



01177
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO
Facultad de Ingeniería

TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES
PROVENIENTES DEL DESTINTE DE PAPEL
PERIODICO, USANDO
COAGULACION - FLOCULACION

MARIO ALBERTO BRAVO GOMEZ

TESIS

PRESENTADA A LA DIVISION DE ESTUDIOS DE
POSGRADO DE LA
FACULTAD DE INGENIERIA

DE LA
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

COMO REQUISITO PARA OBTENER
EL GRADO DE

**MAESTRO EN INGENIERIA
(AMBIENTAL)**

DIRECTOR DE TESIS :
DRA. GEORGINA FERNANDEZ VILLAGOMEZ

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

CIUDAD UNIVERSITARIA
1996

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.



**COMISION NACIONAL
DEL AGUA**

**EL PRESENTE TRABAJO SE IMPRIMIÓ CON EL APOYO DE
LA COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA**

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer de forma muy especial a la Dra. Georgina Fernández Villagómez, por todo el apoyo brindado en la culminación de este proyecto.

A los sinodales, Dr. Pedro Martínez Pereda, M.I. Gabriela Moeller Chávez, M.C. Julieta Pisanty Levi y M.I. Ana Elisa Silva, por su valiosa colaboración.

A todos los profesores de la División de Estudios de Posgrado que contribuyeron a mi formación como Ingeniero Ambiental.

A la Ing. Quím. Laura Caballero por su colaboración en este trabajo.

Al Ing. Quím. Jorge Vargas, de Poliquímicos S.A. de C.V. y al Ing. Exequiel Pernia, de Química Hoechts de México S.A. de C.V. por su asesoría, así como por haber donado los floculantes usados en este trabajo.

A la familia Rovira Ibarra, por su adopción y cariño, me las llevo en el corazón.

A todos mis compañeros y amigos de la maestría; especialmente a Carito, mi doblemente colega.

A CFM por su apoyo y paciencia.

A mis compañeros de PROCMA. Alis, Fabi, Miriam, Ofé, Luis y Roberto.

Al personal del laboratorio de Ingeniería Ambiental.

DEDICATORIA

A esa gran mujer, que ha sabido forjar en mí ilusiones y metas, a tí Madre, mi cariño y gratitud eternos.

A mi hermano Alejandro, porque juntos alcancemos la cúspide.

A mi familia Gómez, por ser lo más importante que tenemos, y especialmente a mi Abue y tía Luisa.

A la More, con el gran cariño de siempre.

INDICE

	PAGINA
Lista de Tablas	1
Lista de Figuras	3
1 INTRODUCCION	
1.1 Introducción	5
1.2 Problemática	6
1.3 Sistemas de Tratamiento de las Aguas Residuales de las Industria de Celulosa y Papel	9
1.4 Objetivos	12
1.5 Alcances	13
1.6 Limitaciones	13
2 PROCESO DEL DESTINTE DE PAPEL PERIODICO	
2.1 Antecedentes	15
2.2 Características del Agua Residual	19
2.3 Principios y Descripción General	20
2.3.1 Flotación	24
2.3.2 Lavado	25
3 TRATAMIENTO FISICOQUIMICO	
3.1 Principios Fisicoquímicos de los Coloides	28
3.1.1 Doble Capa Eléctrica	30
3.2 Teoría de la Coagulación	33
3.2.1 Coagulación y Floculación	34
3.2.2 Tipos de Coagulantes	35
3.2.2.1 Polielectrólitos	36
3.2.2.2 Ventajas del Uso de Polímeros	37
3.2.2.3 Coagulantes Metálicos	40
3.2.3 Factores que Influyen en el Proceso de Coagulación	41

4 MATERIALES Y METODOS

4.1 Comprensión y Planteamiento del Problema	44
4.2 Definición de la Unidad Experimental	45
4.3 Elección de los Factores y Niveles Experimentales	45
4.4 Selección de las Variables de Respuesta	46
4.5 Elección del Diseño Experimental	46
4.6 Realización del Experimento	48
4.7 Análisis de la Información Obtenida	51

5 RESULTADOS Y SU EVALUACION

5.1 Evaluación	52
5.1.1 Polímeros	56
5.1.2 Clorhidróxido de Aluminio <i>Povimal</i>	60
5.2 Análisis Económico del Costo del Tratamiento de las Aguas Residuales del Destinte	62
5.2.1 Polímeros	62
5.2.2 Clorhidróxido de Aluminio <i>Povimal</i>	63

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones	83
6.2 Recomendaciones	85

7 LITERATURA CONSULTADA

7.1 Literatura Consultada	87
-------------------------------------	----

ANEXOS

- A. Principios y Metodologías de los Análisis Físicos, Químicos y Biológicos del Agua
- B. Legislación Mexicana en Materia de Prevención y Control de la Contaminación del Agua
- C. Escala de Tamaño de Formación de Flóculos

LISTA DE TABLAS

- 2.1 Volumen de consumo de fibra secundaria en la producción de papel en México**
- 2.2 Participación relativa del consumo de materias fibrosas en la producción de papel en México**
- 2.3 Volumen estimado de generación de RSM por zona a nivel nacional durante 1992**
- 2.4 Composición porcentual por zonas de los RSM**
- 3.1 Formas de adquirir cargas eléctricas en partículas coloidales**
- 3.2 Objetivos del proceso de coagulación-floculación**
- 3.3 Aspectos del proceso fisicoquímico de la coagulación**
- 3.4 Características de coagulación de los polímeros**
- 3.5 Factores que afectan la coagulación**
- 5.1 Caracterización del agua residual antes del tratamiento de coagulación**
- 5.2 Análisis de variancia para los datos de remoción de turbiedad de los polímeros**
- 5.3 Análisis de variancia para los datos de remoción de DQO de los polímeros**
- 5.4 Análisis de variancia para los datos de remoción de turbiedad del Povimal**
- 5.5 Análisis de variancia para los datos de remoción de DQO del Povimal**
- 5.6 Costos y cantidades de floculantes para el tratamiento**
- 5.7 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-501-C y F-501-A**
- 5.8 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-501-C y F-502-A**
- 5.9 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-501-C y F-503-A**
- 5.10 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5003-C y F-501-A**
- 5.11 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5003-C y F-502-A**

- 5.12 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5003-C y F-503-A**
- 5.13 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5006-C y F-501-A**
- 5.14 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5006-C y F-502-A**
- 5.15 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5006-C y F-503-A**
- 5.16 Determinación óptima de coagulación usando la sal metálica Clorhidróxido de aluminio *Povimal***

LISTA DE FIGURAS

- 2.1 Generación de RSM en los EE.UU. durante 1988
- 2.2 Rangos de tamaños óptimos para los diferentes sistemas de destintado
- 2.3 Diagrama esquemático del sistema combinado de flotación seguido de lavado
- 2.4 Comparación de las operaciones de lavado y flotación
- 3.1 Clasificación y tamaño de las partículas en el agua
- 3.2 Modelo de Stern para la doble capa eléctrica
- 3.3 Estructura química de la Acrilamida
- 3.4 Reacciones esquemáticas entre partículas coloidales y los polielectrolitos
- 4.1 Diseño experimental del tratamiento fisicoquímico (coagulación)
- 4.2 Combinación de los floculantes catiónicos y aniónicos
- 5.1 Porcentaje promedio de remoción de turbiedad del floculante F-501-C
- 5.2 Porcentaje promedio de remoción de DQO del floculante F-501-C
- 5.3 Porcentaje promedio de remoción de turbiedad del floculante F-5003-C
- 5.4 Porcentaje promedio de remoción de DQO del floculante F-5003-C
- 5.5 Porcentaje promedio de remoción de turbiedad del floculante F-5006-C
- 5.6 Porcentaje promedio de remoción de DQO del floculante F-5006-C
- 5.7 Porcentajes promedio de remoción de turbiedad y DQO del coagulante Clorhidróxido de Aluminio *Povimal*

CAPITULO 1

INTRODUCCION

1.1 INTRODUCCION

El reciclaje de papel ha sido en los últimos años una fuente importante de fibra en la manufactura de papel, lo cual representa una serie de ventajas ambientales y económicas, no obstante, también involucra aspectos negativos, como la generación de grandes volúmenes de aguas contaminadas con fibra, residuos de plásticos de las cubiertas del papel y productos químicos que se usan dentro del sistema de reciclo. Este tipo de contaminantes son imposibles de remover por procesos biológicos, ya que no están disponibles para ser biodegradados por los microorganismos presentes en ellos, por encontrarse en forma suspendida y no disuelta; además de que no es aconsejable que pasen a los tratamientos secundarios porque pueden obstruirlos, reduciendo su eficiencia o incluso dañando su infraestructura.

Es por ello que se hace prioritario la investigación del tratamiento por medios físicos y químicos de estos efluentes, que ayuden a reducir o eliminar la presencia del material orgánico e inorgánico presente en el agua de destinte de papel periódico.

Una forma de remover los contaminantes del agua de destinte de papel periódico, es mediante el proceso de *coagulación-floculación*, el cual se experimenta en el presente trabajo y consiste en la adición de agentes químicos, conocidos como coagulantes y floculantes, bajo ciertas condiciones de velocidad y tiempos de mezclado, utilizando para ello la prueba de Jarras.

Una vez agregados los coagulantes y floculantes, se evaluó el desempeño en la remoción de Turbiedad y material orgánico e inorgánico medido como Demanda Química de Oxígeno (DQO). Se hizo también un análisis de los resultados obtenidos y se evaluó el costo que implica el tratamiento propuesto.

La finalidad del trabajo experimental es conocer la influencia del tratamiento en la remoción de contaminantes de estos efluentes y que dé una opción a la Industria del Papel para tratar sus aguas residuales, cumpliendo con la normatividad mexicana.

1.2 PROBLEMATICA DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DE PAPEL Y CELULOSA

La pulpa y el papel juegan un rol vital en la sociedad actual por sus diversas aplicaciones en el hogar, comercio, industria y educación, sin embargo, para su producción se genera un tremendo impacto en dos de los principales recursos naturales, -bosques y agua.

Se estima que con un promedio de aprovechamiento del 50%, la producción mundial de papel y cartón es de 200 millones de toneladas (ton) por año, lo que significa el consumo de 400 millones de ton de material *crudo* (árboles). Cada año son desforestadas al menos 4 millones de hectáreas para proveer la materia prima necesaria. En cuanto a la utilización de agua dentro de los procesos de manufactura de papel, se usan como promedio 100 m³ por ton de producto terminado, lo cual se traduce en 20,000 millones de m³ de aguas residuales por año (UNEP, 1982).

En las últimas décadas, el problema de la contaminación del agua se ha acelerado vertiginosamente, debido a las descargas industriales y domésticas que se vierten a los ríos y cuerpos de agua sin tratamiento alguno, lo cual ha venido a deteriorarlos de manera sensible.

Es bien conocido que, cuando se descargan grandes cantidades de material orgánico a las corrientes de agua suele ocurrir una reducción del oxígeno disuelto en el cuerpo receptor, debido al consumo por bacterias que utilizan estos contaminantes como alimento para su desarrollo.

Si las cargas de contaminantes son suficientemente altas, el agua puede perder todo el oxígeno disuelto, lo que conlleva a la eutroficación del cuerpo de agua; esto originará cambios perjudiciales en el ecosistema receptor, pérdida de fauna, generación de olores, entre otros aspectos. De aquí la importancia de conocer la presencia del material orgánico en los efluentes y darles el tratamiento adecuado que disminuya las cargas contaminantes.

Dentro de esta problemática, la industria de la pulpa y el papel tiene un importante impacto en la contaminación de las aguas, ya que es bien conocido que ésta es clasificada como una actividad consumidora de agua, en donde un sistema de aguas abierto de una papelera puede descargar de 10 a 100 m³ de agua por tonelada de producto (Coronado, 1992; García, 1992; UNEP, 1982; Zeritis & Sideritis, 1991).

Las aguas que se descargan por esta industria contienen no solamente fibras, sino que también material orgánico e inorgánico de varios tipos, que en principio son difíciles de tratar (García, 1992; Zeritis & Sideritis, 1991).

La producción de pulpa y papel contamina el ambiente de diferentes formas: emisiones a la atmósfera, agua y ruido por la operación de maquinaria, además del mal uso de los recursos forestales (García, 1992).

Ante estos impactos tan preocupantes sobre el ambiente, el reciclado de fibra usada para la manufactura de papel se hace primordial.

En la actualidad los porcentajes de producción a partir de fibra reciclada han ido en ascenso, esto ha sido posible gracias al desarrollo tecnológico y al bajo costo que implica usarlas (Calvo, 1993).

Los efluentes líquidos de la industria de papel, resultan del uso del agua en las diferentes operaciones para producir papel a partir de fibras. Los componentes de estas descargas comprenden las fibras que no se usaron para los procesos de producción, así como algunos agentes químicos utilizados para tal fin.

Estos contaminantes se evalúan en términos de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Orgánico Total (COT) y Sólidos Suspendidos (SS), entre otros.

La DBO, DQO y COT son parámetros que se usan para definir la demanda de oxígeno de un efluente. Cuando un efluente con altas concentraciones de DBO, DQO ó COT, se vierte a un cuerpo receptor, la concentración de oxígeno disuelto del agua disminuye pudiendo crear condiciones anaerobias, lo que deteriora la calidad del agua.

Sin embargo, también pueden existir otros problemas asociados a estos efluentes como efectos tóxicos, color, calor, compuestos orgánicos y agentes químicos que causan el envenenamiento de organismos acuáticos y desequilibrios en los ecosistemas.

Los sólidos suspendidos son el componente más común en este tipo de efluentes. Estos se depositan en el fondo de los cuerpos receptores formando capas de fibra, cuyos primeros efectos son la asfixia y muerte de la fauna bentónica; con el tiempo estas fibras empiezan a descomponerse y liberan material orgánico el cual ejerce una demanda en el oxígeno disuelto del agua (UNEP, 1982).

Un parámetro relacionado con los sólidos suspendidos, es el incremento de turbiedad, estos sólidos tienen su principal efecto en peces al obstruir las branquias y la destrucción de áreas de desove (UNEP, 1982).

El control de la contaminación que enfrenta esta industria es uno de los más complejos, esto se debe a que la mayoría de las plantas de pulpa y papel fueron construidas en la época en que

la contaminación ambiental no era considerada como un factor prioritario, y también a que la demanda de sus productos ha ido en aumento (García, 1992).

Por otro lado, el reciclamiento de materiales, es una vía de conservación de los recursos naturales y tiene una importancia significativa entre los conceptos de desarrollo sustentable, tan en boga en estos tiempos y da como resultado una reducción en el uso de éstos, así como en el volumen de desechos dispuestos (Calvo, 1993).

El reciclado de papel implica muchas ventajas económicas y ambientales. Primero, representan una alta disponibilidad de fibra para la producción de papel a un costo relativamente bajo, además que la producción de pulpa basada en el reciclamiento requiere un capital de inversión menor (Calvo, 1993).

El proceso de reciclamiento es menos contaminante que el usado a partir de fibra virgen. No obstante, también tiene problemas, ya que usa grandes volúmenes de agua, lo cual incrementa los efluentes a tratar; la recuperación de fibras genera gran cantidad de lodos que deben ser almacenados, incinerados o en su caso, ser utilizadas como mejoradores de suelos; y tercero, la fibra pierde progresivamente sus características después de cada reuso, lo cual puede evitarse añadiendo agentes químicos que mantengan sus propiedades, pero ambientalmente es menos deseable (Calvo, 1993).

Los residuos generados durante los procesos de destinte y manufactura de papel, son lodos que pueden usarse como acondicionadores de suelos, beneficiando incluso la productividad en los cultivos, ya que contienen materia orgánica, que actúa como amortiguador del pH y pequeñas cantidades de nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio) (Einspahr & Fiscus, 1984; Estridge & Stovall, 1993; Hatch, 1985; Hoekstra, 1991; Pridham & Yau, 1992 ; Shimek, et. al. 1988).

La presencia de metales pesados en los lodos de destinte no representa un problema, de hecho las concentraciones son comparables a las estiércol de ganado e incluso son mayores o iguales en los lodos de aguas municipales (Hoekstra, 1991; Pridham & Yau, 1992).

Otras opciones para el manejo de los residuos del reciclado son el composteo, separación y reuso de componentes, arena para mascotas, material para productos de construcción (agregados de peso ligero), absorbentes de aceites y como material de cubierta en rellenos sanitarios (Estridge & Stovall, 1993).

1.3 SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL PAPEL

El control de la contaminación de las aguas residuales de esta industria es uno de los más complejos, y cada planta papelera requiere de una solución particular de tratamiento, ya que depende de la tecnología de producción, estado físico-operativo, material usado como materia prima y productos químicos, entre otros.

En la actualidad se empieza a mostrar un gran interés en las técnicas de reciclamiento y recuperación de materiales, cuyo impacto económico es atractivo, asimismo, el establecimiento de una conciencia de protección ambiental que reduzca la descarga de contaminantes.

Para ello, se han desarrollado e implementado una serie de métodos para la remoción de contaminantes en las aguas residuales de la industria del papel, clasificándose en procesos físicos y biológicos.

1.3.1 PROCESOS FISICOS

Sedimentación

La sedimentación, es la separación de partículas del agua por medio de gravedad; donde el agua residual es puesta en tanques relativamente grandes, con volúmenes que proporcionen tiempos de retención hidráulica de hasta varias horas.

Es el principal método que se emplea para reducir los sólidos suspendidos de las aguas, presentando eficiencias del 70 al 90% de remoción y con tiempos de retención de 4 horas (Lara, 1992).

Flotación con Aire Disuelto (FAD) o Microflotación

Hoy en día, es un método convencional para el tratamiento de las aguas de la Industria de Pulpa y Papel, el tratamiento FAD usa agentes químicos como coagulantes que auxilian al proceso, al permitir la floculación de las partículas; la clave de este método consiste en producir microburbujas de aire desde el fondo de los tanques, las cuales arrastran a los sólidos hacia la superficie, formando capas para luego ser removidas por medios mecánicos, esta práctica asegura niveles ambientales aceptables de calidad de agua (Sanneskog, 1993).

Filtración con Membranas

Es una técnica recientemente desarrollada que ofrece la separación de partículas sin la necesidad de agentes químicos, lo que abre la posibilidad de recuperación y reciclamiento de agua. El agua se hace pasar por el filtro de membrana de alta capacidad a través de un flujo *cruzado-rotacional*, el cual asegura un 100% de separación del material suspendido, sin embargo, este método aún está en estudio (Sänneskog, 1993).

1.3.2 PROCESOS BIOLÓGICOS

Lagunas de Estabilización

Las lagunas de estabilización designan a un cuerpo de agua, natural o artificial, en que desechos orgánicos e industriales oxidables son tratados por procesos biológicos, bioquímicos y físicos.

Las lagunas de estabilización son ampliamente utilizadas para la eliminación de material orgánico medido como DBO, su efectividad depende de la temperatura ambiente y del área de exposición, por lo que el costo depende de la disponibilidad de terreno. Para lograr eficiencias del 85 al 90%, las lagunas se calculan para tener hasta 30 días de tiempo de retención, con profundidades de aproximadamente 1.5 metros, una implementación que se les ha hecho es la adicionar un sistema de aeración mecánico, cuya ventaja es una operación más estable y permiten una descarga por área de 6 a 10 mayor que las convencionales (Lara, 1992).

Lodos Activados

El principio de este proceso consiste en poner las aguas residuales en contacto con una población microbiana mixta, la cual se encuentra en forma de suspensión floculenta en un sistema aerado y en agitación. De esta manera, la materia en suspensión y la coloidal se eliminan de las aguas residuales por adsorción y aglomeración en los flóculos microbianos, para luego ser descompuestos por metabolismo microbiano (Winkler, 1994).

El proceso de lodos activados, en el tratamiento de aguas residuales en la industria del papel tiene altas eficiencias, con tiempos de retención de 4 a 8 horas, requiere de una potencia de aireación muy grande, además de que genera una gran cantidad de lodos (Lara, 1992).

Filtros Percoladores

Es un sistema de tratamiento de medio fijo, donde el medio sólido de soporte está dispuesto en forma de lecho empacado a través del cual gotea el agua residual. Las superficies mojadas del medio de empaque desarrollan una película de *lama* microbiana, y el agua residual fluye sobre la superficie del empaque en una delgada capa que está en contacto con la *lama* microbiana por un lado y con la atmósfera en los espacios intersticiales por el otro (Winkler, 1994).

Cuando este sistema se opera a altas tasas, alcanza una reducción de la DBO del 40 al 60%, por lo que no es muy preferido para el tratamiento de aguas residuales de papel (Lara, 1992).

Sistemas Anaerobios

Los procesos aerobios no son los únicos disponibles para el tratamiento de las aguas residuales de la industria de pulpa y papel, en la actualidad el interés por los sistemas anaerobios se ha incrementado. En estos procesos la materia orgánica se descompone por la acción de los microorganismos en ausencia de oxígeno, produciéndose metano y anhídrido carbónico.

La materia orgánica es convertida en un 85-95% a biogás, esencialmente una mezcla de metano (50 al 58% del volumen) y dióxido de carbono, y el resto a masa celular (Eriksson, 1985; Rintala & Vuoriranta, 1988).

Los tratamientos anaerobios ofrecen algunas ventajas comparadas con los sistemas aerobios:

- Baja demanda de energía en el bioreactor
- Bajas cantidades de sales nutrientes
- Baja producción de lodos
- Producción de metano

Las aguas residuales de la industria de pulpa y papel, contienen a menudo residuos de lignina con peso molecular alto, los cuales no son degradados en condiciones aerobias, la reducción de DQO en procesos anaerobios puede ser relativamente moderada; con el 50-60%, a pesar de que la DBO puede llegar hasta el 95% (Eriksson, 1985).

1.4 OBJETIVOS

Los propósitos del presente trabajo son:

OBJETIVOS GENERALES

- **Determinar, mediante la experimentación en el laboratorio la eficiencia de un proceso fisico-químico, como es la coagulación-floculación, como una alternativa para el tratamiento de las aguas residuales originadas por el destinte de papel periódico.**
- **Realizar un análisis de costos sobre la utilización de este tratamiento.**

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- **Determinar la remoción de turbiedad y materia orgánica medida como DQO, presente en aguas residuales de destinte de papel periódico.**
- **Evaluar coagulantes de uso comercial para el tratamiento de aguas residuales de destinte de papel periódico.**

1.5 ALCANCES

En el presente trabajo se analizan diversos factores para hacer del proceso de coagulación-floculación, de las aguas residuales provenientes del destinte de fibra secundaria para la manufactura de papel, una opción viable que ayude a reducir los niveles de contaminación de éstos efluentes.

Los factores de respuesta al tratamiento de coagulación-floculación aplicado, son básicamente, la determinación de la calidad del agua residual antes y después del tratamiento.

Evaluar el desempeño de los coagulantes y floculantes en la remoción de turbiedad y materia orgánica expresada en DQO.

También se hace un análisis de costos de los productos químicos empleados para este tratamiento fisicoquímico

1.6 LIMITACIONES

El agua residual utilizada en el presente trabajo, se generó en laboratorio, mediante la simulación del proceso usado por las industrias del ramo, que es el destintado por flotación. El agua residual residual generada, presentó una calidad fisicoquímica comparable a las que se originan en los procesos de destinte de esta industria.

Es importante señalar que el agua con la que se experimentó estuvo almacenada por algunas semanas en bidones oscuros y a bajas temperaturas, hasta que se consiguió el volumen de agua residual necesario. No se realizaron los análisis inmediatamente después de su generación, sino hasta el momento de iniciar este estudio.

Este trabajo se limita a estudiar la adición de agentes químicos (floculantes) a un solo tipo de agua residual y analizar la respuesta en la remoción de materia orgánica e inorgánica medida como DQO y turbiedad (en unidades nefelométricas).

CAPITULO 2

**PROCESO DEL DESTINTE
DEL PAPEL PERIODICO**

2.1 ANTECEDENTES DEL RECICLAJE

El papel reciclado ha sido desde hace algún tiempo una fuente importante de fibra en la industria papelera a nivel mundial e involucra una serie de factores ambientales, económicos y sociales relacionados con el manejo de residuos sólidos municipales (RSM) (Badar, 1993; Carroll & Gajda, 1991).

En diferentes estimaciones realizadas en los Estados Unidos (EE. UU.), en 1970 se reciclaron 12 millones de toneladas de papel y cerca de 15 millones en 1979 (Broeren, 1991).

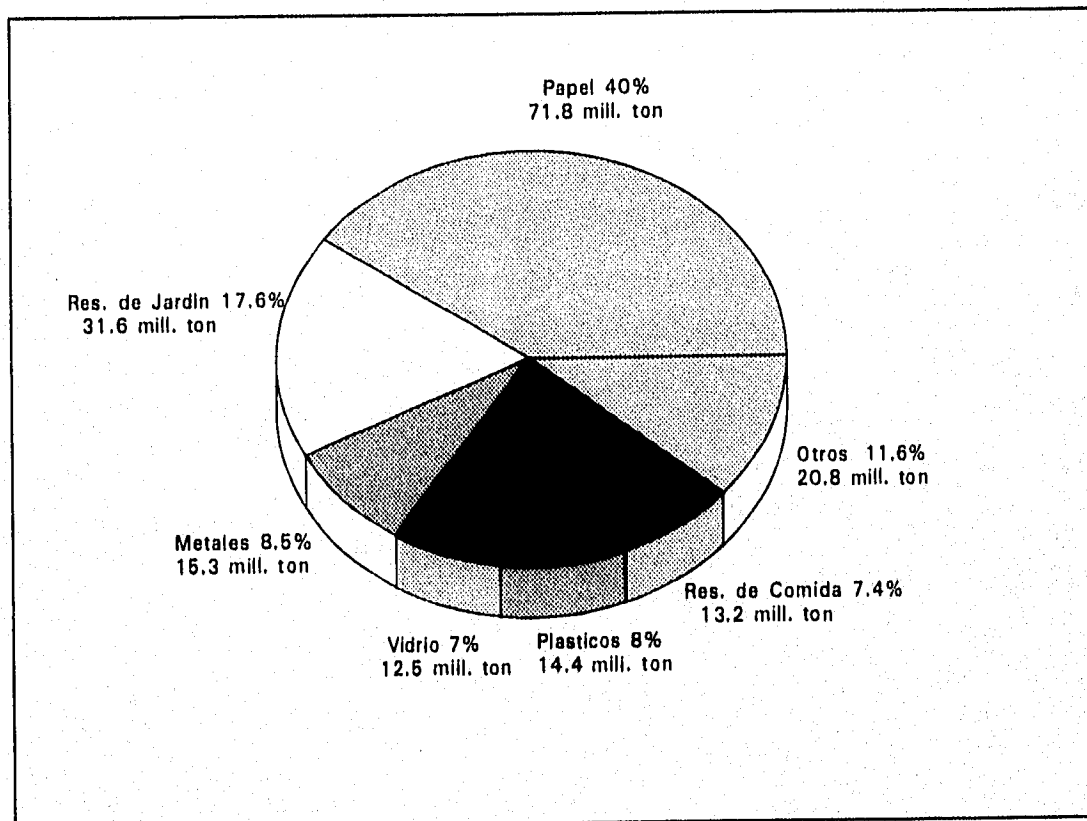
En 1988 se generaron en los EE. UU. 180 millones de toneladas de RSM, de los cuales el 40% correspondieron a papel (Figura 2.1), siendo el componente más alto y reciclándose alrededor de 20 millones de toneladas (Badar, 1993; Broeren, 1991).

Es notable que en los últimos años esta industria ha invertido cerca de 7.5 billones de dólares en equipo para reciclaje, aumentando con ello en gran medida el uso de papel de desecho para reciclado. En 1993, la American Forest and Paper Association (AFPA), estimó que cerca de 36.7 millones de toneladas se recuperaron en ese año y se ha establecido como meta para 1995 una recuperación y reuso del 40% del total de papel generado como RSM (Badar, 1993).

Para el año 2000, se estima que los EE.UU. tendrán una generación de RSM de 216 millones de toneladas, de las cuales 90 millones serán de papel. En virtud de estos grandes volúmenes de papel, cartón, etc., existe un gran interés por reusar esta fibra en la manufactura de diversos tipos de productos de papel (Badar, 1993).

En gran medida, estos altos niveles de destinte y reciclaje en los países industrializados se debe a presiones legislativas y al desarrollo tecnológico. La tecnología del destintado ha tenido en la última década un gran impulso en su desarrollo e investigación, siendo hoy el centro de una operación moderna de reciclado (Broeren, 1991; Carroll & Gajda, 1991; Einspahr & Fiscus, 1984; Pearson, 1991).

Figura 2.1 Generación de residuos sólidos municipales en los EE.UU. durante 1988.



Fuente: Badar, T.A. 1993. Environmental Impact of Recycling in the Paper Industry. Progress in Paper Recycling, p. 42.

En México la utilización de fibra secundaria para la manufactura de papel se encuentra en mucho menor escala que en los países industrializados, aunque los volúmenes han ido en aumento (Tabla 2.1), colocando a México entre los líderes mundiales del reciclaje de papel, llegando a manejar en los últimos cinco años un promedio en la mezcla global de materia fibrosa de 73% de fibra secundaria y 27% de fibra de celulosa virgen (Tabla 2.2)(Cámara Nacional de la Industria de la Celulosa y Papel CNICP, 1995).

Tabla 2.1 Volumen de consumo de fibra secundaria en la producción de papel en México.

AÑO	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Toneladas miles	1,533.4	1,577.4	1,719.3	1,767.9	1,965.7	2,147.7	2,176.5	2,288.5	2,252.3	2,547.1

Fuente: CNICP, 1995. Memoria Estadística

Tabla 2.2 Participación relativa del consumo de materias fibrosas en la producción de papel en México.

AÑO	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Fibra secundaria %	56.6	58.0	60.6	61.1	65.7	67.8	70.1	72.9	73.7	78.8
Celulosa de madera %	43.4	42.0	39.4	38.9	34.3	32.2	29.9	27.1	26.3	21.2

Fuente: CNICP, 1995. Memoria Estadística

Sin embargo, la industria de la celulosa y papel enfrenta una fuerte crisis que se ha agudizado desde 1993, debido a la difícil situación financiera nacional y al crecimiento en las importaciones de papel en todos sus tipos, provenientes de EE.UU. y Canadá, potencias mundiales en la producción de papel (CNICP, 1995).

En nuestro país se recicla mucho menos de lo que se genera como desperdicio, esto debido a la baja capacidad instalada de reciclamiento de las pocas industrias de este ramo y a la importación de alrededor del 69% de fibra secundaria usada para la manufactura de papel, registrada en los últimos diez años (CNICP, 1995).

De acuerdo al Instituto Nacional de Ecología (INE) la generación de RSM en 1992, a nivel nacional alcanzó casi los 22 millones de toneladas (SEDESOL, 1993), en el que los porcentajes en la composición de papel varía, de acuerdo a las zonas en que está dividida la República (Tablas 2.3 y 2.4), produciendo de forma general poco más de 2 millones de toneladas al año de papel de desecho.

Tabla 2.3 Volumen estimado de generación de RSM por zona a nivel nacional durante 1992.

ZONA	TONELADAS ANUALES	PORCENTAJES POR ZONA
Fronteriza	2'148,755	9.8
Norte	3'776,290	17.2
Centro	9'580,885	43.6
Distrito Federal	3'019,645	13.7
Sureste	3'441,950	15.7
TOTALES	21'967,525	100.0

Fuente. SEDEBOL, 1993. Informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente 1991-1992. pp. 186

Tabla 2.4 Composición porcentual por zonas de los residuos sólidos municipales

SUBPRODUCTOS	FRONTERIZA	NORTE	CENTRO	SUR	DISTRITO FEDERAL
Papel	11.36	9.17	8.80	6.90	12.96
Cartón	3.01	4.28	4.16	4.51	3.55
Latas	3.13	2.46	2.10	2.80	1.42
Plástico	5.48	6.17	5.28	6.34	2.81
Residuos de jardín	15.35	7.48	6.95	7.88	6.43
Residuos Alimenticios	25.72	37.56	38.20	41.06	41.37
Vidrio	8.20	7.63	7.01	8.23	3.30
Otros	27.75	25.25	27.5	22.28	28.16

Fuente. SEDEBOL, 1993. Informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente 1991-1992. pp. 186

2.2 CARACTERISTICAS DEL AGUA RESIDUAL DE UNA PLANTA DE DESTINTE DE PAPEL

La industria de la Celulosa y el Papel ocupa el séptimo lugar en volúmenes de descarga de aguas residuales industriales, las cuales afectan a 9 de las principales cuencas hidrológicas del país (Fernández, 1992).

Las características fisicoquímicas del agua residual provenientes del proceso de destinte de fibra secundaria varían de gran modo, debido a la configuración en el sistema, con sus circuitos de reciclamiento, tecnología aplicada, así como del material a reciclar usado (Badar, 1993; TAPPI ATCP).

Un efluente típico promedio de una planta de destinte es de 15.2 a 38 m³/ton de papel producido, esto incluye las aguas residuales de la operación de deshidratado de lodos. Estos presentan una carga contaminante evaluada en DBO de 100 a 700 mg/L y una DQO de hasta 1200 mg/L, observándose en algunos casos DQO de 5000 mg/L; sin embargo estos últimos efluentes son originados por papeleras que usan fibra virgen en sus procesos (Método Kraft), las cuales incluyen material *crudo*, resinas y ácidos grasos de coníferas; para los sólidos suspendidos, el ámbito es muy variable, dependiendo de las características del material usado en el reciclaje, pudiendo ir desde 1,000 a 5,000 mg/L o incluso pueden ser mayores (Badar, 1993; Ekengren, 1993; Kreutzberger, 1993; Schnell, 1993; Webb, 1990).

En los EE. UU., la industria de la pulpa y el papel ha hecho un excelente trabajo en la reducción de cargas contaminantes de las aguas residuales en las plantas de tratamiento. El uso de agua también se ha reducido drásticamente; en 1988, los datos proporcionados por el National Council for Air and Stream Improvement (NCASI), mostraron una disminución del uso del agua en 32% comparada en 1975. En las papeleras modernas que usan tecnología de flotación y lavado, el empleo de agua se ha reducido en más del 50% (Badar, 1993).

En países europeos como Alemania, las descargas de agua se han reducido a *cero*, al cerrar el circuito de agua y solamente se repone el agua que se evapora a razón de un litro por kilogramo de papel producido. No obstante, el cerrar el circuito implica algunas desventajas como el aumento de sustancias indeseables en la circulación y en el producto final, incremento en la temperatura del agua, corrosión y posibles efectos negativos en la capacidad de producción o en la calidad del papel (Anónimo, 1983; Fernández, 1992).

La reducción en la carga de DBO y SST no fue apreciable entre 1975 y 1988; de hecho la carga de DBO se incrementó en 24% en 1988. Estos aumentos pueden ser atribuidos a la reducción en el consumo de agua y al uso de papel recubierto como materia prima en las operaciones de destinte (Badar, 1993).

Sin embargo, a pesar de las altas cargas de DBO y SST, esta industria ha hecho un gran esfuerzo en el tratamiento de sus efluentes; y han reducido las descargas de DBO en 81% y de SST en 76% (Badar, 1993).

2.3 PRINCIPIOS Y DESCRIPCION GENERAL DEL PROCESO DE DESTINTE

La operación de destintado consiste en la eliminación de las tintas impresas en el papel de desecho para emplearlo como materia prima en el reciclamiento y manufactura de papel de buena calidad, lo cual exige una eliminación eficaz de los contaminantes contenidos en el material de reciclo.

Una planta de destintado deberá de incluir los medios de desfibración primaria (el equipo de destintado) y los medios de depuración para eliminar adhesivos, parafinas, ceras, *hot-melts* (películas de plástico aplicadas al papel en caliente) y en algunos casos complementarla por una operación de blanqueo (Cherbit, 1982).

El primer paso del proceso, es la desfibración de la materia prima o pulpeo, seguido del destintado el cual comprende básicamente dos etapas, que son la remoción o separación de las partículas de tinta del papel de desecho y la eliminación de la tinta separada de la fibra (Cherbit, 1982).

La separación de las tintas se efectúa por la adición de agentes químicos sobre la fibra, pero no todas las tintas son fáciles de separar.

El equipo y los productos químicos usados en un proceso de destintado es determinado por el tipo de tintas en la fibra reciclada. El tamaño de las partículas de tinta a ser removidas es la base principal para elegir el equipo apropiado de destintado (Shrinath, 1991).

Para remover partículas grandes de tinta se usan cribas y centrifugas (Fig. 2.2). La flotación remueve partículas que son muy pequeñas para las cribas y centrifugas, y muy grandes para usar el lavado. El lavado es eficiente en la remoción de partículas pequeñas de tinta (Shrinath, 1991).

Uno de los reactores (mejor conocidos como Pulper o Hidropulper), más eficientes es el HELICO, el cual tiene un poder extraordinario de desintegración, debido a la fuerte fricción interna de las fibras y una rápida separación de las tintas; trabaja a una concentración del 15% con una introducción simultánea de los químicos. El tiempo de un ciclo de pulpeo es de 20 a 30 minutos y un tiempo de almacenamiento de 30 a 40 minutos; este corto tiempo de reacción (1 hora) evita el riesgo de amarillamiento de la pasta (Cherbit, 1982; Perales, 1988).

HELICO tiene un gasto de energía de 70 a 90 Kw/Hora/ton, lo que significa un ahorro de energía eléctrica de 30 a 35% (Cherbit, 1982; Perales, 1988).

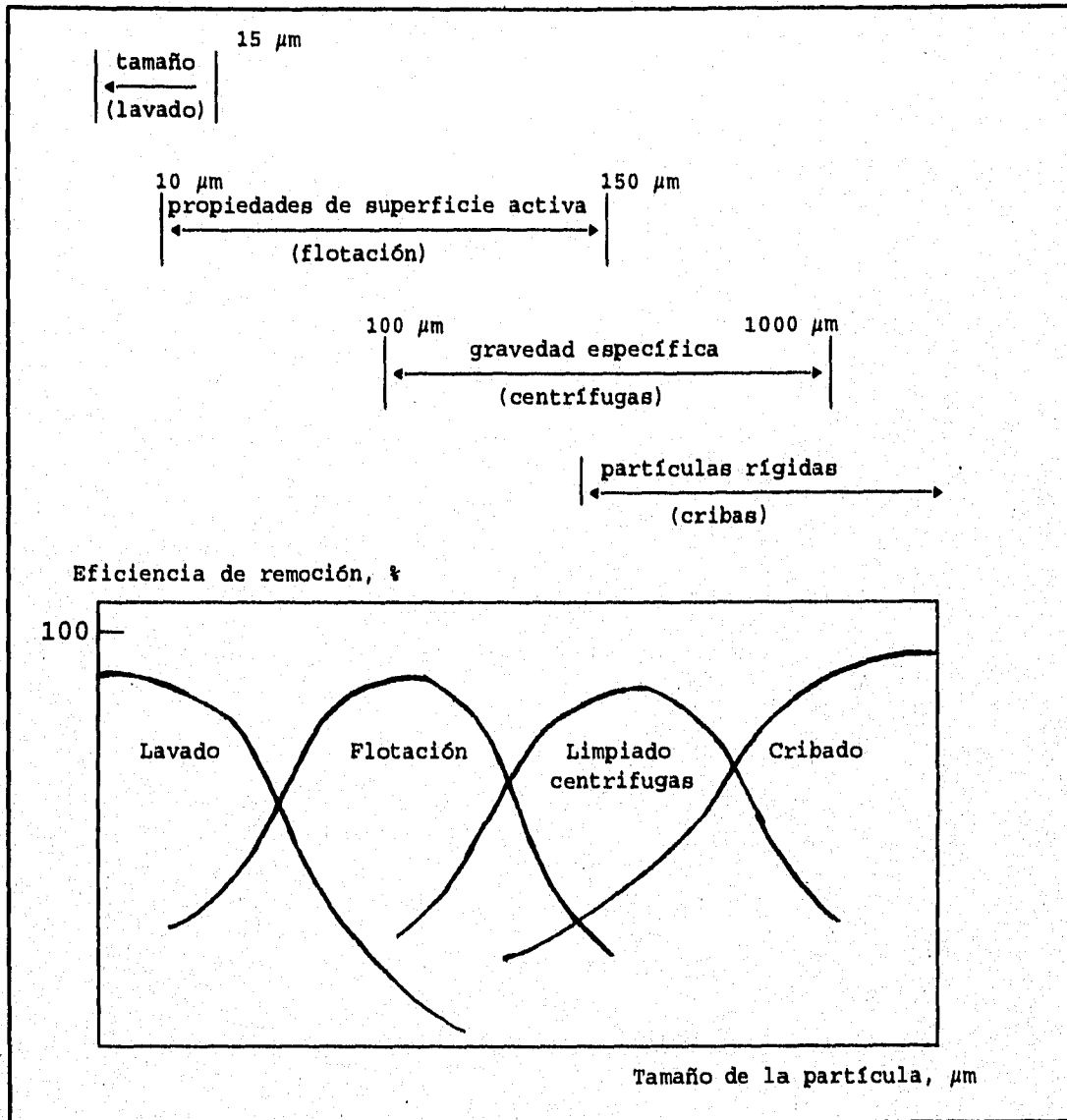
Ya que la tinta ha sido separada de la fibra, existen 2 operaciones para eliminarla: la flotación y el lavado.

El lavado y la flotación son las dos técnicas básicas para la remoción de tintas; durante mucho tiempo el lavado fué la más usada, sin embargo a últimas fechas las tintas han sufrido cambios, usándose hoy tintas poliméricas, tintas de "no impacto" como las láser, radiación UV y térmicas, por lo que estas tintas son imposibles de remover por lavado, ya que existe la dificultad de dispersar los materiales poliméricos que las contienen. Debido a esto, la técnica de destinte por lavado ha sido reemplazada por métodos de destinte por flotación, aunque también existe un método híbrido que combina ambos procesos (Schriver, 1991).

Estas operaciones de destinte requieren agentes químicos que ayudan a estos procesos a ser más eficientes; estos productos se dividen en agentes químicos de Destinte y Blanqueadores (Badar, 1993; Pridham & Yau, 1992; Schriver, 1991).

Los agentes químicos usados en el destinte, son: sosa cáustica, peróxido de hidrógeno, silicato de sodio, jabones, cloruro de calcio, polímeros e hidrosulfito de sodio (Badar, 1993; Pridham & Yau, 1992; Schriver, 1991).

Figura 2.2 Ambitos de tamaños óptimos para los diferentes sistemas de destintado.



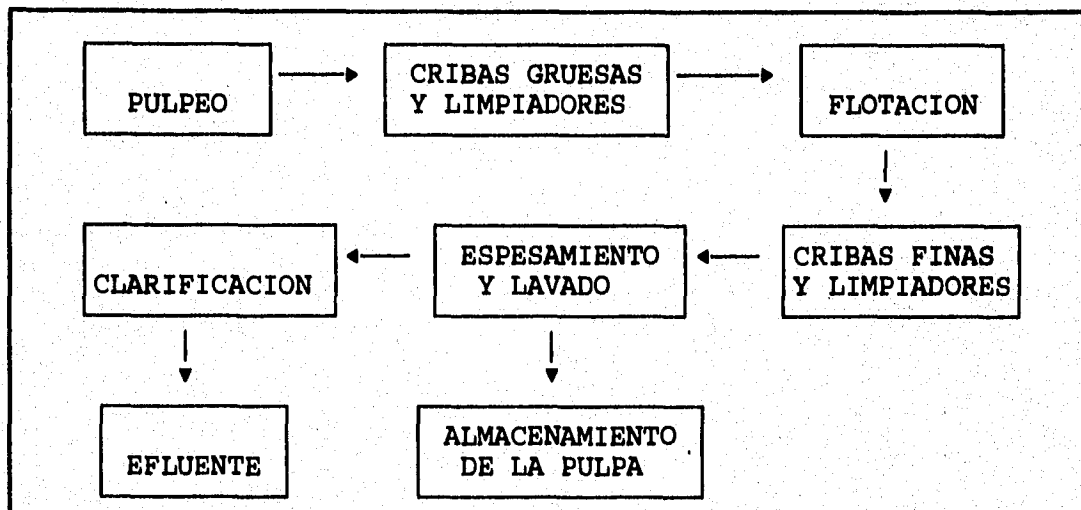
Fuente: Shrinath, A. et al, 1991. A Review of Ink-removal Techniques in Current Drinking Technology. Tappi Journal.

Los agentes blanqueadores son el peróxido de hidrógeno, oxígeno, ozono, hidrosulfito de sodio y formamida del ácido sulfinico (FAS); el uso de los blanqueadores clorados ha decrecido por presiones ambientales (Badar, 1993).

El primer paso en una planta destintadora es la adición de la sustancia química (Fig. 2.3), y puede incluir sosa cáustica, silicato de sodio, surfactantes, peróxido de hidrógeno y un quelante; la tinta se remueve por la acción de las fibras frotándose unas contra otras, la presencia del surfactante ayuda a estabilizar la partícula de tinta en la solución y reduce el reaglomeramiento. El tipo de surfactante usado determina el paso siguiente, si es flotación o lavado. La sosa cáustica tiene el efecto de expandir la fibra, lo cual ayuda en la remoción de la tinta (Schrive, 1991).

Para evitar que la pulpa se ponga de color amarillo se adiciona peróxido de hidrógeno, y para prevenir la descomposición de peróxido de hidrogeno por iones metálicos se agrega silicato de sodio y quelantes orgánicos (Schrive, 1991).

Figura 2.3 Diagrama esquemático del sistema combinado de flotación seguido de lavado.



Fuente: Schriver, K.B., 1991. Mill Chemistry Must Be Considered Before Making Deink Line Decision. Paper Recycling.

2.3.1 FLOTACION

El destintado seguido de flotación con espuma (Fig. 2.4), es más efectivo en tintas difíciles de dispersar, tales como las poliméricas mencionadas con anterioridad. Las celdas de flotación utilizan primordialmente dispersión con aire, en la cual la tinta es removida por la adhesión a las burbujas de aire. La espuma formada en la superficie de la celda de flotación se elimina del sistema mediante medios mecánicos; estos residuos son concentrados para luego disponerse (Schriver, 1991).

Los tamaños de las partículas son un aspecto importante en la flotación, éstas deben ser lo suficientemente grandes para que la colisión con las burbujas asegure a las pequeñas y la aglomeración burbuja-tinta ascienda a la superficie (Schriver, 1991).

El tamaño óptimo para una flotación efectiva de la tinta está generalmente en el ámbito de 30 a 60 μm ; partículas más grandes son por lo común otros contaminantes diferentes a las tintas y se eliminan por medio de cribas. Las partículas más pequeñas a 30 μm deben removerse por lavado, esta parte del proceso es colocado después de la flotación cuando es posible (Schriver, 1991).

En la flotación la tinta debe estabilizarse en partículas insolubles y hidrofóbicas. Los surfactantes usados en el lavado, se diseñan para dispersar las partículas de tinta en coloides hidrofílicos (Schriver, 1991).

Estos surfactantes pueden producir gran cantidad de espuma en la celda de flotación pero la remoción de la tinta no será posible. En vez de esto, la flotación ha sido tradicionalmente acompañada de un *colector*, que es un tipo de surfactante que actúa agrupando la tinta en grandes aglomerados y convirtiéndolos en hidrofóbicos (Schriver, 1991).

Los *colectores* son usados en sistemas de flotación europeos; son jabones de ácidos grasos y pueden añadirse como material seco directamente sobre la pulpa. El jabón es soluble, pero al añadirse se hace insoluble por la acción de los iones de calcio (provenientes del cloruro de calcio) anteriores a la flotación (Schriver, 1991).

Los agregados insolubles resultantes del *colector* y la tinta flotan a la superficie y se eliminan por medios mecánicos.

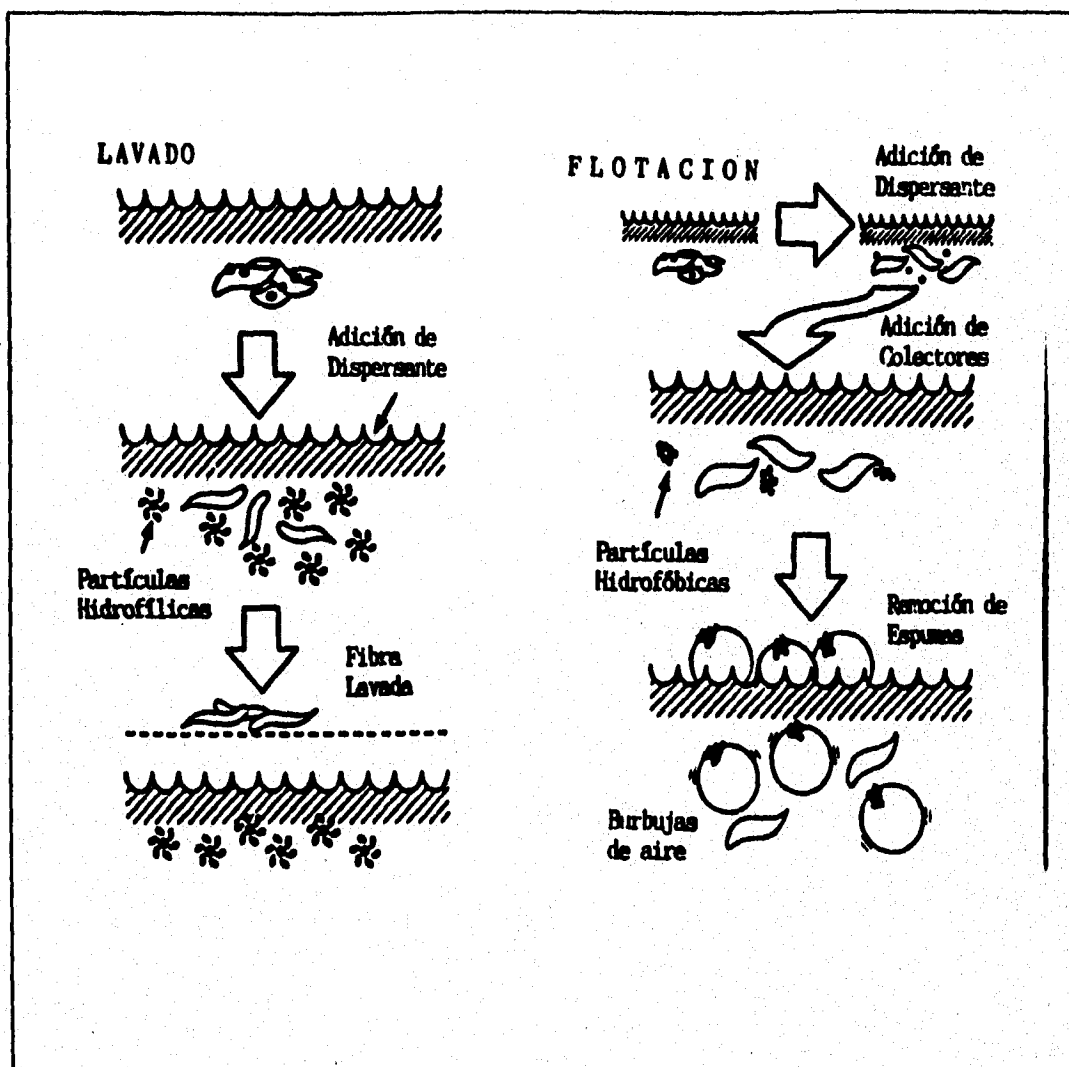
2.3.2. LAVADO

Se define como el enjuague de partículas indeseables de la pulpa. El destinte por lavado, involucra procesos de dispersión de la tinta en tamaños más pequeños, los cuales se remueven por enjuague de la fibra (Fig 2.4); el lavado requiere también que las partículas en el efluente se eliminen en una parte adicional, generalmente clarificación (Schrive, 1991).

Las partículas de tinta se dispersan por la presencia de los surfactantes no iónicos, los cuales estabilizan las partículas en la solución haciéndolas hidrofílicas (Schrive, 1991).

Para obtener el máximo de beneficio de la combinación de los sistemas de flotación y lavado, se han diseñado algunos productos para estos sistemas, los nombres comunes de estos agentes son *Dispectores* y viene de los términos dispersantes-colectores (Schrive, 1991).

Figura 2.4. Comparación de las operaciones de lavado y flotación.



Fuente: Shrinath, A. et al, 1991. A Review of Ink-removal Techniques in Current Deinking Technology. Tappi Journal.

CAPITULO 3

TRATAMIENTO FISICOQUIMICO

3.1 PROPIEDADES FISICOQUIMICAS DE LOS COLOIDES

Considerando los tres estados de la materia, existen cinco tipos de interfase de contacto entre dos fases de volumen y son: *Líquido-Líquido*, *Líquido-Gas*, *Sólido-Sólido*, *Sólido-Gas* y *Sólido-Líquido*.

El tipo de interfase de mayor interés en el tratamiento de aguas es la interfase *Sólido-Líquido*, el cual reviste un papel importante en la estabilización de los coloides que se encuentran en las aguas superficiales y de desecho; el conocimiento de su química superficial es importante para entender los mecanismos con los cuales estos sistemas pueden ser destruidos (Benefield, 1982).

Un sistema coloidal es aquél en el que las partículas finamente divididas se encuentran dispersas en un medio continuo, las partículas se llaman fase dispersa y el medio es la fase dispersante y pueden tener una composición muy variada, es decir, no se limitan a un grupo de sustancias, ya que son orgánicas e inorgánicas (Benefield, 1982; Powell, 1979).

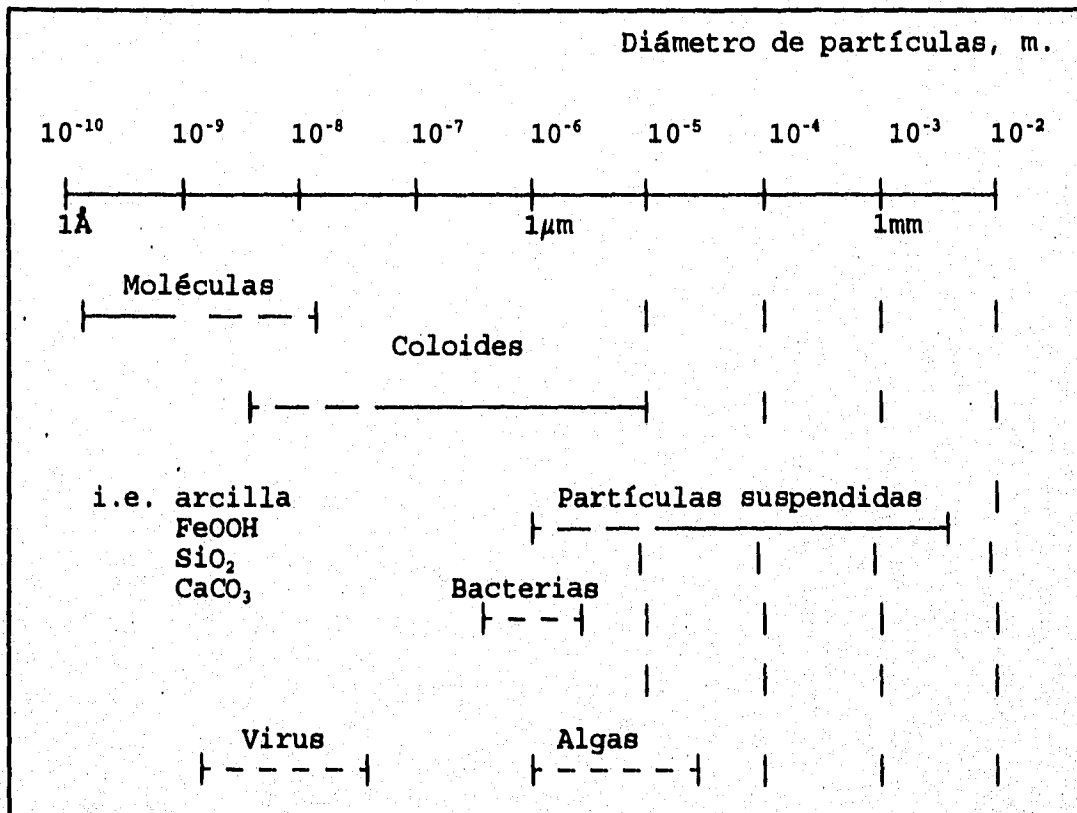
El tamaño de las partículas coloidales, según Benefield (1982), varía de un rango de 1 nanómetro ($\text{nm}=10^{-9}\text{m}$) hasta 1 micrómetro ($\mu\text{m}=10^{-6}\text{m}$) (Fig. 3.1), aunque algunos autores como Unda (1993), consideran que se puede extender a 10 μm .

Los sistemas coloidales también se clasifican de acuerdo a su afinidad al medio en que están dispersas, y son hidrofóbicas (repulsión al líquido) cuando existe una afinidad débil e hidrofílicas, cuando hay una afinidad muy fuerte al medio líquido; estos términos se usan cuando el agua es el medio dispersante.

Los coloides hidrofóbicos incluyen a las arcillas y algunos metales, y los hidrofílicos a las proteínas, jabones y detergentes sintéticos (Benefield, 1982).

Las partículas coloidales se encuentran en movimiento constante debido al choque de éstas con las moléculas del solvente, a éste fenómeno se le conoce como *movimiento browniano* (Benefield, 1982; Powell, 1979; Unda, 1993).

Figura 3.1. Clasificación y tamaño de las partículas en el agua.



Fuente: Benefield, L.D. et al 1982. Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment. Prentice Hall Inc. p. 192.

Las partículas coloidales están eléctricamente cargadas (positiva o negativamente) y la magnitud de esta carga puede variar dependiendo de la naturaleza del coloide. Estas cargas hacen que se repelan unos a otros cuando son iguales y evita que se aglomeren para formar partículas más grandes; la carga eléctrica se puede adquirir por varias vías (Tabla 3.1), (Benefield, 1982; Powell, 1979).

Tabla 3.1 Formas de adquirir cargas eléctricas en partículas coloidales.

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">a. Imperfecciones en la estructura de cristalesb. Adsorción de iones por la superficie de la partícula (iones peptizados)c. Disolución de ionesd. Ionización de algunos sitios en la superficie por grupos funcionales |
|---|

Powell (1979), resume que cualquier materia en suspensión finamente dividida que resiste la separación por sedimentación o filtración se considera un coloide.

3.1.1 DOBLE CAPA ELECTRICA

La doble capa eléctrica se refiere a la disposición de los iones de la partícula y los contraiones (iones de carga opuesta) de la fase dispersante, los cuales deben estar balanceados para que exista electroneutralidad.

Para entender mejor este concepto, conviene considerar la carga de la partícula; se menciona con anterioridad que algunos coloides (hidrofóbicos) adquieren carga por la adsorción preferencial de iones en su superficie llamados peptizados y constituyen la capa interior de la doble capa eléctrica.

Para otros coloides, como las arcillas, esta capa interna se origina a partir de las imperfecciones en el arreglo de los cristales, a esto se le conoce como potencial eléctrico.

En ambos casos, la carga eléctrica debe ser compensada por contraiones, acumulándose alrededor de la partícula para formar la capa externa de la doble capa.

Este concepto fué propuesto por Helmholtz y posteriormente perfeccionado por Gouy, Chapman y Stern (Benefield, 1982).

Stern, (citado por Benefield, 1982), propuso un modelo para describir la distribución del potencial eléctrico en la vecindad de la partícula coloidal.

Considerando que una partícula de arcilla, con una carga superficial neta negativa (figura 3.2.), el potencial eléctrico creado por esta partícula atraerá los contraiones más cercanos a ella.

Esta distancia de los contraiones más cercanos, de acuerdo con Stern (Benefield, 1982), estará limitada por el número de iones. El propuso que esta separación entre los contraiones y la carga superficial es una capa de grosor Ω (que es una distancia aproximadamente igual al radio hidratado de los iones), en la cual no hay cargas eléctricas. Esta capa es conocida como *capa de Stern*; el potencial eléctrico cae linealmente a través de la *capa de Stern* a partir de un valor de Φ_0 (*potencial de Nernst*) en la superficie de la partícula hasta un valor de Φ_Ω , el cual es llamado *potencial de Stern*. Más allá de este punto, conocido como *capa difusa (Capa de Gouy)*, el potencial eléctrico decrece exponencialmente con el aumento de la distancia de la partícula.

Así como las cargas iguales se repelen, en los coloides con cargas similares ocurre lo mismo, como resultado de estas cargas. La magnitud de la carga en una partícula coloidal no puede ser medida directamente, no obstante, el valor del potencial de la partícula puede calcularse a partir de la medición de la movilidad electroforética de la partícula; este potencial llamado *potencial Zeta* es definido como:

$$Z_p = \frac{4 \pi q \delta}{D}$$

Donde: Z_p =Potencial eléctrico

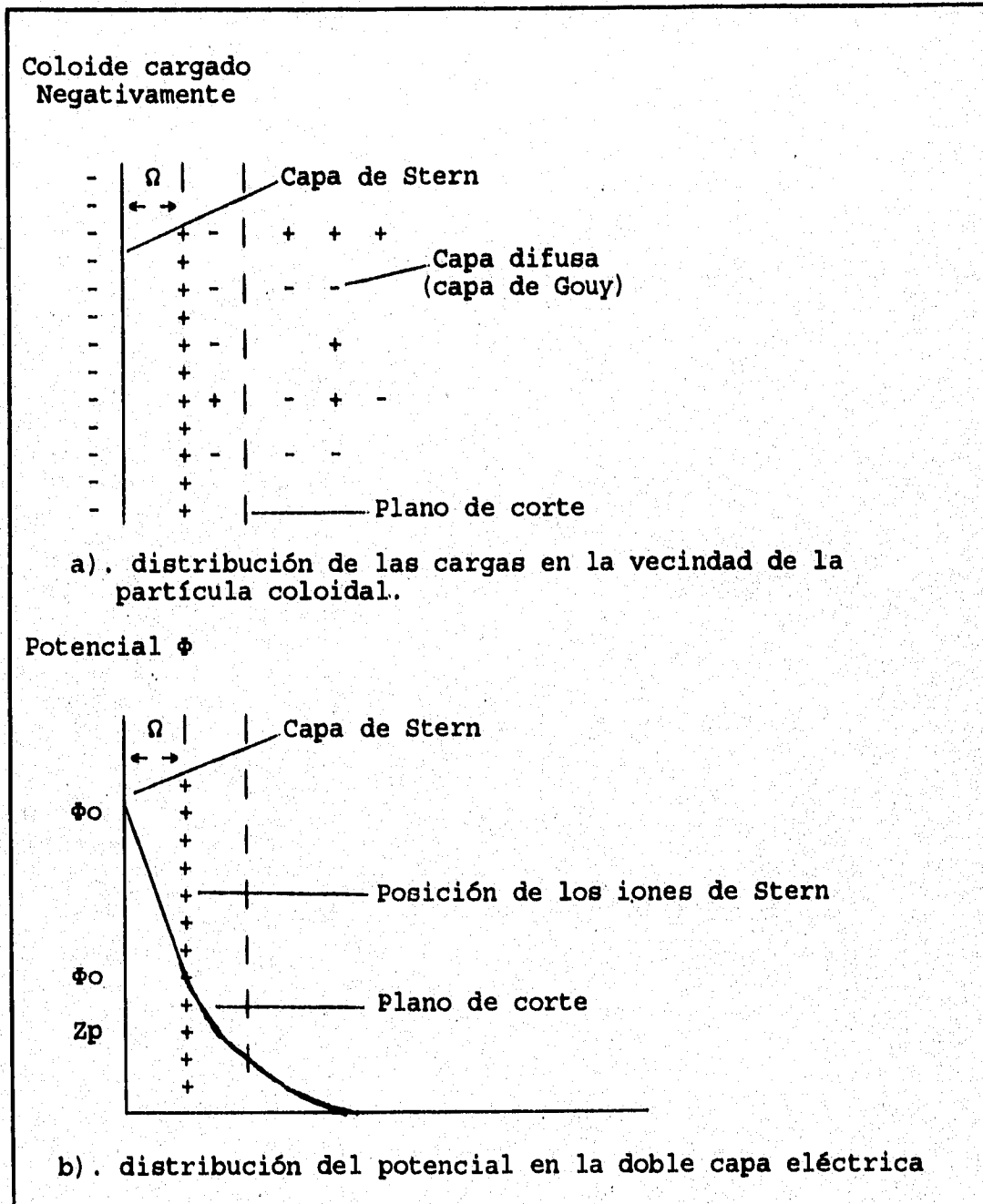
q = Carga en la partícula

δ = Grosor de la zona de influencia de la carga de la partícula

D = Constante dieléctrica del líquido

En resumen, los coloides tienen cargas eléctricas que crea un potencial en relación con la solución y toma el nombre de potencial para la distancia más allá de la cual desaparece el efecto de la carga, por lo que el *potencial Zeta*, es una medida de la capacidad de atraer o repeler cargas eléctricas, según sea el signo de la carga (Unda, 1993).

Figura 3.2 Modelo de Stern para la doble capa eléctrica



Fuente: Benefield, L.D. et al 1982. Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment. Prentice Hall Inc. p. 196.

3.2 TEORIA DE LA COAGULACION

Los sólidos y las partículas coloidales presentes en las aguas residuales que originan el color y la turbidez, son en esencia difíciles de separar, ya que éstas requieren de tiempos grandes para sedimentarse o son muy pequeñas para ser removidas, por lo que estas partículas coloidales deben agregarse y aumentar en peso y tamaño para ser eliminadas por medios físicos (Benefield, 1982; Graham, 1992; Schulz, 1994).

Sin embargo, el agregarlas no es fácil, ya que se necesita vencer las fuerzas físicas y eléctricas que las separan, además de que debe haber una colisión entre ellas para que ocurra la agregación (Benefield, 1982; Arboleda, 1981; Schulz, 1994).

La aplicación de agentes químicos, es una práctica usada para destruir estas fuerzas estabilizadoras y promover la agregación de los coloides; a este proceso se le conoce como coagulación química (Graham, 1992; Kawamura, 1991; Powell, 1979; Sanks, 1978; Unda, 1993).

La función principal del coagulante es la de suministrar los iones fuertemente cargados capaces de neutralizar efectivamente las cargas eléctricas de la materia coloidal en el agua y causar su precipitación (Powell, 1979).

Durante muchos años se ha experimentado en los procesos de clarificación de las aguas, y se han observado problemas de coagulación en algunas de ellas, debido a la formación de flóculos pequeños que sedimentan muy lentamente, lo que hace impráctico y antieconómico este proceso (Arboleda, 1981; Unda Opazo, 1993).

Hoy en día, la contaminación de las aguas se ha acelerado vertiginosamente, ya que se vierten efluentes con mayor carga de contaminantes y complejidad, lo que dificulta las operaciones y procesos para su remoción; para ello se usan junto con los coagulantes (polímeros o metálicos), productos que ayudan a la coagulación, denominados co-coagulantes (Arboleda, 1981).

Para lograr la clarificación de las aguas y la remoción de sus contaminantes, se tienen una gran cantidad de productos coagulantes, como los polielectrolitos sintéticos o naturales.

Los polielectrolitos tienen la ventaja de que pueden diseñarse o fabricarse para un fin específico y por lo tanto pueden ser muy eficientes en la remoción de los contaminantes, pero pueden tener la desventaja de un costo alto, y requieren de una dosificación y monitoreo cuidadoso, lo que también incrementa el costo de las operaciones (Arboleda, 1981; Mosey, 1991).

3.2.1 COAGULACION Y FLOCULACION

La coagulación-floculación es el proceso de desestabilización de las partículas, para que éstas se agreguen, aumentando de tamaño y peso; separándose del agua en flóculos. Dicho proceso se usa para diferentes fines (Tabla 3.2).

Tabla 3.2 Objetivos del proceso de coagulación-floculación.

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none">a. Remover la turbiedad orgánica e inorgánica difícil de sedimentarb. Remoción de color aparente y verdaderoc. Remoción de bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulaciónd. Destrucción de algas y plancton en generale. Eliminación de sustancias productoras de sabor y olor en algunos casos y de precipitados químicos suspendidos en otros |
|--|

Fuente: Sanks, R. L. 1978. *Water Treatment Plant Design for the Practicing Engineer*. Butterworth-Heinemann. p. 66.

En este proceso fisico-químico, hay que distinguir dos aspectos fundamentales; la coagulación y la floculación como procesos diferentes pero íntimamente relacionados y que se muestran en la tabla 3.3, (Arboleda, 1981, Benefield, 1982; Unda, 1993).

Tabla 3.3 Aspectos del proceso fisico-químico de la coagulación

- | |
|---|
| <p>a. Coagulación: Es la desestabilización de las fuerzas eléctricas y electrostáticas que mantienen separadas a las partículas.</p> <p>b. Floculación: Es la aglutinación de las partículas desestabilizadas, mediante una acción mecánica (agitación) para que hagan contacto entre sí, formando una malla tridimensional de coagulos porosos, con un peso específico superior al del agua.</p> |
|---|

En este sentido, la compresión de la doble capa y la neutralización de las cargas puede ser clasificada como coagulación, mientras que el aglomerado y puenteo se considera como la floculación (Benefield, 1982).

La coagulación empieza en el momento de incorporar al agua el agente químico y dura apenas unos instantes y son una serie de reacciones físicas y químicas entre los coagulantes, la superficie de las partículas y el agua.

La floculación ocurre a partir del momento en que las partículas ya desestabilizadas chocan entre sí formando flóculos mayores de material orgánico, inorgánico y organismos patógenos.

3.3 TIPOS DE COAGULANTES

Existen dos tipos de coagulantes, los polielectrolitos y los coagulantes metálicos, los cuales tienen una carga eléctrica determinada que puede ser positiva (catión) o negativa (anión) o ambas, conocidos como *zwiteriónicos*.

En los polielectrolitos, las cadenas poliméricas están formadas al momento de adicionarse al agua. En los coagulantes metálicos, la polimerización se inicia al ser incorporadas al agua viniendo después la etapa de adsorción de los coloides. Es importante señalar que la velocidad de sedimentación de las partículas coaguladas depende más del peso del material a sedimentar que del coagulante usado (Arboleda, 1981).

3.3.1 POLIELECTROLITOS

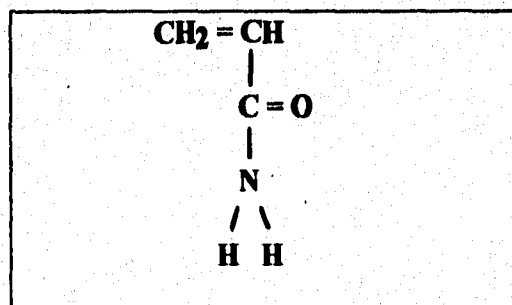
Los polielectrolitos son compuestos orgánicos con estructuras químicas muy variadas; como derivados de almidón y celulosa, materiales proteínicos y otros más producidos sintéticamente, con pesos moleculares altos (10^4 - 10^7), y una gran cantidad de sitios activos en sus largas cadenas que pueden ser lineales o ramificados (Arboleda, 1981; Sanks, 1978).

Los polielectrolitos pueden ser catiónicos o aniónicos, con respecto a la carga eléctrica que posean, o pueden ser no iónicos, cuando no tengan grupos ionizables.

En muchos de los casos no se conoce la fórmula exacta de los polímeros, por considerarse un secreto comercial; sin embargo Packhan (citado por Arboleda, 1981) y Kawamura (1991) estiman que la gran mayoría de los polímeros tienen como monómero básico a la acrilamida, (Fig. 3.3) que es un compuesto no iónico que puede manejarse de forma muy variada, teniendo como ventaja la síntesis de un gran número de compuestos con distintas propiedades y aplicaciones.

Arboleda (1981), concluye que, *Una ventaja de los polielectrolitos es que cuando las partículas no se pueden aproximar por las fuerzas de repulsión, la gran longitud de las cadenas poliméricas, permite unir los coloides entre sí por energía química, en condiciones en las cuales no hubiera habido normalmente coagulación. Esta reacción es generalmente muy rápida con 85% del polímero adsorbido en menos de 10 segundos.*

Figura 3.3 Estructura química de la Acrilamida



3.3.1.1 VENTAJAS DEL USO DE POLIMEROS.

El uso de polielectrolitos en la coagulación requiere por lo general dosis pequeñas, lo que compensa un poco sus precios altos. Rara vez se usan solos, sino que van combinados con otros polímeros o coagulantes metálicos, la razón de usar dosis pequeñas es por la gran cantidad de sitios activos que poseen (Arboleda, 1981; Benefield, 1982).

La efectividad del polímero no se ve afectado por el pH, no son ácidos y no modifican el pH del agua como ocurre con una sal de aluminio y tampoco requieren de tratar el agua producida por el proceso de coagulación para liberar los iones H^+ (Benefield, 1982; Kawamura, 1991).

Otra ventaja de los polímeros es que reducen el volumen de lodos producidos, facilitando la disposición de los mismos (Benefield, 1982; Kawamura, 1991; Mosey, 1991; Turkman, 1991).

Los polímeros muestran selectividad a ciertos tipos de coloides, forman un flóculo grande y fuerte; y la mayoría de los polímeros no son fácilmente biodegradables (Kawamura, 1991).

De acuerdo a las investigaciones realizadas por Taft (citado por Arboleda, 1981) usando polímeros en la coagulación concluye lo siguiente (Tabla 3.4):

Tabla 3.4 Características de coagulación de los polímeros

- a. Los polielectrolitos usados en unión de coagulantes metálicos comunes, producen un flóculo que sedimenta rápidamente
- b. Con ciertas aguas, la dosificación de polielectrolitos en pequeñas cantidades reduce el gasto de coagulantes
- c. Las algas son rápidamente coaguladas con polielectrolitos catiónicos
- d. A veces, los polielectrolitos actúan, no como ayudantes de la coagulación, sino como coagulantes
- e. No todos los polielectrolitos son igualmente efectivos con todas las aguas
- f. Dosis excesivas de polielectrolitos producen dispersión en lugar de ayudar a la coagulación
- g. Los polielectrolitos deben añadirse en forma de solución diluida para asegurar una completa mezcla

En la figura 3.4, se muestran diferentes reacciones entre las partículas coloidales y los polielectrolitos.

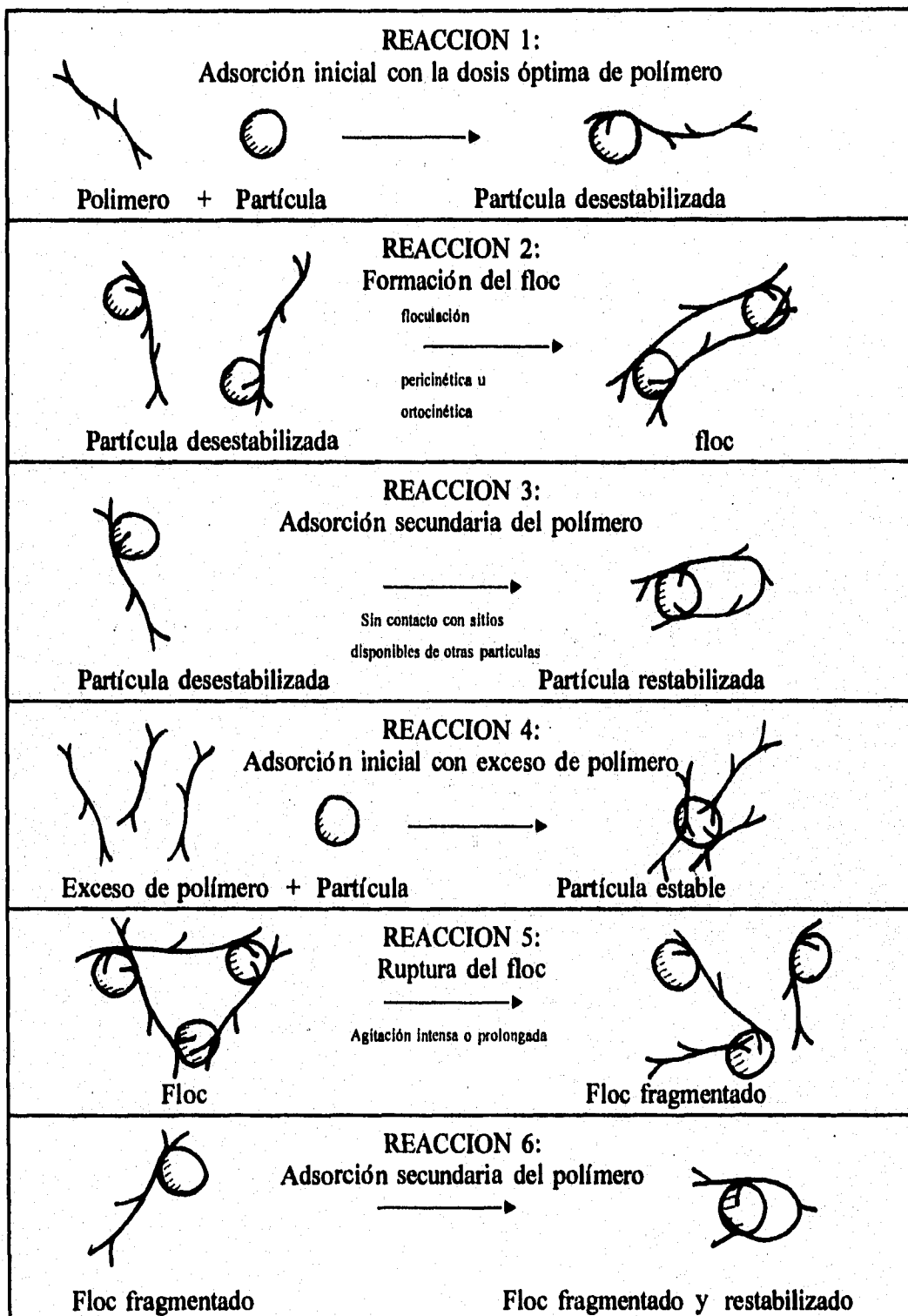
La reacción 1, muestra como el polímero se adhiere a uno o más sitios de la partícula, esta adhesión puede resultar por atracción coulombica si hay cargas opuestas entre el polímero y la partícula, intercambio iónico o fuerzas de *van der Waals* si las cargas son similares. El segmento del polímero adsorbido se extiende pudiendo adherirse a otros sitios libres de partículas formando un puente químico, como se observa en la reacción 2; este puente forma un flóculo con características favorables para el asentamiento (Benefield, 1982).

Si el segmento extendido falla en contactar otra partícula, puede envolver a la partícula y adherirse a otro sitio de la superficie original, lo que da como resultado la restabilización de la partícula, reacción 3 (Benefield, 1982).

Si hay un exceso de polímero, los segmentos pueden saturar la superficie del coloide, no dejando sitios disponibles para la formación de puentes, reacción 4 (Benefield, 1982).

Un mezclado intenso o prolongado puede destruir los puentes formados previamente, causando la restabilización de las partículas, reacción 5 y 6 (Benefield, 1982).

Figura 3.4 Reacciones esquemáticas entre partículas coloidales y los polielectrolitos.



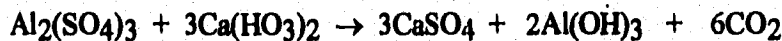
3.3.2 COAGULANTES METALICOS

A este tipo de coagulantes también se les conoce como sales metálicas y los principales coagulantes empleados son las sales de aluminio Al(III) y hierro(III). El sulfato de aluminio es el que se usa con mayor frecuencia en el tratamiento de aguas por su presentación, costo, efectividad, facilidad relativa en su manejo y disponibilidad (Arboleda, 1981; Kawamura, 1991; Powell, 1979; Unda Opazo, 1993).

Sin embargo, tiene algunas desventajas ya que su efectividad depende fuertemente del pH; el floculo es generalmente más débil en la floculación de aguas frías, el agua tratada puede tener altas concentraciones de aluminio residual, además de que produce cantidades significativas de lodos, lo cual complica su manejo y disposición (Kawamura, 1991).

Cuando una solución de sulfato de aluminio se agrega al agua, pueden ocurrir una o varias reacciones químicas; hace poco tiempo se creía que producía un floculo como resultado de la formación de hidróxido de aluminio. Sin embargo, investigaciones realizadas han mostrado que puede o no puede dar como resultado la formación de hidróxido de aluminio. La composición de la sustancia floculante dependerá de la alcalinidad o acidez relativa del agua. Si el agua está cercana a un pH neutro, el floculo tendrá una composición probable de $5Al_2O_3 \cdot 3SO_3$; pero si el agua es alcalina se forma hidróxido de aluminio, $Al(OH)_3$ (Powell, 1979).

Si la alcalinidad se debe a bicarbonatos de calcio, se llevará a cabo la siguiente reacción:



Sulfato de aluminio (soluble)	Bicarbonato de calcio (soluble)	Sulfato de calcio (soluble)	Hidróxido de aluminio (insoluble)	Bióxido de carbono (soluble)
-------------------------------	---------------------------------	-----------------------------	-----------------------------------	------------------------------

Si la alcalinidad se debe a sales de sodio, en lugar de calcio (como en las reacciones anteriores), se formará sulfato de sodio en lugar de sulfato de calcio (Powell, 1979).

3.3.3 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA COAGULACION

Existen varios factores que afectan la coagulación de las aguas (Tabla 3.5), entre los que se pueden mencionar los siguientes (Powell, 1979; Unda Opazo, 1993):

Tabla 3.5 Factores que afectan la coagulación.

- a. Tipos de coagulantes
- b. Cantidad de coagulante
- c. Cantidad y características de color y turbiedad
- d. Características químicas del agua
- e. Concentración del ión hidrógeno del agua (pH)
- f. Tiempo y velocidad de mezclado
- g. Temperatura del agua

CAPITULO 4

MATERIALES Y METODOS

El tratamiento de las aguas residuales consiste en la aplicación de uno o varios métodos para el control de los contaminantes, que ayuden a disminuir las cargas orgánicas e inorgánicas de los efluentes. Estos tratamientos pueden ser métodos físicos-químicos y biológicos.

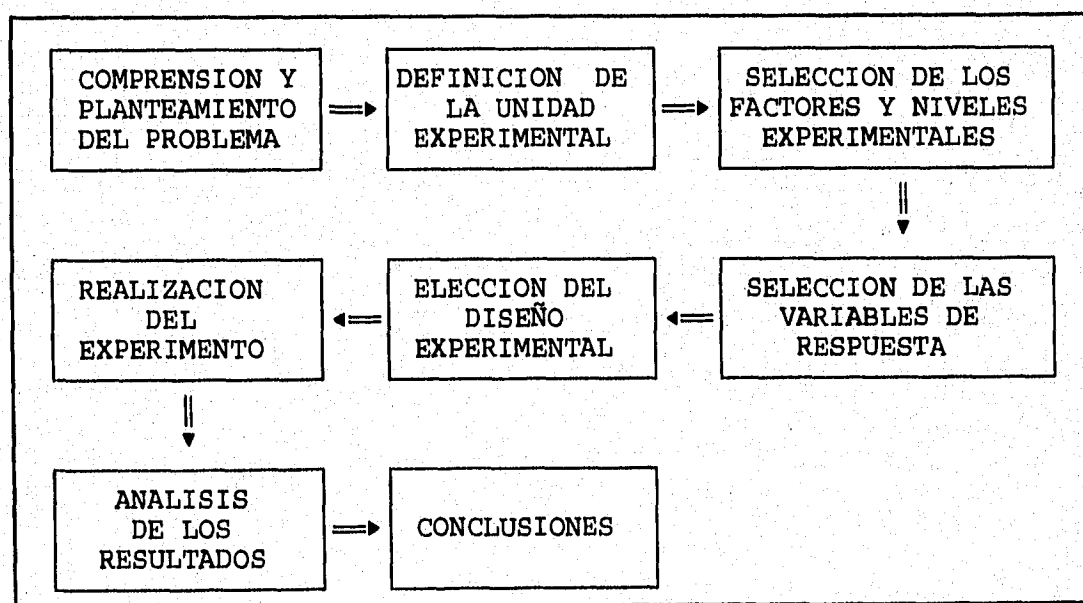
En el primer caso, este control se basa en la adición de agentes químicos y en el segundo, son los organismos los que reducen las cargas de contaminantes, al utilizarlos dentro de sus funciones metabólicas.

Es importante mencionar que para lograr la disminución de contaminantes de manera significativa, conviene el uso de ambos tipos de tratamientos.

En este capítulo se describe el tratamiento fisicoquímico usando agentes coagulantes en las aguas residuales generadas en los procesos de destinte de papel periódico; la figura 4.1, muestra el Diseño Experimental seguido en el presente trabajo de tesis.

Diseño del Experimento

Figura 4.1 Diagrama de bloques para el diseño experimental

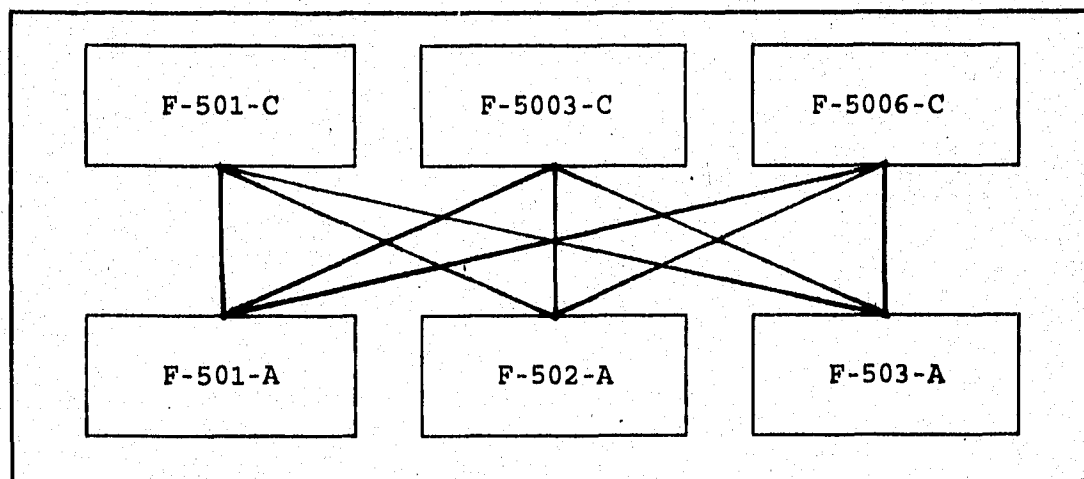


4.1 COMPRESION Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Una vez realizada la revisión bibliográfica acerca de la situación que guarda la industria de destintado de periódico (capítulo 2), con el fin de conocer la problemática que presenta con respecto a la contaminación de aguas, se llegó a la conclusión de que estos efluentes presentan una contaminación por material suspendido que no es fácil de separar por los medios tradicionales de clarificación o por procesos biológicos; de aquí la necesidad de evaluar el desempeño de agentes químicos agregados al agua que fomenten la coagulación-floculación y la posterior sedimentación del material coloidal y suspendido.

Para ello se experimentó con 3 floculantes catiónicos y 3 aniónicos, los últimos actúan como ayudantes de la coagulación (co-coagulantes) y una sal de aluminio. Se realizaron todas las posibles combinaciones entre los floculantes catiónicos y aniónicos, siguiendo las recomendaciones del fabricante en cuanto a la dosificación, para encontrar cual presenta un mejor desempeño en los parámetros de respuesta. La figura 4.2, presenta las combinaciones que se efectuaron entre los floculantes.

Figura 4.2 Combinación de los floculantes catiónicos y aniónicos



Los floculantes usados para la realización del experimento fueron proporcionados por la empresa Poliquímicos, S.A. de C.V. y la sal metálica de aluminio fue donada por Química Hoechst de México, S.A. de C.V; estos agentes químicos se seleccionaron por su fácil manejo y disponibilidad de mercado, así como ciertas ventajas de uso sobre otros coagulantes, como el sulfato de aluminio, cloruro férrico e hidróxido de calcio, ya que éstos últimos tienen la desventaja de trabajar bajo cierto ámbito de pH, además de que lo incrementan al final del tratamiento.

4.2 DEFINICION DE LA UNIDAD EXPERIMENTAL

La unidad experimental usada fue el agua residual obtenida en el laboratorio y contenida en vasos de precipitado de 1 L, los cuales fueron colocados en el aparato de Jarras para su tratamiento. El aparato de Jarras es una unidad de 6 plazas con dispositivos de agitación o mezclado.

4.3 ELECCION DE LOS FACTORES Y NIVELES EXPERIMENTALES

En la experimentación de los polímeros se tuvieron 2 factores de variación (floculantes catiónicos y aniónicos), cada factor tuvo 3 niveles, que son cada uno de los floculantes (fig. 4.2), los cuales fueron probados entre sí a diferentes dosis.

En el caso de la sal de aluminio se tuvo un factor de variación con 10 niveles, que fueron cada una de las dosis experimentadas.

Las variables que permanecieron constantes durante el experimento fueron la calidad inicial del agua residual así como su temperatura (ambiente), velocidad y tiempos de mezclado de los floculantes y el tiempo de sedimentación de los flóculos.

4.4 SELECCION DE LAS VARIABLES DE RESPUESTA

Para evaluar el desempeño de cada tratamiento se tomaron las siguientes variables de respuesta:

Interés primario

Porcentaje de remoción de Turbiedad y porcentaje de remoción de material orgánico e inorgánico medido como DQO.

Explicativas

Tamaño de flóculo formado y transparencia del agua.

4.5 ELECCION DEL DISEÑO EXPERIMENTAL

El diseño experimental para el tratamiento de agua residual usando los polímeros es un Diseño Factorial, en el que se investigan los resultados de las combinaciones de 2 factores con 3 niveles cada uno. Los resultados obtenidos fueron sometidos a un Análisis de Variancia para el Modelo Bifactorial de Efectos Fijos, cuya característica es que ambos factores (tratamientos) tienen la misma importancia, por ello se plantean las siguientes hipótesis:

Existe igualdad de efecto en el tratamiento usando coagulantes catiónicos

$H_0 : TF-501-C = TF-5003-C = TF-5006-C = 0$

$H_1 : \text{al menos una } T_c \neq 0$

Existe igualdad de efecto en el tratamiento usando coagulantes aniónicos

$$H_0 : \mu_{TF-501-A} = \mu_{TF-502-A} = \mu_{TF-503-A} = 0$$

$$H_1 : \text{al menos una } \mu \neq 0$$

El diseño experimental usado para el coagulante de aluminio Povimal, es unifactorial, en el que se investigan los resultados de un factor con 10 niveles. Los resultados se sometieron a un análisis de variancia para el modelo unifactorial de efectos fijos, por lo que se plantea la hipótesis:

Existe igualdad de efecto en el tratamiento usando diferentes dosis de Clorhidróxido de Aluminio

$$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6 = \mu_7 = \mu_8 = \mu_9 = \mu_{10} = 0$$

$$H_1 : \text{al menos una } \mu_i \neq 0$$

4.6 REALIZACION DEL EXPERIMENTO

El agua residual utilizada en este trabajo fué generada en los laboratorios de Ingeniería Ambiental de la DEPMI-UNAM, mediante la simulación del proceso de destintado empleado en esta industria, descrito en el capítulo 2. Ello se debió a que no era posible conseguir agua residual de las industrias por encontrarse fuera del Distrito Federal, además de que no se podía contar con un transporte adecuado de las muestras lo cual alteraría las características del agua a experimentar.

La simulación del proceso de destinte, se realizó de la siguiente forma (Caballero, 1995):

Material:

Fibras

Periódico impreso	80%
Revista	20%

Productos químicos

	% (base fibra seca)
Hidróxido de sodio al 50%	2%
Silicato de sodio al 35%	2%
Peróxido de hidrógeno	2%
EDTA	1.5%
Destintante (surfactante)	0.3%

En un recipiente con agua se agregó silicato de sodio al 35%, sosa, EDTA y un surfactante, de acuerdo a los porcentajes establecidos. Después se adicionó la fibra (previamente picada) y se repulpeó por 1 minuto hasta obtener una consistencia al 10%. Posteriormente se agregó el peróxido de hidrógeno y se continuó repulpeando durante 20 min.

Una vez que la muestra estuvo desintegrada, se diluyó con agua caliente hasta obtener una consistencia al 1%, con lo cual se inició la operación de flotación, proporcionando aire, para que la tinta fuera removida de la fibra y ya que se observó limpia, se dió por finalizado el

proceso de flotación. Después el agua se pasó por un tamiz para posteriormente iniciar el tratamiento fisicoquímico mediante coagulación.

El agua residual no se caracterizó de inmediato, ni tampoco se realizaron los ensayos para la remoción de turbiedad y DQO. Sin embargo, es importante hacer notar que cuando se llevó a cabo la experimentación, no se observaron procesos de fermentación, ni la presencia de gases. La muestra de agua se mantuvo almacenada a bajas temperaturas.

La fase experimental se inició una vez conseguido el volumen total de agua necesario y los floculantes a emplear.

Al agua residual se le practicaron diversos análisis para conocer su calidad inicial, basados en las determinaciones estandarizadas (A.P.H.A., 1992). Los análisis consistieron en la determinación de pH, DQO, DBO₅, Turbiedad, STT, SST, SDT y Fosfatos. Los principios y metodologías están especificados en el Anexo A.

Los parámetros a evaluar después del tratamiento aplicado al agua residual consistieron en la determinación de turbiedad y DQO.

La experimentación se llevó a cabo mediante la utilización de la prueba de Jarras, la cual consiste en un aparato de seis plazas con un dispositivo de agitación o mezclado, en el que se colocan vasos de precipitados de 1,000 mL con la muestra de agua a tratar.

Los vasos de precipitado se llenaron con un volumen de 600 mL de agua residual de destintado. Luego se colocaron en el aparato de Jarras para posteriormente adicionar los coagulantes y mezclarlos usando el dispositivo de agitación. Al final, se evaluaron las eficiencias mediante la eliminación de material suspendido y disuelto del agua residual tratada.

Uso de los floculantes

Los floculantes se usaron de acuerdo a las recomendaciones de los fabricantes. Los polímeros (catiónicos y aniónicos), están concentrados y tienen una presentación en forma de emulsión o solubles.

Los floculantes se diluyeron en agua destilada a una concentración de 0.1%. La razón de usar esta dilución, es que presenta dos ventajas. La primera es el manejo del coagulante, ya que una concentración mayor era difícil de manejar por su alta viscosidad. La otra razón es la facilidad de adicionar la dosis adecuada, donde 1 mL de reactivo a esta concentración equivale a 1 mg de polímero.

Otra observación hecha por el fabricante es la dosificación máxima. Para los polímeros catiónicos no debe exceder los 10 mg/L y para los aniónicos los 60 mg/L.

Primero se adicionó al agua el polímero catiónico, cuya función es desestabilizar los coloides, se sometió a un mezclado rápido de 120 rpm durante 5 min. Posteriormente se agregó el polímero aniónico y se mezcló lentamente a 30 rpm durante 10 min, para permitir la formación de los flóculos. El polímero aniónico es un ayudante de la coagulación, ya que influye en el tamaño y velocidad de sedimentación de los flóculos.

Una vez agregados los coagulantes al agua, ésta se deja reposar por espacio de 10 a 15 min para permitir el asentamiento de los flóculos formados. Después se toma una muestra del sobrenadante para evaluar la calidad del agua residual tratada, cuidando de no agitar el agua y resuspender los flóculos.

Las dosis usadas para el polímero catiónico F-501-C estuvieron dentro del ámbito de 1 a 5 mg/L, con variaciones de 1 mg/L. Los polímeros catiónicos F-5003-C y F-5006-C, fueron usados a dosis de entre 6 a 18 mg/L, con variaciones de 3 mg/L.

Las dosis de los tres polímeros aniónicos estuvieron dentro del ámbito de 10 a 50 mg/L, con ámbitos de variación de 10 mg/L.

A partir de estas dosis, se hicieron todas las posibles combinaciones entre ambos tipos de polímeros, para encontrar cual combinación ofrecía mejores resultados en la remoción de turbiedad y DQO.

Para la sal metálica Povimal, el fabricante reporta que el floculante puede usarse directamente, sin necesidad de hacer diluciones, donde 1 mL de esta solución al 100%, equivale a 1000 mg de clorhidróxido de aluminio.

En el presente trabajo, se hizo una dilución en agua destilada al 1%, para su mejor manejo, donde 1 mL de solución equivale a 10 mg del coagulante, recomendando evitar dosis mayores a 350 mg/L. Este floculante no necesita un ayudante de coagulación.

La experimentación con Povimal, se inició usando dosis de 5 ppm del reactivo, el cual se adicionó al agua residual mezclándose primero a 120 rpm por 5 min y luego a una agitación lenta de 30 rpm por 10 min. Después se dejó en reposo por espacio de 10 a 15 min para la sedimentación de los floculos.

De acuerdo a los fabricantes, el pH no es un factor que influya de manera primordial en la coagulación de estos polímeros, ni tampoco en la sal metálica. Es decir, tienen un ámbito de acción muy amplio, por lo que se decidió no modificar el pH inicial del agua residual (pH=7.7), el cual permaneció constante durante el desarrollo de la experimentación.

4.7 ANALISIS DE LA INFORMACION OBTENIDA

Los datos de los parámetros de respuesta (turbiedad y DQO) para su mejor análisis se clasificaron en corridas. Esto debido, al gran número de muestras generadas (más de 250) y a la uniformidad que presentan los valores en cada una de las corridas. Los datos se agruparon y se sacó un promedio de los valores.

Para entender esto, se toma como ejemplo la corrida 1 (tabla 5.7), en la que se tiene una dosis del polímero F-501-C de 1 mg/L, esta dosis permanece constante para los cinco ensayos de esta corrida. La dosis del polímero aniónico F-501-A varía de 10 a 50 mg/L.

Estos cinco ensayos exhiben un comportamiento casi igual en la remoción de turbiedad y DQO, por lo que se hace un promedio de estos cinco valores y se obtiene así, el porcentaje promedio de remoción de turbiedad y DQO. Sobre estos porcentajes promedios se hace la evaluación de los resultados del presente trabajo.

Esto se aplica para el resto de las corridas del tratamiento del agua residual usando a los polímeros.

La representación gráfica de las corridas se muestra en forma de barras, ya que los datos al agruparlos y promediarlos, se convierten en discretos.

Para el Povimal, no es necesario realizar lo anterior ya que sólo se aplica un producto químico al agua residual, por lo que se manejan datos continuos (Tabla 5.16).

Los resultados obtenidos de la experimentación fueron sometidos a dos Análisis de Variación:

♦ **Modelo Bifactorial de Efectos Fijos para los polímeros catiónicos y aniónicos.**

En el modelo bifactorial las observaciones de los tratamientos pueden describirse mediante el siguiente modelo estadístico lineal:

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\tau\beta)_{ij} + \epsilon_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijk} = es la respuesta observada cuando el factor A se encuentra en el i-ésimo nivel

μ = es el efecto medio general

τ_i = es el efecto del i-ésimo nivel del factor A (coagulantes aniónicos)

β_j = es el efecto del j-ésimo nivel del factor B (coagulantes catiónicos)

$(\tau\beta)_{ij}$ = es el efecto de la interacción entre τ_i y β_j

ϵ_{ijk} = es el componente del error aleatorio

- ♦ **Modelo Unifactorial de Efectos Fijos para la sal de aluminio.**

En el modelo unifactorial las observaciones del tratamiento pueden describirse mediante el siguiente modelo estadístico lineal:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \epsilon_{ij}$$

Donde:

- Y_{ij}** = la j-ésima observación del tratamiento i
- μ** = media global, la cual es común a todos los tratamientos
- τ_i** = parámetro único para el i-ésimo tratamiento llamado efecto del tratamiento i-ésimo
- ϵ_{ij}** = componente aleatoria del error

CAPITULO 5

RESULTADOS Y SU EVALUACION

5.1 EVALUACION

La tabla 5.1, muestra los resultados obtenidos de la caracterización del agua residual del destintado antes del tratamiento de coagulación.

Tabla 5.1 Caracterización del agua residual antes del tratamiento de coagulación

PARAMETROS	RESULTADOS	LIM. MAX. PERM.*
pH (unidades)	7.70 ± 0.15	6 - 9
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	558	**
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	220	200
Relación DBO/DQO	1/2.5	
Turbiedad (UTN)	360	**
Sólidos Totales Totales (mg/L)	1,226	200
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	520	**
Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	706	**
Fosfatos PO ₄ ⁼ (mg/L)	173	**

* Límites Máximos Permisibles de la NOM-CCA-025-ECOL/93

** Sin normar

Como se puede observar, el pH es ligeramente alcalino, aunque está dentro de la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-025-ECOL/1993 (Anexo B), que establece los límites máximos permisibles de contaminantes (LMP), para este tipo de efluentes. La DBO₅ y los SST exceden los límites máximos permisibles establecidos dentro de la misma norma, la DQO y la turbiedad no están normados, sin embargo, la muestra de agua exhibe valores altos para ambos parámetros, en el que la relación DBO/DQO es 1/2.5.

De la experimentación realizada en el presente trabajo, se tienen los siguientes resultados:

5.1.1 POLIMEROS

Haciendo una revisión de la información obtenida y que se muestra en las Tablas 5.7 a 5.16 y en las Figuras 5.1 a 5.7 se puede decir, de forma general, que los productos químicos usados como coagulantes tuvieron un desempeño importante en los parámetros de respuesta, ya que se puede observar eficiencias superiores al 70% de remoción de turbiedad y DQO. Este desempeño en eficiencia varió de acuerdo a la combinación y dosis de los coagulantes entre sí. Con base en este sencillo análisis gráfico, se puede inferir que los floculantes usados en este trabajo influyen en la remoción de material coloidal y suspendido presente en las aguas residuales de destinte de periódico.

No obstante, para dar objetividad a los resultados, los datos se sometieron a un análisis de Variancia o Prueba F, que indique si existen diferencias en los parámetros de respuesta.

En las Tablas 5.2 y 5.3, se muestran los resultados de los Análisis de Variancia de los datos de remoción de turbiedad y DQO.

Tabla 5.2 Análisis de Variancia para los datos de Remoción de Turbiedad

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GRADOS DE LIBERTAD	MEDIA DE CUADRADOS	Fo
Coagulantes			551.4	2.26
Catiónicos	1,102.8	2		
Coagulantes			112.46	0.46
Aniónicos	224.93	2		
Interacción	508.27	4	127.06	0.52
Error	8,771.2	36	243.64	
Total	10,607.2	44		

Calculando la F de tablas con una significancia del 99% y 36 grados de libertad del error, se tiene:

$$F_{01,2,36} = 5.25$$

Lo que indica que no existe una diferencia significativa en las medias de los tratamientos, es decir, *se puede emplear cualquier combinación de floculantes* para la remoción de turbiedad en las aguas residuales de destintado de periódico, por lo que se aceptan las hipótesis nulas H_0

$$H_0 : TF-501-C = TF-5003-C = TF-5006-C = 0$$

$$H_0 : TF-501-A = TF-502-A = TF-503-A = 0$$

Tabla 5.3 Análisis de Variancia para los datos de Remoción de DQO

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GRADOS DE LIBERTAD	MEDIA DE CUADRADOS	Fo
Coagulantes Catiónicos	289.24	2	144.64	8.69
Coagulantes Aniónicos	190.7	2	95.35	5.73
Interacción	69.7	4	17.42	1.04
Error	598.8	36	16.63	
Total	1,148.44	44		

Calculando la F de tablas con una significancia del 99% y 36 grados de libertad del error, se tiene:

$$F_{01,2,36} = 5.25$$

El análisis de variancia para la remoción de material orgánico e inorgánico medido como DQO, revela que *sí existe una diferencia significativa en los efectos principales del tipo de*

coagulantes catiónicos y aniónicos, es decir, hay diferencias en las medias del tratamiento entre los floculantes, por lo que se rechazan las hipótesis nulas y se aceptan las hipótesis alternativas:

Hi : al menos una TC \neq 0

Hi : al menos una TA \neq 0

Como el análisis de variancia para la remoción de DQO mostró que al menos una media del tratamiento es diferente de las otras, se hizo una comparación de medias para conocer las diferencias específicas mediante la prueba de intervalos múltiples de Duncan.

Dicha prueba mostró que con una significancia del 99% y 36 grados de libertad de error, que el único tratamiento con diferente media, es la combinación de los floculantes F-501-C y F-501-A.

Análisis gráfico de la remoción de turbiedad y DQO de los polímeros

El floculante catiónico F-501-C en combinación con los tres polímeros aniónicos dió una buena respuesta en la eliminación de material orgánico e inorgánico, medidos como DQO, con eficiencias alrededor del 80% (Fig. 5.2). En la remoción de turbiedad los porcentajes tuvieron mucha variación (Fig. 5.1), observándose un mejor desempeño conforme se aumenta la dosis del polímero catiónico.

Las combinaciones que ofrecieron una mejor remoción, superiores al 80% tanto de turbiedad como de DQO para este polímero son las corridas 8, 9, 10, 13, 14 y 15. Por lo que se recomienda usar las dosis señaladas para tales corridas, en caso de elegir estos polímeros para el tratamiento de aguas residuales con características similares.

El floculante que presentó un mejor desempeño en los parámetros de respuesta es el F-5003-C, combinado con cualquiera de los floculantes aniónicos y particularmente, con el F-503-A, que correspondió a las corridas 26 a 30 con eficiencias superiores al 85% en la remoción de turbiedad y material suspendido, evaluado como DQO (Fig. 5.3 y 5.4).

No obstante, se tuvo que aumentar la dosis del primer floculante (F-5003-C), ya que no se observó una respuesta con dosis menores de 6 mg/L. Los floculantes aniónicos permanecieron con la misma dosificación, entre 10 y 50 mg/L.

A pesar de que no se evaluó la remoción de color, la claridad del agua fue muy evidente. Ya que de un color gris pasó a un cristalino, debido a la eliminación de partículas coloidales.

Las eficiencias del floculante F-5006-C, en combinación con los polímeros F-501-A y F-503-A, son satisfactorias, ya que presentaron porcentajes de remoción cercanos o superiores al 80% (Fig. 5.5 y 5.6). Sin embargo, combinado con el F-502-A, la eliminación de turbiedad fue muy variable, ya que fluctúa desde un 35 a 96%, dependiendo de la dosificación usada. En cambio, para la DQO se tienen excelentes resultados con eficiencias superiores al 80%.

Se pudo apreciar que los flóculos formados por los seis polímeros (catiónicos y aniónicos) correspondieron al tamaño E y F (Anexo C), de acuerdo a la clasificación de Morrisey, Altshul & Harleman (1992), ocupando un tiempo de sedimentación menor a 5 minutos. Estos flóculos son de aproximadamente 2.25 mm, de forma *apretada* y con un desarrollo de sobrenadante claro. Dichos parámetros visuales indican un buen desempeño de los floculantes.

El uso de los floculantes en el tratamiento de aguas residuales de destintado de periódico, permite cumplir con la normatividad mexicana para este tipo de efluentes, ya que pueden obtenerse hasta 30 mg/L de DQO al final del tratamiento. Observando la relación de DBO/DQO de 1/2.5, la DBO resultaría aproximadamente de 15 mg/L, además de que reduciría en un 90% la concentración de sólidos totales.

Es necesario mencionar que la composición química de los polímeros se desconoce, ya que es información confidencial la compañía que los proporcionó.

5.1.2 CLORHIDROXIDO DE ALUMINIO *POVIMAL*

Los resultados del análisis de variancia realizados a los datos de turbiedad y DQO para el clorhidróxido de aluminio y que se muestran en las Tablas 5.4 y 5.5, indican que existe una diferencia en las medias del tratamiento, es decir, la dosis del coagulante afecta significativamente la remoción de turbiedad.

Por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa:

H_1 : al menos una $\mu_i \neq 0$

Tabla 5.4 Análisis de Variancia para los datos de Remoción de turbiedad del *Povimal*

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GRADOS DE LIBERTAD	MEDIA DE CUADRADOS	F _o
Dosis Povimal	7,447.46	9	827.49	206.87
Error	80	20	4	
Total	7,527.46	29		

Tabla 5.5 Análisis de Variancia para los datos de Remoción de DQO del *Povimal*

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GRADOS DE LIBERTAD	MEDIA DE CUADRADOS	F _o
Dosis Povimal	1,258.16	9	139.79	55.91
Error	50	20	2.5	
Total	1,308.16	29		

Calculando la F de tablas con una significancia del 99% y 20 grados de libertad del error, se tiene:

$$F_{01,9,20} = 3.45$$

Análisis gráfico de la remoción de turbiedad y DQO del *Povimal*

En el Clorhidróxido de Aluminio *Povimal* se observó una buena respuesta en la remoción de turbiedad y DQO después de la dosis de 30 mg/L, con eficiencias superiores al 80%.

En el *Povimal* a diferencia de los polímeros, los flóculos formados fueron muy finos, de tamaño A, de aproximadamente 0.5 mm, de acuerdo con Morrisey, Altshul & Harleman (1992). Los flóculos sedimentados se resuspendían con facilidad, lo cual representa una desventaja sobre los polímeros cuyos flóculos son grandes y pesados.

Con la sal de aluminio utilizada para tratar el agua, ocurrió una cierta clarificación, debido a que se observó gran cantidad de flóculos suspendidos, los que requieren de mayor tiempo para asentarse.

El uso del clorhidróxido de aluminio *Povimal* en el tratamiento de las aguas residuales de destintado de periódico, permite cumplir la norma mexicana para estos efluentes, ya que permite obtener concentraciones de DQO de 50 mg/L, en el cual la relación DBO/DQO de 1/2.5, resultaría en aproximadamente 20 mg/L de DBO y una reducción de sólidos totales de 85%. La desventaja del *Povimal* es que fomenta el aumento del pH del agua residual tratada, en este experimento se vió que lo incrementa en casi una unidad de pH, lo cual lo pone muy cerca del límite máximo permisible de la norma.

5.2 ANALISIS ECONOMICO DEL COSTO DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL DESTINTE

El análisis del costo del tratamiento se va a limitar solamente a los coagulantes, sin tomar en cuenta la inversión del equipo necesario para la coagulación y clarificación de estos efluentes, ya que los precios varían de acuerdo a los fabricantes, características específicas del diseño del equipo necesario. Sin embargo se enlista el equipo necesario para este tipo de tratamiento:

- Dosificadores de coagulantes/floculantes
- Unidades de mezclado rápido (Difusores)
- Tanques de floculación
- Tanques clarificadores
- Sistema de filtración (opcional)
- Sistema de tratamiento de lodos

5.2.1 POLIMEROS

Los polímeros vienen en forma concentrada, donde 1 L de este producto químico sirve para preparar 1000 L de solución al 0.1%. Esta es la concentración que se usó en el presente trabajo, que como ya se mencionó con anterioridad, 1 mL equivale a 1 mg de polímero.

En la evaluación de los resultados, se observó que las mejores eficiencias se presentaron con los polímeros F-5003-C y F-503-A, correspondientes a las corridas 26 a 30. Por esta razón se tomará como base a estos polímeros para el cálculo de la cantidad y costo de los productos químicos necesarios para el tratamiento del agua residual del destintado de papel periódico (Tabla 5.6).

De estas corridas, la número 26, requirió menor cantidad de floculante. El cálculo se hizo en particular sobre esta corrida.

La combinación de los dos polímeros en la corrida 26, requirió de 6 mg (o mL) del polímero F-5003-C y 10 mg (o mL) del polímero F-503-A. En total, se necesitaron 16 mg (o mL) de los floculantes para tratar 1 L de agua residual.

Lo anterior significa que para tratar 1 m³ de agua residual del proceso de destinte, se requirió de 16 L de solución de floculantes al 0.1%.

Si 1 L de floculante al 100% produce 1000 L de solución al 0.1%, este volumen no es útil para dar tratamiento a 62.5 m^3 de agua residual.

Tomando como base los datos de producción de una planta recicladora de papel de 150 ton/día (Calvo, 1993) y con unos efluentes típicos promedio de $26.6 \text{ m}^3/\text{ton}$ de aguas residuales (Badar, 1993), se tiene un volumen de aguas residuales del proceso de destinte de $3,990 \text{ m}^3/\text{ton/día}$.

Con las consideraciones anteriores, para dar un tratamiento fisicoquímico a estas aguas, usando coagulación, son necesarios 63.84 L/día de coagulantes. Cuyo precio es de N\$ 22.00/L.

5.2.2 CLORHIDRÓXIDO DE ALUMINIO POVIMAL

Para la sal metálica Povimal, el fabricante reporta que el coagulante puede usarse sin necesidad de diluciones, donde 1 mL de esta solución al 100% equivale a 1,000 mg o ppm de clorhidróxido de aluminio.

Para la realización de este trabajo se hizo una dilución al 1%. A esta concentración, 1 mL del reactivo equivale a 10 mg del coagulante.

La dosis que presentó una mejor eficiencia en la remoción de turbiedad y valores de DQO, a una menor cantidad de reactivo es la de 30 mg/L; con base en esta dosis se realizó el cálculo de la cantidad y el costo del coagulante necesario para tratar las aguas residuales del proceso de destinte (Tabla 5.12). El costo de coagulante Povimal es de N\$ 5.50/L.

Considerando la dosis de 30 mg/L como óptima, un volumen de 1 L de Povimal puede tratar 33.3 m^3 de agua de desecho, por lo que se requieren 119.81 L para tratar el efluente típico de la industria por día. Esto implica un costo de N\$ 658.95/día.

En la tabla 5.6, se presenta una comparación de los costos y cantidad de reactivos para el tratamiento fisicoquímico usando coagulación.

Tabla 5.6 Costos y cantidades de floculantes para el tratamiento.

		F-5003-C y F-503-A	POVIMAL
Dosis	(mg/L)	16	30
Cantidad requerida para tratar 1 m ³ de agua	(L)	16	30
Precio unitario	(N\$/L)	22.00	5.50
Volumen tratado por litro de floculante	(m ³)	62.5	33.3
Volumen típico generado por la industria	(m ³ /día)	3,990	3990
Cantidad requerida para tratar el volumen típico	(L)	63.84	119.81
Costo total del floculante	(N\$/día)	1,404.50	658.95
Volumen mensual generado por la industria	(m ³)	119,700	119,700
Costo total del floculante	(N\$/mes)	42,134.50	19,768.65
Costo del tratamiento por m ³ de agua	(N\$)	0.35	0.16

TABLA 5.7 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-501-C y F-501-A

CORRIDA	DOSIS F-501-C mg/L	DOSIS F-501-A mg/L	TURBIEDAD UTN	REMOCIÓN DE TURBIEDAD %	REMOCIÓN DE TURBIEDAD % PROMEDIO	DQO mg/L	REMOCIÓN DE DQO %	REMOCIÓN DE DQO % PROMEDIO
1	1	10	100	72	73	116	79	77
	1	20	90	75		129	77	
	1	30	100	72		132	76	
	1	40	100	72		128	77	
	1	50	100	72		143	74	
2	2	10	140	61	62	131	77	70
	2	20	130	64		120	78	
	2	30	140	61		138	75	
	2	40	140	61		159	71	
	2	50	130	64		291	48	
3	3	10	55	85	85	105	81	79
	3	20	51	86		117	79	
	3	30	60	83		103	82	
	3	40	59	84		120	78	
	3	50	55	85		141	75	
4	4	10	38	90	89	103	82	80
	4	20	45	88		105	81	
	4	30	38	90		110	80	
	4	40	45	88		122	78	
	4	50	46	87		123	78	
5	5	10	33	91	90	153	73	79
	5	20	32	91		94	83	
	5	30	37	90		108	81	
	5	40	40	89		146	74	
	5	50	40	89		98	82	

TABLA 5.8 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-501-C y F-502-A

CORRIDA	DOSIS F-501-C mg/L	DOSIS F-502-A mg/L	TURBIEDAD UTN	REMOCIÓN DE TURBIEDAD %	REMOCIÓN DE TURBIEDAD % PROMEDIO	DQO mg/L	REMOCIÓN DE DQO %	REMOCIÓN DE DQO % PROMEDIO
6	1	10	93	74	73	129	77	79
	1	20	93	74		103	82	
	1	30	105	71		116	79	
	1	40	92	74		123	78	
	1	50	92	74		116	79	
7	2	10	64	82	81	103	82	80
	2	20	70	81		101	82	
	2	30	64	82		122	78	
	2	40	70	81		116	79	
	2	50	77	79		114	80	
8	3	10	15	96	88	88	84	81
	3	20	53	85		110	80	
	3	30	48	87		111	80	
	3	40	55	85		100	82	
	3	50	52	86		119	79	
9	4	10	40	89	89	108	81	82
	4	20	40	89		89	84	
	4	30	45	88		94	84	
	4	40	40	89		119	79	
	4	50	40	89		108	81	
10	5	10	30	92	90	97	83	85
	5	20	40	89		97	83	
	5	30	40	89		*	*	
	5	40	40	89		86	85	
	5	50	40	89		56	90	

TABLA 5.9 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-501-C y F-503-A

CORRIDA	DOSIS F-501-C mg/L	DOSIS F-503-A mg/L	TURBIEDAD UTN	REMOCIÓN DE TURBIEDAD %	REMOCIÓN DE TURBIEDAD % PROMEDIO	DDO mg/L	REMOCIÓN DE DDO %	REMOCIÓN DE DDO % PROMEDIO
11	1	10	110	69	70	70	87	87
	1	20	105	71		62	89	
	1	30	120	67		76	86	
	1	40	100	72		83	85	
	1	50	100	72		80	86	
12	2	10	80	78	78	91	84	88
	2	20	90	75		49	91	
	2	30	75	79		64	89	
	2	40	80	78		52	91	
	2	50	80	78		77	86	
13	3	10	60	83	83	49	91	89
	3	20	60	83		51	91	
	3	30	60	83		65	88	
	3	40	64	82		64	89	
	3	50	65	82		65	88	
14	4	10	45	88	85	91	84	80
	4	20	47	87		104	81	
	4	30	50	86		105	81	
	4	40	45	88		198	65	
	4	50	78	78		53	91	
15	5	10	45	88	88	88	84	84
	5	20	42	88		92	84	
	5	30	44	88		74	87	
	5	40	45	88		91	84	
	5	50	47	87		104	81	

TABLA 5.10 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5003-C y F-501-A

CORRIDA	DOSIS F-5003-C mg/L	DOSIS F-501-A mg/L	TURBIEDAD UTN	REMOCIÓN DE TURBIEDAD %	REMOCIÓN DE TURBIEDAD % PROMEDIO	DQO mg/L	REMOCIÓN DE DQO %	REMOCIÓN DE DQO % PROMEDIO
16	6	10	100	72	81	105	81	83
	6	20	70	81		88	84	
	6	30	60	83		100	82	
	6	40	85	76		108	81	
	6	50	25	93		86	85	
17	9	10	30	92	90	*	*	83
	9	20	49	86		94	83	
	9	30	32	91		88	84	
	9	40	37	90		92	84	
	9	50	44	88		94	83	
18	12	10	20	94	92	80	86	83
	12	20	22	94		88	84	
	12	30	33	91		92	84	
	12	40	33	91		114	80	
	12	50	44	88		103	82	
19	15	10	18	95	93	68	88	85
	15	20	22	94		91	84	
	15	30	24	93		83	85	
	15	40	28	92		83	85	
	15	50	34	91		103	82	
20	18	10	19	95	93	55	90	88
	18	20	19	95		56	90	
	18	30	24	93		60	89	
	18	40	27	93		76	86	
	18	50	32	91		101	82	

TABLA 5.11 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5003-C y F-502-A

CORRIDA	DOSIS F-5003-C mg/L	DOSIS F-502-A mg/L	TURBIEDAD UTN	REMOCIÓN DE TURBIEDAD %	REMOCIÓN DE TURBIEDAD % PROMEDIO	DQO mg/L	REMOCIÓN DE DQO %	REMOCIÓN DE DQO % PROMEDIO
21	6	10	63	83	81	80	86	82
	6	20	77	79		98	82	
	6	30	78	78		104	81	
	6	40	70	81		114	80	
	6	50	66	82		114	80	
22	9	10	33	91	92	89	84	84
	9	20	22	94		89	84	
	9	30	25	93		89	84	
	9	40	24	93		97	83	
	9	50	33	91		94	83	
23	12	10	94	74	88	91	84	85
	12	20	20	94		76	86	
	12	30	30	92		80	86	
	12	40	37	90		92	84	
	12	50	37	90		88	84	
24	15	10	12	97	97	67	88	87
	15	20	14	96		71	87	
	15	30	15	96		85	85	
	15	40	14	96		71	87	
	15	50	6	98		60	89	
25	18	10	4	99	99	34	94	91
	18	20	3	99		46	92	
	18	30	3	99		49	91	
	18	40	4	99		64	89	
	18	50	4	99		51	91	

TABLA 5.12 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5003-C y F-503-A

CORRIDA	DOSIS F-5003-C mg/L	DOSIS F-503-A mg/L	TURBEDAD UTN	REMOCION DE TURBEDAD %	REMOCION DE TURBEDAD % PROMEDIO	DQO mg/L	REMOCION DE DQO %	REMOCION DE DQO % PROMEDIO
26	6	10	25	93	92	76	86	85
	6	20	24	93		71	87	
	6	30	26	93		74	87	
	6	40	24	93		76	86	
	6	50	42	88		108	80	
27	9	10	8	98	97	40	93	90
	9	20	14	96		64	88	
	9	30	8	98		52	91	
	9	40	10	97		40	93	
	9	50	17	95		80	86	
28	12	10	10	97	98	52	91	90
	12	20	7	98		74	87	
	12	30	7	98		45	92	
	12	40	5	99		58	90	
	12	50	7	98		64	88	
29	15	10	31	91	93	52	91	88
	15	20	14	96		56	90	
	15	30	26	93		79	86	
	15	40	27	93		74	87	
	15	50	32	91		70	87	
30	18	10	4	99	97	40	93	90
	18	20	4	99		58	90	
	18	30	4	99		51	91	
	18	40	14	96		67	88	
	18	50	32	91		71	87	

TABLA 5.13 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5006-C y F-501-A

CORRIDA	DOSIS F-5006-C mg/L	DOSIS F-501-A mg/L	TURBIEDAD UTN	REMOCIÓN DE TURBIEDAD %	REMOCIÓN DE TURBIEDAD % PROMEDIO	DQO mg/L	REMOCIÓN DE DQO %	REMOCIÓN DE DQO % PROMEDIO
31	6	10	50	86	81	108	81	80
	6	20	75	79		129	77	
	6	30	70	81		114	80	
	6	40	75	79		120	78	
	6	50	70	81		114	80	
32	9	10	110	69	72	85	85	75
	9	20	94	74		76	86	
	9	30	82	77		111	80	
	9	40	105	71		217	61	
	9	50	105	71		198	65	
33	12	10	34	91	85	43	92	88
	12	20	60	83		100	82	
	12	30	53	85		68	88	
	12	40	45	88		56	90	
	12	50	75	79		67	88	
34	15	10	34	91	88	59	89	91
	15	20	30	92		43	92	
	15	30	42	88		45	92	
	15	40	50	86		48	91	
	15	50	58	84		64	89	
35	18	10	17	95	91	25	96	92
	18	20	22	94		30	95	
	18	30	28	92		64	89	
	18	40	39	89		55	90	
	18	50	42	88		58	90	

TABLA 5.14 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5006-C y F-502-A

CORRIDA	DOSIS F-5006-C mg/L	DOSIS F-502-A mg/L	TURBIEDAD UTN	REMOCIÓN DE TURBIEDAD %	REMOCIÓN DE TURBIEDAD % PROMEDIO	DQO mg/L	REMOCIÓN DE DQO %	REMOCIÓN DE DQO % PROMEDIO
36	6	10	300	17	35	91	84	85
	6	20	300	17		91	84	
	6	30	180	50		79	86	
	6	40	230	36		107	85	
	6	50	160	56		79	86	
37	9	10	100	72	65	70	87	86
	9	20	93	74		70	87	
	9	30	150	58		82	85	
	9	40	150	58		82	85	
	9	50	130	64		74	87	
38	12	10	47	87	75	43	92	85
	12	20	30	92		43	92	
	12	30	120	67		114	80	
	12	40	130	64		108	81	
	12	50	130	64		104	81	
39	15	10	22	94	96	36	94	94
	15	20	12	97		37	93	
	15	30	16	96		30	95	
	15	40	15	96		31	95	
	15	50	15	96		43	92	
40	18	10	11	97	96	33	94	93
	18	20	14	96		51	91	
	18	30	18	95		56	90	
	18	40	14	96		34	94	
	18	50	11	97		34	94	

TABLA 5.15 Determinación óptima de coagulación usando los polímeros F-5006-C y F-503-A

CORRIDA	DOSIS F-5006-C mg/L	DOSIS F-503-A mg/L	TURBEDAD UTN	REMOCIÓN DE TURBEDAD %	REMOCIÓN DE TURBEDAD % PROMEDIO	DQO mg/L	REMOCIÓN DE DQO %	REMOCIÓN DE DQO % PROMEDIO
41	6	10	40	89	80	86	85	81
	6	20	80	78		97	83	
	6	30	90	75		129	77	
	6	40	105	71		107	81	
	6	50	60	83		119	78	
42	9	10	55	85	88	67	88	85
	9	20	25	93		98	82	
	9	30	25	93		73	87	
	9	40	62	83		95	83	
	9	50	50	86		89	84	
43	12	10	18	95	93	40	93	90
	12	20	24	94		61	89	
	12	30	31	91		45	92	
	12	40	34	91		65	88	
	12	50	30	92		73	87	
44	15	10	12	97	95	49	91	91
	15	20	20	94		48	91	
	15	30	12	97		45	92	
	15	40	21	94		48	91	
	15	50	21	94		57	90	
45	18	10	11	97	95	34	94	90
	18	20	15	96		48	91	
	18	30	20	94		92	84	
	18	40	16	96		55	90	
	18	50	30	92		60	89	

TABLA 5.16 Determinación óptima de coagulación usando la sal metálica Clorhidróxido de Aluminio Povimal

DOSIS Povimal mg/L	TURBIEDAD UTN	REMOCION DE TURBIEDAD %	DQO mg/L	REMOCION DE DQO %
5	180	50	155	72
10	170	53	105	81
20	87	76	79	86
30	25	93	51	90
40	43	88	104	81
50	22	94	43	92
60	45	88	73	87
70	35	90	49	91
80	34	91	48	91
90	30	92	27	95

Figura 5.1 Porcentajes promedio de remoción de Turbiedad del floculante F-501-C

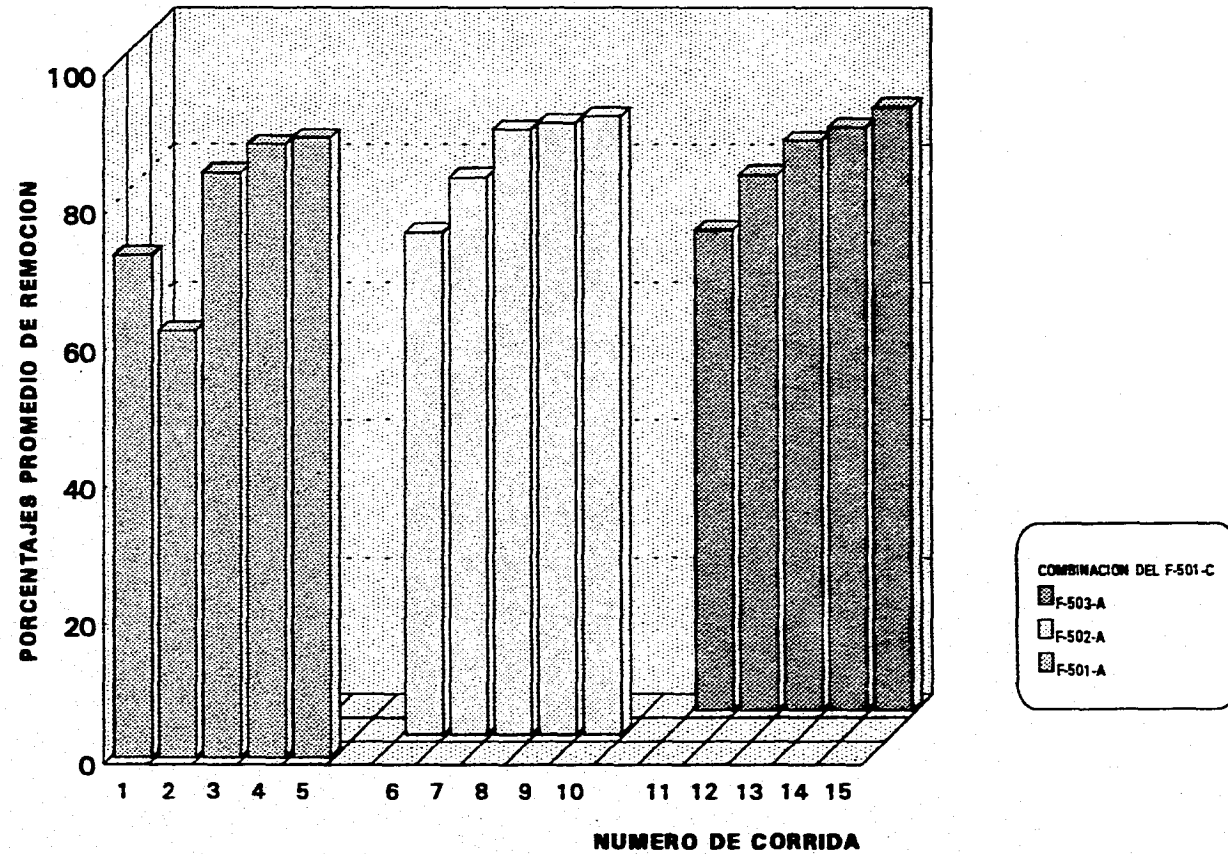


Figura 5.2 Porcentajes promedio de remoción de DQO del floculante F-501-C

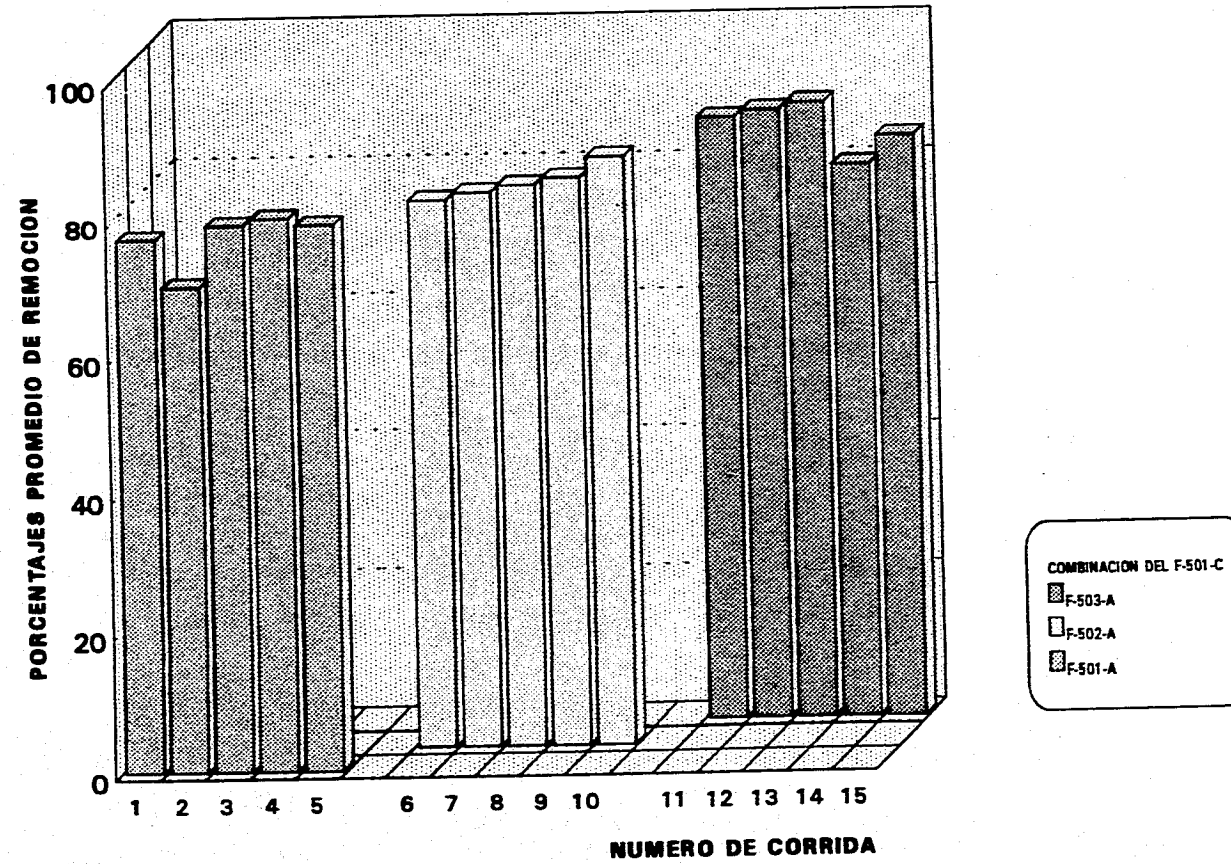


Figura 5.3 Porcentajes promedio de remoción de Turbiedad del floculante F-5003-C

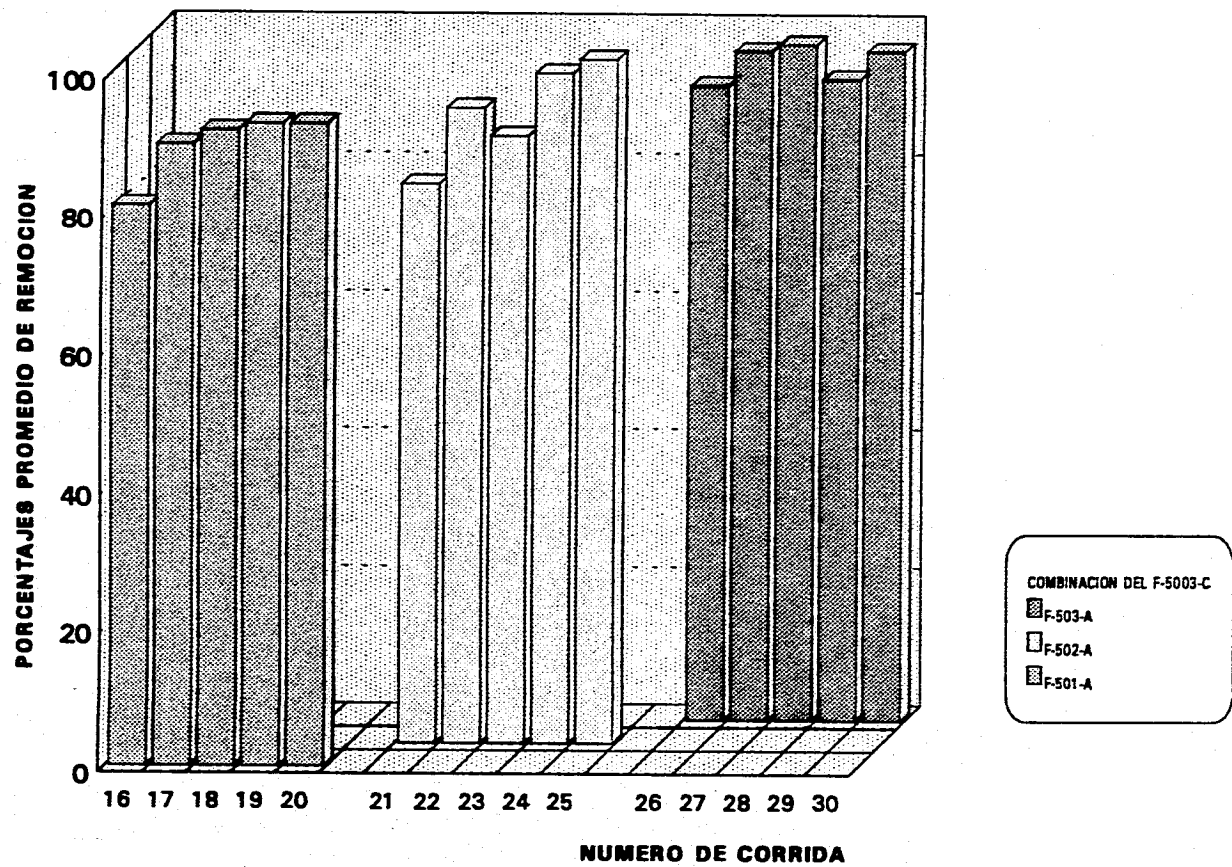


Figura 5.4 Porcentajes promedio de remoción de DQO del floculante F-5003-C

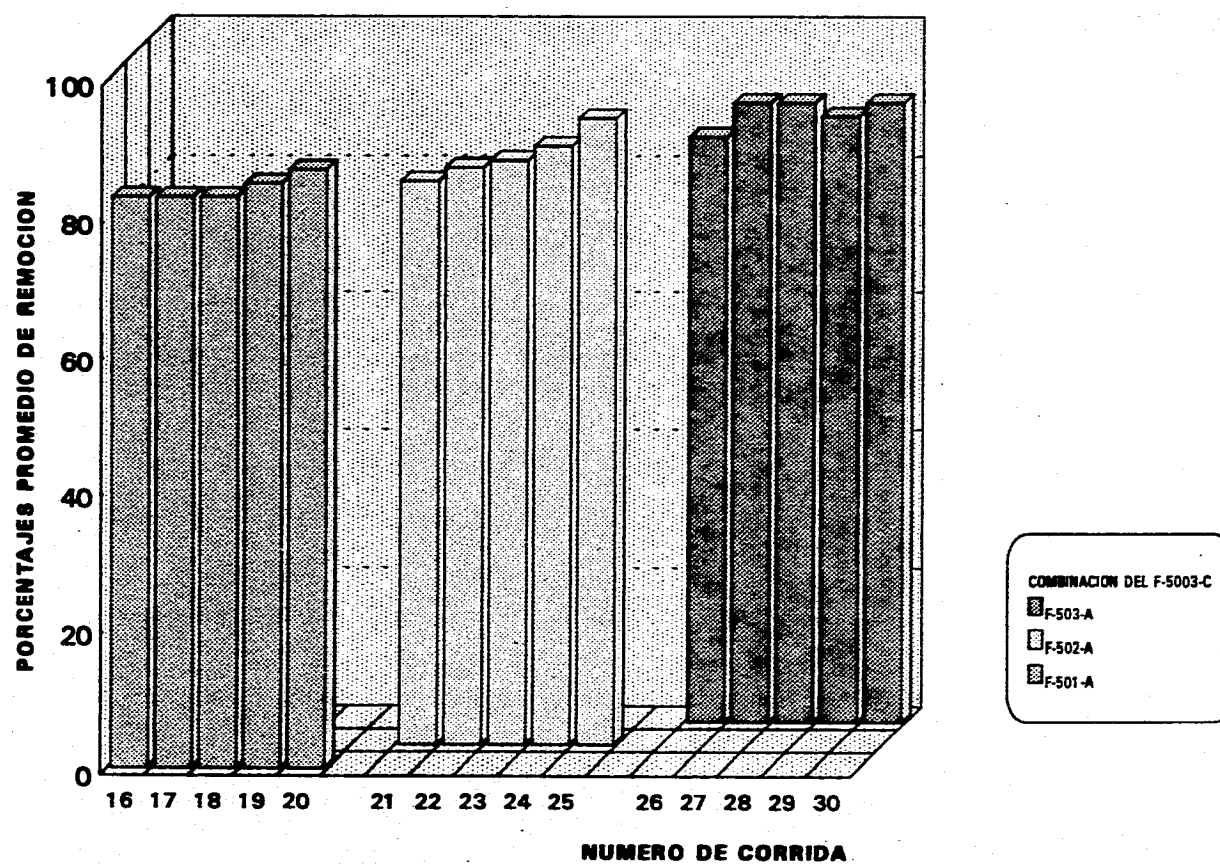
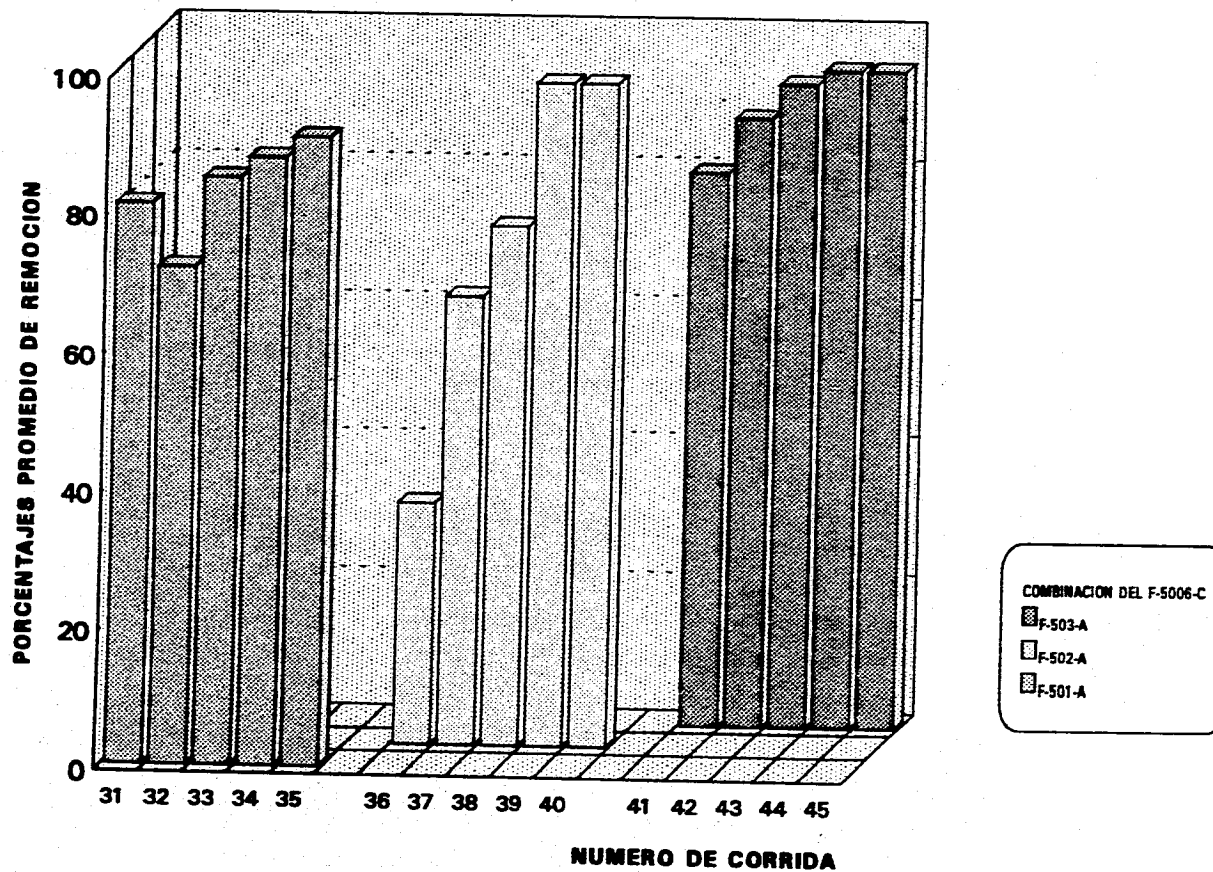


Figura 5.5 Porcentajes promedio de remoción de Turbiedad del floculante F-5006-C



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN QUÍMICA
LABORATORIO DE QUÍMICA ANALÍTICA

Figura 5.6 Porcentajes promedio de remoción de DQO del floculante F-5006-C

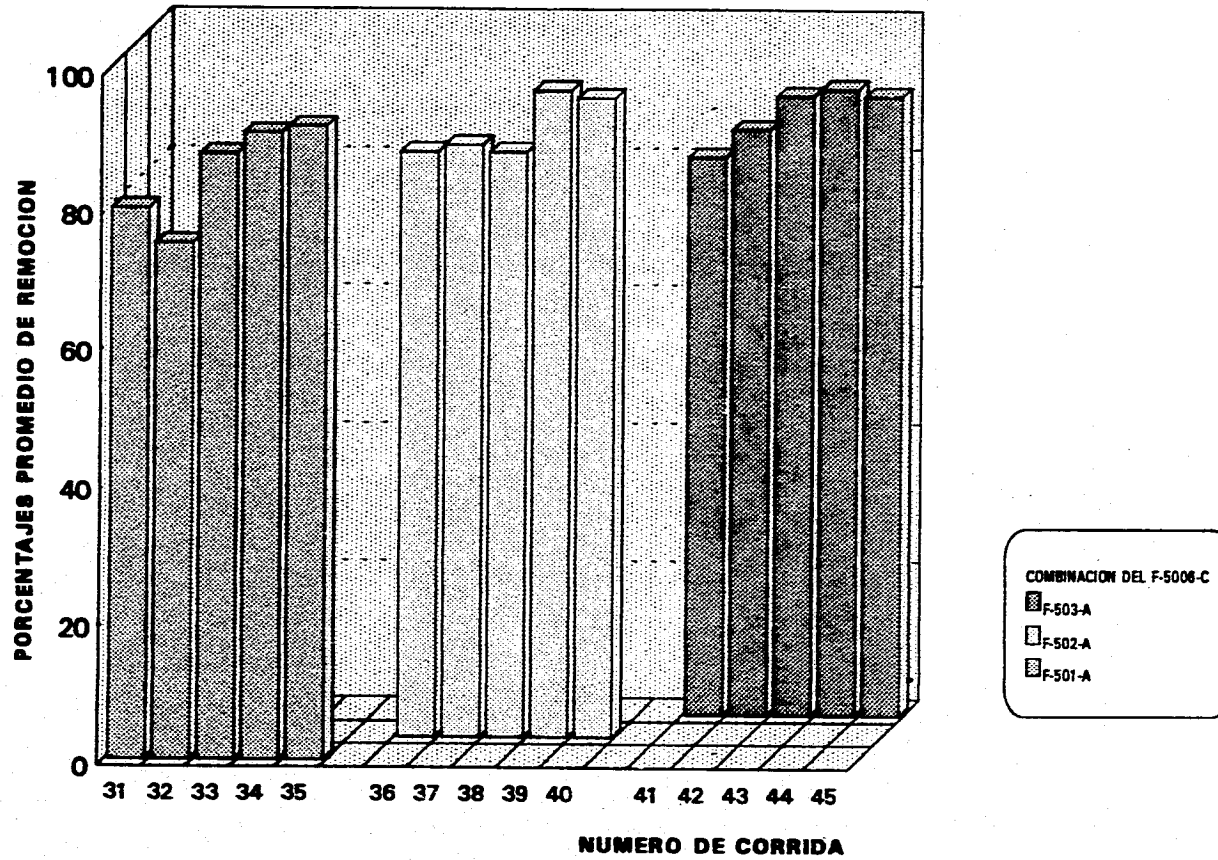
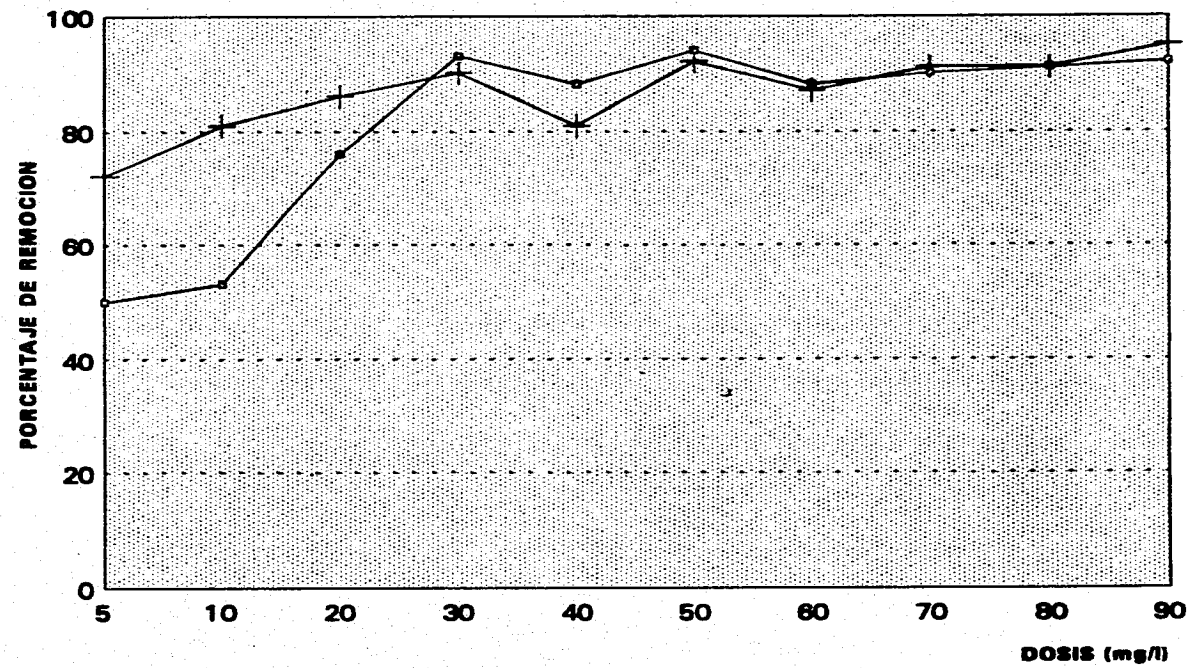


Figura 5.7 Porcentajes promedio de remoción de Turbiedad y DQO



CLORHIDROXIDO DE ALUMINIO "POVIMAL"

○ TURBIEDAD + DQO

CAPITULO 6

**CONCLUSIONES Y
RECOMENDACIONES**

6.1 CONCLUSIONES

El reciclamiento de fibra usada tiene aspectos ambientales benéficos, como la disminución en la tala de arboles, principal materia prima en la manufactura de papel, además de que hace eficiente el uso de la fibra al reciclarse varias veces.

El destinte y reciclaje de papel de desecho también involucra aspectos negativos, como el uso de agua en los procesos de producción y las descargas de efluentes contaminados. La industria recicladora de papel ha sido clasificada como una industria consumidora de agua.

El reciclamiento de fibra secundaria ha ido en aumento en nuestro país, sin embargo, las cantidades de reciclamiento distan mucho de los países industrializados. A pesar de esto, son una fuente importante de contaminación de las aguas.

El tratamiento fisicoquímico aplicado reduce de manera considerable la carga de contaminantes de los efluentes del destinte de papel, evaluados en términos de turbiedad, sólidos suspendidos y DQO.

La eficiencia en la remoción varió de acuerdo con las dosis y combinación de los floculantes, presentándose las mejores eficiencias en los floculantes F-5003-C y F-503-A, que corresponden a las corridas 26 a 30, y especialmente para la corrida 26, por lo que se recomienda usar las dosis correspondientes para estos floculantes en el tratamiento de las aguas residuales del destinte de papel.

El uso de los polímeros sobre el *Povimal*, representa varias ventajas:

Requiere de menor cantidad de reactivo con mejores eficiencias.

Los flóculos formados por los polímeros fueron de gran tamaño (2.25 mm) y peso, requiriendo un mínimo de tiempo para asentarse; en cambio, los flóculos formados por el *Povimal*, eran pequeños requiriendo de mayor tiempo de sedimentación.

No obstante, el *Povimal* también presentó una respuesta buena en la remoción de turbiedad y DQO.

Es importante mencionar que los polímeros no modifican el pH del agua tratada.

La desestabilización de los coloides usando polímeros como coagulantes o co-coagulantes es más eficiente que la ocasionada por sales inorgánicas (Mosey, 1991; Turkman, 1991). Con este trabajo se confirma la observación anterior.

El análisis realizado para el tratamiento de estas aguas usando polímeros y *Povimal*, revela que la coagulación es un método efectivo en la remoción de material suspendido y disuelto. Los lodos generados por este tratamiento pueden ser utilizados como mejoradores de suelo, entre otros usos, recomendándose realizar previamente un estudio de caracterización y factibilidad de reuso del desecho.

Los polímeros tienen un mejor desempeño aunque su costo se duplica comparándolo con el clorhidróxido de aluminio *Povimal*. Sin embargo, el empleo de los polímeros no implica un presupuesto oneroso.

Las altas eficiencias de los floculantes usados en este trabajo, podrían explicarse por la gran concentración de coloides y materia en suspensión en el agua de destintado, lo cual incrementa la oportunidad de contacto entre los coloides y los floculantes.

La posibilidad de ajustar las dosis de las sustancias químicas, es una de las principales ventajas de los tratamientos fisicoquímicos, lo que permite una mayor versatilidad para cumplir con los requerimientos de descarga establecidos por la normatividad.

Los tratamientos fisicoquímicos han sido abordados y analizados como competidores directos de los tratamientos biológicos, especialmente para aguas residuales industriales. Los efluentes que se obtienen de ambos tratamientos son de calidad comparable, sin embargo, cuando los contaminantes son naturalmente biodegradables, los procesos biológicos son más efectivos en la estabilización del material orgánico, aunado a esto, los bajos costos de operación de los procesos (Mosey, 1991).

6.2 RECOMENDACIONES

Para completar la información proporcionada en el presente trabajo, se recomienda desarrollar las siguientes líneas de investigación:

- a). Determinación de las cantidades de lodos producidos por el tratamiento mediante coagulación de los efluentes de la industria de destinte de papel.**
- b). Evaluar la factibilidad del manejo, tratamiento, uso y disposición los lodos generados durante el tratamiento de coagulación.**
- c). Estudiar la conveniencia de someter el agua tratada a un proceso biológico que dé un pulimento al agua de desecho, dependiendo del uso a que se destinen estos efluentes.**

CAPITULO 7

LITERATURA CONSULTADA

7.1 LITERATURA CONSULTADA

ANONIMO, 1983. Approaches to Mill Waste Water Treatment. Paper No. 7. pp. 22-23.

A.P.H.A., A.W.W.A., W.E.F., 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Ed. Washington, D.C. 1134 p.

ARBOLEDA, J. 1981. Teoría, Diseño y Control de los Procesos de Clarificación del Agua. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). Serie Técnica # 13. Lima, Perú.

BADAR, T.A. 1993. Environmental Impact of Recycling in the Paper Industry. Progress in Paper Recycling. Vol. 2, No. 3. pp 42-52.

BENEFIELD, L.D. et al 1982. Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment. Prentice Hall Inc. Englewood Cliffs, NY. pp. 191-236.

BROEREN, L.A. 1991. Deinking of Secondary Fiber Gains Acceptance as Technology Evolves. Paper Recycling. Strategies, Economics and Technology. Ken Patrick Ed. pp. 126-130.

CABALLERO, L., 1995. Caracterización y Reutilización de los Lodos Provenientes del Proceso de Destinte de Papel Periódico. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. U.N.A.M. México. 257 p.

CALVO, J.J. 1993. Paper Recycling. Recycled Fibres-Issues and Trends. F.A.O. pp. 81-86.

CARROLL, R.C. & T.P. Gajda. 1991. Mills considering New Deinking Line Must Answer Environmental Questions. Paper Recycling. Strategies, Economics and Technology. Ken Patrick Ed. pp. 121-125.

CHERBIT, M. 1982. El Procedimiento de Destintado. ATCP No. 3. México. pp. 33-36.

Cámara Nacional de la Industria de Celulosa y Papel (CNICP), 1995. Memoria Estadística. México. pp. 41-50.

CORONADO, M. 1992. Caracterización y Evaluación de Efluentes Líquidos en la Industria de la Celulosa y Papel. ATCP No. 3. México. pp. 33-36.

Diario Oficial de la Federación, 1988. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. 28 de Enero de 1988. SEDUE. México.

Diario Oficial de la Federación, 1992. Ley de Aguas Nacionales. 1 de Diciembre de 1992. SARH. CNA. México.

Diario Oficial de la Federación, 1993. Normas Oficiales Mexicanas en Materia de Protección Ambiental. 18 de Octubre de 1993. SEDESOL. México. pp. 87-91.

EINSPAHR, D. & M. Fiscus, 1984. Paper Mill Sludge as a Soil Amendment. 1984 Environmental Conferences. Tappi Proceedings. pp. 253-257.

EKENGREEN, Ö. et al, 1993. Treatment of Bleach Plant Effluents by Membrane Filtration. 1993 Environmental Conference. TAPPI Proceedings. pp. 403-411.

ERIKSSON, K.-E. 1985. Swedish Developments in Biotechnology Related to the Pulp and Paper Industry. Tappi Journal Vol. 68 No. 7. pp. 46-55.

ESTRIDGE, R.B. & J.H. Stovall, 1993. Research Needs in the Pulp and Paper Industry. Environmental Concerns, 1993 Environmental Conference. TAPPI Proceedings. pp. 889-898.

FERNANDEZ, G. 1992. Estudios Cinéticos de Sistemas Anaerobios en Reactores de Película Fija Alimentados con Aguas Blancas de la Industria del Papel. Tesis de Doctorado. DEPMI. UNAM. México. 147 p.

GARCIA, M.A. 1992. Costos en Tratamientos de Aguas Residuales de las Industrias de la Celulosa y Papel. ATCP No. 3. México. pp. 13-29.

GRAHAM, N. J. D., et al 1992. Evaluating The Removal of Color From Water Using Direct Filtration and Dual Coagulants. Jour. A.W.W.A. pp. 105-113.

HATCH, C.J. & R.G. Pepin, 1985. Recycling Mill Wastes for Agricultural Use. Tappi Journal Vol. 68 No. 10. pp. 70-73.

HOEKSTRA, P.L. 1991. Paper Recycling Creates Its Own Set of Environmental Problems. American Papermaker. pp. 30-33.

KAWAMURA, S. 1991. Effectiveness of Natural Polyelectrolytes in Water Treatment. Jour. A.W.W.A. pp. 88-91.

KREUTZBERGER, W. A. & C. R. Wakild, 1993. Water Quality and Biological Investigation of the Lower Cape Fear River Basin. 1993 Environmental Conference. TAPPI Proceedings. pp. 143-153.

MONTGOMERY, D.C. 1991. Diseño y Análisis de Experimentos. Grupo Editorial Iberoamérica. México. 589 p.

MORRISEY, S.P., J.S. Altshul & D.R.F. Harleman, 1992. Preparatory Bench Scale Testing for Chemically Enhanced Primary Treatment. Final MIT/AUB Report. Massachusetts Institute of Technology. U.S.A.

MOSEY, F.E., 1991. Physical Chemical Treatment of Industrial Wastewater. New Developments in Industrial Wastewater Treatment. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. pp. 137-152.

PEARSON, J. 1991. Deinking Equipment Demand Increases as More Mills Study Wastepaper Use. Paper Recycling. Strategies, Economics and Technology. Ken Patrick Ed. pp. 135-138.

PERALES, R. 1988. Funciones Especificas en un Sistema de Destintado. ATCP No. 5. México. pp. 5-14.

POWELL, S. T. 1979. Acondicionamiento de Aguas para la Industria. Ed. Limusa. México. pp. 35-74

PRIDHAM, N.F. & A.Y. Yau, 1992. Organic Residues from Flotation Deinking and Thermomechanical Pulp Newsprint Mill. Progress in Paper Recycling. pp. 31-36.

RINTALA J. & P. Vuoriranta, 1998. Anaerobic-aerobic Treatment of Thermomechanical Pulping Effluents. Tappi Journal. pp. 201-206.

SANKS, R.L. 1978. Water Treatment Plant Design for the Practicing Engineer. Butterworth-Heinemann. pp. 65-81.

SÄNNESKOG, O. 1993. Treatment of White Waters from Deinking and Other Processes Current Experiences and New Technology. Recycled Fibres-Issues and Trends. Food and Agriculture Organization of the United Nations. pp. 127-133.

SCHNELL, A. et al, 1993. Chemical Characterization and Biotreatability of Alkaline-Peroxide Mechanical Pulping Effluents. 1993 Environmental Conference. TAPPI Proceedings. pp. 187-199.

SCHRIVER, K.E. 1991. Mill Chemistry Must Be Considered Before Making Deink Line Decision. Paper Recycling. Strategies, Economics and Technology. Ken Patrick Ed. pp. 131-134.

SCHULZ, C. R. et al 1994. Evaluating Buoyant Coarse Media Flocculation. Jour. A.W.W.A. pp. 51-63.

SEDESOL, 1993. Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1991-1992. Inst. Nac. de Ecología. pp 181-192.

SHIMEK, S. et.al., 1988. Paper Sludge Land Application Studies for Three Wisconsin Mills. Tappi Journal. pp. 101-107.

SHRINATH, A. et al, 1991. A Review of Ink-removal Techniques in Current Deinking Technology. Tappi Journal. pp. 85-93.

UNDA OPAZO, F. 1993. Ingeniería Sanitaria Aplicada a Saneamiento y Salud Pública. Limusa Noriega Editores. México. pp. 131-136.

UNEP, 1982. Environmental effects of pulp and paper Industries and pollution control measures. Environmental Management in the Pulp and Paper Industry. Course Notes. pp. 5-41.

WEBB, L. 1990. Investing in Clean Up. Paper Vol. 214. No. 1. p. 31.

WINKLER, M.A. 1994. Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho. Edit. Limusa. México, 338 p.

ZERITIS, M. & M. Sideritis, 1991. Paper mills effluent treatment up to closed water system. New Developments in Industrial Wastewater Treatment. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. pp. 65-74.

ANEXOS

ANEXO A

PRINCIPIOS Y METODOLOGIAS DE LOS ANALISIS FISICOS, QUIMICOS Y BIOLÓGICOS DEL AGUA

TURBIEDAD

La turbiedad en el agua es causada por la materia suspendida, como las arcillas, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, compuestos orgánicos coloreados solubles, plancton y otros microorganismos. La turbiedad es una expresión de la propiedad óptica que causa la dispersión y absorción de la luz, más que la transmisión en línea recta a través de la muestra de agua. La correlación de la turbiedad con la concentración de los sólidos suspendidos es difícil por el tamaño, forma y el índice de refracción de la partícula también afecta la dispersión de la luz en la suspensión.

En la actualidad el método y los instrumentos para la determinación de la turbiedad están basados en el turbidímetro de Jackson o de candela.

Procedimiento:

1. Estandarizar el turbidímetro Hach utilizando los estándares del aparato. El turbidímetro debe encenderse 12 horas antes de utilizarse.
2. Revisar el buen estado y limpieza del compartimiento para introducir los estándares y celdas. Verificar que las celdas estén limpias.
3. Si se utilizan los estándares de 100 y 1000 UTN, introducir el elevador de celdas antes de poner los estándares.
4. Una vez introducidos los estándares en el compartimiento, cúbralos con el capuchón.
5. Con el botón izquierdo (selector del rango, coloque las unidades que corresponden al estándar que se introdujo.
6. Ajuste con el botón de la derecha (control de estandarización).
7. Saque el estándar e introduzca las celdas con las muestras, tapar nuevamente el compartimiento y tomar las lecturas en la carátula del instrumento.

SÓLIDOS

Los sólidos se refieren a la materia suspendida o disuelta en el agua. Los sólidos pueden afectar adversamente la calidad de las aguas corrientes y los efluentes de muchas formas.

Los sólidos totales es el término aplicado al material que queda en un recipiente después de la evaporación y subsecuente secado de una muestra de agua a cierta temperatura.

Los sólidos totales incluyen a los sólidos suspendidos totales, que es la porción de sólidos totales retenidos por un filtro. Y los sólidos disueltos totales, es la porción que pasa a través del filtro de 2 μm .

Los sólidos fijos es el término aplicado a los residuos de sólidos totales, suspendidos o disueltos después de una calcinación a una cierta temperatura. El peso perdido durante la calcinación, es llamado sólidos volátiles.

La determinación de los sólidos fijos y volátiles no distingue entre la materia orgánica e inorgánica, porque la pérdida por la calcinación no está confinada solo a la materia orgánica.

Procedimiento:

Sólidos Totales Totales (STT)

1. En un cápsula a peso constante (previamente pesada), colocar 20 mL del agua residual.
2. Evaporar parte del agua a "baño maría", hasta sequedad.
3. Colocar la cápsula en una estufa y secar a 103°C durante 1 hora.
4. Retirar la cápsula de la estufa y ponerla en un desecador por 20 minutos.
5. Una vez fría, pesarla en una balanza.
6. Cálculo de los STT:

$$\text{mg/L de STT} = \frac{\text{mg residuo} \times 1000}{\text{mL de muestra}}$$

Sólidos Suspendidos Totales (SST)

1. En un crisol a peso constante colocar un filtro Gooch y pesarlo.
2. Filtrar en un aparato de vacío, 50 mL de la muestra.
3. Secar el crisol en una estufa a 103°C durante 1 hora.
4. Retirar el crisol de la estufa y dejar secar en un desecador por 30 minutos.
5. Una vez frío el crisol, pesarlo.
6. Cálculo de los SST:

$$\text{mg/L de SST} = \frac{\text{mg residuo} \times 1000}{\text{mL de muestra}}$$

Sólidos Disueltos Totales (SDT)

1. En un crisol a peso constante colocar un filtro Gooch y pesarlo.
2. Filtrar en un aparato de vacío, 50 mL de la muestra.
3. Secar el crisol en una mufla a 180°C durante 1 hora.
4. Retirar el crisol de la mufla y dejar secar en un desecador por 30 minutos.
5. Una vez frío el crisol, pesarlo.
6. Cálculo de los SDT:

$$\text{mg/L de SDT} = \frac{\text{mg residuo} \times 1000}{\text{mL de muestra}}$$

O bien, se pueden calcular los SDT, mediante la siguiente ecuación:

$$\text{mg/L de SDT} = \text{mg/l de STT} - \text{mg/L de SST}$$

F O S F O R O

El fósforo está presente en las aguas y en las aguas residuales casi exclusivamente como fosfatos. Estos son clasificados como ortofosfatos, fosfatos condensados y fosfatos orgánicos. Están presentes en forma soluble, partículas, detritus en los cuerpos de los organismos acuáticos.

Cuando existe una gran cantidad de estos compuestos, es que el agua residual se usó para lavado o limpieza, ya que los fosfatos son los principales componentes de los artículos de limpieza.

El fósforo es el esencial en el crecimiento de los organismos y puede ser un nutriente limitante en la productividad primaria de un cuerpo de agua. Los fosfatos también ocurren en los sedimentos y en lodos biológicos, ambos en forma inorgánicas precipitadas y compuestos orgánicos incorporados.

La determinación del fósforo involucra dos procedimientos generales: a). Conversión del fósforo de interés a ortofosfatos disueltos y b). Determinación colorimétrica del ortofosfato soluble.

Procedimiento

1. Tomar 50 mL de muestra en un tubo Nessler y aforar a 100 mL.
2. Agregar una gota de fenolftaleína (si la muestra se torna rosa, adicionar ácido fuerte, hasta que desaparezca el color).
3. Agregar 4 mL de molibdato de amonio y agitar.
4. Agregar 10 gotas de cloruro estañoso y agitar. Esperar 10 minutos para el desarrollo de color.
5. En un espectrofotómetro medir el porcentaje de transmitancia a 690 nm.
6. Obtener la concentración de $P-PO_4$ utilizando la curva de calibración y la siguiente ecuación:

$$P-PO_4 = \frac{\mu\text{g de la curva de calibración}}{\text{volumen de la muestra}}$$

7. Curva de calibración.

Medir diferentes volúmenes en mL de una solución estándar de $P-PO_4$ (0.05 mg/mL) y aforar a 100 mL. Continuar con los pasos del 2 al 5, y graficar.

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO (D B O)

La DBO es una evaluación empírica en la determinación de los requerimientos de oxígeno necesarios para degradar el material orgánico por medio de los microorganismos. Esta evaluación tiene su más amplia aplicación en la medición de las cargas orgánicas de las aguas residuales y en la evaluación de la eficiencia en la remoción de DBO en los sistemas de tratamiento.

El examen mide el oxígeno utilizado durante un período específico de incubación, el cual ocurre la degradación bioquímica del material (demanda carbonosa) y el oxígeno usado para oxidar material inorgánico, como los sulfuros e ión ferroso.

La DBO también puede medir el oxígeno usado para oxidar formas reducidas de nitrógeno (demanda nitrogenada) a menos que esta oxidación se prevenga por un inhibidor.

La oxidación de formas reducidas de nitrógeno, mediante los microorganismos, ejercen una demanda nitrogenada. Esta demanda ha sido considerada como una interferencia de la DBO, la cual es evidentemente clara por la dilución de amonio en el agua de dilución.

La interferencia de la demanda nitrogenada puede prevenirse usando un inhibidor químico (2-cloro-6(tricloro metil) piridina). Si no se usa el inhibidor, la medición de la demanda de oxígeno es la suma de la demanda carbonosa y nitrogenada.

Cuando se usa inhibidor de nitrógeno, los resultados se reportan como CDBO. Y cuando la nitrificación, no se inhibe los resultados se reportan como DBO.

D B O₅

El método consiste en el llenado una botella específica con muestra del agua y agua de dilución, la cual se pone a incubar por 5 días a temperatura de 20°C.

Se mide el oxígeno disuelto (OD) al inicio y después de la incubación. La DBO es la diferencia entre estos dos valores en la concentración de OD.

Método de Dilución

Procedimiento:

1. Preparar 1 L de agua de dilución con la muestra de agua residual a una concentración de 1.0% (que es la recomendada para desechos industriales concentrados).
2. Dividir la muestra en 3 botellas de incubación con tapón esmerilado.
3. A cada una de las botellas, medirle la concentración de Oxígeno Disuelto (OD₁).

4. Incubar a 20°C durante 5 días, junto con una botella testigo que contenga solamente agua de dilución.

5. Tomar precauciones para que el sello hidráulico permanezca durante el período de incubación.

6. Determinar el Oxígeno Disuelto al quinto día (OD₂).

7. Calcular la DBO₅, mediante la siguiente ecuación:

$$DBO_5 \text{ mg/L} = \frac{OD_1 - OD_2}{P}$$

donde:

OD₁= Oxígeno Disuelto de la muestra diluida inmediatamente después de la preparación, en mg/L.

OD₂= Oxígeno disuelto de la muestra después de 5 días de incubación a 20°C, en mg/L.

P= Fracción volumétrica de la muestra, expresada en decimales.

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (D Q O)

La DQO es usada como una medida del oxígeno equivalente del contenido de materia orgánica de una muestra, que es susceptible de oxidarse por medio de un oxidante químico fuerte.

Para muestras de una fuente específica, la DQO puede ser relacionada empíricamente a la DBO, carbón orgánico o materia orgánica.

El método de reflujo con dicromato es preferido sobre otros oxidantes por su alto poder oxidante, aplicabilidad a una amplia variedad de muestras de agua y su fácil manejo. La oxidación es de más del 95 del 100% del valor teórico.

METODO DEL REFLUJO

La materia orgánica es oxidada por la ebullición de una mezcla de ácidos crómico y sulfúrico. La muestra se somete a reflujo en la solución de ácidos fuertes con un exceso conocido de dicromato de potasio. Después de la digestión el remanente no reducido del dicromato de potasio es titulado con sulfato ferroso amoniacal para determinar la cantidad del dicromato consumido. La cantidad de materia orgánica es calculada en términos de oxígeno equivalente.

En el presente trabajo se usó el Método de HACH para la determinación de la DQO, el cual está aprobado por la U. S. Environmental Protection Agency (Agencia de Protección al Ambiente de los EE.UU. La ventaja de usar este método es que se pueden realizar 25 determinaciones de DQO al mismo tiempo, en un lapso de 3 hrs.

Procedimiento:

Preparación de Reactivos

1. Solución de Digestión:

- En un matraz adicionar 10.216 gr de $K_2Cr_2O_7$, 167 mL de H_2SO_4 concentrado y 33.3 gr de $HgSO_4$ en 500 mL de agua.
- Homogenizar y aforar a 1 L.

2. Solución Catalítica:

- Disolver 22 gr de $AgSO_4$ en 3.8 L (1 galón) de H_2SO_4 concentrado

3. Solución Stock de Acido Ftalato de Potasio, equivalente a 10 gr/L DQO.

- Disolver 8.5 gr de ftalato de potasio y diluir a 1 L, dejar reposar por 3.5 días.

El estándar se prepara de la siguiente forma:

Disolver 2.5 mL en 1 L de agua, equivale a 25 mg/L DQO
Disolver 5.0 mL en 1 L de agua, equivale a 50 mg/L DQO
Disolver 7.5 mL en 1 L de agua, equivale a 75 mg/L DQO
Disolver 10 mL en 1 L de agua, equivale a 100 mg/L DQO
Disolver 25 mL en 1 L de agua, equivale a 250 mg/L DQO
Disolver 50 mL en 1 L de agua, equivale a 500 mg/L DQO
Disolver 75 mL en 1 L de agua, equivale a 750 mg/L DQO

Digestión:

- 1. Colocar en un tubo de digestión con tapadera, 2.5 mL de la muestra de agua residual.**
- 2. Adicionar 1.5 mL de la solución de digestión.**
- 3. Adicionar 3.5 mL de la solución catalítica, homogenizar la mezcla.**
- 4. Preparar un testigo, sin agua residual.**
- 5. Colocar los tubos en el reactor de DQO HACH a 150°C por espacio de 2 hrs. para la digestión.**
- 6. Una vez ocurrida la digestión, dejar enfriar y leer en el espectrofotometro HACH a una longitud de onda de 600 nm:**

ANEXO B

**LEGISLACION MEXICANA EN MATERIA DE
PREVENCION Y CONTROL DE LA
CONTAMINACION DEL AGUA**

La Legislación Ambiental vigente en México, en materia de contaminación de las aguas, está regulada por la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), publicada en enero de 1988. La cual establece las bases de la prevención y el control de la contaminación del agua, entre otros.

Además contempla el aprovechamiento racional del agua y los ecosistemas acuáticos, cuidando de no afectar su equilibrio ecológico.

Así mismo, para fortalecer esta ley, se decretó en diciembre de 1992, la Ley Nacional de Aguas, la cual promueve y ejecuta medidas y acciones necesarias para proteger la calidad del agua, estas atribuciones están a cargo de la Comisión Nacional del Agua.

En los Títulos Tercero, capítulo I, Artículo 90 y Título Cuarto, capítulo I, artículos 117 a 133, se contempla la expedición de las Normas Técnicas Ecológicas hoy Normas Oficiales Mexicanas (NOM), que establecen los parámetros de vertimiento de las aguas residuales a cuerpos receptores, la protección de los sistemas acuáticos, así como su restauración.

Para fin de regular las descargas de aguas residuales en las redes colectoras, ríos, cuencas, vasos, aguas marinas y demás depósitos o corrientes y derrames de aguas residuales en suelos o su infiltración en subsuelo, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de fibra celulósica reciclada, se decretó la Norma Oficial Mexicana, NOM-CCA-025-ECOL/93, que establece los Límites Máximos Permisibles (LMP) para este tipo de efluentes.

Especificaciones de la NOM-CCA-025-ECOL/93:

PARAMETROS	LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES	
	PROMEDIO DIARIO	INSTANTANEO
pH (unidades de pH)	6 - 9	6 - 9
DBO (mg/L)	200	240
SST (mg/L)	200	240
SSed (mg/L)	8.0	8.2
Grasas y aceites (mg/L)	40	50

Además establece los LMP de coliformes totales, siendo 1,000 NMP/100 mL para promedio diario e instantáneo.

Condiciones Particulares de Descarga (CPD)

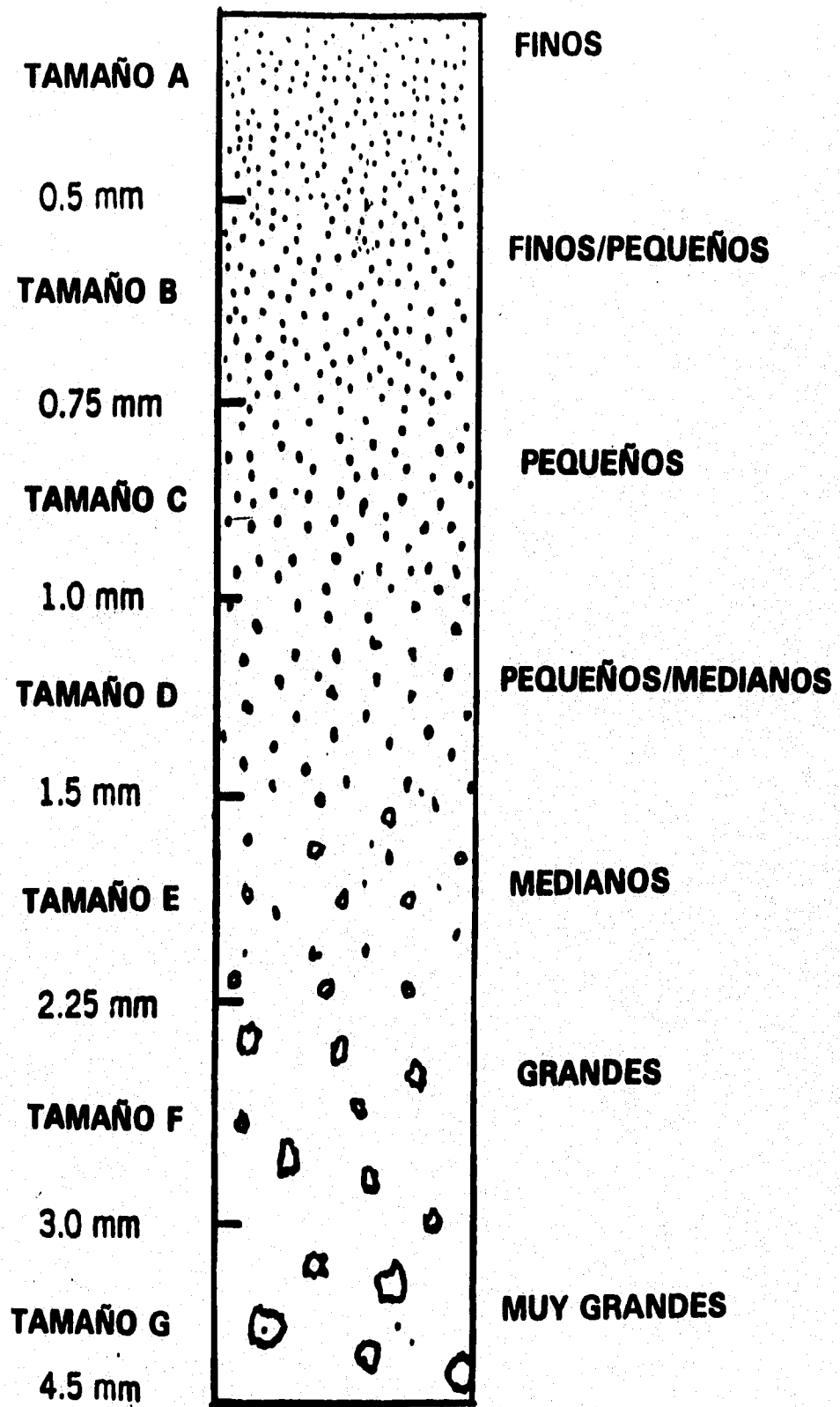
En el caso de que se identifiquen descargas que a pesar del cumplimiento de los LMP establecidos en esta norma causen efectos negativos en el cuerpo receptor, la Comisión Nacional del Agua, fijará con CPD para señalar LMP más estrictos de los parámetros mencionados anteriormente, además podrá establecer LMP si se considera necesario, en los siguientes parámetros:

Alcalinidad/Acidez
Conductividad Eléctrica
Metales Pesados
Tóxicos orgánicos

Temperatura
Color
DQO
SDT

ANEXO C

**ESCALA DE TAMAÑO DE FORMACION DE
FLOCULOS**



Fuente: Morrissey, S.P., J.S. Altschul & D.R.F. Harleman, 1992. Preparatory Bench Scale Testing for Chemical Enhanced Primary Treatment. Final MIT/AUB Report, Massachusetts Institute of Technology, U.S.A.