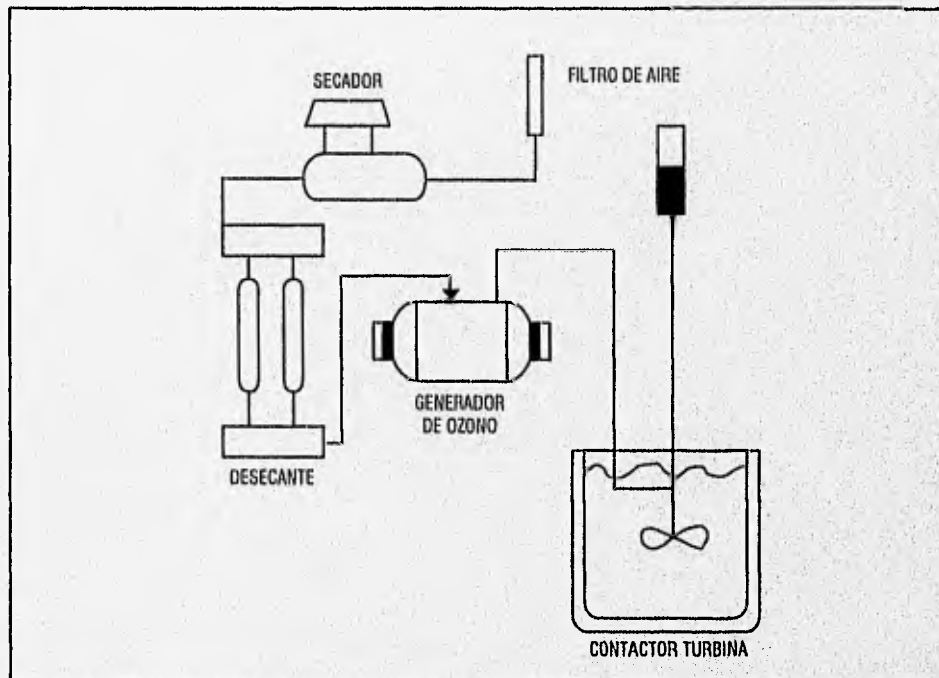


Figura 1.5 Equipo de tratamiento de aguas mediante la producción de Ozono (Cheremisinoff y Cheremisinoff, 1993)



La aplicación de este alótropo en el tratamiento de aguas residuales se basa específicamente en su poder oxidante actuando sobre productos orgánicos no saturados, halogenuros alifáticos, rompe anillos aromáticos como el fenol que lo oxida a ácido oxálico ó acético, degrada trihalometanos y pesticidas como el DDT y malatión entre otros. Los compuestos oxidados a cetonas, alcoholes y ácidos son de fácil degradación por los microorganismos o bien pueden ser adsorbidos con carbón para posteriormente transformarlos a  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$ . (4)

De acuerdo a lo anterior la DQO y la DBO se reducen, así como la formación de espumas. Es útil también para evitar malos olores por lo que es de gran uso en la industria alimenticia, farmacéutica y fábricas de pintura. (15)

En el sector salud la importancia del ozono es que elimina bacterias, hongos, levaduras, protozoarios y virus.

En la industria química se emplea para síntesis de compuestos orgánicos como la producción de ácido azelaico y ácido pelargónico los cuales intervienen en la fabricación de lubricantes y plásticos. (6)

La gran ventaja que presenta este alótropo del oxígeno en el tratamiento de aguas residuales sobre la cloración, que normalmente se lleva a cabo en diversas Industrias, es la inestabilidad del ozono, ya que una vez llevada a cabo la oxidación, éste se descompone en oxígeno permitiendo así mantener la vida acuática en los mantos acuíferos naturales. (6)



Este tipo de tratamiento se podría usar en IMEXA, siempre y cuando se haga el pretratamiento para eliminar los diferentes tipos de sólidos suspendidos que tienen estas complejas aguas. Sin embargo se tiene que decir que el equipo generador de ozono es costoso y sus rendimientos son del 40%. (6) Además las plantas convencionales de tratamiento no están diseñadas para una aplicación inmediata de la ozonación, puesto que el gas debe inyectarse con una ligera presión con el fin de evitar pérdidas de la mezcla ozono-aire u ozono-oxígeno que es costosa, tóxica y corrosiva. (19)

### 1.3.5 Osmosis Inversa

El proceso de ósmosis ocurre cuando dos soluciones de diferente concentración se encuentran separadas por una membrana semipermeable. El agua fluye a través de la membrana de la solución menos concentrada a la solución de mayor concentración. Sin embargo, si se aplica una presión a la solución más concentrada se invierte el flujo osmótico natural, y el agua entonces fluye de la solución más concentrada a la menos concentrada. A este proceso se le llama ósmosis inversa o hiperfiltración. (7)

De acuerdo a la segunda ley de la termodinámica, si se considera que el potencial químico de la solución menos concentrada es mayor, el agua de esta solución con el mayor potencial químico fluirá hacia el potencial químico menor de la solución más concentrada hasta llegar a un equilibrio. (7)

Si  $\Delta h$  = caída de presión

$\Delta\pi$  = diferencia de presión osmótica

$$\Delta h = \pi_2 - \pi_1 = \Delta\pi$$

Si se aplica a la solución más concentrada una presión igual a  $\Delta\pi$  el flujo del agua se detiene. Pero si la presión que se aplica a la solución más concentrada es mayor que  $\Delta\pi$  el agua fluirá de la solución más concentrada a la menos concentrada. (7)

Los potenciales químicos se invierten y la solución más concentrada busca el menor nivel de energía. (7)

La velocidad de transporte de agua estará en función de la presión aplicada, la presión osmótica aparente o la diferencia, el área y características de la membrana, y la temperatura de la solución (Fig. 1.6 y 1.7). (7)

Con el fin de describir el mecanismo por el cual opera el proceso de ósmosis inversa se han propuesto varios modelos para tratar de explicar la naturaleza semipermeable de las membranas. Entre estos está: (7)

1) La adsorción negativa de solutos a la solución en la interfase de la membrana. Esta fue postulada por Sourirajan, y asume que una capa de agua pura existe en la interfase de la membrana y si el grosor de ésta es menor que el doble del diámetro del poro entonces sólo el agua puede pasar a través de ella. (7)

2) Acid y Breton, le dieron impulso a la idea del enlace de hidrógeno del agua con la membrana misma. El mecanismo del transporte de agua es por una serie de enlaces de hidrógeno y procesos de difusión de sitio a sitio. El agua en la membrana se ordena en una estructura como la del hielo y los solutos sólo se excluyen del proceso. (21)

3) La teoría de solución-difusión propuesta por Lonsdale consiste en membranas no porosas en donde el agua y el soluto se disuelven en la membrana en diferente proporción y luego se difunde a través de ella a diferentes velocidades. La velocidad de difusión del agua se determina por un gradiente de presión y la difusión de solutos por la presencia de un gradiente de concentración. (7)

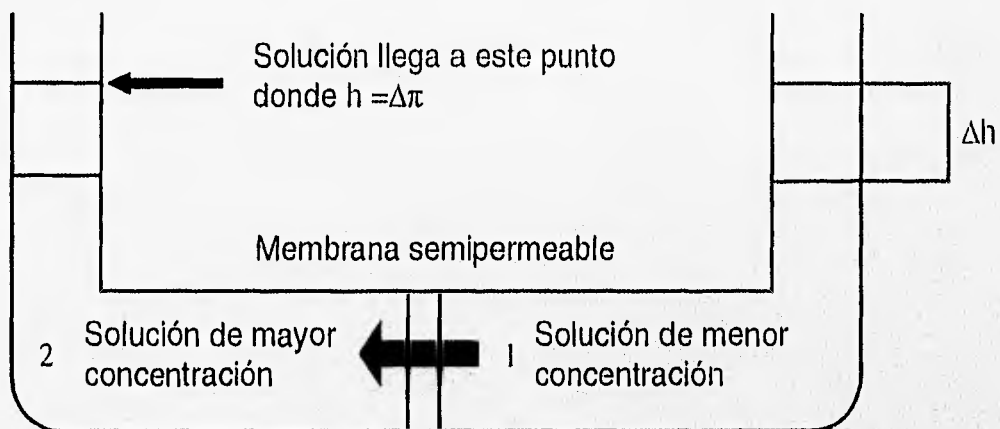


Figura 1.6 Osmosis Simple

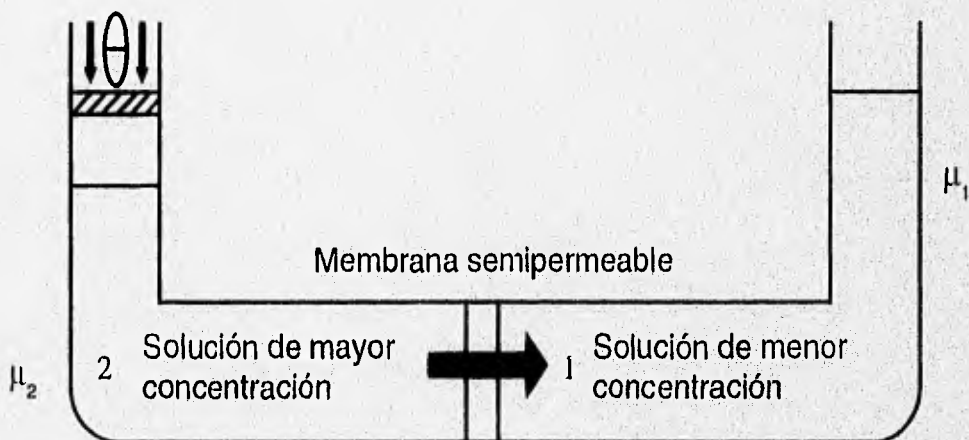


Figura 1.7 Osmosis Inversa Simple

## **CAPITULO II**

### **ANTECEDENTES**

#### **2.1 Ubicación de IMEXA.**

IMEXA, se encuentra situada en la carretera federal México-Puebla Km. 87.6 en San Martín Texmelucan, Puebla. En la figura 2.1 se puede observar la situación geográfica y la distribución de esta planta industrial.

Es importante conocer el proceso en el cual se trata de controlar no sólo los desechos líquidos sino cualquier foco de contaminación, para así optimizar las materias primas utilizadas en el proceso.

#### **2.2 Propiedades de la materia prima.**

En IMEXA, la melaza se utiliza como fuente de carbono para la elaboración de levadura para panificación. La melaza es el producto final que se obtiene en la preparación del azúcar mediante una cristalización repetida; con respecto a su origen natural se hace distinción entre las melazas de remolacha y las melazas de la azúcar de caña, que son ácidas, de color café oscuro y olor acidulado o un aroma de fruta.

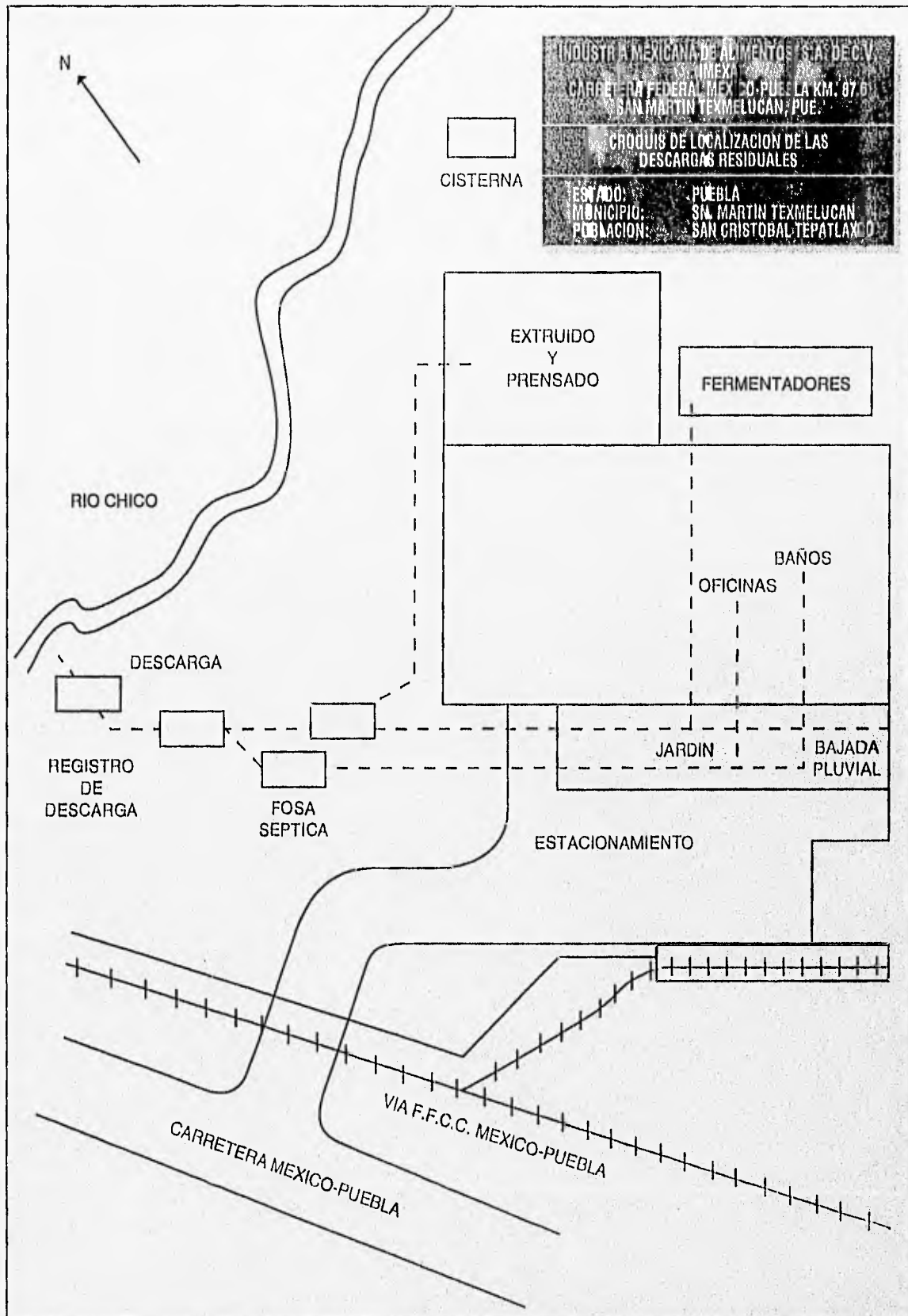


Figura 2.1 Localización de la Planta Industrial IMEXA



En lo que se refiere a la composición química, es difícil determinar por medio del análisis, el origen de una melaza desconocida y es prácticamente imposible hacerlo por medio de un examen intensivo en el laboratorio.

En la tabla 2.1 se presenta la composición química de la melaza de caña.

Constituyente	Melazas de caña
Agua	20%
Constituyentes orgánicos:	
Azúcares: Sacarosa	32%
Glucosa	14%   62%
Fructosa	16%
No azúcares: materiales nitrogenados ácidos libres y combinados, sustancias gomosas solubles.	10%
Constituyentes inorgánicos (cenizas)	8.0%
Total	100 %

Tabla 2.1 Composición química de la melaza.

### 2.3 Descripción del proceso de panificación.

El proceso de panificación empleado en la industria IMEXA se divide principalmente en cinco etapas, las cuales se describen posteriormente:

#### 2.3.1 Clarificación

#### 2.3.2 Tratamiento térmico

### 2.3.3 Fermentación

### 2.3.4 Separación

### 2.3.5 Filtrado y prensado

#### 2.3.1 Clarificación

El término clarificación se aplica cuando en una suspensión se quiere separar por medios fisicoquímicos la fase líquida de la fracción sólida. En este caso se remueven principalmente impurezas tales como lodos, restos de fibras, gomas y coloides que tiene la melaza, de tal forma que se disminuye la cantidad de agua utilizada para lavar la levadura del resto del medio de fermentación.

Para acelerar la velocidad dinámica en la sedimentación se induce a la floculación de los sólidos suspendidos. La floculación promueve que las partículas formen conglomerados lo suficientemente grandes y pesados para así asentarlos a una mayor velocidad. Para lograr lo anterior se utilizan coloides hidrófobos, los cuales neutralizan las cargas eléctricas de la superficie, añadiendo iones con cargas de signo contrario comúnmente en forma de electrolitos (15). La mayoría de las pulpas ya contienen algo de materia coloidal, como es el caso de la melaza. La clarificación de la melaza consiste en lotes de 17 toneladas de melaza a 85°C Brix, la cual se diluye con agua a temperatura de 65°C necesaria para llevarla a 50°C Bx ya que a esta dilución se lleva a cabo la sedimentación.

El proceso de clarificación se realiza en una serie de tanques donde se generan lodos residuales que son clorados y trasladados a la fosa de secado. En la clarificación se generan aproximadamente 2200 kg de lodo, que representan el 8% de la melaza total clarificada. Esto implica que se disminuye un 75% de los

sólidos suspendidos totales (SST). Sin embargo lo más significativo de la clarificación es haber eliminado algunas moléculas desfavorables para la fermentación de la melaza, como es el caso de los coloides que están fuertemente relacionados con el color. El costo de la clarificación es de \$ 9.5 por tonelada de melaza a clarificar.

### 2.3.2 Tratamiento térmico

Este proceso realiza una esterilización en semicontínuo de la melaza, con el fin de eliminar microorganismos que afecten al proceso de panificación. El proceso se divide en cuatro pasos:

a) Dosificación. En esta área se determina y acondiciona la cantidad de melaza que será esterilizada, esta operación se realiza en un tanque báscula de 12,000 Kg de capacidad máxima.

b) Esterilización. La melaza se esteriliza por medio de un tubo "flash" a 3.5 kg-cm<sup>2</sup> de presión y 140°C de temperatura.

c) Almacenamiento. La melaza esterilizada es almacenada en un tanque para su posterior uso en fermentación.

d) Lavado de equipo. Una vez terminada la esterilización es necesario enjuagar y lavar las líneas así como los tanques para evitar problemas de contaminación en el uso del siguiente lote.

### 2.3.3 Fermentación

En esta etapa se parte desde un tubo de ensaye a nivel laboratorio, donde se propaga la levadura, hasta llegar a 80,000 L finales. Las condiciones de cultivo se deben controlar para obtener la fermentación máxima de los azúcares en la masa de pan. Las condiciones para el crecimiento de la levadura son las siguientes:

Como fuente de carbono se utiliza la melaza, en cuanto a fuente de nitrógeno-urea, sulfato de amonio o agua amoniacal, se agregan también sales inorgánicas como sulfato de magnesio, sulfato de zinc, cloruro de potasio, entre otras. El pH óptimo para el desarrollo del microorganismo se encuentra comprendido en un intervalo de 4.0 a 5.0. La temperatura del medio varía entre 30 y 32°C. El flujo de aire es de 10 a 20 m<sup>3</sup> por kilogramo de levadura. (2)

El proceso de fermentación es discontinuo en casi todas sus etapas, sin embargo, en la última es semicontinuo, para elevar la concentración de la biomasa.

### 2.3.4 Separación

Una vez terminada la fermentación, la levadura producida se separa del resto del mosto por medio de centrifugas. Esto se realiza pasando el mosto a un tanque intermedio para reducir la presión generada y así dosificar la cantidad de mosto en la entrada a la primera centrifuga, donde por diferencia de peso la levadura se separa y se recibe en un tanque pequeño. Ésta es mezclada con agua y pasada a la siguiente centrifuga, continuando la operación hasta llegar a la cuarta centrifuga para finalmente dosificar la levadura en un tanque receptor.

El método que se utiliza para medir la cantidad de agua que se requiere en el lavado es midiendo los grados Brix de la levadura al salir del último lavado, el cual debe ser de 16°Bx.

### **2.3.5 Filtrado y Prensado**

Una vez separada la crema, ésta es recibida en un tanque especial para posteriormente ser pasada a través de un filtro prensa con el fin de reducir el contenido de humedad hasta aproximadamente un 60%. Finalmente la levadura se corta en barras y se empaca para ser distribuida al cliente.

A continuación se presenta un diagrama de flujo que indica el proceso de obtención de levadura (fig. 2.2), como se puede observar en las etapas de clarificación de melaza, de fermentación y de separación de la pasta, están los consumos considerables de agua de pozo.

### **2.4 Caracterización del agua residual en IMEXA.**

En el año de 1988 se iniciaron las investigaciones sobre tecnología aplicable al tratamiento de las aguas de desecho, para acondicionarlas a las características que la SARH estableció como requisito a principios de los años 80.

En la tabla 2.2 se enlistan dichas características, comparándolas con los datos que la empresa presentó en enero de 1988 en los análisis de agua residual que se estaban descargando directamente al río.

# DIAGRAMA DE PROCESO PRODUCCION DE LEVADURA

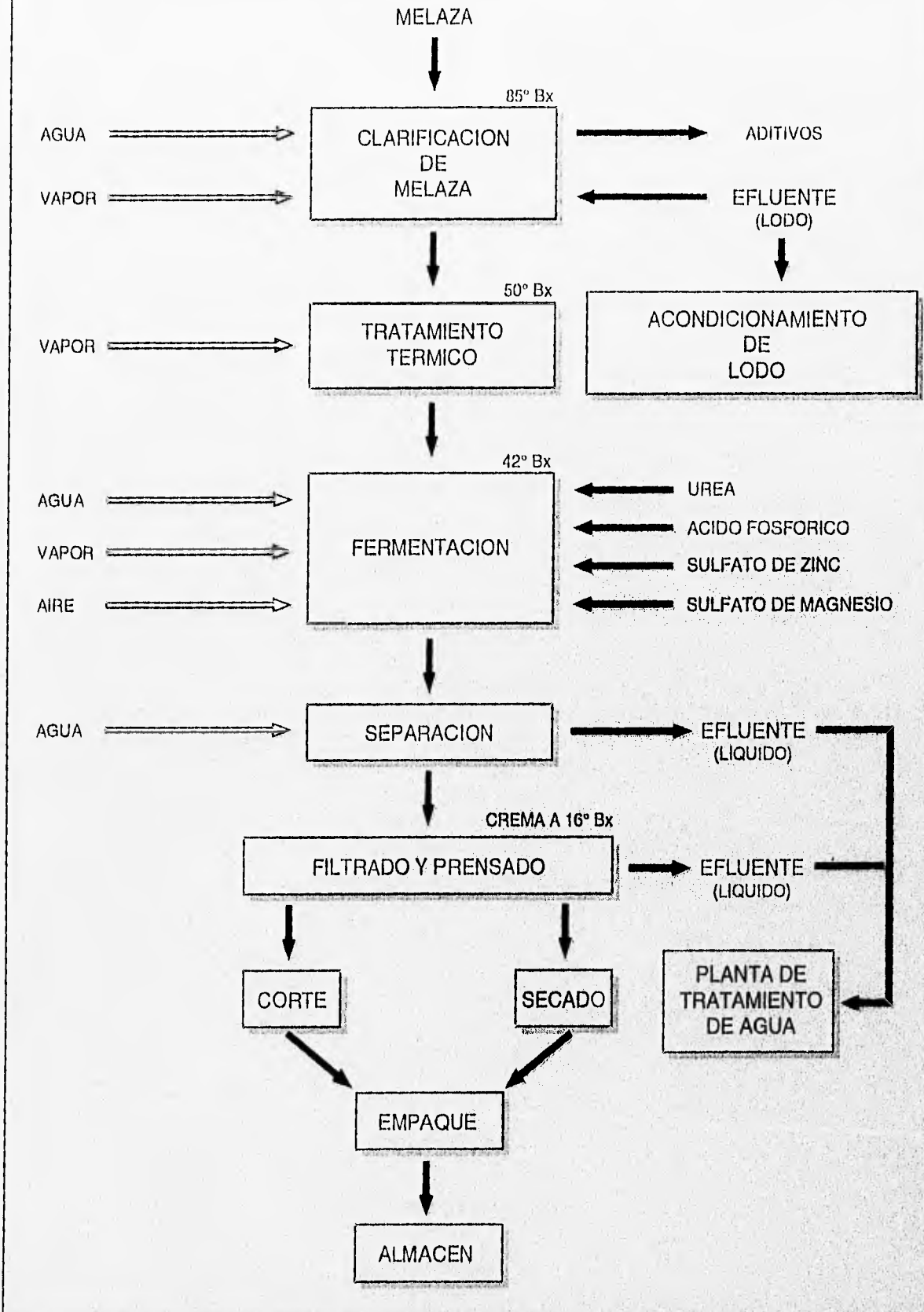


Figura 2.2 Diagrama de Proceso de Producción de Levadura



Parámetro	Normatividad	Análisis IMEXA
Temperatura máxima	35°C	21.7°C
pH	6 a 9	6.7
Materia flotante	Ausente	Ausente
Sólidos Sedimentables	1.0 ppm	20.0 ppm
Sólidos Suspendidos Totales	200.0 ppm	301.0 ppm
Grasas y Aceites	10.0 ppm	61.6 ppm
Detergentes	3.0 ppm	1.3 ppm
D.B.O	220.0 ppm	12000 ppm
Colonias fecales	1000/100 ml	17 E 05
R.A.M.	6.0	5.9
Conductividad	2000 $\mu\text{omhs}$	4573 $\mu\text{omhs}$
Color	100	-

**Tabla 2.2 Comparación de parámetros a cumplir con los obtenidos en IMEXA en 1988.**

Es fácil notar que se estaba muy lejos de cumplir con las concentraciones de los parámetros exigidos, por lo que los objetivos de la empresa fueron buscar la tecnología adecuada en eficiencia y economía para resolver el problema de contaminación.

A mediados de 1988 se contrató a la compañía Aplicaciones Tecnológicas y Biotécnicas S.A. de C.V. (A.T.B), la cual coordinada con el Departamento de

Biotecnología de la Universidad Autónoma Metropolitana y el Instituto de Ingeniería de la UNAM, representados respectivamente por el M. en C. Oscar Monroy H. y por el Dr. Adalberto Noyola y con la Supervisión de Dr. Gustavo Viniegra G., iniciaron las investigaciones para tratar de resolver este problema por un sistema de tratamiento biológico.

ATB contrató también los servicios del Dr. Gerald W. Scamell, biotecnólogo inglés de reconocido prestigio internacional en el tratamiento de aguas residuales industriales.

Previos a los estudios de laboratorio, se montaron en terrenos de IMEXA dos reactores anaerobios y un reactor aerobio bioaumentado tipo piloto, los cuales se operaron con acuciosa supervisión técnica durante 18 meses.

Debido a los cambios que frecuentemente ocurren en las características de los efluentes y al persistente exceso de sales minerales (sodio, potasio, calcio, magnesio, etc.) disueltas en el agua del primero y segundo lavado, el sistema no pudo eliminar más del 65% de la DQO y DBO.

Se estableció contacto con varias compañías ambientales, sin embargo, todas proponían un tratamiento anaerobio primario y un tratamiento aerobio secundario a base de lagunas, pero esta solución, además de presentar la problemática de inestabilidad en la eficiencia de ambos sistemas, como se comprobó a nivel piloto, requiere de grandes espacios, reactores anaerobios muy costosos y finalmente no resuelve el problema de conductividad ni de color.

Ante esta panorámica, se pensó en mezclar las aguas de primero y segundo lavado semitratadas biológicamente con las aguas del tercero, cuarto lavado,

prensado y aguas de lavado de equipo, que en conjunto son aptas para riego agrícola y destinarlas al riego de los campos de cultivo aledaños a IMEXA, pero no se logró negociar el uso constante de estas aguas con los campesinos de la región.

Dado el fracaso del sistema anaerobio en el tratamiento de nuestras aguas residuales de los primeros lavados, debido tanto a los altos niveles de materia orgánica de difícil degradación (ceras, gomas, polisacáridos, compuestos de muy bajo peso molecular, etc.), como a la gran cantidad de sales minerales en solución, así como al espacio requerido para lagunas anexas de oxidación, con los inconvenientes que esto representa, A.T.B., en coordinación con IMEXA efectuó una revisión de los resultados obtenidos hasta finales de 1990. Esta revisión indicó que era preciso buscar alternativas tecnológicas más eficientes y adecuadas a la problemática de IMEXA.

Se llegó a la conclusión de que en términos generales una reducción de los sólidos no azúcares en la melaza, podría facilitar el tratamiento de las aguas residuales de los dos primeros lavados, los cuales presentarían menor carga contaminante y posibilitaría una disminución del volumen de agua requerido en el segundo, tercero y cuarto lavados.

Partiendo de esta premisa, A.T.B. logró desarrollar, a mediados de 1991 un sistema de clarificación de melaza diluida a 48° Brix y a una temperatura de 40°C.

Los resultados de esta clarificación, que actualmente se efectúa sistemáticamente en IMEXA, en una planta clarificadora diseñada por A.T.B. y construida por IMEXA, son:

Parámetro	Melaza sin clarificar	Melaza Clarificada
Grados Brix	49°	48°
Densidad óptica	39	11
S.S.T.	97000 ppm	24000 ppm
Sólidos totales	700000 ppm	277000 ppm
pH	5.4	4.5
Azúcares reductores	24 %	30,3%

**Tabla 2.3 Resultados de la Clarificación realizada en IMEXA por ATB.**

Los valores presentados en la tabla 2.3 indican una reducción del 75.26% de los sólidos suspendidos totales y del 60.43% de los sólidos totales. El pH bajó de 5.4 a 4.64 debido a la adición de 3 Kgs. de ácido sulfúrico por tonelada de melaza cruda en el proceso de clarificación. La densidad óptica disminuye 71.8% y los azúcares reductores totales se concentran en 2.64%. El costo de esta clarificación a base de coagulación, floculación, sedimentación y lavado de lodos es actualmente de N\$ 14.00 por tonelada de melaza tratada.

Esta innovación tecnológica conlleva a los siguientes efectos en la operación de la planta:

- ♦ Ajuste de los procesos fermentativos mediante estudios exhaustivos de crecimiento de levadura, rendimientos, fuerza y vida de anaquel. Es de notar que, durante el periodo de modificaciones y ajustes en el proceso

productivo sólo hubo dos quejas del mercado y algunas devoluciones durante dos semanas.

- Reducción del agua residual a tratar en un 50%, debido a la recuperación del agua dentro del mismo sistema de lavado con el uso adecuado de la misma para los servicios de la planta. El volumen de agua residual a tratar actualmente es de 230 m<sup>3</sup> diarios con una carga promedio de 10,000 mg/l. de D.B.O.. Esta carga orgánica, en las aguas residuales a tratar, antes de que se clarificara la melaza, era en promedio de 23,000 mg/l.

Se han instalado estratégicamente medidores en las líneas de agua para hacer una evaluación real del consumo de agua, evitando perderse en elucubraciones engañosas que muchas veces se hacen por "quedar bien con el jefe". La inversión de aproximadamente 15,000,000 en este rubro ha valido la pena.

En vista de que las aguas residuales a tratar presentan cargas contaminantes elevadas a pesar de la reducción de sólidos lograda por la clarificación de la melaza, analizamos conjuntamente con y a sugerencia de A.T.B. las alternativas de tratamiento fisicoquímico disponibles en el mercado mundial.

## 2.5 Ventajas y Desventajas de diversos Tratamientos Físicoquímicos.

Es bien sabido y universalmente aceptado que las sales minerales disueltas (cationes) sólo pueden separarse del agua de que se encuentran como solutos, por medios físicos tales como la ósmosis inversa, la desionización (desmineralización) por medio de resinas de intercambio iónico, la electrodiálisis y la destilación.

La ósmosis inversa y la electrodiálisis no son adecuadas para el tratamiento de muestras aguas residuales debido a la excesiva cantidad de compuestos orgánicos que contienen, lo cual requiere de complicados y costosos procesos de prefiltración, filtración y ultrafiltración, para no dañar las delicadas y costosas membranas de ósmosis inversa y/o de electrodiálisis. Otro inconveniente que presentan estos sistemas es que requieren un cuidadoso mantenimiento intensivo y una reposición periódica relativamente frecuente, según el filtrado, lo cual representa muy elevados costos de operación y mantenimiento.

Las resinas de intercambio iónico no admiten aguas con cargas orgánicas cargadas y requieren regenerarse frecuentemente con ácidos y álcalis que representan problemas importantes para su manejo y su disposición final; requieren además una reposición periódica costosa.

La destilación en general no presenta la mayoría de los mencionados inconvenientes. Sin embargo la destilación tradicional que se lleva a cabo en equipos tanto de uno como de varios efectos, requieren de una costosa caldera, de una gran cantidad de agua de enfriamiento para condensar el vapor y de una torre de enfriamiento para abatir la temperatura de esta agua.



En mayor o menor grado el desperdicio de energía es muy grande, los equipos de destilación tradicionales son muy voluminosos y costosos; sus costos de operación son asimismo muy altos. Y aún los modernos equipos de destilación al vacío y por compresión de vapor presentan la mayoría de estos inconvenientes.

## **2.6 Biothane, un método alternativo de tratamiento biológico.**

Existen varias razones para escoger un tratamiento anaeróbico cuando se presentan altas cargas de DBO sobre los tratamientos aeróbicos, estas son:

a) Presentan mucha menor producción de lodos que aligeran los problemas de disposición final de residuos.

b) En el proceso anaeróbico se produce metano, un subproducto que puede servir como fuente de energía que puede ser reutilizable.

c) Los costos de operación son mucho menores debido a que no es muy alto el consumo de energía y mucho más fácil su mantenimiento.

d) Este tipo de sistemas no requieren de un gran espacio.

El proceso del Biothane fue desarrollado como un trabajo pionero en el uso de flujos anaeróbicos. Originalmente llevado a cabo por un grupo de la Universidad de Wageningen a finales de los años sesenta. La firma holandesa CSM desarrolló la tecnología básica para comercializar la aplicación así como

ellos la habían aplicado dentro de sus varias plantas de azúcar resolviendo sus propios problemas de aguas residuales .

La clave de esta comercialización fue el diseño e ingeniería de un simple pero eficiente equipo con un alto desempeño tanto en la reducción de la carga orgánica así como la desgasificación de la biomasa. Las ventajas que presenta este sistema en particular sobre otros tipos de tratamiento anaeróbico es que el Biothane es normalmente diseñado para operar altas cargas de DQO (10-15 kg DQO por día); el espacio que requiere es reducido y las altas cargas se trasladan a un notable corto tiempo de retención hidráulica, el cual significa un control más suave del sistema. Cualquier tendencia del desarrollo de una condición anormal puede ser identificada en un tiempo real y el equilibrio puede ser restaurado relativamente fácil. El sistema de recirculación interno ayuda a mantener constante el flujo a través del digestor y a retener la alcalinidad dentro del proceso para amortizar los cambios en el pH y suavizar los procedimientos de ajuste. El uso de energía es mínimo debido a que el digestor del Biothane no cuenta con mezclado hidráulico o mecánico.

La biomasa granular, la cual se desarrolla dentro del digestor del Biothane, ha demostrado su habilidad para permanecer en condiciones inactivas por largos períodos, sin una pérdida notable de actividad o de estructura física. En las plantas temporales azucareras ha sido demostrado constantemente que es práctico comenzar cada nueva temporada simplemente introduciendo el agua residual al digestor.

El biogas generado del proceso del Biothane tiene una alta pureza de metano la cual oscila entre un 60 y 70%. Esto hace fácil que el biogas sea utilizado en quemadores y calentadores sin necesitar ajustar la composición.

La biomasa producida anaeróbica (lodos) en un digester de Biothane, desarrolla una estructura granular y como resultado tiene excelentes propiedades de asentamiento. Este lodo decanta a una concentración de sólidos entre 10 al 15%, haciendo la disposición relativamente fácil. Cada nuevo sistema es inoculado con una carga inicial de biomasa activa previamente adaptada al proceso de agua residual asegurando un rápido y exitoso comienzo.

Una vez hechos los estudios preliminares sobre los parámetros de diseño el tiempo de retención hidráulica es de 55 horas, con un DQO volumétrica de 7,5 Kg/m<sup>3</sup> por día. El valor de la energía del biogas generado es de 26 millones de BTU por día. La producción de la masa es de aproximadamente 2 m<sup>3</sup> por día con una densidad de 10 a 12 %.

Un diagrama de flujo del proceso del Biothane se presenta en la figura 2.3.

## DIAGRAMA DE PROCESO DEL SISTEMA BIOTHANE

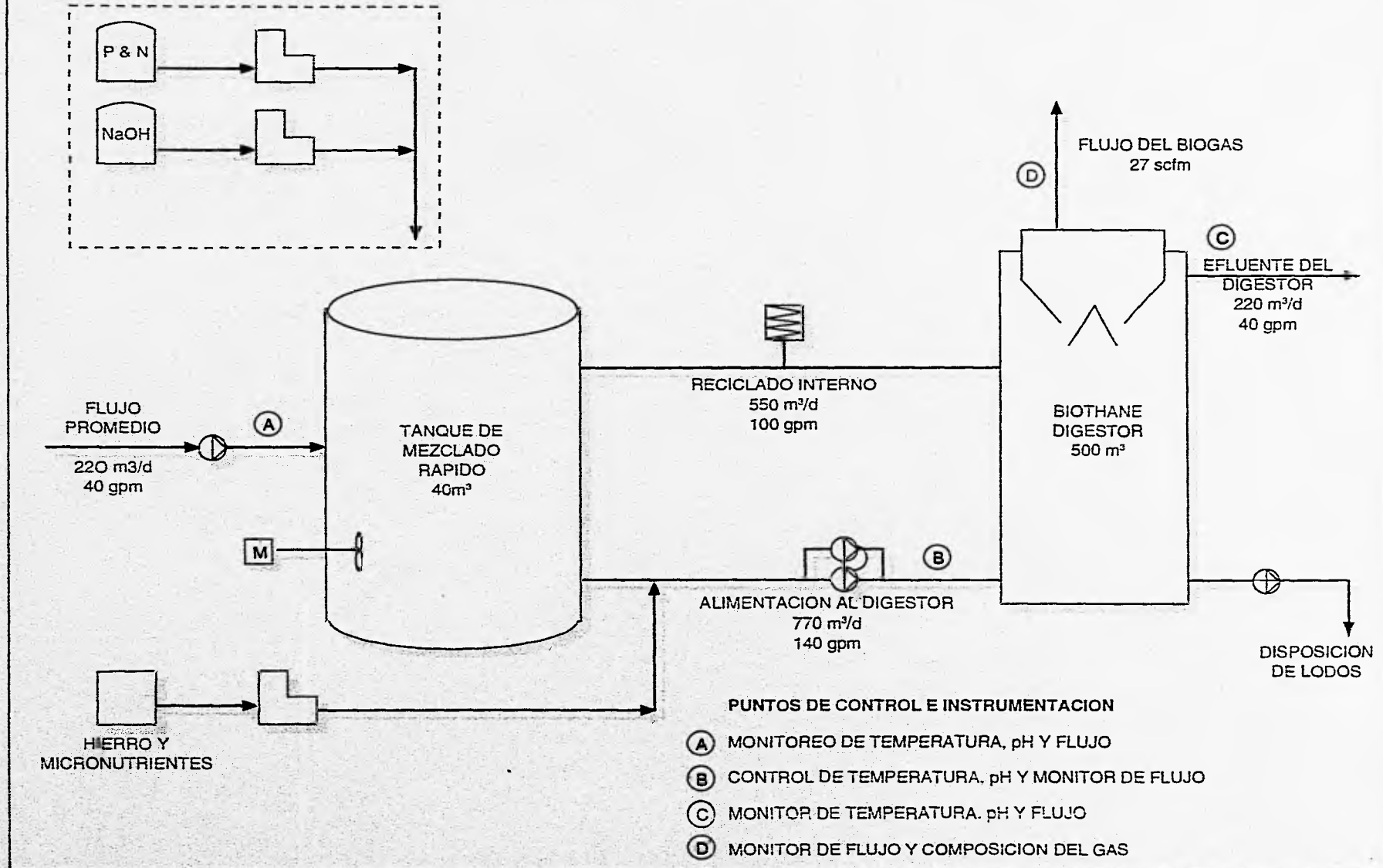


Figura 2.3 Diagrama de Proceso del Sistema Biothane

## CAPITULO III MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se describe la metodología utilizada para el tratamiento físico-químico y alterno que se le aplicó a las aguas residuales provenientes de la planta industrial IMEXA, localizada en San Martín Texmelucan, Puebla.

Esta agua residual es compleja debido a la gran cantidad de contaminantes que contiene la melaza. La carga orgánica que presenta antes de recibir el tratamiento anaeróbico es de aproximadamente 20,000 ppm. Después del tratamiento anaeróbico, esta carga orgánica se logra reducir en un intervalo de 3,000 y 4,000 ppm, por lo que según la norma ecológica, esta agua no puede ser descargada a un embalsamiento natural, ni mucho menos ser recirculada en el proceso ya que puede afectar la calidad del producto final que se utiliza para el consumo humano.

### **3.1 Floculación y Sedimentación.**

Primeramente se llevó a cabo la sedimentación para la eliminación de la turbidez del agua residual pretratada anaeróbicamente, haciendo uso de diversos coagulantes químicos como son: sulfato de aluminio, cloruro férrico y el Surfok.

Para determinar la dosis del compuesto químico necesaria para obtener una buena floculación se realizó lo siguiente:

- a. Se recolectó la muestra en garrafones, de los cuales se tomaba una alícuota de 200ml para las pruebas.
- b. Se llevó a cabo la preparación de soluciones patrón de cada sal a probar con el fin de hidratar el compuesto químico y facilitar el manejo de concentraciones en las diferentes muestras a analizar. Las concentraciones experimentadas de electrolito se encuentran en un intervalo de 5-15%.
- c. Una vez elegida la mejor concentración de coagulante, se procedió a determinar el efecto de éste en presencia de NaCl, de tal forma que a una concentración constante de coagulante químico se le adicionaron diversas concentraciones de sal (1%, 2%, 3%).
- d. A cada una de las muestras con floculante se les determinó el pH mediante un potenciómetro simplemente para determinar la influencia de este parámetro en la velocidad dinámica de sedimentación.
- e. Terminado el tiempo de reposo (15 minutos), se extrajo cuidadosamente con pipeta Pasteur, el sobrenadante (3ml) de cada muestra, para evitar que los sedimentos se mezclaran con la solución.
- f. Se realizó la lectura de transmitancia de cada solución a una  $\lambda = 650 \text{ nm}$  en un Espectrofotómetro Beckman-DU.
- g. El blanco de cada muestra se preparó en un volumen de 3 ml de agua destilada ajustando las diferentes concentraciones determinadas de



coagulante químico. Esto con el fin de asegurar que el compuesto no interviene en la lectura de Transmitancia.

La lectura de Transmitancia de todas las muestras incluyendo el blanco se realizó contra 3 ml de agua destilada. El número de muestras manejadas fue por triplicado. Como control bastó simplemente con tomar la lectura de Transmitancia del efluente directamente sin ningún tipo de tratamiento.

### **3.2 Elección del Polímero Aniónico.**

Una vez elegido el mejor floculante químico, se procedió a experimentar con un intercambiador iónico SDQ-3501 a una concentración del 1%, y otro aniónico SDQ-3302R al 0.1%. Para determinar el mejor polímero no se utilizó ningún método en especial ya que a simple vista la coagulación que presentó el polímero aniónico SDQ-3302R fue la más adecuada. Este polímero de intercambio iónico fue adquirido en una casa comercial.

A continuación se presenta el proceso experimental que se realizó para la elección del polímero aniónico:

- a. El polímero se suspendió en una solución amortiguadora de fosfatos 1 mM a pH 7.0 con agitación continua durante 10 minutos para hidratar y obtener así la conformación activa de dicho polímero.
- b. Posteriormente el intercambiador aniónico se lavó con una solución básica de KOH 5 mM a un pH aproximado de 11, continuando con un

lavado en una solución de HCl diluido 5mM para eliminar iones unidos al soporte.

- e. La mezcla anterior se filtró y se lavó con agua desionizada hasta obtener un pH aproximado de 7.0 en el filtrado.
- d. Finalmente la resina se ajustó a un pH de 6.0 con una solución de NaOH 1 mM. El pH de ajuste es semejante al que presenta el agua residual obtenida, esto para no alterar el pH del agua ya tratada.
- e. Una vez ajustado el pH del SDQ-3302R, se filtró y se secó a vacío para su uso posterior.
- f. La clarificación del agua residual ya tratada se determinó a una  $\lambda=650$  nm para determinar turbidez y a 280 nm, longitud de onda en la cual absorben grupos aromáticos de compuestos orgánicos.

Los aniones tales como  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CrO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  entre otros aniones, son eliminados de la solución intercambiados por iones hidroxilo presentes en la resina.

El uso de un intercambiador aniónico después de la floculación permite acelerar la velocidad de sedimentación y obtener un efluente clarificado con menor número de contaminantes inorgánicos y orgánicos.

### **3.3 Destilación.**

La destilación es un proceso que se basa en la evaporación para purificar el agua. Mediante este método se separan compuestos inorgánicos como lo son minerales, compuestos orgánicos no volátiles y partículas que a altas temperaturas no logran pasar al estado gaseoso. Dado que la destilación se lleva a cabo a temperaturas altas y por tiempos mayores a los 15 minutos, es posible indicar que bajo estas condiciones la población biológicamente activa es abatida considerablemente.

Esta prueba se realizó simplemente colocando el equipo de destilación a reflujo con una muestra de 200 ml de efluente sin clarificar, a una temperatura de 98 °C durante 1 hora.

### **3.4 Oxidación Brinckell.**

El proceso de generación de oxidantes por medio de electrólisis en soluciones de salmuera datan del año 1743 en Inglaterra. Desde entonces hace ya casi 250 años, el proceso no ha producido los resultados deseados por las siguientes razones:

1. La vida de los electrodos que se han venido usando es demasiado corta.
2. La poca capacidad de los electrodos para soportar altos voltajes o altos amperajes en un tiempo determinado.

Brincell Inc. ha desarrollado y planteado un electrodo hecho de la fundición de varios metales para dar una aleación con mucho mayor tiempo de vida y la habilidad para soportar voltajes de hasta 100,000 watts, operando las 24 horas del día.

Con cloruro de sodio como soluto y agua como disolvente se produce un ciclo Cloruro - Cloro - Cloruro que se lleva a cabo de manera instantánea en la celda electrolítica con los electrodos tipo Brincell. La recirculación de esta solución de salmuera mantiene el ciclo Cloruros - Cloro - Cloruros permitiendo tener un proceso regenerativo.

Algunos de los oxidantes más importantes que se liberan en la solución de salmuera con los electrodos Brincell son el ozono, cloro, dióxido de cloro, hipoclorito de sodio y sus respectivos radicales hidroxilo. Estos compuestos liberados espontáneamente, trabajan sobre los efluentes, ya sean industriales o municipales, estos oxidantes son altamente efectivos para el tratamiento de todos los compuestos orgánicos.

El producto de la oxidación produce bióxido de carbono y agua y el proceso experimental se describe a continuación:

- a. Se manejaron volúmenes de 200 ml de efluente sin tratamiento. Primeramente se les agregó una concentración constante al 10% de sulfato de aluminio para la clarificación del efluente.
- b. Se prepararon por triplicado tres diferentes muestras de agua residual con sulfato de aluminio al 10% y se les adicionó NaCl al 1%, 2% y

3% para determinar la concentración adecuada de electrolito para la oxidación.

- c. Estas muestras se experimentaron a pH constante cuyos valores se encontraban en un intervalo de 6-7, el control del pH se realizó con la simple adición de NaOH 1 mM o bien HCl 1mM. Se repitió la prueba a pH variable cuyo intervalo fue de 2.5-8, no se agregó ningún amortiguador, sólo se observaron los cambios de este parámetro para determinar su influencia durante la oxidación.
- d. Una vez preparada la muestra se colocó dentro de la celda electrolítica para realizar la oxidación. El voltaje aplicado al inicio de la operación fue de 6 voltios aumentando a 22 voltios durante 5 horas.
- e. Como factores de respuesta se midieron la DQO y la conductividad cada 30 minutos durante las 5 horas de prueba.
- f. Los pasos anteriores se repitieron utilizando cloruro férrico al 10%.

El tiempo de oxidación depende de la estabilidad, complejidad y concentración de los compuestos en el agua a tratar y de la cantidad de cloruro de sodio que se agrega, así como el tiempo de recirculación, tamaño, modelo del equipo y voltaje aplicado. A medida que aumenta la concentración de cloruro de sodio y el voltaje, el grado de oxidación es más rápido.

## CAPITULO IV

### RESULTADOS Y DISCUSION

Como se dijo anteriormente, el objetivo principal de este trabajo experimental es la reducción de un valor de D.Q.O. de aproximadamente 3,500 ppm a valores dentro de la normatividad gubernamental, esto es, abajo de 300 ppm. Este proceso se ilustra en el diagrama 4.0 - tratamiento del agua residual.

#### **4.1 Floculación y Sedimentación.**

Para tal caso primeramente se realizó la elección del mejor floculante. Se probaron sulfato de aluminio, cloruro férrico y surfolk. En la siguiente tabla se presentan los resultados obtenidos a diferentes pH's midiendo las densidades ópticas con el fin de determinar el mejor coagulante químico.

En la figura 4.1 se presenta la comparación de los tres floculantes utilizados. Al añadir al agua una cantidad de sal de aluminio, en exceso del límite de solubilidad del hidróxido metálico, ocurren una serie de reacciones hidrolíticas desde simples hidroxocomplejos, formación de polímeros coloidales hidroxometálicos hasta la formación de un precipitado hidroxometálico. Estos polímeros hidroxometálicos son los responsables de la desestabilización de las partículas presentes en el agua residual.

En el intervalo de pH por debajo del punto isoeléctrico del hidróxido metálico, prevalecen los polímeros cargados positivamente por lo que la adsorción



# Tratamiento del agua residual

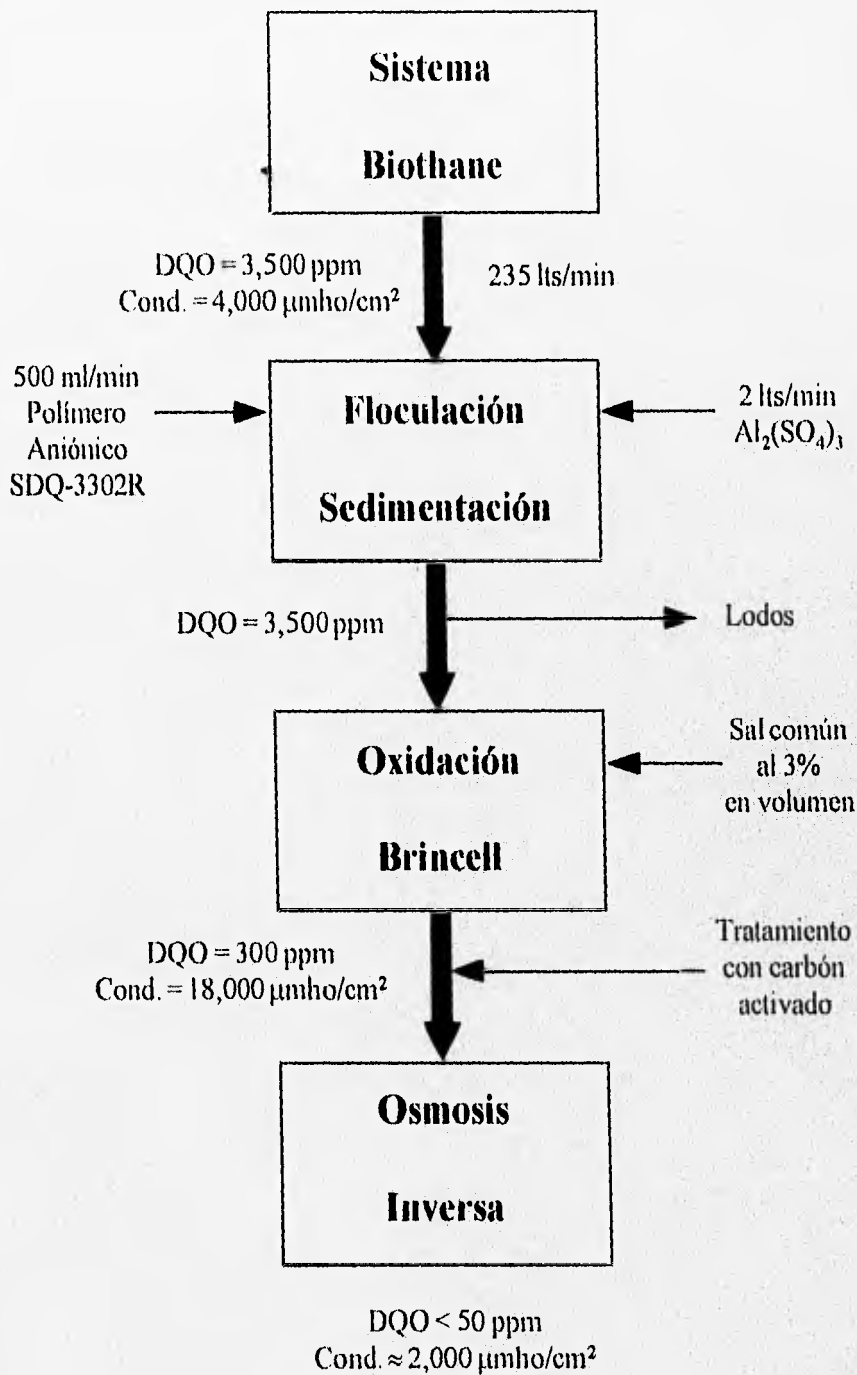


Figura 4.0 Diagrama de flujo del tratamiento del agua residual

## DENSIDAD OPTICA DE LOS FLOCULANTES

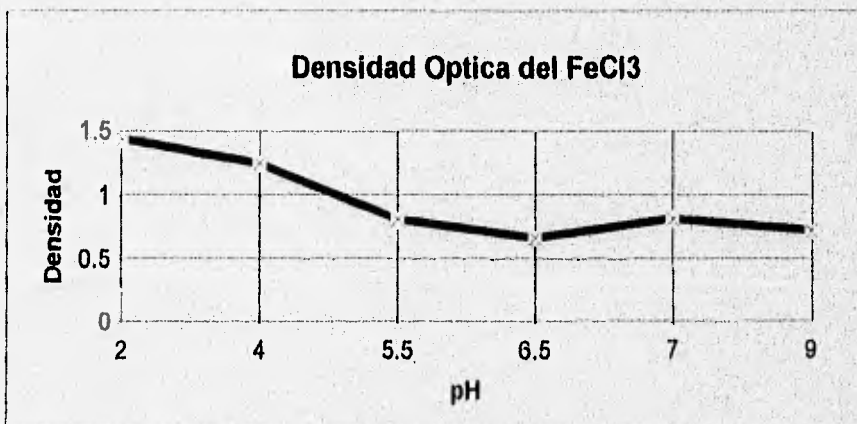
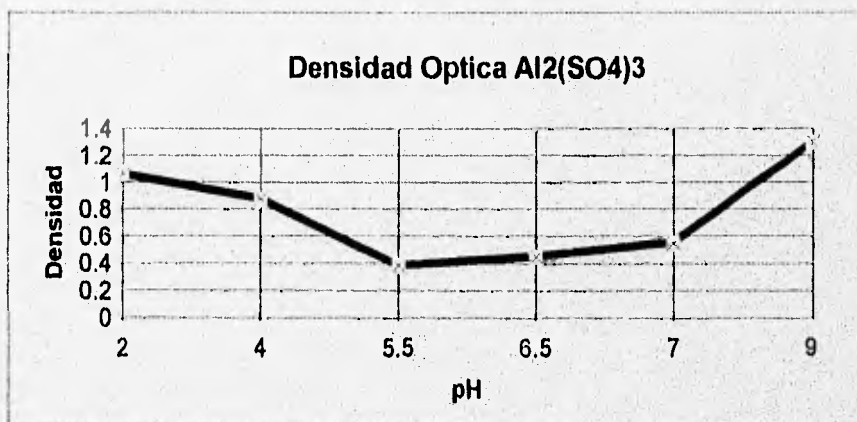
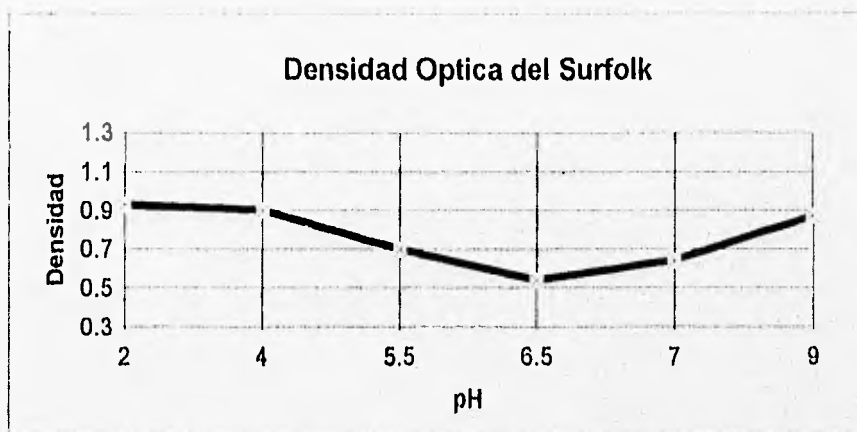


Fig. 4.1 Densidad óptica de los floculantes

de estos polímeros con carga positiva desestabiliza a los coloides cargados negativamente por neutralización de carga.

El sulfato de aluminio tanto a pH básicos como ácidos no presenta una efectividad aceptable, ya que los sólidos suspendidos aún interfieren observándose una alta turbidez en el efluente. La presencia de esos sólidos suspendidos (SS) es debida a que éstos presentan cargas positivas, por lo que al agregar este coagulante químico las fuerzas de repulsión impiden que la floculación sea eficiente. De acuerdo a la bibliografía, para que los compuestos hidroximetálicos del aluminio presenten carga negativa el pH del efluente debe ser mayor a 12.4, lo que ocasionaría la adición de un segundo coadyuvante para aumentar el pH por lo que el gasto global de la coagulación al usar sulfato de aluminio aumentaría. En el intervalo de pH de 5.0 a 7.0 se ve un aumento en la floculación de sólidos suspendidos.

Se sabe que el surfolk es un residuo del proceso de la elaboración de la pintura el cual está compuesto principalmente por sulfatos, por lo que se puede explicar que los resultados obtenidos en su poder floculante se asemejan a los del sulfato de aluminio en estado puro. Ahora bien, no es recomendable su uso en procesos industriales, debido a que se desconoce el tipo de impurezas que pueda presentar, de tal forma que interfieran en la calidad del agua.

En cuanto al efecto del cloruro férrico se puede observar en la fig. 4.1 que la disminución de la turbidez varía ampliamente en comparación con los compuestos anteriores. Esto es debido a que el punto isoeléctrico del hidróxido férrico amorfo es de 8, por lo que a pH's menores a 8, el polímero tiene carga positiva, permitiendo así la adsorción de iones negativos. Por otro lado, dado a

que el efluente varía de pH al aumentar la cantidad de electrolito, a pH básico se observa una súbita y completa precipitación, debido a la floculación de barrido por la formación del hidróxido férrico permitiendo así una clarificación mejor que con el sulfato de aluminio.

Sin embargo, a pesar de la obtención de buenos resultados es necesario notar que después de la clarificación con cloruro férrico, el pH del efluente es básico y no es recomendable su descarga a los mantos naturales.

Otro factor importante en la elección del floculante además de su rendimiento es el costo que presenta. El cloruro férrico con una pureza del 40% cuesta por kilo casi el doble que el sulfato de aluminio con una pureza del 96%. Por lo anterior el cloruro férrico no es competitivo con el sulfato de aluminio. Así, para las pruebas posteriores, se utilizó el sulfato a un mismo pH que a la descarga del agua de residuo, por lo que no fue necesario modificar ninguna condición agregando algún agente químico lo que incrementaría el costo de operación.

Es importante subrayar que el pH de descarga del agua residual varía de 5.5 a 6.5, siendo un intervalo en el que el sulfato de aluminio presenta un buen desempeño.

#### **4.2 Efecto del Polímero Aniónico.**

Para acelerar la velocidad dinámica de la floculación se utilizó un polímero aniónico debido a que en el pH de trabajo, la mayor parte de los sólidos suspendidos se encuentran cargados positivamente. Con este pretratamiento en que

se eliminó una gran parte de los sólidos suspendidos, se facilita el tratamiento del agua por medio de la oxidación Brincell. Este proceso de eliminación es sumamente importante, ya que mientras se logre remover la mayor cantidad de sólidos suspendidos, será más eficiente y corto el tratamiento de oxidación. En los diagramas 4.4 a 4.15 se evaluó el grado de clarificación de cada prueba experimental en una escala del 1 al 10, ésto marcado entre paréntesis al lado del floculante que se utilizó.

El efecto del polímero sintético para desequilibrar el coloide es también por neutralización de cargas, así como la formación de enlaces por puentes de hidrógeno con algunos de los compuestos coloidales en la solución.

En los dos procesos descritos anteriormente el principio fundamental para eliminar los SS en el agua residual es el de romper la doble capa eléctrica, que permite que estos sólidos permanezcan en suspensión, por lo que la efectividad tanto del coagulante químico como la del polímero sintético depende de la dosificación, pH del efluente y de la concentración de la materia coloidal en el agua residual.

### **4.3 Destilación.**

En este proceso simplemente se hizo una comparación de la DQO inicial del agua residual y de aquélla que se destiló a reflujo. Los resultados obtenidos fueron muy buenos disminuyendo casi en su totalidad la demanda química de oxígeno, al igual que los demás parámetros de control y efluentes exigidos por las

autoridades gubernamentales. Sin embargo al llevar esta operación unitaria a términos industriales se presentan los siguientes inconvenientes:

1. El costo del equipo es excesivamente alto, y
2. Los costos de operación y de mantenimiento son insostenibles para este tipo de industrias.

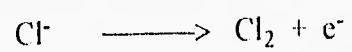
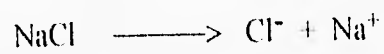
#### **4.4 Oxidación Brincell.**

Este método se propone como un proceso alterno para la disminución de la DQO, como se explicó en el capítulo anterior, este sistema consistió en la eliminación de la materia orgánica a través de una reacción electroquímica mediante la formación del cloro como un agente altamente oxidante.

A continuación se presentan las diversas gráficas obtenidas durante las diferentes condiciones que se le aplicaron al agua residual. Cabe mencionar que este tratamiento de oxidación se aplicó a las muestras tratadas previamente con el polímero e intercambiador iónico elegido en la etapa anterior. El equipo utilizado para tal efecto consiste en una bomba que succiona el agua de un contenedor hacia la parte inferior de una cámara electrolítica, el cual contiene dos electrodos.

El agua a la que previamente se le añadió un electrolito fuerte (NaCl) pasa a través de dichos electrodos llevándose a cabo la siguiente reacción electroquímica:





Con la formación de este oxidante poderoso como lo es el cloro libre, empieza el proceso de la degradación de la materia orgánica. Una vez que el agua pasa por los electrodos ésta es recirculada por la parte superior de la cámara electrolítica hacia el contenedor inicial, volviéndose a repetir el ciclo (figura 4.2).

# MODELO 201

Para pruebas y corridas de pequeño volumen.

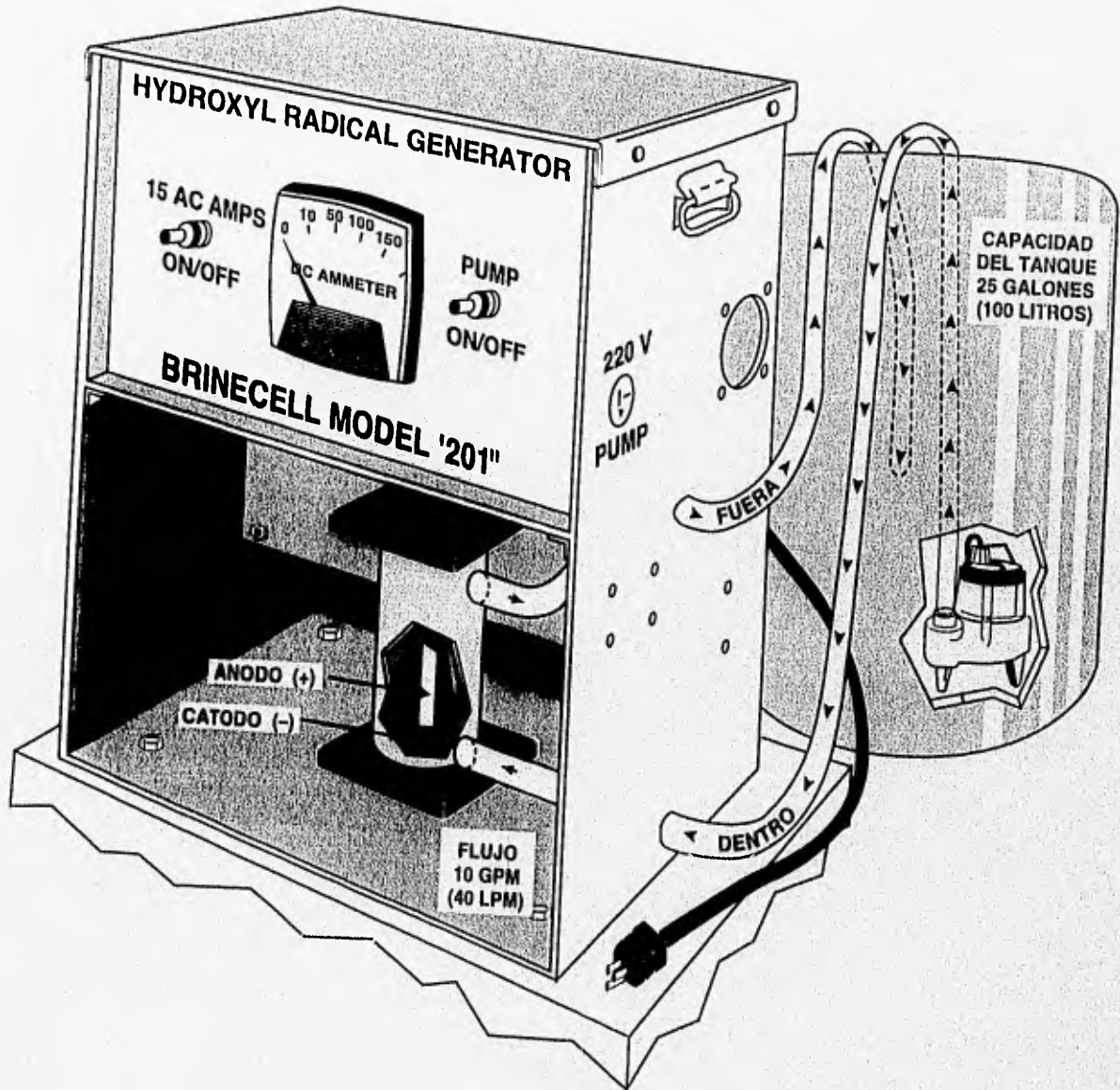


Figura 4.2 Esquema del Proceso de Brincell

De acuerdo a la metodología ya explicada en el capítulo anterior, se determinó en primera instancia la concentración de sal o de electrolito a utilizar para que en el menor tiempo posible se tenga una máxima disminución en el contenido orgánico de la muestra. Para esto, se tuvo que controlar un parámetro básico: el pH.

A continuación se presenta la gráfica del  $Al_2(SO_4)_3$  (fig. 4.4 a fig. 4.9), en la cual se puede observar que a mayor cantidad de sal, la disminución de DQO es más acentuada y el tiempo de reducción de la materia orgánica disminuye, también, como ya se indicó anteriormente, el tiempo de la oxidación es más corto mientras mejor es la floculación.

Las condiciones de la floculación, no siempre dependían de las cantidades y polímero a utilizar, sino más bien de las condiciones finales de la descarga del tratamiento biológico del Biothane, explicado en el capítulo anterior.

Al comparar los resultados obtenidos de las gráficas a diferentes concentraciones de NaCl se ve que a una cantidad del 3% se reduce el valor de la DQO por debajo de la normatividad permitida (300 ppm) en las aguas residuales. El tiempo es otro factor importante, pues a mayores periodos de tiempo es mayor la reducción de materia orgánica, esto es si se utiliza una concentración de NaCl igual al 1% y se quiere tener una DQO menor a 300 ppm el tiempo que se utilizará quizás duplique al tiempo utilizado para alcanzar el mismo resultado a una concentración al 3%.

**TANQUE DE PLASTICO DE  
100 Galones / 400 Litros**



Figura 4.3 Proceso de Brincell

PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL (Sal al 1%)  
Sulfato de Aluminio (7/10)

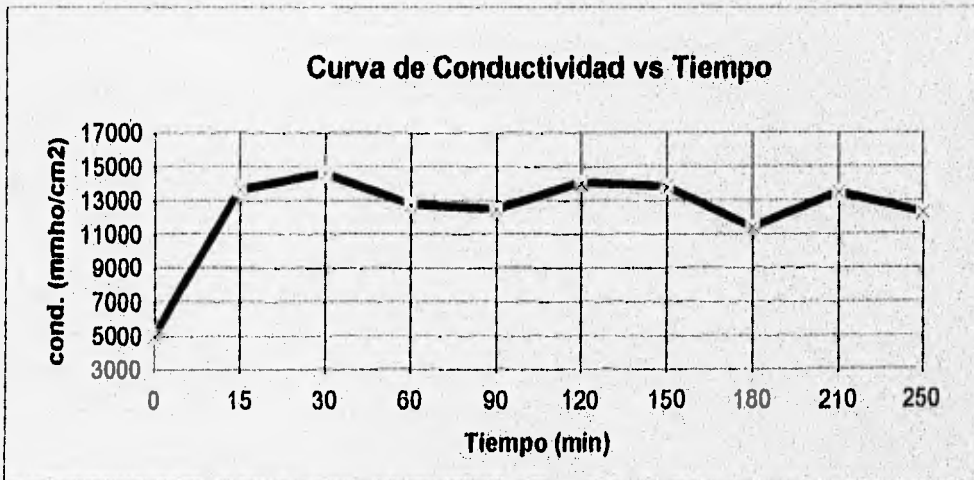
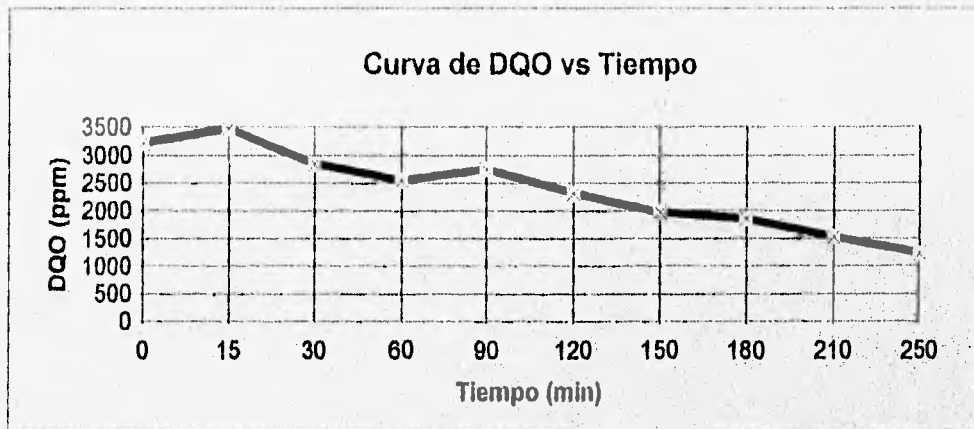
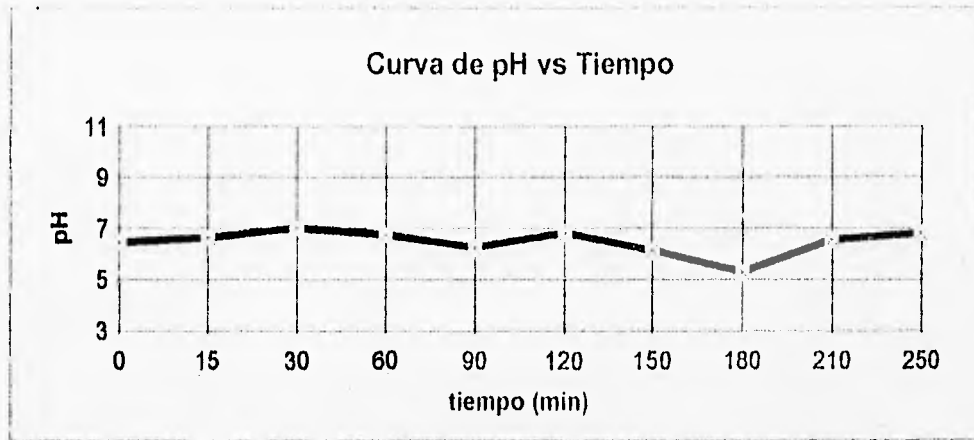


Fig. 4.4 Oxidación Brincell con Sulfato de Aluminio a pH constante



PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL (Sal al 2%)  
Sulfato de Aluminio (9/10)

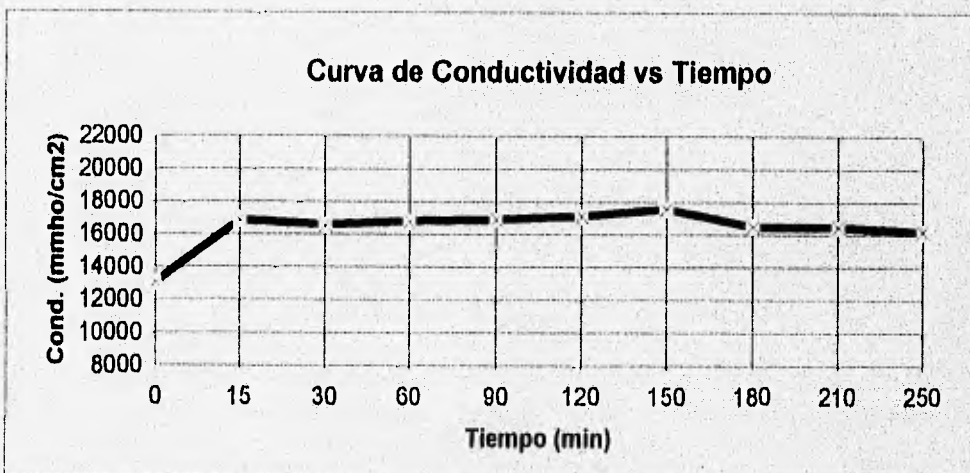
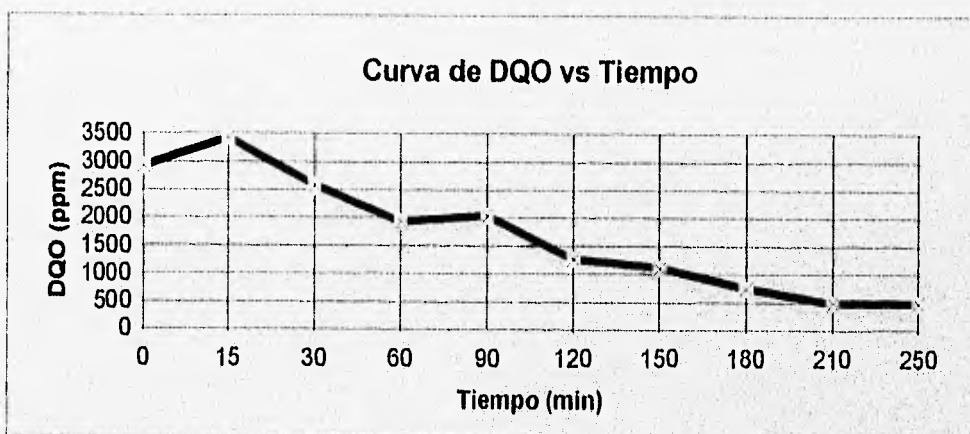
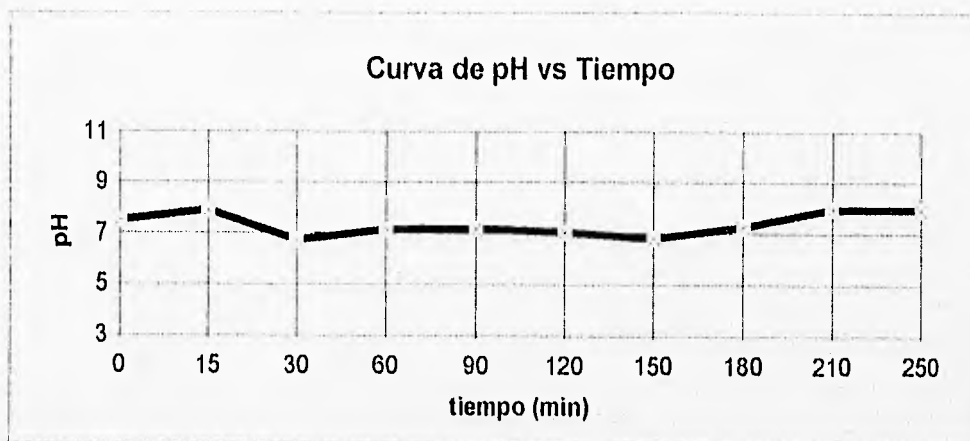
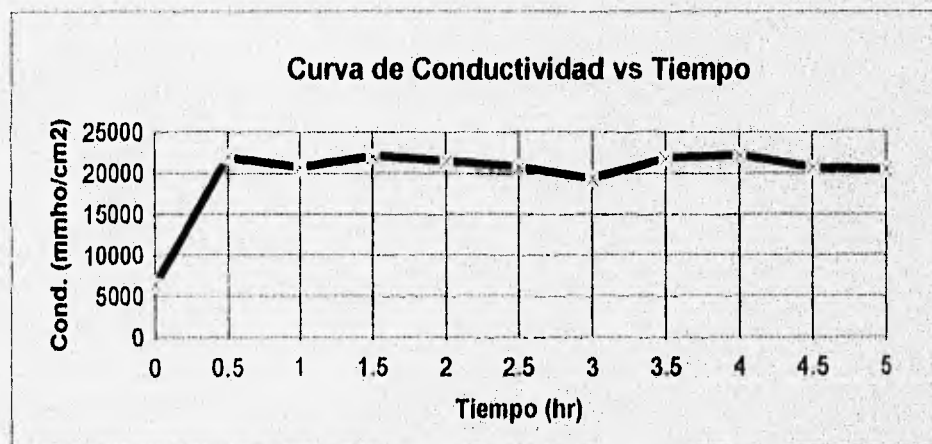
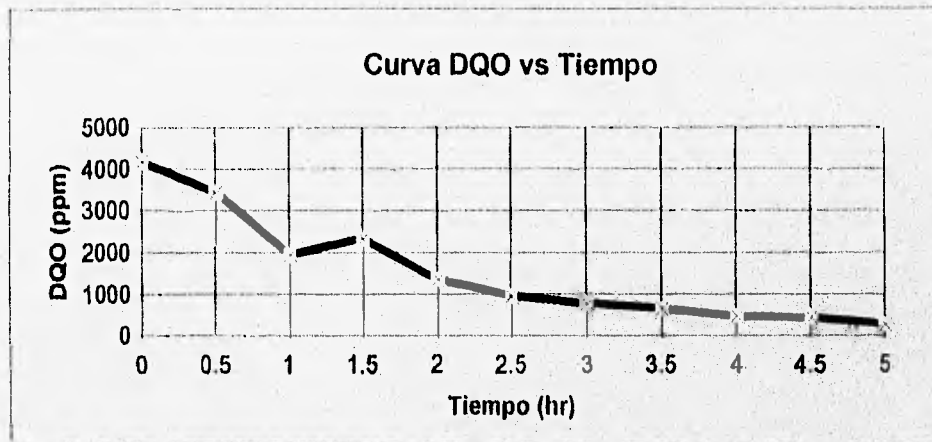
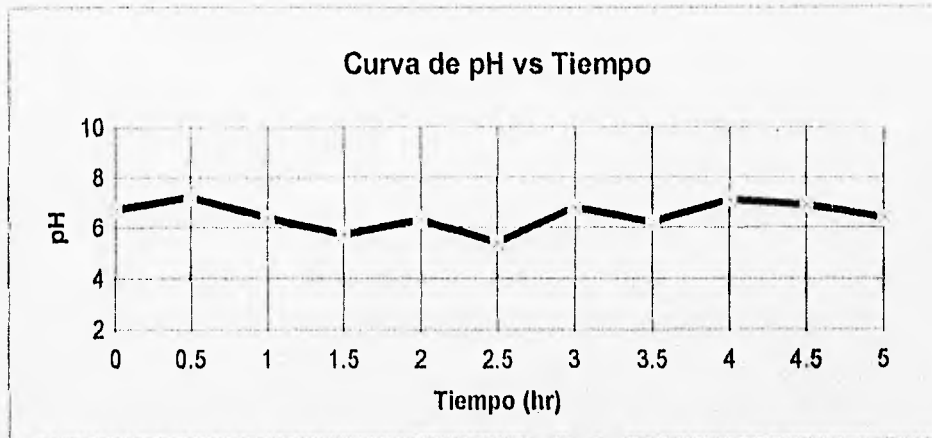


Fig. 4.5 Oxidación Brincell con Sulfato de Aluminio a pH constante



**PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL. (Sal al 3%)**  
**Sulfato de Aluminio al 10% (9/10)**



**Fig. 4.6 Oxidación Brincell con Sulfato de Aluminio a pH constante**

PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL (Sal al 1%)  
Sulfato de Aluminio al 10% (8/10)

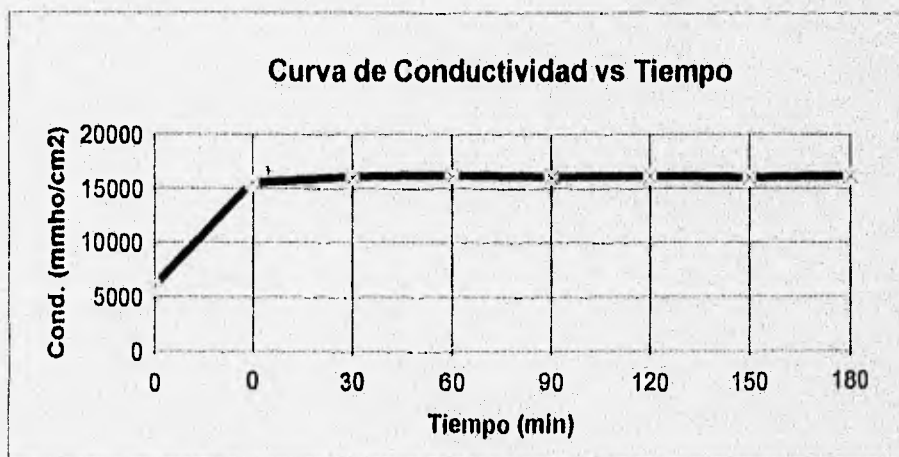
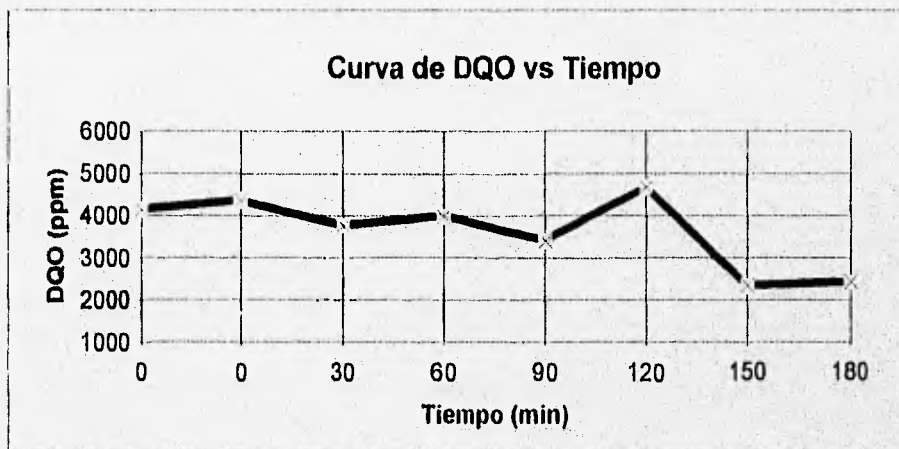
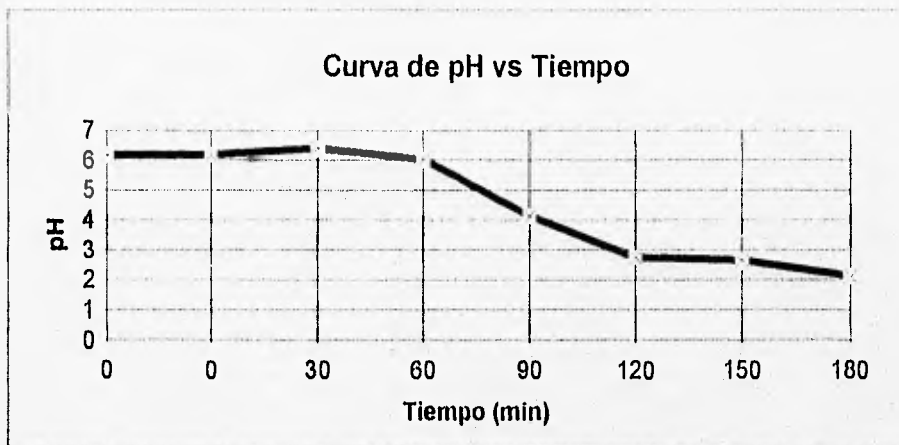
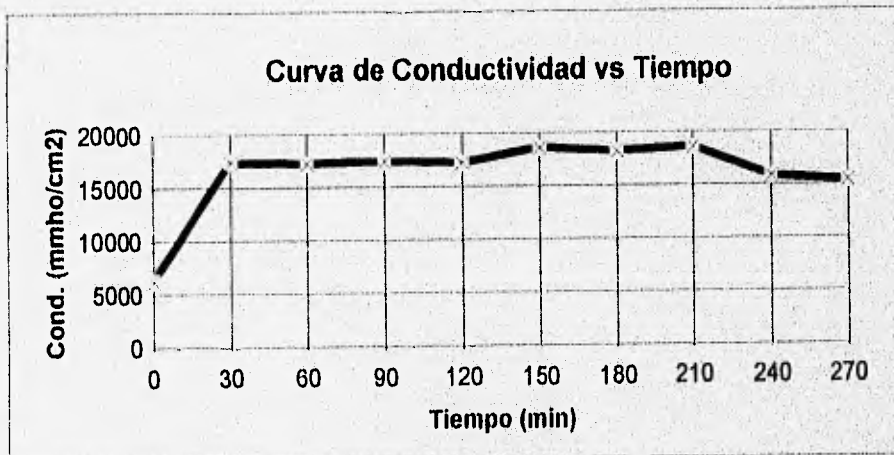
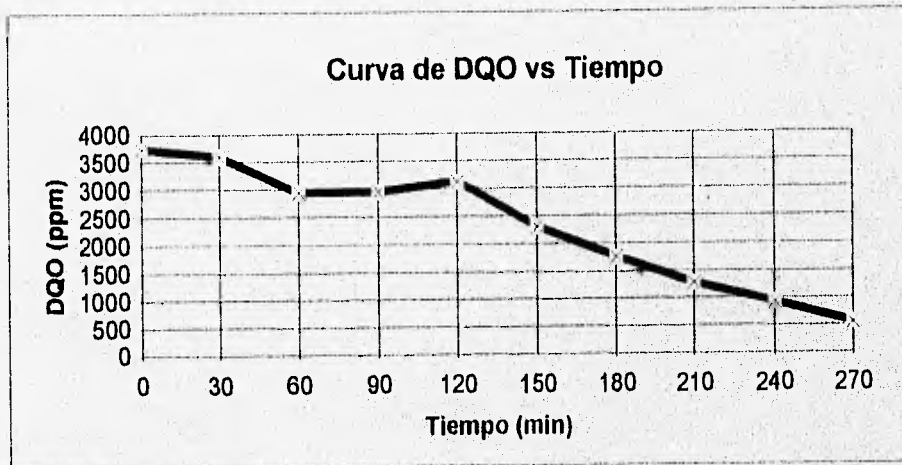
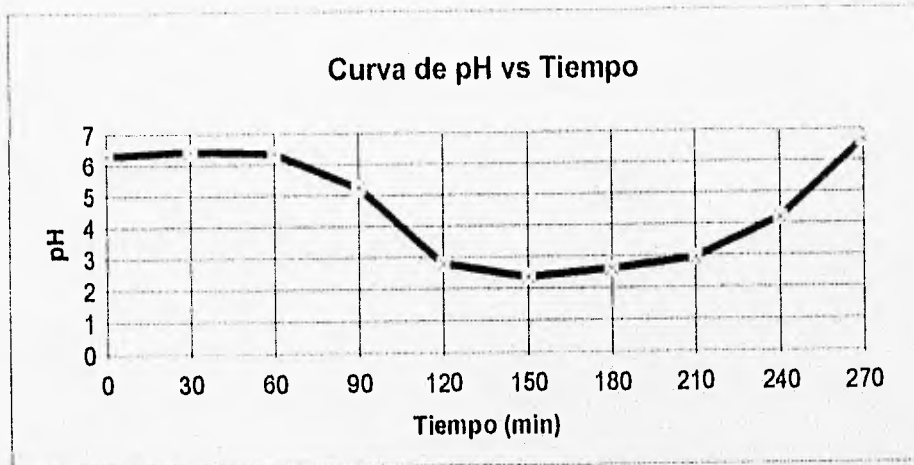


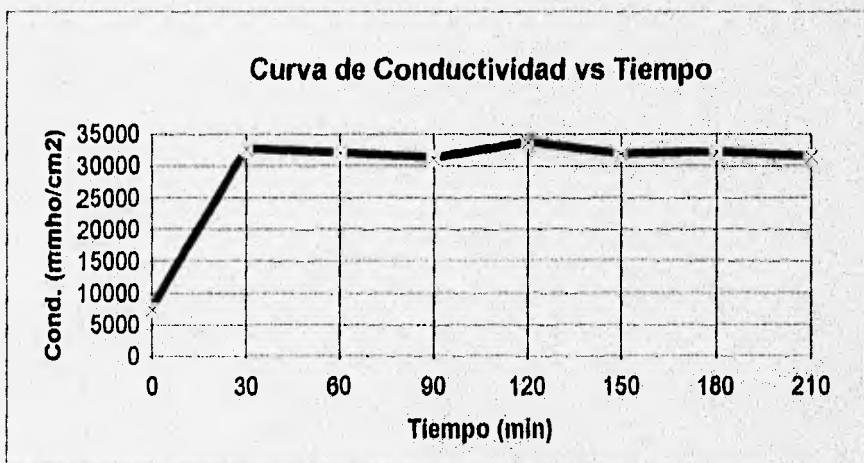
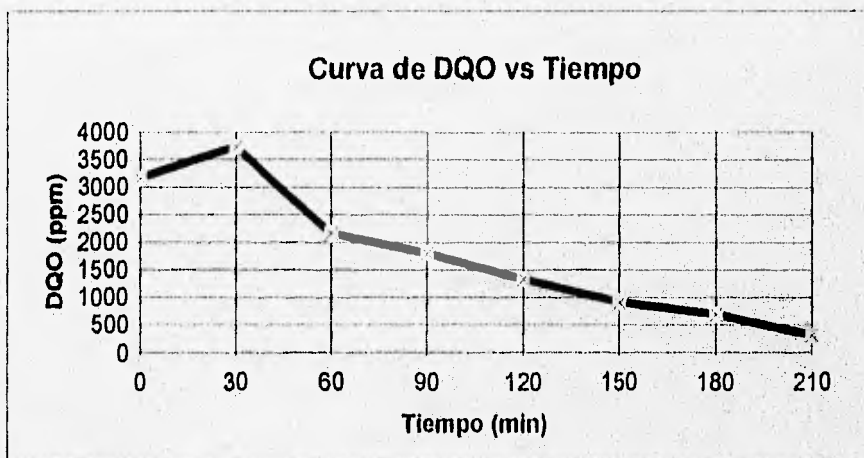
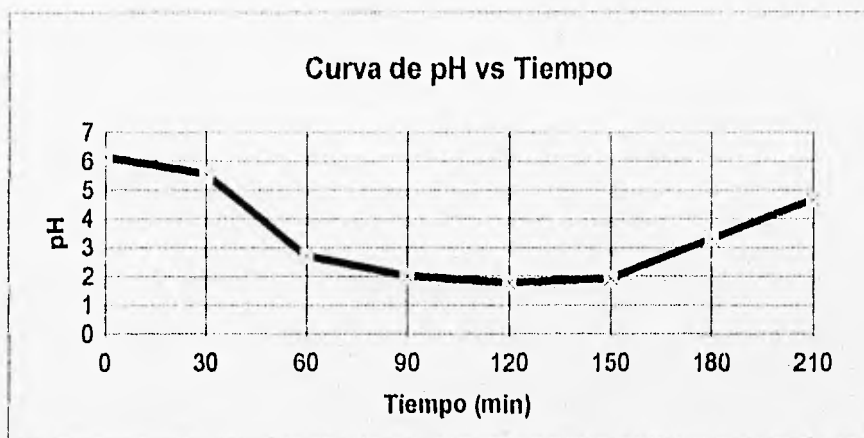
Fig. 4.7 Oxidación Brincell con Sulfato de Aluminio a pH variable

**PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL (Sal al 2%)**  
**Sulfato de Aluminio al 10% (8/10)**



**Fig. 4.8 Oxidación Brincell con Sulfato de Aluminio a pH variable**

**PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL. (Sal al 3%)**  
**Sulfato de Aluminio al 10% (8/10)**



**Fig. 4.9 Oxidación Brincell con Sulfato de Aluminio a pH variable**

Para resumir se tiene que evaluar si conviene usar mayores periodos con concentraciones mínimas de sal, sin embargo esto puede costar más caro si se piensa en otros gastos adyacentes de la operación como lo es mano de obra y mantenimiento de equipo.

Hablando un poco acerca del pH en los experimentos las gráficas son muy claras, cuando se trata de mantener el pH constante, no se ve ningún efecto que acelere la disminución de la DQO y el mantenerlo constante trae consigo un gasto adicional, por otro lado el tener descargas con aguas tan ácidas, como lo muestran las primeras gráficas (figs. 4.10, 4.11, 4.12), no es conveniente descargarlas a ese pH.

Sin embargo cuando el efluente se trata con una concentración adecuada y durante un tiempo óptimo, llega un momento en que el pH en el mismo proceso de oxidación comienza a aumentar tal como lo muestra la gráfica al 3% de NaCl. (fig. 4.12). Esto se explica de acuerdo a la naturaleza misma de las proteínas presentes en la materia orgánica, las cuales al comienzo de su desnaturalización exponen grupos ionizables, los cuales modifican el pH, por otro lado durante la oxidación de la materia orgánica se obtienen aldehidos, cetonas, carboxilatos que intervienen en el aumento del pH. Ahora bien dado el potencial redox del hidróxido de aluminio así como de cada uno de los complejos que este catión puede formar en solución, es probable que la presencia de estas especies influyen también en la modificación del pH que se presenta.

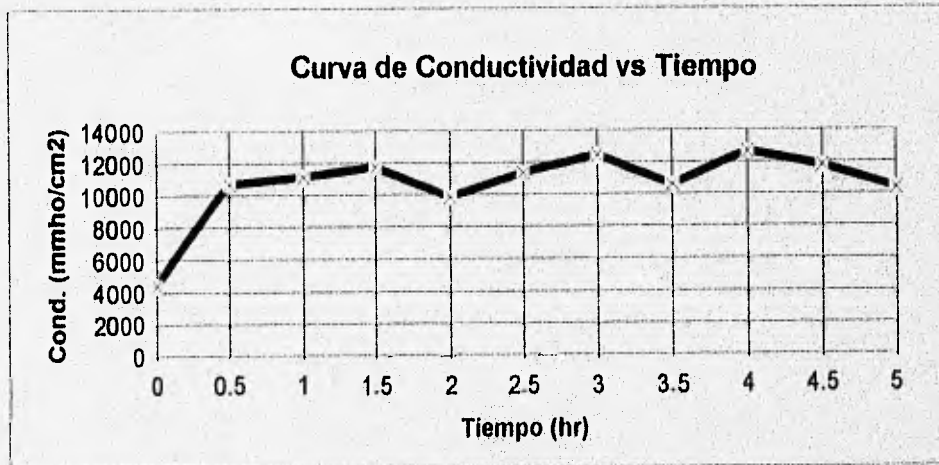
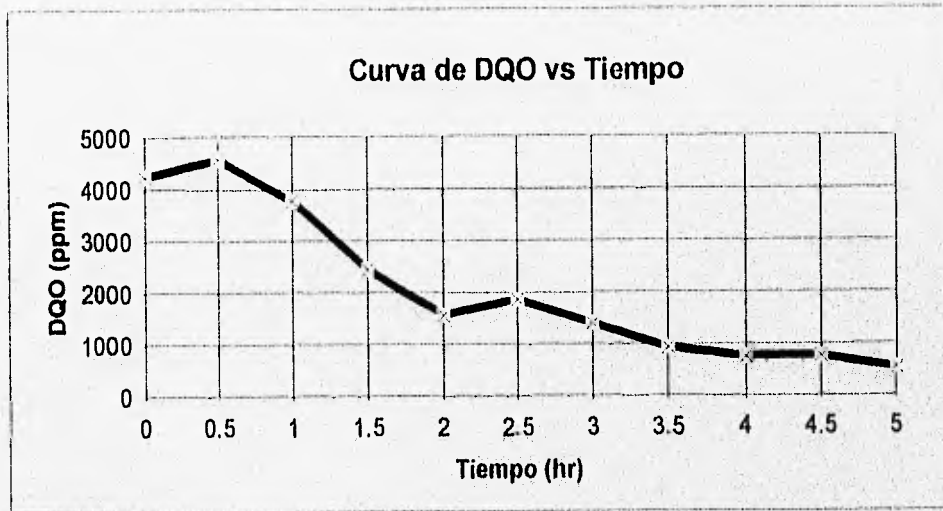
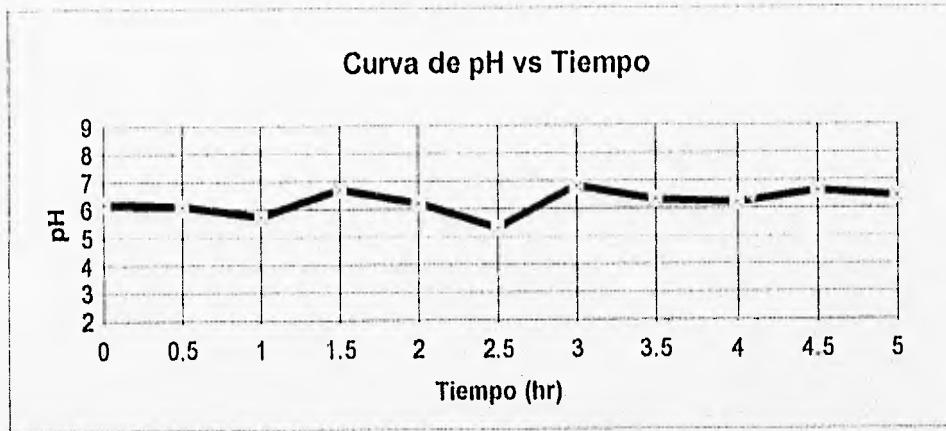
En el caso del cloruro férrico, se observa una acción similar a la que presenta el sulfato de aluminio, en donde la D.Q.O. va decreciendo mientras transcurre el periodo del proceso de oxidación. Aunque existe esta similitud



vemos que el efecto del cloruro férrico después de la floculación no es tan efectivo como la del sulfato de aluminio, por lo que en un proceso de oxidación, éste ya no presenta los mismos efectos que el sulfato, para dejar el agua en óptimas condiciones. Otra desventaja que tiene el cloruro férrico al ser agregado tal como lo muestran las gráficas (4.12 a 4.15), es que al término de la oxidación el efluente que contiene el cloruro presenta una conductividad más alta del que contiene el sulfato, esto es debido principalmente al efecto del ión común, en donde los cloruros se interaccionan aumentando la conductividad en el líquido. Además, como se vió anteriormente, el precio del  $\text{FeCl}_3$  es dos veces mayor, comparándolo con el precio del sulfato de aluminio.



**PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL (Sal al 1%)**  
Cloruro Férrico al 10%. (8/10)



**Fig. 4.10 Oxidación BrinCELL con Cloruro Férrico a pH constante**

PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL. (Sal al 2%)  
Cloruro Férrico al 10%. (7/10)

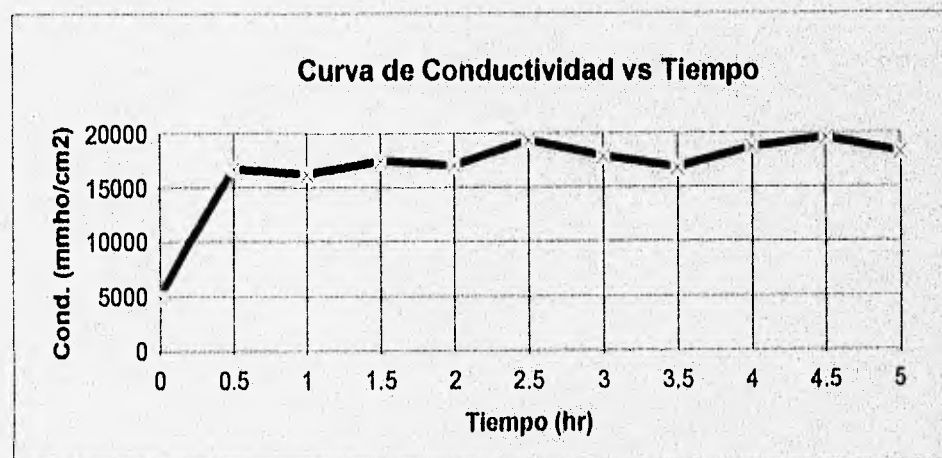
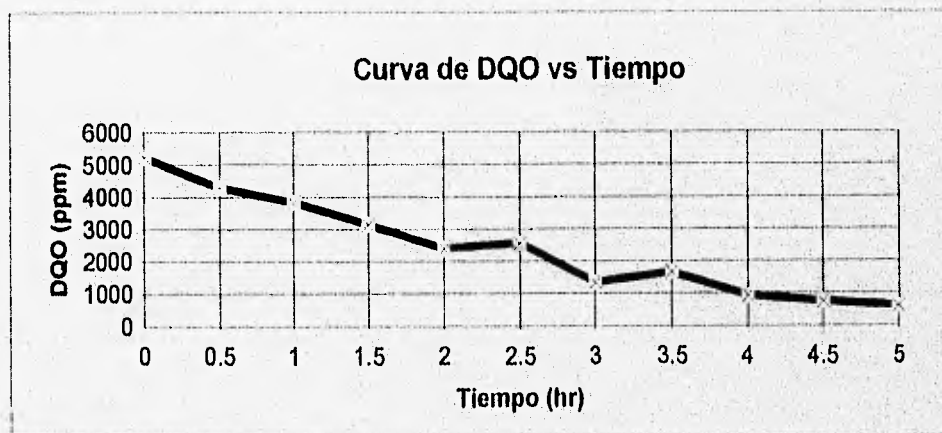
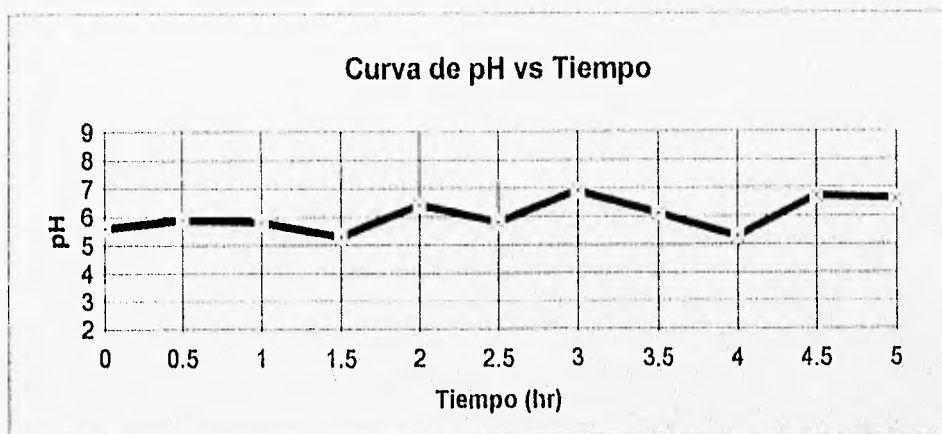
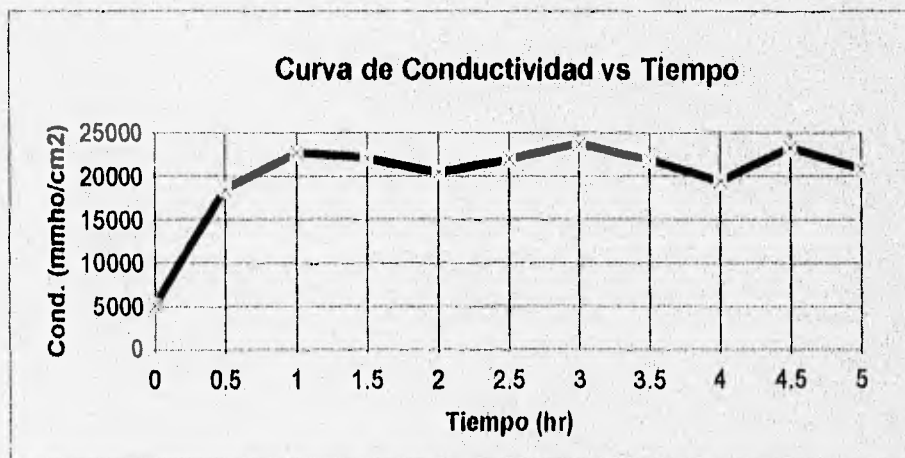
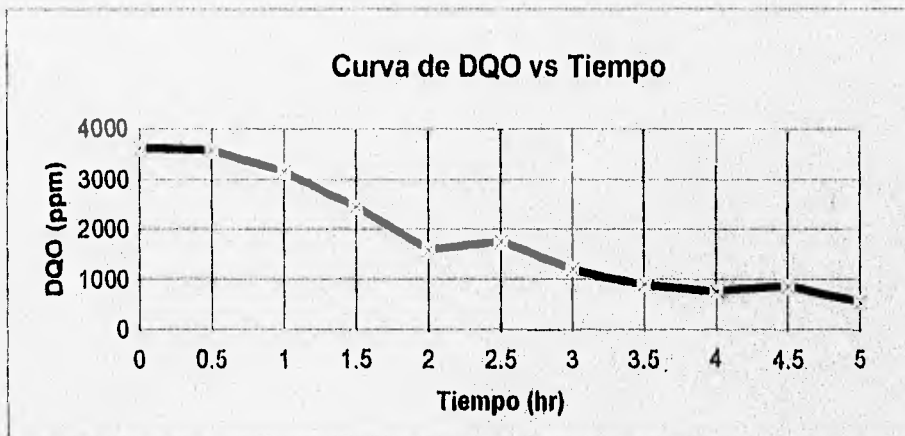
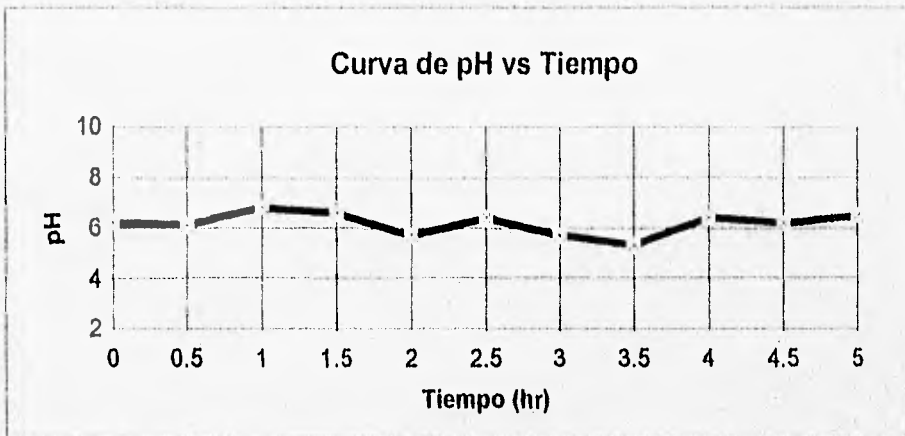


Fig. 4.11 Oxidación Brincell con Cloruro Férrico a pH constante

**PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL. (Sal al 3%)**  
Cloruro Férrico al 10% (7/10)



**Fig. 4.12 Oxidación BrinCELL con Cloruro Férrico a pH constante**

PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL. (Sal al 2%)  
Cloruro Férrico al 10% (6/10)

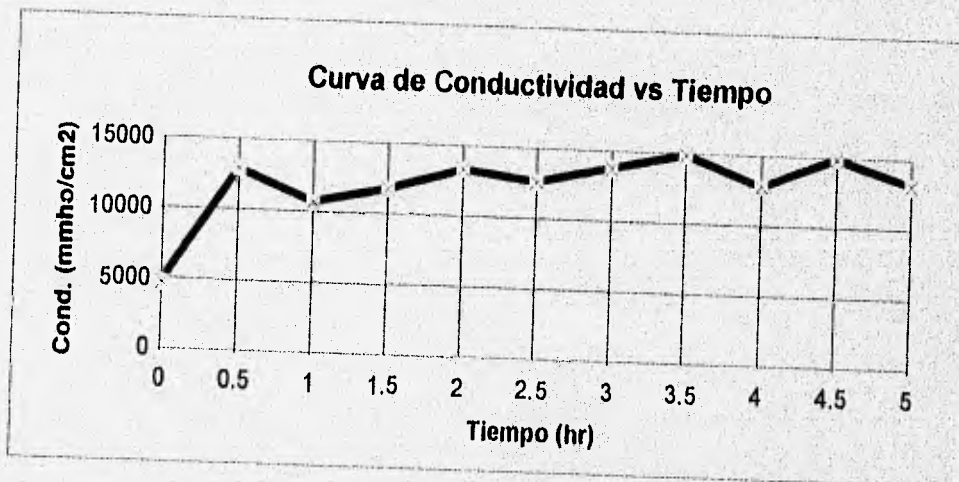
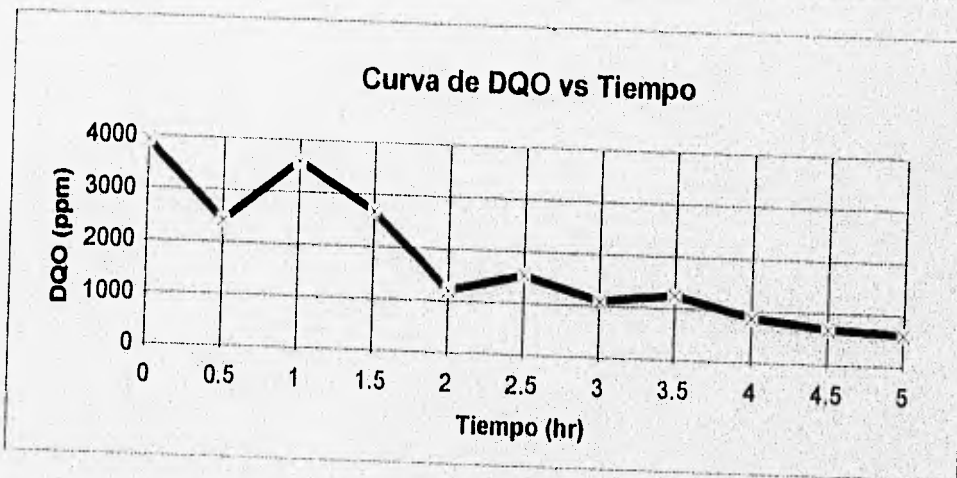
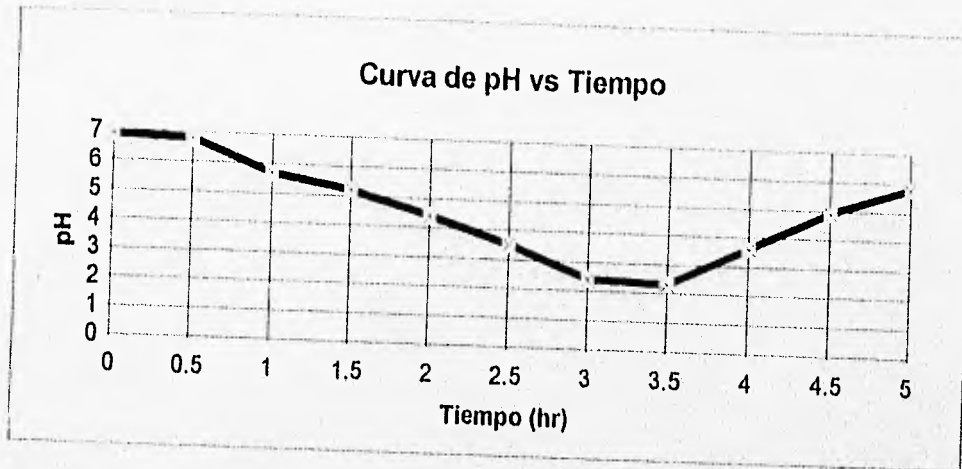
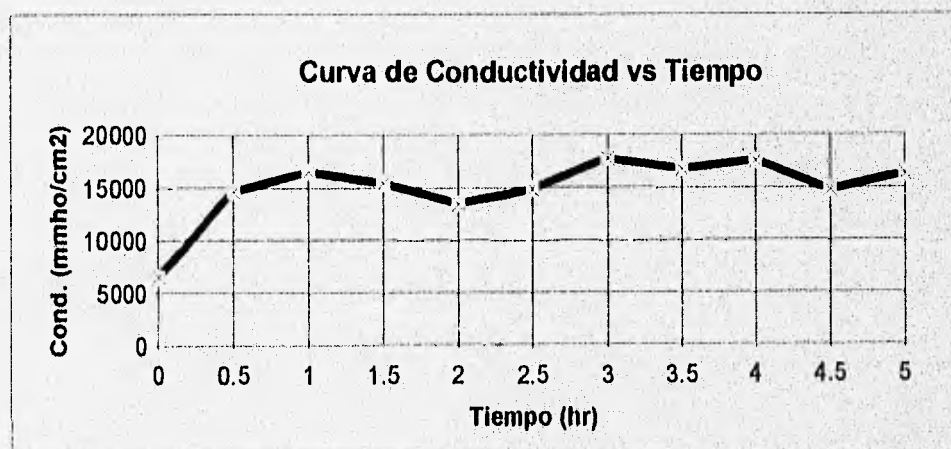
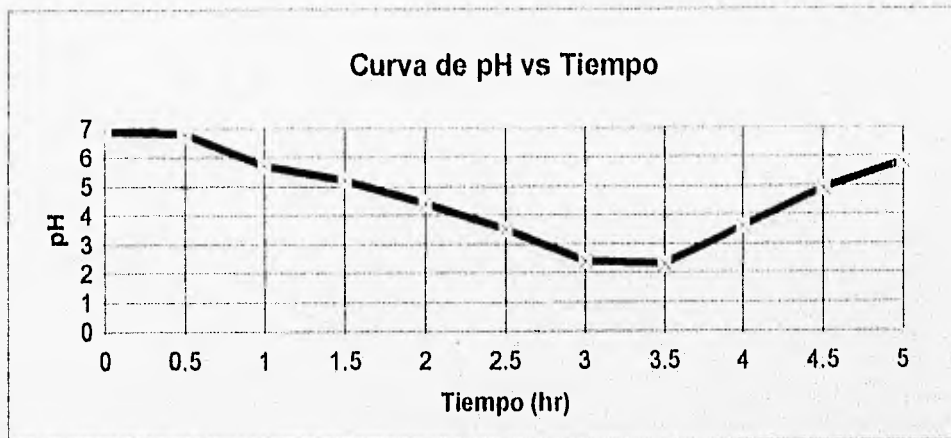


Fig. 4.13 Oxidación BrinCELL con Cloruro Férrico a pH variable

**PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL. (Sal al 2%)**  
**Cloruro Férrico al 10% (6/10)**



**Fig. 4.14 Oxidación Brincell con Cloruro Férrico a pH variable**



PRUEBAS DE OXIDACION BRINCELL. (Sal al 3%)  
Cloruro Férrico al 10% (8/10)

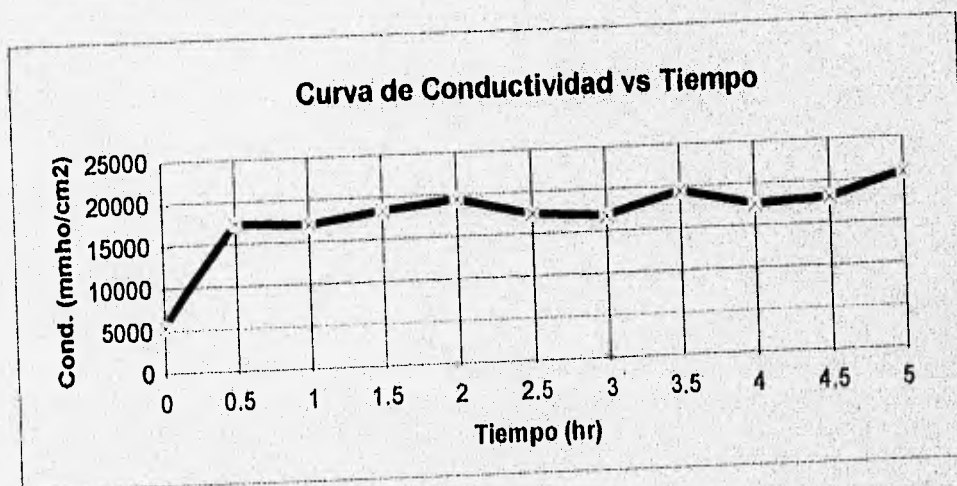
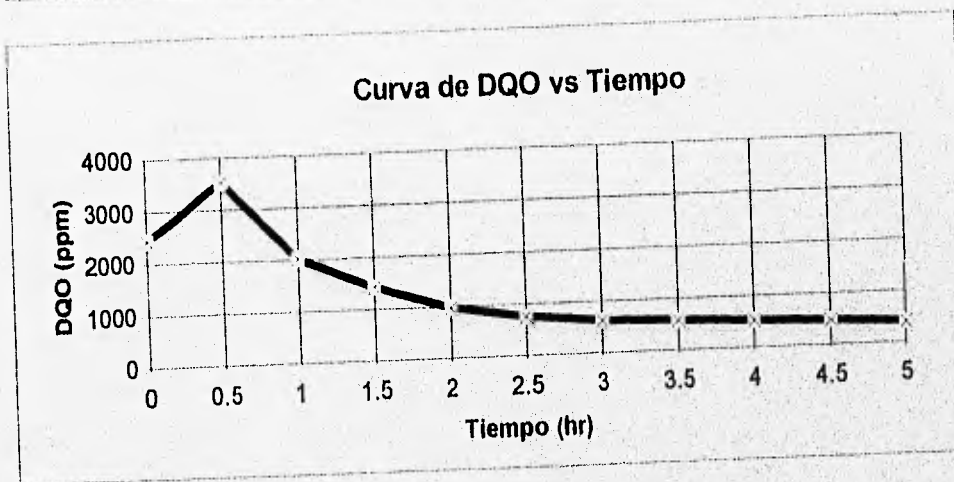
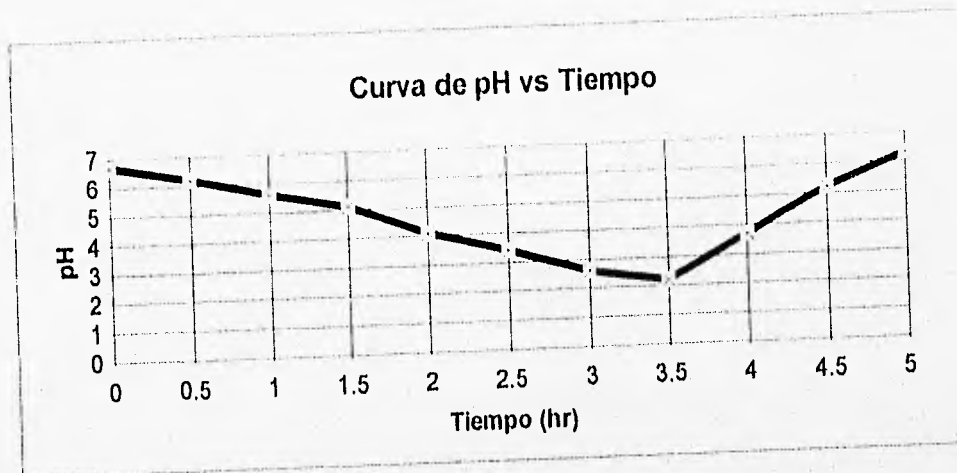


Fig. 4.15 Oxidación BrinCELL con Cloruro Férrico a pH variable

ESTA TESIS NO DEBE  
SALIR DE LA BIBLIOTECA



## CAPITULO V

### CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- ♦ Para la clarificación del agua residual proveniente de la industria IMEXA, el mejor coagulante químico resultó ser el sulfato de aluminio a una concentración del 10%, además de ser el más económico.
- ♦ El sulfato de aluminio es efectivo en el pH al que el agua residual se obtiene, por lo que no es necesario controlar este factor para obtener buenos resultados en la coagulación de los sólidos suspendidos.
- ♦ El polímero sintético es útil para la eliminación de iones positivos presentes en el efluente, sin embargo su activación y mantenimiento ocasiona un costo adicional.
- ♦ La destilación aplicada después de la clarificación, e inclusive antes de la misma, resulta ser un buen método para disminuir la DQO del agua residual, sin embargo, puede ser un proceso muy costoso.
- ♦ Al final del trabajo se decidió no emplear el método Brincell debido a que al término de la oxidación los parámetros de conductividad rebasaban por mucho el máximo permisible, esto es, que al añadir la sal para que se efectuara la reacción electroquímica con los electrodos de la Brincell, se provocaba una alza considerable en la conductividad, por lo que tenía que emplearse un sistema terciario para eliminar este

problema. Los costos de operación y mantenimiento, con un sistema de ultrafiltración u ósmosis inversa, se hubieran convertido en algo insostenible para IMEXA. Sin embargo al usar un porcentaje bajo de sal la conductividad se mantiene bajo norma y la materia orgánica disminuye considerablemente.

## CAPITULO VI

### BIBLIOGRAFIA

1. Benefield L.D. y Randall, C.W. Biotreatment, 120-135. En: **Biological Process Design in Wastewater Treatment.** Ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs. Nueva Jersey, E.U.A (1980).
2. Brook D.T., Smith D. W. y Madigan M. T. Los mohos limosos, 95-98. En: **Microbiología.** Ed. Prentice Hall Hispanoamericana. México, 1987.
3. Cheremisinoff Nicholas P. y Cheremisinoff Paul N. Ozone Treatment, 77-95. **Water Treatment and Waste Recovery. Advanced Technology and Applications.** Ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs. Nueva Jersey, E.U.A (1993).
4. Durán de Bazúa Ma. del Carmen. Caracterización de las aguas residuales, 20-32. Sistemas de Sedimentación, 46-53. En: **Tratamiento Biológico de Aguas Residuales de la Industria de Proceso.** Ed. DEPTAC. Ciudad Unversitaria, México (1988).
5. Eckenfelder W. W., Jr. y O'connor D. J. Cap. 2 Principles of Biological Oxidation, 14 y sbs. En: **Biological Waste Treatment.** Ed. Pergamon Press INC. Washington, E.U.A (1961).

6. Fresenius W. y Schneider W. Cap. 6.5 Methodes physiques et physico-chimiques de Traitment des Eaux Résiduares, 325-340. En: **Technologie des eaux résiduares. Production, Collecte, Traitment et Analyse des eaux résiduares.** Ed. Springer-Verlang. París, Francia (1990).
7. Garcia Charreton Alma Rosa. Trabajo Monográfico de Actualización. 1-15. **Tratamiento de Agua por Ósmosis Inversa.** UNAM, 1989.
8. Gray N. F. Biological process, 232-508. En: **Biology of Wastewater Treatment.** Ed. Oxford University Press. Nueva York, E.U.A. (1989).
9. Hernández M. Aurelio. Política y Normativa sobre la depuración de aguas, 14- 45. En: **Depuración de Aguas Residuales.** Colegio de Ingenieros de Caminos Canales y Puentes. Madrid, España (1990).
10. Jeffrey E. y Sheryl W. Cap. 2 Industry Descriptions, 3-28. En: **Controlling Volatile Organic Compound Emissions from Industrial Wastewater.** Ed. Noyes Data Corporation. Nueva Jersey, E.U.A (1990).
11. Jorgensen S. E. y Johusen I. Water y Waste water Probems, 253-403 En: **Principles of Environmental Science and Technology.** Ed. Elsevier Science Publishers B. V. Amsterdam, Holanda (1989).
12. Lykins W. Benjamín Jr., Clark M. Robert y Goodrich James A. Cap. 3 Treatment Technologies, 50-63. En: **Point of use-Point of enty for**

- drinking Water Treatment. Ed. Lewis Publishers INC. Michigan, E.U.A (1992).
13. Manahan Stanley E. Cap. 11 Environmental Chemistry of Water, 373-400. En: **Fundamentals of Environmental Chemistry**. Ed. Lewis Publishers. Michigan, E.U.A (1993).
14. Metcalf y Eddy, Inc. Cap. 3 Wastewater Characteristics, 47- 120. En: **Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse**. Ed. McGraw-Hill Inc. Nueva York, E.U.A (1991).
15. Peavy Howard S., Rowe Donald R. y Tchobanoglous George, 14-135, 229-412 **Environmental Engineering**. Ed. McGraw-Hill International Edition. Singapore.
16. Ramalho Rubens Sette. **Tratamiento de Aguas Residuales**. Ed. Reverté, S.A. Barcelona, España (1991).
17. Scott Hopkins E. y Bean L.E. Cap. Coagulation, 25-43. En: **Water Purification Control**. Ed. Krieger Publishing Company, Inc. Florida, E.U.A. (1966).
18. Szendrey L.M. Methane production from anaerobic digestion of distillery residues, 517-531. En: **Biomass Energy Development**. Ed. W. H. Smith Plenum Press. Nueva York, E.U.A (1986).

19. Vázquez R. Pedro. Trabajo monográfico de actualización. 26-45  
**¿Problemas con el Tratamiento de Aguas? Prueba con el Ozono.**  
UNAM 1996.
20. Weber J. W., Jr. Coagulación y Floculación, 64- 120. En: **Control de la  
Calidad del Agua. Procesos Fisicoquímicos.** Ed. Reverté. Barcelona,  
España (1979).
21. Purdue University, Lafayette Indiana, Engineering Bulletin. 16th Purdue  
Industrial Waste Conference. 46, 2, 232-250. **The Effect of  
Temperature on Digestion Proceedings.** (March 1962).
22. Hoechst-Celanese Exposición. Instalaciones Celanese Querétaro.  
Agosto 1993. Querétaro, Qro.